

studia. **OECOLOGICA**



**HISTORICKÉ ZDROJE
ZNEČIŠTĚNÍ NIVNÍCH
SEDIMENTŮ ŘEKY OHŘE
A JEJÍCH PŘÍTOKŮ**

**EKONOMICKÉ A EKOLOGICKÉ
ASPEKTY METODY
HODNOCENÍ BIOTOPŮ**

**RENEWABLE ENERGY
RESOURCES IN
ANTHROPOGENICALLY
AFFECTED LANDSCAPE**

ČASOPIS

STUDIA OECOLOGICA

Ročník XI

Číslo 1/2017

Redakční rada:

prof. Ing. Pavel Janoš, CSc. – šéfredaktor

Mgr. Diana Holcová, Ph.D. – výkonný redaktor

doc. RNDr. Jiří Anděl, CSc.

Ing. Jitka Elznicová, Ph.D.

prof. RNDr. Agáta Fargašová, DrSc.

prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

doc. RNDr. Jaromír Hajer, CSc.

Mgr. Michal Holec, Ph.D.

prof. RNDr. Olga Kontrišová, Ph.D.

doc. RNDr. Karel Kubát, CSc.

prof. Ing. Emanuel Kula, CSc.

Dr. Habil István Lakatos, Ph.D.

prof. dr. hab. Marek Lorenc

Ing. Martin Neruda, Ph.D.

doc. Ing. Jiří Němec, CSc.

Ing. Jan Popelka, Ph.D.

doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

doc. Mgr. Pavel Raška, Ph.D.

RNDr. Ing. Jaroslav Rožnovský, CSc.

doc. Ing. Josef Seják, CSc.

prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

doc. Ing. Josef Trögl, Ph.D.

Technický redaktor:

Mgr. Ing. Petr Novák

Recenzenti:

prof. RNDr. Zuzana Jureková, CSc., FEŠRR Slovenské poľnohospodárskej univerzity v Nitře

prof. RNDr. Jaroslav Kontriš, CSc., LF Technické univerzity ve Zvolenu

RNDr. PhDr. Danuše Kvasničková, CSc., Praha

Mgr. Michaela Liegertová, Ph.D., PřF Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem

Müllerová Hana, Ing., JUDr., Ph.D., Ústav státu a práva Akademie věd ČR, v.v.i. v Praze

doc. RNDr. Tomáš Navrátil, Ph.D., Geologický ústav v Praze

RNDr. Michal Němec, Ph.D., PřF Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem

Mgr. Jan Sedláček, Ph.D., Př. F. Univerzity Palackého v Olomouci

Mgr. Martin Šlachta, Ph.D., ZF Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích

doc. RNDr. PaedDr. Milada Švecová, CSc., PřF Univerzity Karlovy v Praze

Foto obálky:

Ing. Jitka Elznicová, Ph.D.

Vydává: FŽP UJEP v Ústí nad Labem

Tisk: Centrum digitálních služeb MINO

Toto číslo bylo dáno do tisku v prosinci 2017

ISSN 1802-212X

MK ČR E 17061

OBSAH

HISTORICKÉ ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ NIVNÍCH SEDIMENTŮ HORNÍHO TOKU ŘEKY OHŘE A JEJÍCH PŘÍTOKŮ RTUTÍ <i>Lucie MAJEROVÁ, Tomáš MATYS Grygar, JITKA ELZNICOVÁ, ZDEŇKA VÁVROVÁ</i>	3
EKONOMICKÉ A EKOLOGICKÉ ASPEKTY METODY HODNOCENÍ BIOTOPŮ A MOŽNOSTI JEJÍHO ZAVEDENÍ DO PRÁVNÍHO ŘÁDU ČESKÉ REPUBLIKY <i>Josef SEJÁK, Karolina ŽÁKOVSKÁ</i>	22
RENEWABLE ENERGY RESOURCES IN ANTHROPOGENICALLY AFFECTED LANDSCAPE <i>Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ, Petr VRÁBLÍK, Miroslava BLAŽKOVÁ, Eliška WILDOVÁ</i>	37
HORMEZE JAKO MOŽNÁ SOUČÁST EKOLOGICKÉ VÝCHOVY <i>Kateřina MARKOVÁ</i>	46
THE PARADISE FISH (MACROPODUS OPERCULARIS) AS A SUITABLE LABORATORY ANIMAL FOR EXPERIMENTS WITH STRESSFUL WATER CONDITIONS (INCLUDE FLUCTUATED TEMPERATURE AND LOW LEVEL OF DISSOLVED OXYGEN) <i>Josef RAJCHARD, Zuzana BALOUNOVÁ</i>	52

HISTORICKÉ ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ NIVNÍCH SEDIMENTŮ HORNÍHO TOKU ŘEKY OHŘE A JEJÍCH PŘÍTOKŮ RTUTÍ

HISTORICAL SOURCES OF MERCURY POLLUTION IN FLOODPLAIN SEDIMENTS OF THE OHŘE RIVER AND ITS TRIBUTARIES

Lucie MAJEROVÁ¹, Tomáš MATYS GRYGAR^{1,2},
Jitka ELZNICOVÁ¹, Zdeňka VÁVROVÁ³

1) Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96,
Česká republika, majerova@seznam.cz, Jitka.Elznicova@ujep.cz

2) Ústav anorganické chemie AV ČR, v.v.i., 250 68 Řež, grygar@iic.cas.cz

3) UNICRE, Unipetrol výzkumně vzdělávací centrum, a.s., Revoluční 1521/84, 400 01 Ústí nad Labem,
zdenka.vavrova@vuanch.cz

Abstrakt

Znečištění rtutí bylo sledováno na horním a částečně středním toku Ohře a jejích přítocích. Tam, kde to bylo účelné, byly zjišťovány i jiné rizikové prvky, zejména měď, olovo a uran. Analýzy potvrdily vliv bývalé chemické továrny v Marktredwitzu v Německu (povodí řeky Reslavy). Výstavba přehrady Skalka v roce 1964 potlačila další masivní export rtuti z povodí řeky Reslavy dále do toku Ohře. Ve spádovém povodí řeky Lubinky byl potvrzen vliv historické těžby cinabaritu (rumělka, HgS). Analýzy hloubkových profilů sedimentů v dalších přítocích horní řeky Ohře potvrdily méně významné zdroje rtuti, a to v povodí řeky Svatavy (neznámé zdroje) a v povodí řeky Bystřice (patrně historická amalgamace stříbrné rudy v Jáchymově). Fluviální znečištění rtutí bylo doprovázeno dalšími rizikovými prvky, zejména mědí a olovem. Též bylo zjištěno, že neurčitý historický zdroj ve městě Chebu kontaminoval řeku Ohře mědí.

Abstract

Contamination by mercury was monitored in the upper and middle reaches of the Ohře River and its tributaries. Where it was expedient, other risk elements, in particular copper, lead and uranium, were evaluated. The analyses confirmed the influence of the former chemical factory in Marktredwitz, Germany (the Reslava River catchment). Construction of the Skalka Dam in 1964 suppressed further massive mercury export from the catchment area of the Reslava River to the Ohře River. The effect of historical mining of cinnabar (HgS) was confirmed in the catchment area of the Lubinka River. The analyses of the sediment depth profiles in other tributaries of the upper reach of the Ohře River confirmed less significant sources of mercury in the catchment of the Svatava River (unknown sources) and in the Bystřice River basin (perhaps the historical amalgamation of silver ore in the city of Jáchymov). Fluvial pollution by mercury was accompanied by other risk elements, especially copper and lead. It was also revealed that an unidentified historical source in Cheb contaminated the floodplain of the Ohře River by copper.

Klíčová slova: *nivní sedimenty; znečištění rtutí; zdroje znečištění; místní faktor nabohacení*

Key words: *floodplain sediment; mercury pollution; pollution sources; local enrichment factor*

1. Úvod

Cílem této práce je zjištění zdrojů znečištění řeky Ohře rtutí. Práce se okrajově věnuje i jiným rizikovým prvkům, typickým pro studovanou oblast, jednak těch, které byly těženy a zpracovávány současně se rtutí (hlavně měď a olovo), tak i těch, jejichž koncentrace v sedimentech jsou ve studované oblasti přirozeně zvýšené (uran). V Krušných horách a Slavkovském lese probíhala intenzivně od 12. do 20. století těžba nerostných surovin, v jejímž důsledku docházelo ke kontaminaci životního prostředí, zejména vodních toků a jejich niv, kde díky dlouhodobému ukládání materiálu můžeme najít sedimentární archívy. Období dobývání rud v těchto oblastech započalo nálezy stříbrných žil v Krušných horách a jeho trvání ukončila až ve 20. letech těžba uranu (Lelková, 2016).

K hodnocení kontaminace byly použity hloubkové profily povodňových sedimentů, které jsou důležitým zdrojem informací k rekonstrukci ukládání rizikových prvků v současném a dřívějším sedimentárním prostředí. Kontaminace byla sledována ve 22 profilech v oblasti horního a středního toku řeky Ohře a v oblastech významných přítoků. Analýza sedimentárních záznamů historického znečištění neprobíhá podle standardizovaných postupů, ale vyžaduje znalost říčních procesů a využití poznatků z řady dalších oborů (Matys Grygar et al., 2012, 2013, 2014, 2016, 2017; Bábek et al., 2015). Pokud se analýzy nivních sedimentů podaří, přináší cenné výsledky o minulosti, jinak nezjistitelné.

Kontaminace rizikovými prvky je nejčastěji hodnocena pomocí celkových koncentrací ve srovnání s hodnotami uváděnými normami nebo předpisy, pokud pro daný prvek a materiál existují. Tento způsob však nezohledňuje přirozené kolísání obsahu prvků v půdách a sedimentech. Pouhá koncentrace rizikového prvku ve vzorku není relevantním vyjádřením případné kontaminace, protože i jejich přirozené obsahy jsou značně proměnlivé. Proto upřednostňujeme vyjádření koncentrací ve formě tzv. faktoru nabohacení (*local enrichment factor*, LEF; Matys Grygar et al., 2014, 2016; Matys Grygar a Popelka, 2016), což je poměr relativní koncentrace těžkého kovu [M] ku koncentraci těžkého kovu v přirozeném (geogenním) pozadí $[M]_{BG}$.

Použitím LEF eliminujeme chyby vzniklé skutečností, že se daný prvek běžně vyskytuje ve vzorkovaném sedimentu v takovém množství, které lze mylně považovat za znečištění, ačkoliv se třeba jedná o přirozený výskyt. Variabilita obsahu rizikového prvku v lokalitě je dána geologií zkoumané oblasti, hydraulickými podmínkami sedimentace v daném říčním systému (tj. velikostí částic sedimentu) a dalšími procesy (Bábek et al., 2015; Matys Grygar a Popelka, 2016). Výpočet LEF zahrnuje i vliv proměnné zrnitosti sedimentů, jelikož přirozené formy rizikových prvků jsou v případě některých prvků (např. Cu, Pb a Zn) nejvíc zastoupeny v nejjemnější (jílové) zrnitostní frakci a méně v nejhrubších frakcích (částice velikosti písku, šterku atd.).

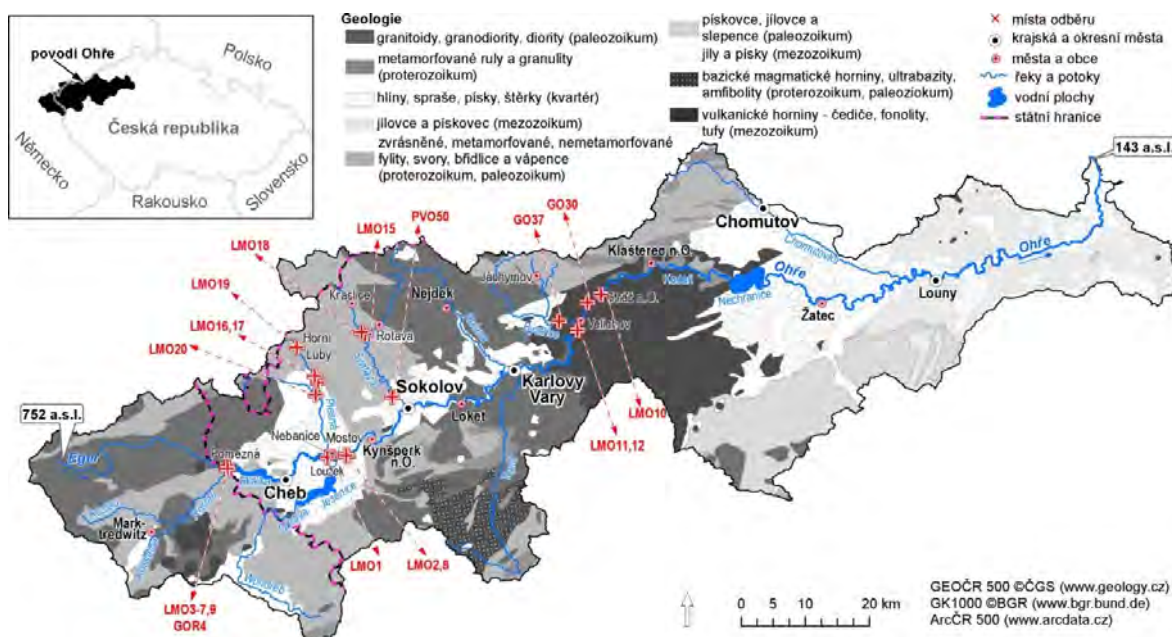
V případě prvků, jejichž koncentrace není obecně nejvyšší v nejjemnějších frakcích velikosti, protože je jich většina ve formě těžkých minerálů a/nebo větších částic, jako je to často např. u Hg a U, je nutné užít jako první přiblížení pro $[M]_{BG}$ prostou koncentraci v neznečištěných vzorcích. Jako přirozený obsah rtuti ve svrchní zemské kůře (UCC) je uváděna koncentrace 0,05 ppm (Rudnick a Gao, 2003). Znečištění v koncentracích kolem 0,2 ppm ve svrchních vrstvách moderních půd lze přičíst spalování uhlí a dalším vysokoteplotním technologiím, které bylo nejvýznamnějším zdrojem znečištění ovzduší rtutí ve 20. století (Navrátil et al., 2014). Přibližné koncentrace pozadí Hg 0,06–0,09 ppm uvádí Miller (2011) a podobné rozpětí 0,022–0,095 ppm v minerálním horizontu některých českých lesních půd uvádí Navrátil et al. (2014). Sedimenty s koncentrací rtuti menší než 0,1 ppm lze proto považovat za neznečištěné.

Cílem práce bylo zjistit, které zdroje byly zodpovědné za znečištění říčního systému Ohře rtutí. Toto znečištění je známo ze sedimentů přehrad Skalka (Titl et al., 2011) a Nechranice (Šťastný et al., 2000), ale i nivy řeky Ohře (Matys Grygar et al., 2016, 2017). Možných zdrojů bylo v povodí Ohře víc, takže bylo nutné prozkoumat jak přítoky Ohře, tak shrnout informace o historických těžebních a průmyslových aktivitách na horní Ohři.

2. Metodika

2.1 Studovaná oblast

Řeka Ohře (německy Eger) je druhým největším levostranným přítokem řeky Labe. Délka toku Ohře je 316 km, z toho v České republice 256 km. Plocha povodí je 6255 km², z toho v České republice je 5614 km². Pramení v Bavorsku na severozápadním úpatí hory Schneeberg v přírodní rezervaci Schneeberg (Smrčiny) ve výšce 752 m n. m., poblíž města Weißenstadt. Na řece Ohři byly v šedesátých letech postaveny tři vodní nádrže, a to vodní nádrž Skalka nad městem Cheb v letech 1962–1964 s celkovou plochou 378 ha, Kadaňský stupeň pod Kláštercem nad Ohří vybudovaný v letech 1966–1971 s celkovou plochou 67,2 ha a přehradní nádrž Nechranice v letech 1961–1968 s celkovou plochou 1338 ha. Horní a střední část toku Ohře protéká údolím mezi Krušnými horami na levé straně a Slavkovským lesem a Doupovskými horami na pravé straně. Dolní tok protéká otevřenou krajinou. K velkým přítokům Ohře patří zleva Slatinný potok, Plesná, Libocký potok, Svatava, Chodský potok, Rolava, Dalovický potok, Bystřice, Pekelský potok, Klášterecký potok, Pruněfovský potok, Hutná a Chomutovka a zprava Reslava, Odrava, Lobežský potok, Teplá, Liboc, Blšanka a Smolnický potok. Geologie povodí je poměrně složitá (Obr. 1). Granity jsou zdrojem hlavní geologické anomálie na hranicích mezi horním a středním povodím Ohře (Matys Grygar et al., 2016). Celosvětové průměry ukazují, že granity jsou obohaceny o uran, konkrétně granity u Karlových Varů a Nejdku obsahují 5–20 ppm uranu (Blecha a Štemprok, 2012), zatímco průměrná koncentrace ve svrchní zemské kůře je jen 2,5 ppm (Rudnick a Gao, 2003). Obvykle jsou granity také obohaceny o olovo v koncentracích až několikanásobku průměrné koncentrace ve svrchní zemské kůře. Za antropogenní znečištění sedimentů v této oblasti bychom mohli považovat v případě olova koncentrace vyšší než 50 ppm a v případě uranu koncentrace vyšší než 20 ppm (Matys Grygar et al., 2017). V nivních sedimentech je znečištění nejlépe patrné na hloubkových profilech koncentrací.



Obr. 1 Geologická mapa studované oblasti s vyznačenými hloubkovými profily

2.2 Odběry a úprava vzorků

Místa odběru vzorků byla vyhledávána v záplavovém území řek na základě srovnání mapových podkladů, tj. historických map z druhého vojenského mapování (první polovina 19. století), císařských otisků stabilního katastru (1841–1842) a současných ortofotomap (2011, 2013, 2015). Lopatkou byly zhruba po 2 cm odebírány vzorky ze sondy vyhloubené asi do 30 cm. Pro odběr vzorků z větších hloubek (do 100 až 180 cm) byl používán ruční vrták (Eijkelkamp, Nizozemí). Vzorky byly značeny jako LMOx, GOx a PVOx, kde x je číslo daného odběru (sondy i vrtu). Po vysušení vzorků v laboratoři bylo provedeno ruční tření nebo strojové mletí v achátové misce (Matys Grygar et al., 2012, 2013; Nováková et al., 2013; Majerová et al., 2013).

2.3 Laboratorní analýzy

Analýzy celkového obsahu rtuti byly provedeny pomocí atomového spektrometru AMA254 v akreditované laboratoři Státního zdravotního ústavu v Ústí nad Labem nebo v laboratoři Geologického ústavu AV ČR, v.v.i., v Praze.

Ostatní geochemické analýzy byly provedeny podle postupů uváděných již dříve (Matys Grygar et al., 2012, 2013; Nováková et al., 2013). Prvkové analýzy byly prováděny na rtg fluorescenčním spektrometru s energiově disperzním (Si) detektorem (EDXRF), a to vzorky LMO1–LMO12 na přístroji MiniPal4 a ostatní na velmi podobném Epsilon 3x (oba vyráběné firmou PANalytical, Almelo, Nizozemí). EDXRF analýzami byla zjišťována intenzita analytického signálu jednotlivých prvků v c.p.s. (counts *per second*, signál detektoru na dané fluorescenční čáře). Ke kalibraci EDXRF byly využity hlavně analýzy certifikovaných referenčních materiálů a v menší míře pak hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) provedená v Laboratořích geologických ústavů Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. Metodika práce byla stejná jako v předchozích studiích, kde byla popsána podrobněji (Matys Grygar et al., 2014, 2016, 2017).

2.4 Zpracování dat

Hloubkové profily obsahů rizikových prvků byly hodnoceny pomocí metodiky vyvinuté dříve Matysem Grygarem a spolupracovníky (Matys Grygar et al., 2012, 2013; Nováková et al., 2013; Matys Grygar a Popelka, 2016).

Nivní sedimenty mají obvykle svrchní antropogenně kontaminovanou vrstvu. Pod ní je obvykle vrstva s relativně stabilní koncentrací těžkých kovů z preindustriálního období, tzv. geogenní pozadí. Pro vyhodnocení případné kontaminace je potřeba rozlišit koncentraci těžkých kovů v geogenním pozadí, od koncentrace těžkých kovů ve svrchní vrstvě. Zároveň je nutné z hodnocení vyloučit vrstvu ovlivněnou kolísající hladinou spodní vody, kde probíhají reduktomorfní procesy (např. glejení), za střídavého rozpouštění a vzniku oxidů železa a manganu, které na sebe váží většinu rizikových prvků, a tím ovlivňují jejich pohyb a koncentrace v sedimentárních profilech.

K hodnocení kontaminace byla použita metoda výpočtu faktoru nabohacení (LEF). Faktory nabohacení pro oblast povodí horní Ohře a povodí Reslavy jsou vypočteny na základě LEF uváděného výše.

$$\text{LEF} = [\text{M}]/[\text{M}]_{\text{BG}} \quad (1)$$

kde $[\text{M}]$ je aktuální koncentrace zájmového prvku v posuzovaném vzorku a $[\text{M}]_{\text{BG}}$ je koncentrace, kterou bychom v tomto vzorku očekávali, kdyby nebyl znečištěn nebo jinak ovlivněn (Covelli a Fontolan, 1997; Vijver et al., 2008; Bábek et al., 2015; Matys Grygar a Popelka, 2016). $[\text{M}]_{\text{BG}}$ v rovnici (1) je funkcí závislosti $[\text{M}]$ na vybraném prediktoru (prediktorech), např. na koncentraci prvku, jehož koncentrace není ovlivněna lidskou činností ani post-depoziční migrací, a který má podobnou závislost koncentrace na průměrné zrnitosti sedimentu, jako přírodní koncentrace zkoumaného prvku. Nejčastějšími prediktory obsahu rizikových prvků v sedimentech jsou Ti, Al, Rb či Fe (Matys Grygar a Popelka, 2016). Funkci $[\text{M}]_{\text{BG}}$ v dalším textu označujeme jako normalizační funkci. $[\text{M}]_{\text{BG}}$ se zjišťuje empiricky ze souboru neznečištěných vzorků (např. povodňových sedimentů starších než průmyslová kontaminace) dle metodiky publikované dříve (Covelli a Fontolan, 1997; Vijver et al., 2008; Grosbois et al., 2012; Matys Grygar et al., 2012, 2013, 2014, 2016; Nováková et al., 2013; Faměra et al., 2013). Pro hloubkové profily v nivách řeky Reslavy a horního toku Ohře byly použity normalizační funkce publikované v předchozí studii (Matys Grygar et al., 2016).

Pro ostatní hloubkové profily ve sledovaných povodích jednotlivých přítoků řeky Ohře nebylo zjišťováno geogenní pozadí, ale byla použita metoda dvojité normalizace (*double normalization*, Bouché et al., 2011, Chen et al., 2014; Dhivert et al., 2015, Matys Grygar a Popelka, 2016). Při této metodě je skutečná koncentrace každého cílového prvku M normalizována referenčním prvkem M_{REF} (Ti, Al, Fe, Si, Rb nebo Zr) a poté se dělí stejným poměrem pro průměrnou koncentraci ve svrchní zemské kůře (UCC). Důvodem tohoto zjednodušení byla pestrá geologická stavba oblasti a tedy obtížnost zjistit pro každou lokalitu místní pozadí.

$$\text{EF} = ([\text{M}]/[\text{M}_{\text{REF}}]) / ([\text{M}]/[\text{M}_{\text{REF}}])_{\text{UCC}} \quad (2)$$

Takovýto globální faktor nabohacení se označuje EF. Faktory nabohacení mědi, zinku, olova a uranu s použitím dvojité normalizace jsou uvedeny v Tabulce 1. Jako normalizační prvek jsme zvolili Ti, protože koncentrace Rb je místně ovlivněna přítomností granitických hornin, Al, Si a Zr jsou řízeny především velikostí částic sedimentu a obsah Fe v nivních sedimentech může kolísat v důsledku glejení (Matys Grygar a Popelka, 2016). EF představuje tedy nejlepší dostupnou náhradu LEF, ačkoliv jak bylo řečeno výše, LEF respektuje geologii povodí, topografii, klima a transportní mechanismy specifické pro každý studovaný fluvialní systém. Je důležité si uvědomit, že prahová hodnota LEF, nad níž je koncentrace prvku považována za zvýšenou není závislá na kvalitě a relevanci zvolené sady koncentrací UCC (Matys Grygar a Popelka, 2016). Obě tyto hodnoty však mají jinak stejný význam a lze je přímo srovnávat číselně.

Tabulka 1. Faktor nabohacení s použitím dvojité normalizace, kde jako M_{REF} je použit Ti ($(Ti)_{UCC} = 0,38368$). Koncentrace sledovaných kovů a normalizačních prvků je v ppm

$[M]_{UCC}$ (ppm)	$EF = ([M]/[M_{REF}]) / ([M]/[M_{REF}])_{UCC}$
$[Cu]_{UCC} = 28$	$EF_{Cu} = ([Cu]/[Ti]) / 72,98$
$[Zn]_{UCC} = 67$	$EF_{Zn} = ([Zn]/[Ti]) / 174,63$
$[Pb]_{UCC} = 17$	$EF_{Pb} = ([Pb]/[Ti]) / 44,31$
$[U]_{UCC} = 2,7$	$EF_U = ([U]/[Ti]) / 7,04$

Vzhledem k tomu, že nebyl nalezen vhodný prediktor pro normalizaci rtuti, faktor nabohacení rtuti (EF_{Hg}) byl vypočten na základě poměru skutečné koncentrace rtuti ve vzorcích (v jednotkách ppm) ku přirozenému obsahu rtuti ve svrchní zemské kůře 0,05 ppm (Rudnick a Gao, 2003).

$$EF_{Hg} = Hg / 0,05 \quad (3)$$

2.5 Dřívější práce

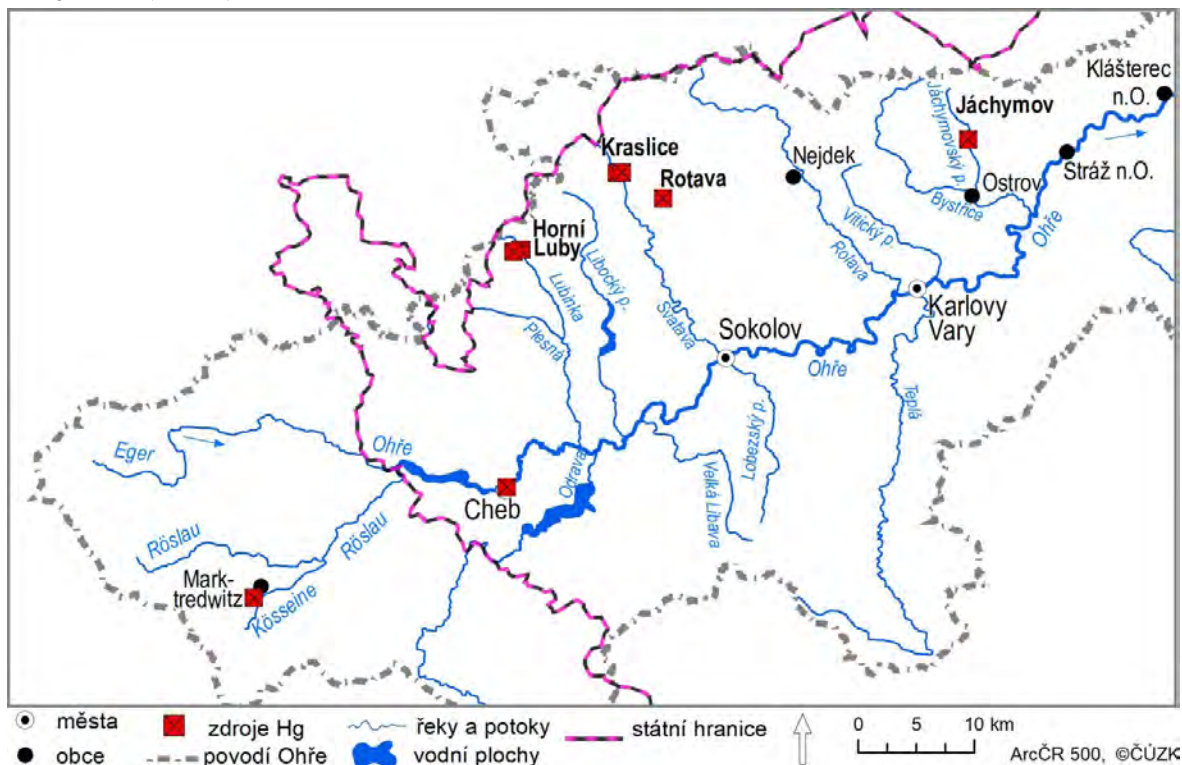
V předchozích studiích (Matys Grygar et al., 2012, 2013, 2016; Nováková et al., 2013, Majerová et al., 2013) na jiných říčních nivách byla vhodná odběrová místa vybírána především v distální nivě, kde se ukládají povodňové sedimenty. Tento postup se v případě řeky Ohře ukázal jako ne vždy použitelný, protože řeka Ohře ukládá sediment především bočně, tj. v bočně se pohybujícím nebo opouštěném korytě. Avšak přítoky Ohře na svých středních a dolních tocích nivy, kde se ukládají povodňové sedimenty, mívají. Vyhledávání míst odběru se proto provádělo na základě srovnání mapových podkladů, tj. historických map z druhého vojenského mapování (první polovina 19. století), otisků stabilního katastru (1841–1842), historických a současných ortofotomap a přesného modelu terénu DMR5G, pocházejícího z laserového skenování z roku 2010–2011 (Matys Grygar et al., 2016, 2017; Lelková, 2016). Pro výběr vhodného odběrového místa se v případě řeky Ohře ukázala nutná znalost potenciálních zdrojů znečištění, a proto jsme věnovali pozornost studiu psaných a elektronických informačních zdrojů.

Potenciální zdroje znečištění rtutí byly vybírány na základě studia dostupných informací, a to databáze České geologické služby, která eviduje úložná místa těžebního odpadu, databáze Ministerstva životního prostředí, tzv. Systém evidence kontaminovaných míst (SEKM), která je spravována agenturou CENIA, Studie státního podniku Povodí Ohře a.s., různé publikace, internetové články a informační brožury.

Při vyhledávání zdrojů znečištění jsme vycházeli ze znalosti přirozených zdrojů rtuti, jako jsou zvětrávání přírodních ložisek, sopečné výbuchy, lesní požáry, ale zejména ze znalosti antropogenních zdrojů rtuti, kterými jsou v průmyslově rozvinutých zemích spalování fosilních paliv a odpadů, cementárny, těžba a zpracování rud s obsahem rtuti, používání hnojiv a fungicidů s obsahem rtuti, skládky odpadů či průmyslové odpadní vody.

3. Zdroje rtuti v povodí Ohře

V povodí řeky Ohře byly identifikovány dva významné zdroje rtuti a další méně významné a možné zdroje rtuti (Obr. 2).



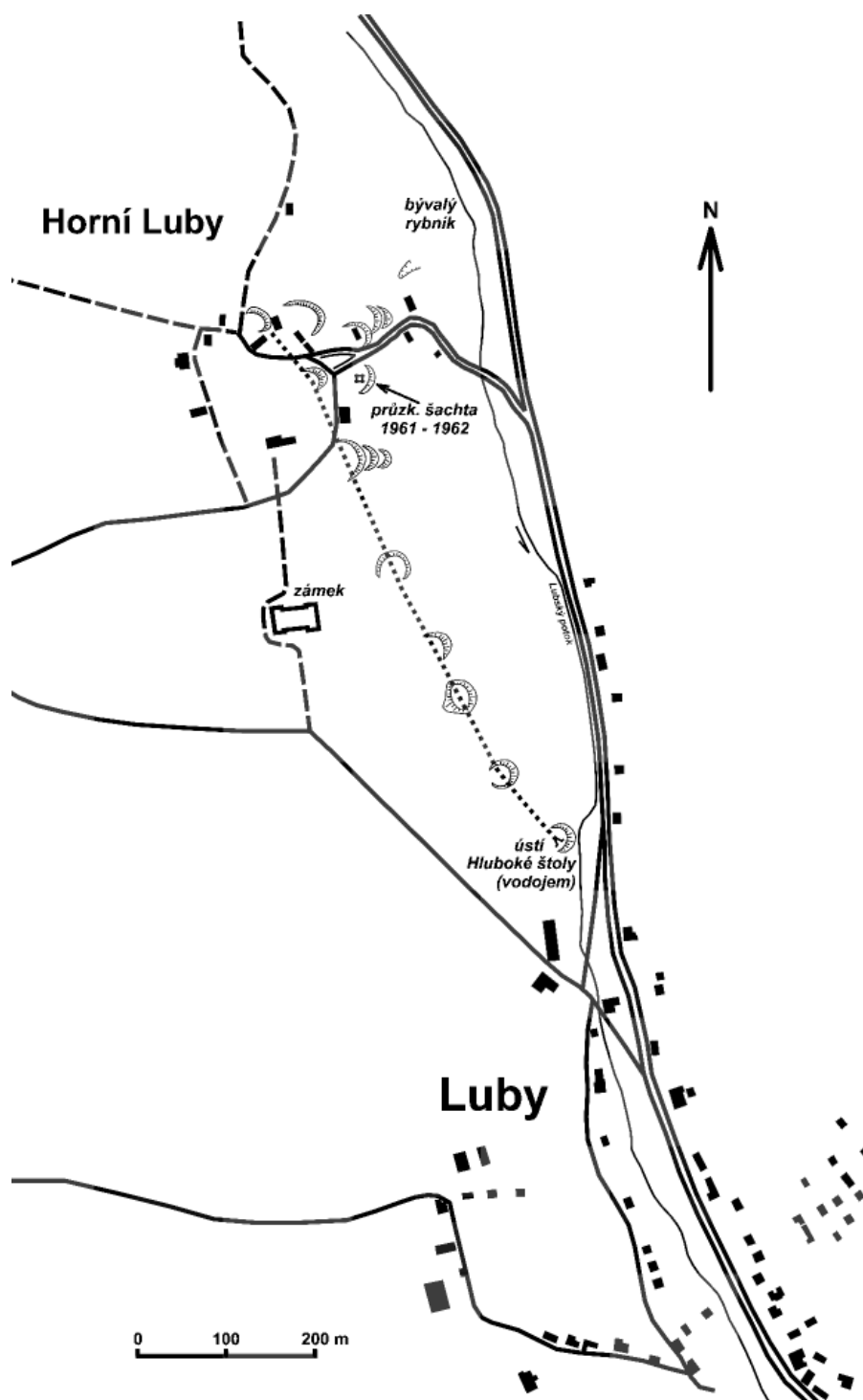
Obr. 2 Zdroje znečištění rtutí v povodí řeky Ohře

3.1 Chemická továrna v Marktredwitzu

Největším zdrojem rtuti v povodí řeky Ohře byla chemická továrna v Marktredwitzu (Chemische Fabrik W.C. Fikentscher) na výrobu organických i anorganických sloučenin rtuti, provozovaná v letech 1788 až 1985 (Defregger, 1995). Zpočátku se zde vyráběly chemikálie pro sklářský průmysl a probíhaly zde i alchymistické pokusy na výrobu zlata. Ve 20. století se přistoupilo k výrobě přípravků s obsahem rtuti, zejména různých pesticidů. Od roku 1907 se zde vyráběl tzv. Fusariol sloužící jako fungicid.

V roce 1985 propukl jeden z největších skandálů v oblasti životního prostředí v Německu a Evropě. Po skoro dvou stoletích výroby přípravků s obsahem rtuti bylo životní prostředí nejen v okolí chemické továrny ale i říční systémy pod továrnou natolik znečištěné, že bylo zrušeno povolení výroby a nařízeno továrnu uzavřít. Průzkumem bylo zjištěno, že podloží obsahuje až dva gramy rtuti na kilogram půdy. Též bylo třeba zlikvidovat kontaminovaný kal z koryta říčky Kössein (přítok Reslavy). Dodnes obsahují ryby z říčky nadměrné množství rtuti.

Prvotním zdrojem rtuti byly úkapy rtuti během výroby, následná kontaminace podloží a vyústění dešťové kanalizace do říčky Kössein. Druhotným zdrojem rtuti byla revitalizace říčky Kössein a řeky Reslavy a přirozená eroze jejich břehů. Vodní nádrž Skalka dostavěná v roce 1964 zabránila ukládání rtuti dále po proudu od soutoku Reslavy s Ohří, ale stalo se tak na úkor zvýšení koncentrace rtuti v sedimentech v nádrži (Titl et al., 2011). Dodnes obsahují ryby v nádrži Skalka nadměrné množství rtuti a jejich konzumace se nedoporučuje.



Obr. 3 Haldy dolů Zvěstování panny Marie a Tří králů v Horních Lubech, haldy světlíků dědičné štoly, průběh dědičné štoly a ústí průzkumné šachty z let 1961 - 1962; překresleno podle Chrta a Strnada (1961), doplněno (Velebil, 2009)

3.2 Těžba cinabaritu v Horních Lubech u Chebu

Dalším možným významným zdrojem rtuti bylo dolování cinabaritu v Horních Lubech u Chebu ležící v povodí říčky Lubinky, která je přítokem říčky Plesné. Počátek těžby je datován různými autory na základě nepodložených údajů do 12. až 14. století. V letech 1520 až 1570 byl cinabarit dobýván nejintenzivněji. V tomto období se jednalo o evropsky významné ložisko, které konkurovalo dobově nejvýznamnějším idrijským rtuťovým dolům ve Slovinsku a dolům v Almadénu ve Španělsku. Těžba probíhala až do roku 1812, poté ještě probíhaly pokusy o její obnovení (Velebil, 2009). Dodnes jsou pozůstatky těžby cinabaritu patrné na povrchu haldami, zčásti ještě existujícími a zčásti rozvezenými

v nedávných dobách (Obr. 3). Nejméně jedna halda byla zrušena v roce 1994 při výstavbě golfového hřiště (Velebil, 2009). V současné době Česká geologická služba registruje tři úložná místa odvalů, a to pod zámeckými loukami a zámeckým hospodářským stavením, pod školou a u zasypané těžební jámy pod Lubskou Lípou.

3.3 Výroba stříbra v Jáchymově

Dalším předpokládaným zdrojem rtuti byla výroba stříbra studenou amalgamací rtuti v Jáchymově v letech 1776–1813 a 1820–1849, ke které se přistoupilo v důsledku vysoké spotřeby dřeva a velké ztráty stříbra při klasickém způsobu získávání stříbra tavením. Amalgamací bylo dosaženo vyšší výtěžnosti stříbra a nižších provozních nákladů (Majer, 2000; Suldovský a Horák, 2009). Pro bližší určení místa, kde docházelo k amalgamací, bylo na základě historických dokumentů zjištěno, že se od roku 1800 hutní pece několikrát přestavovaly. Roku 1853 pak byla přestavěna celá huť pod městem Jáchymovem u soutoku obou potoků, které tvoří Bystřici (Hrabák, 1902). Těžební revír Jáchymov odvodňuje Jáchymovský potok, který je přítokem říčky Bystřice, levostranného přítoku řeky Ohře.

3.4 Další možné zdroje rtuti

Výroba svítiplynu vysokoteplotní karbonizací černého uhlí v letech 1876–1942 v Kraslické plynárně je dalším možným zdrojem rtuti. Dnešní společnost RWE Energie, a.s. se nachází u Kamenného potoka, který je přítokem řeky Svatavy, levostranného přítoku řeky Ohře. Primárními zdroji kontaminace horninového prostředí a podzemní vody by mohly být nedostatečně likvidované původní technologie výroby svítiplynu. Jedná se hlavně o podzemní jímky na dehet, které nebyly při likvidaci výroby svítiplynu dostatečně vyčištěny a byly zasypany nejružnějším materiálem - stavební sutí a zeminami. Vlivem netěsnosti jímek pak dochází k šíření kontaminace do nesaturované a saturované zóny horninového prostředí a k potenciálnímu ohrožení recipientů. Nezanedbatelným problémem v nesaturované zóně jsou staré odpady překryté vrstvou různých navážek. Podzemní dehtový zásobník se průzkumnými pracemi nepodařilo lokalizovat, jeho nejpravděpodobnější umístění je v prostoru vymezeném regulační stanicí, skladem olova a sklady při severní hranici areálu. V roce 2002 byly zahájeny práce na odtěžení obsahu jímek a kontaminované zeminy na břehu Kamenného potoka. (SEKM, cit. 2017-03-15)

Na řece Svatavě leží těž areál AMATI - Denak, s.r.o., kde byly rozvíjeny průmyslové činnosti již v 18. století. Po 2. světové válce se zde začaly vyrábět hudební nástroje, doplňkovou výrobou je zpracování barevných kovů a galvanické pokovování. (SEKM, cit. 2017-03-15)

Městská skládka Rotava leží na břehu drobného nepojmenovaného potoka, který ústí do Novoveského potoka, přítoku říčky Svatava. Na bývalé, značně rozsáhlé skládce tuhého komunálního odpadu je část odpadů trvale ve styku s povrchovou vodou, případně s oscilující hladinou podzemní vody. Na skládce se nachází značné množství neodborně skládkovaných zářivek, které mohou do svého okolí uvolňovat rtuť. Nadlimitní obsah rtuti byl potvrzen v rámci hydrogeologického průzkumu prováděného v roce 1997. (SEKM, cit. 2017-03-15)

V neposlední řadě je možným zdrojem rtuti chebská plynárna, kde probíhala výroba svítiplynu karbonizací černého uhlí v letech 1864–1968. Dnešní RWE Energie, a.s. Cheb se však nachází 210 metrů od břehu řeky Ohře v lokalitě pod nádrží Skalka. Primárními zdroji kontaminace horninového prostředí a podzemní vody by mohly být stejně jako v Kraslické plynárně nedostatečně likvidované původní technologie výroby svítiplynu, a to podzemní jímky na dehet, které nebyly při likvidaci výroby svítiplynu dostatečně vyčištěny, ale jen zasypany. Vlivem netěsnosti jímek pak dochází k šíření kontaminace do nesaturované a saturované zóny horninového prostředí a potenciálnímu ohrožení recipientů. (SEKM, cit. 2017-03-15)

4. Výsledky

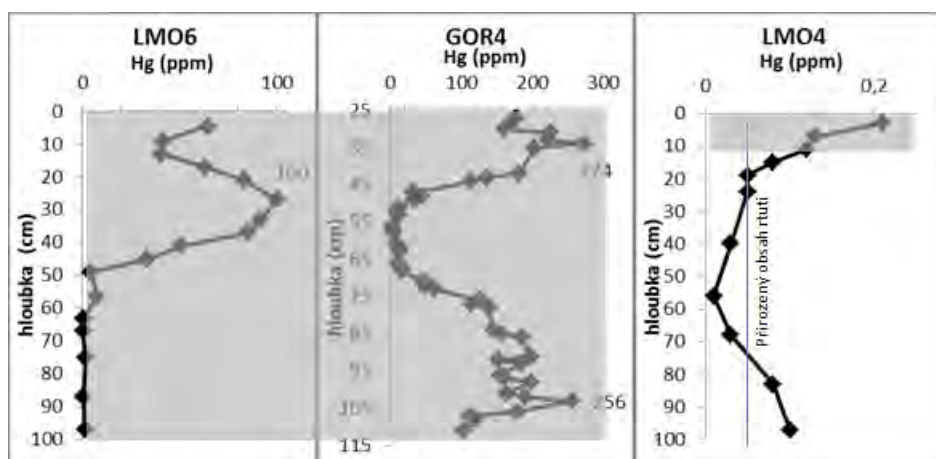
4.1 Zdroj v Markredwitzu

4.1.1 Znečištění rtuť

Největším zdrojem rtuť v nivě řeky Ohře je bezesporu bývalá chemická továrna v Markredwitzu. V hloubkovém profilu LMO6 v nivě řeky Reslavy, těsně před jejím soutokem s Ohří, byly zjištěny vysoké koncentrace rtuť, především v hloubce 27 cm, a to 100 ppm. Vysoká koncentrace rtuť je až do hloubky 45 cm, pak již koncentrace rtuť klesá.

V těžce nivě řeky Reslavy však byly zjištěny v hloubkovém profilu GOR4 až trojnásobně vyšší koncentrace rtuť. Koncentrace kolem 100 ppm byla zjištěna již v horních 20 cm, poté rapidně stoupá. V hloubce 20–30 cm kolísá mezi 160 a 180 ppm. V hloubce 35 cm dosahuje svého maxima 274 ppm. Do 45 cm koncentrace rtuť postupně klesá na 115 ppm, poté následuje prudký pokles koncentrace rtuť až na 3 ppm v hloubce 60 cm. Následně opět pozvolně stoupá až do 75 cm, kde koncentrace rtuť dosahuje hodnoty 63 ppm, dalšího maxima dosahuje v hloubce 103 cm, a to 256 ppm. Hloubkový profil GOR4 byl odebrán v části nivy, která je položena níže než část, ve které byl odebrán hloubkový profil LMO6. Níže položená niva je zaplavována při nižších průtocích, tudíž v ní dochází k většímu usazování znečištěných sedimentů méně zředěných čistším materiálem z břehové eroze.

Naproti tomu v hloubkovém profilu LMO4, který se nachází nad soutokem řeky Ohře s řekou Reslavou (tj. proti proudu od soutoku), bylo nalezeno maximálně 0,2 ppm rtuť ve svrchní vrstvě, což odpovídá běžným koncentracím v půdách zasažených atmosférickým spadem rtuť (Obr. 4).

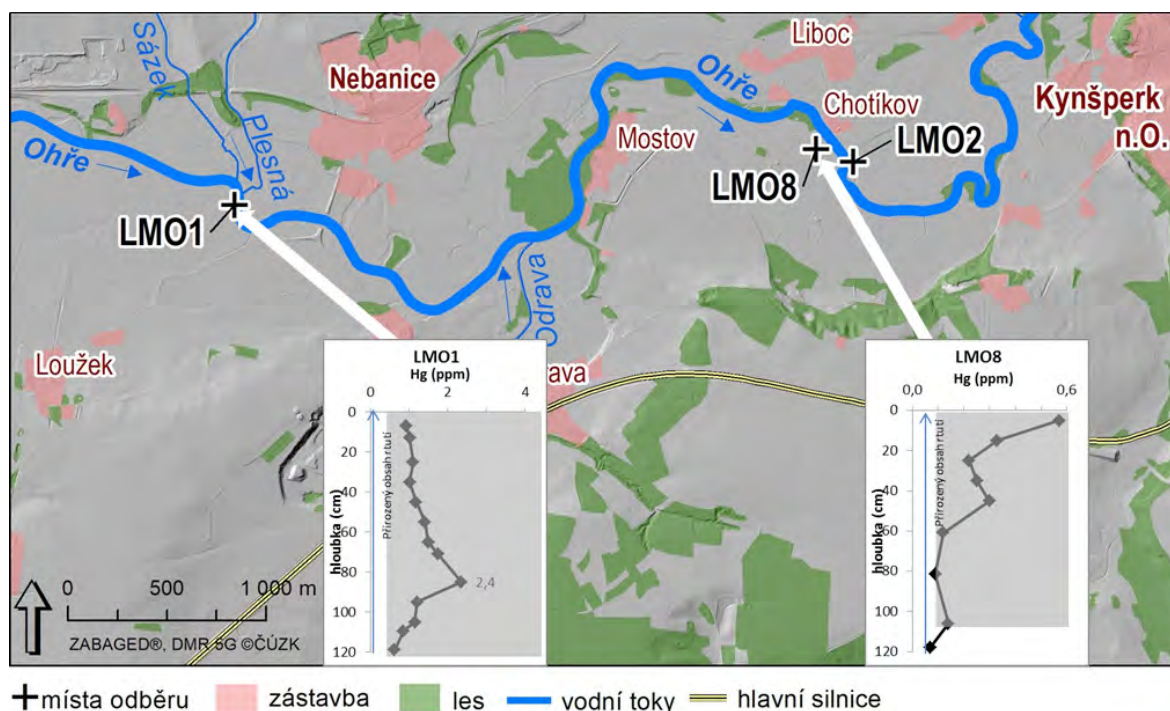


Obr. 4 Porovnání hloubkových profilů rtuť LMO6 a GOR4 v nivě řeky Reslavy a LMO4 v Ohři nad soutokem s Reslavou - závislost koncentrace rtuť na hloubce.

↑ - značí přirozený obsah rtuť ve svrchní zemské kůře. Šedě je vyznačena kontaminace rtuť

Pod nádrží Skalka v místě soutoku s říčkou Plesná, jejímž přítokem je říčka Lubinka, byl proveden hloubkový profil LMO1, a to v historickém korytě Ohře, dnes prakticky zazemněném. Koncentrace rtuť postupně roste až na 2,4 ppm v hloubce 85 cm. Zde je patrný vliv nádrže Skalka, která od roku 1964 brání dalšímu masivnímu transportu rtuť z povodí řeky Reslavy, koncentrace rtuť směrem k povrchu klesají.

Hloubkový profil LMO8 nacházející se dále po proudu v nivě řeky Ohře pod nádrží Skalka vykazuje též znečištění rtuť, i když v menší míře než v případě LMO1. Profil byl v zaplavované oblasti v blízkosti koryta, takže předpokládáme, že maximální koncentrace rtuť 0,57 ppm v horních 5 cm pochází z fluvialního přínosu a ne např. z atmosférické depozice. Až do 45 cm pak koncentrace rtuť kolísá v rozmezí 0,22 až 0,30 ppm (Obr. 5).



Obr. 5 Porovnání hloubkových profilů rtuti LMO1 a LMO8 - závislost koncentrace rtuti na hloubce

↑ - značí přirozený obsah rtuti ve svrchní zemské kůře. Šedě je vyznačena kontaminace rtuti

4.1.2 Znečištění doprovázející rtuť

Hloubkové profily horního toku Ohře vykazují zvýšený obsah zinku s výjimkou hloubkových profilů LMO3 a LMO4, které se nacházejí nad soutokem s řekou Reslavou a nebyly ovlivněny znečištěním rtuť z bývalé továrny v Marktredwitzu. V případě hloubkového profilu LMO1 nacházejícího se pod nádrží Skalka je pravděpodobně patrný vliv její výstavby. Faktor nabohacení zinku postupně roste od hloubky 50 cm z hodnoty 2,5 až na 3,9 v hloubce 75 cm, poté zase klesá na hodnotu 2,5 v hloubce 110 cm, což pravděpodobně odpovídá znečištění pocházejícímu z chemické továrny v Marktredwitzu. U hloubkových profilů nacházejících se v nivě řeky Reslavy se pohybuje faktor nabohacení zinku kolem 3 až 4. U LMO6 je faktor nabohacení zinku kolem hodnoty 3 až do hloubky 35 cm, poté prudce klesá.

Stejný trend se ukazuje v případě znečištění olovem. Faktor jeho nabohacení u LMO1 dosahuje nejvyšší hodnoty 1,8 v 75 cm. U hloubkového profilu LMO6 nacházejícího se v nivě řeky Reslavy je faktor nabohacení olova kolem hodnoty 2 až do hloubky 35 cm.

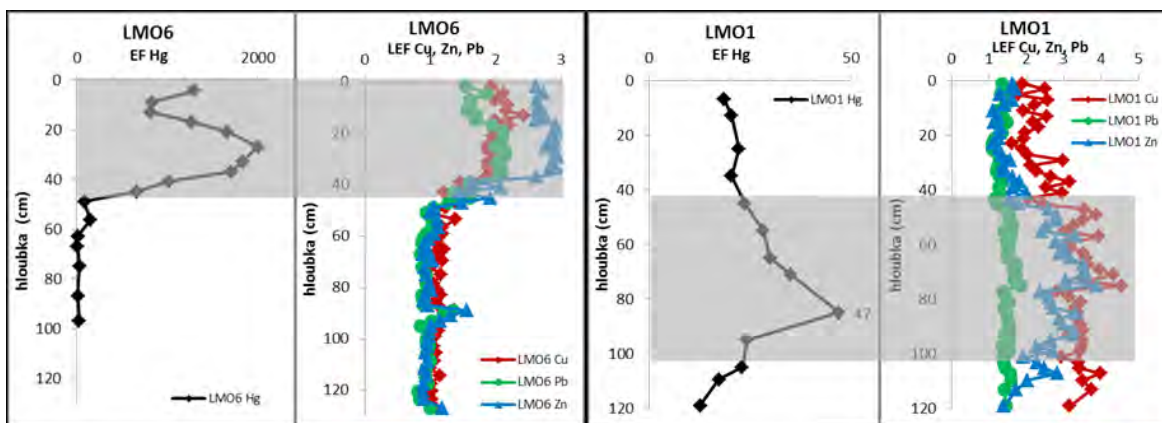
V případě faktoru nabohacení mědi však ukazuje hloubkový profil LMO1 na možné ovlivnění dalšími zdroji znečištění. Maximální faktor nabohacení dosahuje opět v hloubce 75 cm, a to 4,5. V případě LMO6 v nivě Reslavy se však pohybuje faktor nabohacení pouze kolem hodnoty 2 (Obr. 6). Podobně relativně nabohacené jsou sedimenty v LMO1 zinkem.

4.2 Horní Luby

Výsledky analýz potvrdily vliv historické těžby cinabaritu v povodí říčky Lubinky pramenící ve Smrčinách a protékající obcí Luby a Nový Kostel. V katastru Horní Luby se výrazně projevila historická těžba cinabaritu a jeho zpracování v mlýně Neue Mühle (Obr. 7). V hloubkovém profilu LMO19, který byl odebrán v nivě na levém břehu Lubinky asi 100 metrů pod bývalým mlýnem Neue Mühle a haldami, které se dodnes nachází na pravém břehu Lubinky, byl potvrzen zvýšený obsah rtuti. Od povrchu do 10 cm hloubky kolísá koncentrace rtuti mezi cca 30–45 ppm, do 20 cm hloubky se vyskytuje v nižší koncentraci, tj. mezi 23–30 ppm. Ve 40 cm hloubky je koncentrace rtuti 112 ppm, v hloubce 80 cm dokonce 154 ppm (Obr. 7).

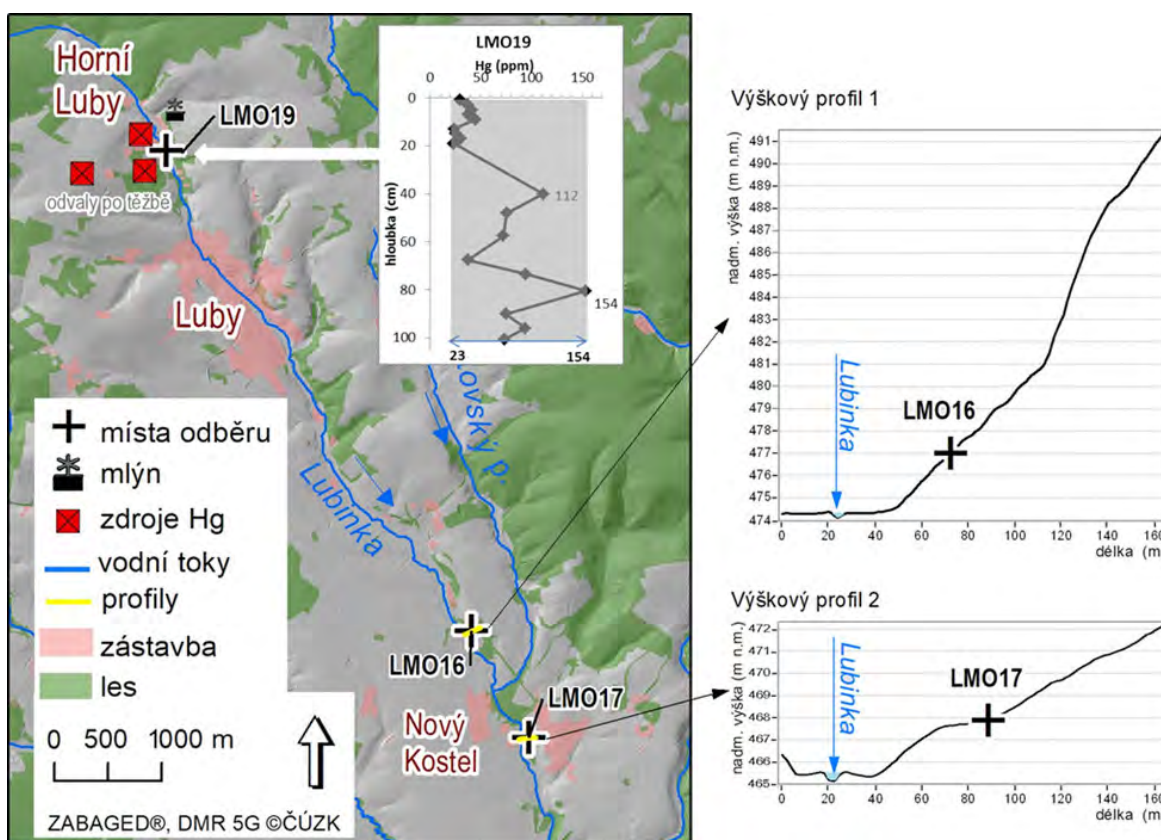
Historická těžba rtuti pravděpodobně ovlivnila i vzdálený hloubkový profil LMO17 na stejné řece u obce Nový Kostel, kde koncentrace rtuti kolísá až do hloubky 40 cm v rozmezí 0,26 ppm

až 0,31 ppm. Maximální hodnota 0,57 ppm byla naměřena v hloubce 31 cm. Naproti tomu u hloubkového profilu LMO16, který je blíže k LMO19, se znečištění rtuť neprojeví. Maximální naměřená koncentrace 0,13 ppm rtuť v hloubce 45 cm je těsně nad limitem, který považujeme za hranici znečištění (Obr. 8). Na výškovém profilu údolí z digitálního modelu terénu je vidět, že profil LMO16 se nachází ve strmém svahu, kde se sedimenty nemohly usazovat. Naopak profil LMO17 leží v relativně níže položeném místě na plochem povrchu, připomínajícím terasu, kde k uložení sedimentů docházet mohlo (Obr. 7).

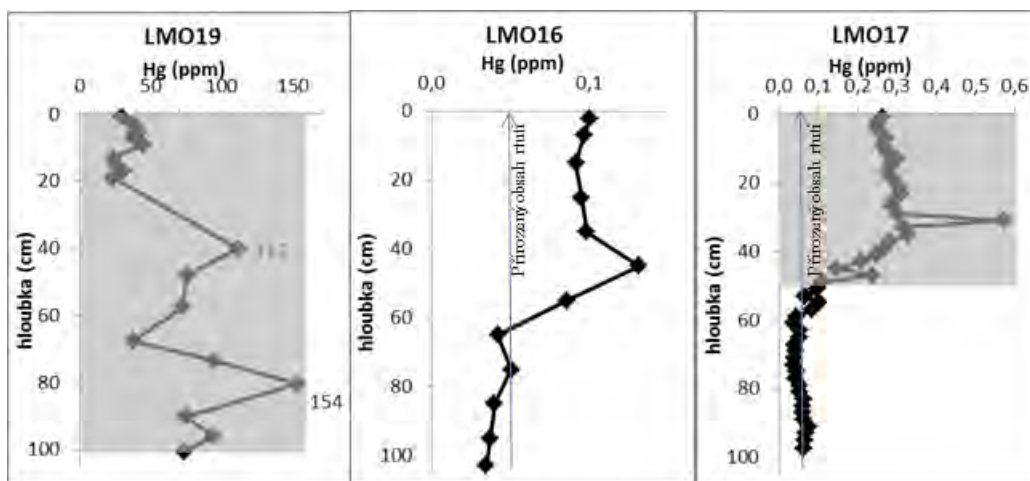


Obr. 6 Hloubkové profily LMO1 (Ohře pod nádrží Skalka) a LMO6 (Reslava, tj. nad nádrží Skalka)

Porovnání závislosti faktorů nabohacení rtuť na hloubce, a závislosti lokálních faktorů nabohacení mědi, zinku a olova na hloubce. Šedě je vyznačena nejkontaminovanější vrstva



Obr. 7 Hloubkový profil LMO19 ovlivněný těžbou cinabaritu
Závislost koncentrace rtuť na hloubce. Šedě je vyznačena kontaminace rtuť



Obr. 8 Hloubkové profily LMO16, LMO17, LMO19 - závislost koncentrace rtuti na hloubce

↑ - značí přirozený obsah rtuti ve svrchní zemské kůře.
 Šedě je vyznačena vrstva kontaminovaná rtutí

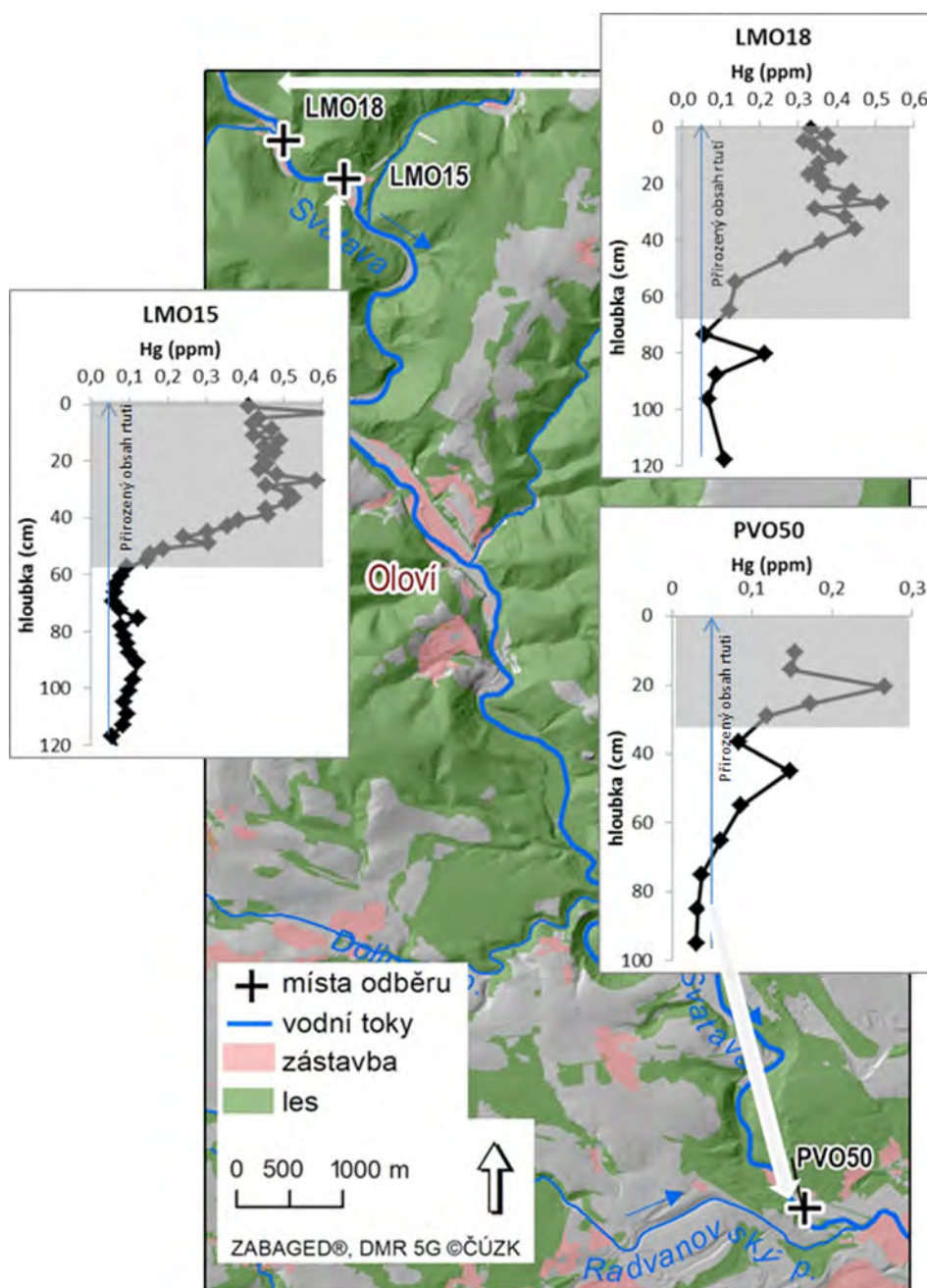
4.3 Kraslice a Rotava

4.3.1 Znečištění rtutí

Bývalá tlaková plynárna v Kraslicích, která je dodnes evidována v SEKM jako historická zátěž, pravděpodobně ovlivnila kvalitu sedimentů v nivě řeky Svatavy. V hloubkovém profilu LMO15, který zároveň leží v rozlivové zóně říčky Rotavy, byla zjištěna koncentrace v horních 27 cm až 0,5 ppm rtuti. Maximální koncentrace 0,63 ppm byla zjištěna těsně pod povrchem, v hloubce 4 cm, ve 27 cm pak byla zjištěna koncentrace 0,58 ppm rtuti. Až do 50 cm hloubky klesá koncentrace rtuti na 0,30 ppm, hlouběji na 0,18 ppm až 0,05 ppm.

Obdobné znečištění se projevilo i u hloubkového profilu LMO18 necelý kilometr proti proudu řeky Svatavy nad hloubkovým profilem LMO15, tedy v místě, které již není v rozlivové zóně říčky Rotavy. V hloubkovém profilu LMO18 byla zjištěna maximální koncentrace rtuti 0,51 ppm v hloubce 27 cm. Do hloubky 43 cm kolísají naměřené hodnoty mezi 0,3 ppm a 0,5 ppm. Znečištění rtutí je tedy obdobné u hloubkových profilů LMO15 a LMO18 (Obr. 9).

Profil PVO50, který je v nivě na dolním toku řeky Svatavy (před soutokem s Ohří), je znečištěn rtutí již mnohem méně než v LMO15 a LMO18. Maximální koncentrace rtuti 0,26 ppm byla zjištěna v hloubce 20 cm. Do zhruba 40 cm byly naměřeny hodnoty kolem 0,15 ppm rtuti (Obr. 9). Fakt, že sedimenty LMO15 a LMO18 představují historické sedimenty z doby těžby kovů v povodí Svatavy, plyne z analýzy doprovodných rizikových prvků (viz níže).

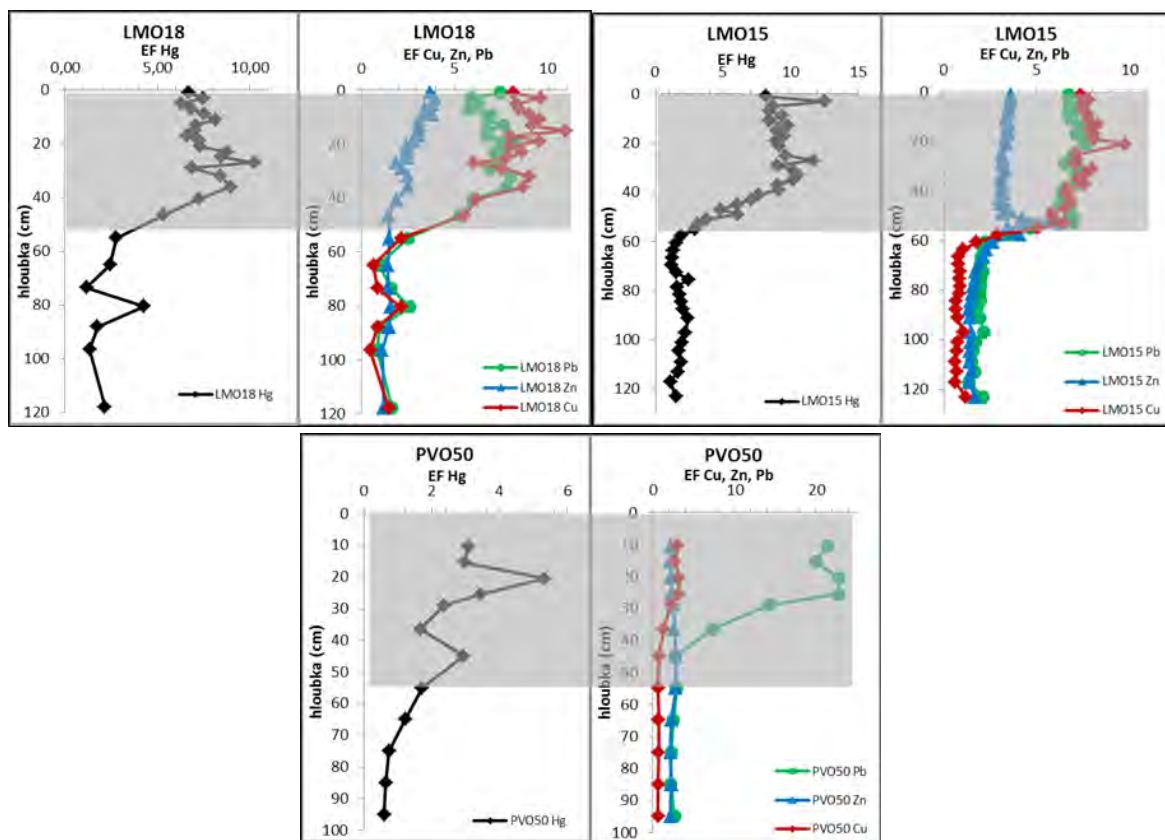


Obr. 9 Hloubkové profily LMO15, LMO18 a PVO50 – závislost koncentrace rtuti na hloubce

↑ - značí přirozený obsah rtuti ve svrchní zemské kůře. Šedě je vyznačena vrstva kontaminovaná rtutí

4.3.2 Znečištění doprovázející rtuť

Znečištění rtutí je stejně jako v případě hloubkových profilů znečištěných z bývalé továrny v Marktredwitzu doprovázeno i dalšími kovy, zejména mědí a olovem, jak je patrné z porovnání faktorů nabožení rtuti, mědi, olova a zinku u hloubkových profilů LMO15, LMO18 a PVO50. Obsah rtuti v profilu LMO18 je až jedenáctinásobně vyšší a v LMO15 až dvanáctinásobně vyšší než je přirozený obsah rtuti ve svrchní zemské kůře uváděný jako 0,05 ppm dle Rudnicka a Gaa (2003). V sledovaných profilech LMO15 a LMO18 dosahuje faktor nabožení mědi hodnoty 11, faktor nabožení olova hodnoty 8 a faktor nabožení zinku hodnoty 4. Hloubkový profil PVO50 vykazuje obdobný trend znečištění mědí, olovem a zinkem jako LMO15 a LMO18 (Obr. 10). V povodí Svatavy totiž od 16. století probíhala těžba a výroba mědi (Kraslice) a olova (Oloví) (Matys Grygar et al., 2016, 2017). Zvýšené koncentrace rtuti se ale vyskytují prakticky ve stejných hloubkách, jako tyto „historické“ rizikové prvky. Mohly by tedy pocházet ze stejného období.

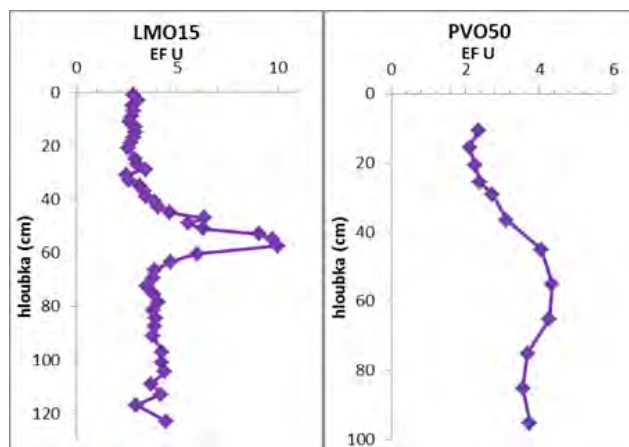


Obr. 10 Hloubkové profily LMO15, LMO18 a PVO50

Porovnání závislosti faktorů nabožení rtuti, mědi, zinku a olova na hloubce. Šedě je vyznačena nejkontaminovanější vrstva. Hloubkové profily ukazují na podobné období znečišťování všemi uvedenými prvky

4.3.3 Uran

Dalším rizikovým prvkem, který byl zjištěn v hloubkových profilech povodí řeky Svatavy, je uran. V tomto případě se však patrně jedná o přirozený výskyt uranu z granitického podloží v povodí Svatavy. Výrazně zvýšené obsahy v profilu LMO15 v hloubce 40 cm až 60 cm (Obr. 11) jsou v písčité vrstvě v této hloubce, ve které se patrně nahromadily těžké minerály s obsahem uranu; právě v těchto se většina U v sedimentech obvykle vyskytuje.



Obr. 11 Hloubkové profily LMO15 a PVO50

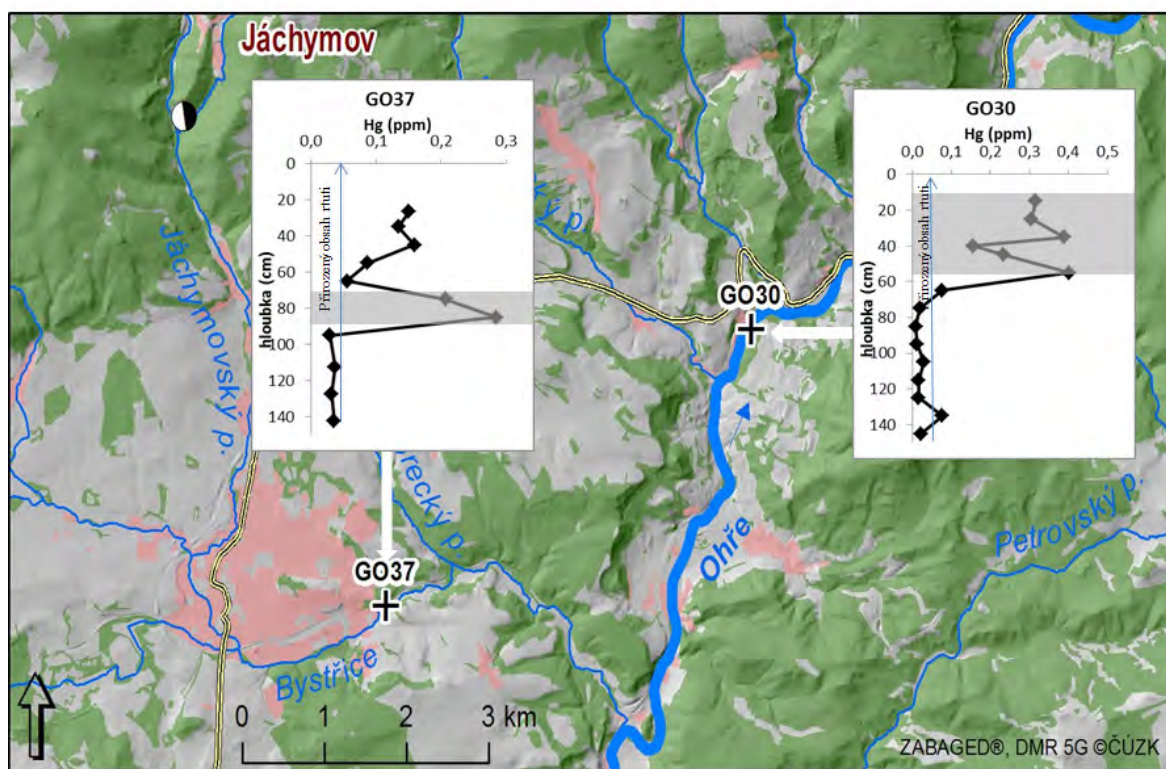
Závislost faktorů nabožení uranu na hloubce

4.4 Jáchymov

V hloubkovém profilu GO37 z nivy říčky Bystřice se projevilo znečištění rtuť v menší míře než u profilů ovlivněných chemickou továrnou v Marktredwitzu a těžbou cinabaritu, ale o znečištění, které přesahuje běžné koncentrace v půdách zasažených atmosférickým spadem rtuť, se určitě jedná. Lze tedy připustit, že může jít o vliv historické amalgamace stříbra, protože rtuť se v jáchymovském revíru nikdy netěžila. Hloubkový profil GO37 je nejvíc znečištěn v hloubce 75 cm až 95 cm, kde byla naměřena hodnota 0,28 ppm rtuť (Obr. 12). Vzhledem k tomu, že ve stejné hloubce byla naměřena i zvýšená koncentrace olova používaného při výrobě stříbra, pak tato hloubka odpovídá znečištění z období před průmyslovou revolucí (Obr. 13).

Hloubkový profil GO30 se nachází v nivě řeky Ohře pod soutokem s Bystřicí. Maximální koncentrace rtuť 0,4 ppm byla naměřena v hloubce 40 cm a 60 cm. Tato koncentrace přesahuje maximální koncentraci v hloubkovém profilu GO37 v nivě Bystřice (Obr. 12). Lze tedy soudit, že zdrojem rtuť v GO30 byl spíš přínos z horního toku Ohře (viz výše) než jáchymovský rudní revír.

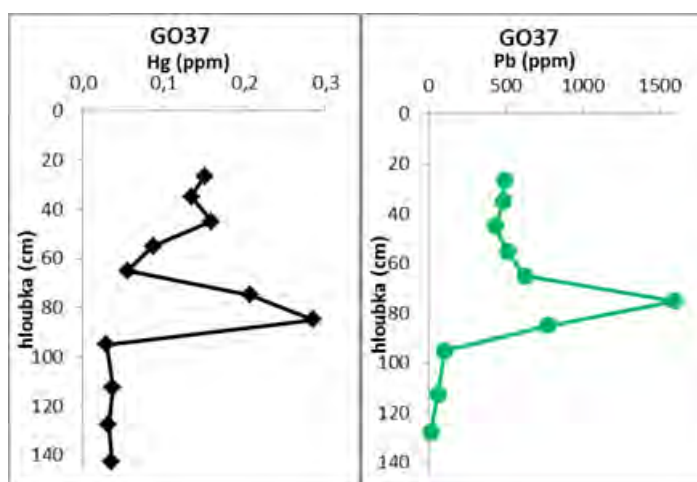
Hloubkový profil LMO10 ve Stráži nad Ohří známky znečištění rtuťi nevykazuje. Koncentrace rtuťi je až do hloubky 70 cm maximálně 0,086 ppm. V nivě na středním toku Ohře, kde je řeka ostře zaříznutá do skalního podloží, je ale velmi omezené ukládání jemnozrnných sedimentů (Matys Grygar et al., 2017), takže záznam znečištění z horního toku Ohře tam nelze ani předpokládat.



+ místa odběru zástavba les vodní toky hlavní silnice

Obr. 12 Hloubkové profily GO30 a GO37 - závislost koncentrace rtuťi na hloubce

↑ - značí přirozený obsah rtuťi ve svrchní zemské kůře. Šedě je vyznačena vrstva kontaminovaná rtuťi



Obr. 13 Hloubkový profil GO30

Závislost rtuti a olova na hloubce

5. Diskuze

Studiem hloubkových profilů řeky Ohře a jejích významných přítoků byly potvrzeny největší zdroje znečištění povodí řeky Ohře rtutí. Nejvýznamnějším zdrojem rtuti je prokazatelně chemická továrna v Marktredwitzu. Hloubkové profily v povodí řeky Reslavy těsně před soutokem s řekou Ohří vykazují 2000–5000 krát vyšší obsah rtuti oproti běžnému výskytu rtuti ve svrchní zemské kůře. Podle míry kontaminace korytových sedimentů znečišťování Ohře pod Chebem vrcholilo někdy v 19. století (Matys Grygar et al., 2017). Výstavba přehrady Skalka v roce 1964 zabránila dalšímu masivnímu transportu rtuti řekou, ačkoliv znečištění rtutí je i v sedimentech dále po proudu pod nádrží Skalka stále měřitelné (Obr. 4 a 5). Sedimenty přehrady Skalka patří ke třem nejvíce rtutí znečištěným místům v ČR (spolu s okolními Spolany Neratovic a provozu Spolchemie v Ústí nad Labem. Koncentrace Hg na dně Skalky kolísají mezi 0,1 a 15 ppm s průměrem 2,5 ppm (Titl et al., 2011). Ryby z nádrže Skalka mají nejvyšší známé obsahy Hg v rámci sledování v ČR (Kenšová et al., 2012). Ve dnových sedimentech Nechranické přehrady bylo nalezeno „jen“ 0,5-1,3 ppm Hg (Šťastný et al., 2000). Pro srovnání dnové sedimenty přehrady Orlík na Vltavě obsahují 0,2-0,4 ppm Hg (Dvořák et al., 2017).

Jiným, méně dokumentovaným, dřívějším významným zdrojem rtuti povodí řeky Ohře byla historická těžba cinabaritu v Horních Lubech u Chebu. Hloubkový profil nacházející se v blízkosti původní těžby vykazuje známky obdobného znečištění jako hloubkové profily v povodí řeky Reslavy. Obsah rtuti v nivě Lubinky v oblasti těžby je až 3000 krát vyšší oproti běžnému výskytu rtuti ve svrchní zemské kůře. Ovšem dále po proudu hloubkové profily na řece Lubince již tak významné znečištění rtutí nevykazují; zjevně byl a je export rtuti z oblasti těžby velmi omezený. Rtuť z povodí řeky Lubinky a Plesné ovlivnila povodí řeky Ohře pravděpodobně v mnohem menší míře než rtuť z chemické továrny v Marktredwitzu (Obr. 7 a 8).

Zvýšený obsah rtuti byl potvrzen i v případě hloubkových profilů v povodí řeky Svatavy, kde se nachází méně specifické možné zdroje rtuti, a to bývalá tlaková plynárna v Kraslicích či AMATI – Denak, s.r.o., méně pravděpodobným zdrojem rtuti je též bývalá Městská skládka Rotava (Obr. 9). Dále po proudu řeky Svatavy je znečištění rtutí sice stále těsně nad úrovní přirozeného výskytu rtuti ve svrchní zemské kůře, avšak po naředění sedimentem transportovaným řekou Ohří se tyto zdroje rtuti jeví jako zanedbatelné, zvláště v porovnání se značným množstvím rtuti, kterou vyprodukovala bývalá chemická továrna v Marktredwitzu. Porovnáním hloubkových profilů rtuti a kovů z rud, které byly v historii těžené a zpracovávány v povodí Svatavy (měď v Kraslicích, olovo v Oloví, Obr. 10), se ale zdá, že zjištěné zvýšené koncentrace rtuti nepocházejí z moderních, ale spíše historických aktivit.

Historická amalgamace stříbra v Jáchymově je v hloubkových profilech méně zřetelná, avšak měřitelná. Znečištění v hloubce 75–95 cm profilu GO37 odpovídá době těžby a zpracování stříbra v Jáchymově (Obr. 12 a 13).

Nejenom znečištění z chemické továrny v Marktredwitzu, ale i historické zdroje znečištění v Chebu pravděpodobně kontaminovaly nivu řeky Ohře mědí a zinkem: jejich faktory nabohacení jsou vyšší v oblasti pod nádrží Skalka a pod Chebem (LMO1, Obr. 6) než v oblasti nad soutokem Reslavy s Ohří (LMO6, Obr. 6). Pravděpodobnými zdroji kontaminace mědí pod nádrží Skalka byly zřejmě bývalé továrny, jako Továrna Premiér, Firma Hermann Ernst, Strojárna a slévárna M. Fisher, letecká továrna nebo ES-KA Cheb.

Dále bylo zjištěno, že nivní sedimenty v povodí řeky Svatavy od soutoku s řekou Rotavou mají přirozeně vysokou koncentraci uranu (Obr. 11), což je jednoznačně způsobeno obsahem uranu ve sledované oblasti, která je tvořena granitem.

Zdroje rtuti se projeví i na dolním toku Ohře. Na Lounsku mají bočně uložené sedimenty Ohře z 19. a 20. století až 1,8 ppm rtuti (Matys Grygar et al., 2016). Sedimenty z koryta Ohře z 19. a počátku 20. století ještě dále po proudu v Pístech (Budyně nad Ohří) obsahují až 1,5 ppm rtuti (Fikarová et al., 2017). Nejenže tyto hodnoty přesahují značně nabohacení z atmosférického spadu, ale znečištění rtutí bylo zjištěno v hloubkách mnoha dm, což vylučuje jiný než říční přínos. Vzhledem k vlivu jednotlivých zdrojů rtuti na horním toku lze přisoudit znečištění rtutí na dolním toku Ohře továrně v Marktredwitzu.

6. Závěry

Největším zdrojem znečištění řeky Ohře rtutí byla po dobu 200 let nepopíratelně bývalá chemická továrna v Marktredwitzu a následně pak revitalizace a eroze břehů řek Kössein a Reslavy. Jako méně významný, dříve v minulosti působící zdroj rtuti, se jeví historická těžba cinabaritu v Horních Lubech u Chebu. Téměř zanedbatelnými zdroji rtuti jsou pak nespecifické zdroje v povodí řeky Svatavy, možná v souvislosti s historickými těžbami mědi a olova, a výroba stříbra studenou amalgamací rtuti v Jáchymově. Nádrž Skalka dostavená v roce 1964 zabránila dalšímu masivnímu transportu rtuti z povodí řeky Reslavy říčním systémem Ohře. Přesto se vliv továrny v Marktredwitzu projevil i zvýšenými koncentracemi rtuti v sedimentech Ohře na jejím dolním toku řeky.

Poděkování

Práce byly financovány Grantovou agenturou ČR (projekt č. 15-00340S) a institucionálními zdroji v Akademii věd ČR a Fakultě životního prostředí UJEP. Autoři děkují P. Vormovi, Z. Hájkové a M. Maříkové (IIC) za některé odběry (PVO) a laboratorní zpracování vzorků na XRF analýzu.

Seznam literatury

BÁBEK O., MATYS GRYGAR T., FAMĚRA M., HRON K., NOVÁKOVÁ T., SEDLÁČEK J. (2015) Geochemical background in polluted river sediments: how to separate the effects of sediment provenance and grain size with statistical rigour? *Catena* 135, 240–253.

Blecha V., Štemprok M. (2012) Petrophysical and geochemical characteristics of late Variscan ranites in the Karlovy Vary massif (Czech Republic) - implications for gravity and magnetic interpretation at shallow depths. *J Geosci* 57:65–85

BOUCHEZ J., GAILLARDET J., FRANCE-LANORD C., MAURICE L., DUTRA-MAIA P. (2011) Grain size control of river suspended sediment geochemistry: clues from Amazon River depth profiles. *Geochem. Geophys. Geosyst.* 12, Q03008.

COVELLI S., FONTOLAN G. (1997) Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology*, 30(1-2), 34-45.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA [online] Inventarizace úložných míst těžebních odpadů. Vydáno 15.1.2013. Aktualizováno 23.10.2015 [cit. 2017-01-23]. Dostupné z: <http://mapy.geology.cz/gisviewer/?mapProjectId=17>.

DEFREGGER, F. (1995) Remediation of the Marktrechwitz Chemical Factory - First Experiences of a Large-Scale Washing and Distillation Plant for Mercury Contaminated Sites in Bavaria. Contaminated Soil '95 [online]. Dordrecht: Springer Netherlands, 1995, s. 903, ISBN 978-94-010-4188-1. Dostupné z: DOI: 10.1007/978-94-011-0421-0_15.

DHIVERT E., GROSBOIS C., RODRIGUES S., DESMET M. (2015) Influence of fluvial environments on sediment archiving processes and temporal pollutant dynamics (Upper Loire River, France). *Sci. Total Environ.* 505 (1), 121–136.

Dvořák T., Száková J., Vondráčková S., Košnář Z., Holečková, Z., Najmanová J., Tlustoš P. (2017) Content of Inorganic and Organic Pollutants and Their Mobility in Bottom Sediment from the Orlík Water Reservoir (Vltava River, Czech Republic), *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*.

FAMĚRA M., BÁBEK O., MATYS GRYGAR T., NOVÁKOVÁ T. (2013) Distribution of heavy-metal contamination in regulated river-channel deposits: a magnetic susceptibility and grain-size approach; River Morava, Czech Republic. *Water Air and Soil Pollution*, 224(5), 1525.

FIKAROVÁ J., KRŽIŽENECKÁ S., ELZNICOVÁ J., FAMĚRA N., LELKOVÁ T., MATKOVÍČ J., MATYS GRYGAR T. (2017) Spatial distribution of organic pollutants (PAHs and polar pesticides) in the floodplain of the Ohře (Eger) River, Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* (online). [cit. 2017-8-30]. Dostupné z: DOI 10.1007/s11368-017-1807-0.

GROSBOIS C., MEYBECK M., LESTEL L., LEFEVRE I., MOATAR F. (2012) Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900-2009) in the Loire River sediments (France). *Science of the Total Environment* 435, 290-305.

HRABÁK J. (1902) Hornictví a hutnictví v království Českém: jeho vznik a vývoj až po nynější stav. Kommissie knihkupectví Františka Řivnáče v Praze.

CHEN J.-B., GAILLARDET J., BOUCHEZ J., LOUVAT P., WANG Y.-N. (2014) Anthropophile elements in river sediments: overview from the Seine River, France. *Geochem. Geophys. Geosyst.* 15, 4526–4546.

KENŠOVÁ R., KRUŽÍKOVÁ K., SVOBODOVÁ Z. (2012) Mercury Speciation and Safety of Fish from Important Fishing Locations in the Czech Republic. *Czech J. Food Sci.* 30, 276–284.

LELKOVÁ T. (2016) Zhodnocení historického znečištění horního toku řeky Ohře. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem.

MAJER J. (2000) Výroba stříbra amalgamací v Jáchymově (1786-1848). *Dějiny věd a techniky* 33(2):65–84 ISSN 0300-4414.

MAJEROVÁ, L., MATYS GRYGAR, T., ELZNICOVÁ, J., STRNAD, L. (2013) The differentiation between point and diffuse industrial pollution of the floodplain of the Ploučnice River, Czech Republic. *Water, Air, & Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-013-1688-9.

MAJEROVÁ L., MATYS GRYGAR T., ELZNICOVÁ J. (2013) Znečištění nivních sedimentů řeky Ploučnice v oblasti Mimoně a České Lípy rizikovými prvky. *Studia Oecologica*, Ústí nad Labem. roč. VII, č. 2, s. 76 - 90.

MATYS GRYGAR T., SEDLÁČEK J., BÁBEK O., NOVÁKOVÁ T., STRNAD L., MIHALJEVIČ M. (2012) Regional Contamination of Moravia (South-Eastern Czech Republic): Temporal Shift of Pb and Zn Loading in Fluvial Sediments. *Water Air and Soil Pollution*, 223(2), 739-753.

MATYS GRYGAR T., NOVÁKOVÁ T., BÁBEK O., ELZNICOVÁ J., VADINOVÁ N. (2013) Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: A case study on the Jizera River, Czech Republic. *Science of the Total Environment*, 452–453, 233–245.

- MATYS GRYGAR T., ELZNICOVÁ J., BÁBEK O., HOŠEK M., ENGEL T., KISS T. (2014) Obtaining isochrones from pollution signals in a fluvial sediment record: a case study in a uranium polluted floodplain of the Ploučnice River, Czech Republic. *Appl. Geochem.* 48, 1–15.
- Matys Grygar T., Elznicová J., Tůmová Š., Faměra M., Balogh M., Kiss T. (2016) Floodplain architecture of an actively meandering river (the Ploučnice River, the Czech Republic) as revealed by the distribution of pollution and electrical resistivity tomography. *Geomorphology* 254, 41–56.
- MATYS GRYGAR T., ELZNICOVÁ J., KISS T., SMITH H.G. (2016) Using sedimentary archives to reconstruct pollution history and sediment provenance: The Ohře River, Czech Republic. *Catena* 144 (2016) 109–129.
- MATYS GRYGAR T., POPELKA J. (2016) Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration* 170 (2016), 39–57.
- Matys Grygar T., Elznicová J., Lelková T., Kiss T., Balogh M., Strnad L., Navrátil T. (2017) Sedimentary archive of contamination in the confined channel of the Ohře River, Czech Republic. *Soils Sediments*, (online). [cit. 2017-05-20]. Dostupné z: DOI: 10.1007/s11368-017-1664-x.
- MILLER Z. (2011) Výskyt rtuti v nivních půdách horního toku řeky Ohře (Occurrence of mercury in fluvial soils of the upper reach of the Ohře River), Diplomová práce, Zemědělská fakulta Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (online) Systém evidence kontaminovaných míst. Vydáno 2009. Aktualizováno 2010 [cit. 2017-03-15]. Dostupné z: <http://www.sekm.cz/>.
- NAVRÁTIL T., SHANLEY J., ROHOVEC J., HOJDOVÁ M., PENÍŽEK V., BUCHTOVÁ J. (2014) Distribution and Pools of Mercury in Czech Forest Soils. *Water, Air, & Soil Pollution* 225: 1829.
- NOVÁKOVÁ T., MATYS GRYGAR T., BÁBEK O., FAMĚRA M., MIHALJEVIČ M., STRNAD L. (2013) Distinguishing regional and local sources of pollution by trace metals and magnetic particles in fluvial sediments of the Morava River, Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*, 13(2), 460-473.
- RUDNICK, R., GAO, S. (2003) Composition of the continental crust. In: Rudnick, R.L., Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *The Crust Treatise on Geochemistry* 3. Elsevier–Pergamon, Oxford, pp. 1–64.
- Suldovský J., Horák V. (2009) *Kronika horního města Jáchymova v kontextu dějin Zemí koruny České*. Studio 071, Ústí nad Labem, ISBN 978–80–254-4701-7.
- ŠŤASTNÝ M., ŠREIN V., SPANILÁ T., SÝKOROVÁ I., BENDL J. (2000) Composition of sediments in water reservoirs of the Ohře River and their contamination. *Acta Universitatis Carolinae-Geologica* 44(2-4), 149-155.
- TITL, F., DOUCHA, J., TOPINKOVÁ, B., ORGOŇ, A. (2011) Rtuť na přítoku do nádrže Skalka - vyhodnocení a návrhy opatření. Zpráva pro AQUATEST a.s. Geologická 4, 152 00 Praha 5, Česká republika (online). [cit. 2017-03-15]. Dostupné z: http://www.poh.cz/dotacni_tituly/170_studie.pdf.
- Velebil D. (2009) Dolování cinabaritu v Horních Lubech u Chebu, Česká republika (Cinnabar mining in Horní Luby (Ober Schönbach) near Cheb (Eger), Czech Republic). *Bull mineral-petrolog Odd. Nár. Muzea (Praha)* 17/2:39–61. ISSN: 1211–0329.
- VIJVER M.G., SPIJKER J., VINK J.P.M., POSTHUMA L. (2008) Determining metal origins and availability in fluvial deposits by analysis of geochemical baselines and solid-solution partitioning measurements and modelling. *Environmental Pollution*, 156(3), 832-839.

EKONOMICKÉ A EKOLOGICKÉ ASPEKTY METODY HODNOCENÍ BIOTOPŮ A MOŽNOSTI JEJÍHO ZAVEDENÍ DO PRÁVNÍHO ŘÁDU ČESKÉ REPUBLIKY

ECONOMIC AND ENVIRONMENTAL ASPECTS OF BIOTOPE VALUATION METHOD AND POSSIBILITIES OF ITS IMPLEMENTATION IN THE CZECH LEGAL ORDER

Josef SEJÁK, Karolina ŽÁKOVSKÁ

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96,
Česká republika, josef.sejak@ujep.cz, karolina.zakovska@ujep.cz

Abstrakt

Cílem příspěvku je popsat ekonomické a ekologické aspekty metody hodnocení biotopů (MHB) a možnosti jejího zavedení do právního řádu ČR. MHB je inovační v tom, že přináší a ztělesňuje novou dimenzi peněžní hodnoty, která vyjadřuje význam přírody a krajiny, jako souboru specifických životních prostředí (typů biotopů) pro specifické druhy života. Jejím cílem je plošná ochrana přirozeného životního prostředí a ochrana biodiverzity, jako předpokladů udržitelné budoucnosti. Zavedení této metody do české právní úpravy by pomohlo zaplnit mezeru, která v oblasti oceňování ztrát na životním prostředí existuje a přispělo by k účinnější a spravedlivější ochraně životního prostředí, resp. ekosystémů, na jejichž službách je člověk závislý.

Abstract

The aim of article is to describe economic and environmental aspects of biotope valuation method (BVM) and possibilities of its implementation into the Czech legal order. BVM is innovative in a way it brings and embodies a new dimension of monetary value, which reflects an importance of nature and landscape as a set of specific environments (biotope types) for specific species. The goal of BVM is an overland protection of natural environment and protection of biodiversity as basic assumptions for sustainable future. Implementation of BVM into the Czech legal order would help to fill the gap that exists in the field of valuation of environmental damages and could contribute to more efficient and more equitable protection of nature and her ecosystems, on which services humans critically depend.

Klíčová slova: *metoda hodnocení biotopů, peněžní hodnocení, ekologická újma, právní souvislosti*

Key words: *biotope valuation method, monetary valuations, environmental harm, legal context*

Úvod

Metoda hodnocení biotopů (MHB) České republiky byla původně rozpracována pro MŽP v rámci tříletého projektu v letech 2001-2003 (Seják, Dejmal a kol., 2003). Bylo předpokládáno, že podobně jako v Hesensku, bude i v ČR metoda zavedena do ekonomiky jako jeden z důležitých nástrojů ochrany životního prostředí a jeho přirozených ekosystémů. Za účelem zavedení metody hodnocení biotopů do hospodářské praxe přijala v r. 2002 někdejší vláda ČR usnesení č. 207/2002, podle něhož měl ministr životního prostředí předložit vládě metodický postup pro hodnocení přírodní složky životního prostředí. S nástupem L. Ambrozka do funkce ministra ŽP k prosazení MHB do hospodářské praxe nedošlo, a to i přesto, že to byl jeden z úkolů, stanovený ve Státní politice životního prostředí ČR 2004-2010. Pokračuje tak sociálně nespravedlivý systém, v němž ekonomické efekty z poškozování přírody jsou privatizovány a náklady na ochranu a tvorbu přírody a krajiny socializovány.

Co bylo a nadále je cílem MHB? Protože území (přesněji řečeno krajina) je dosud lidmi oceňováno jen z ekonomického hlediska jako prostředek k uspokojování aktuálních lidských potřeb a v tržních ekonomikách i jako prostředek k dosahování vlastního prospěchu, je cílem biotopové metody zavést ekologickou protihodnotu či protiváhu těmto ekonomickým hodnotám a vytvořit tak rovnováhu mezi ekonomickými a ekologickými funkcemi krajiny. Příroda a krajina je nejen územím pro dosahování ekonomického prospěchu, ale primárně je především přirozenou krajinou, škálou biotopů (specifických prostředí se specifickými formami života) a v nich fungujících ekosystémů (dynamických propojení živých a neživých složek biotopů prostřednictvím energie, živin a informací), bez jejichž životodárných funkcí by lidský druh na Zemi vůbec nemohl vzniknout.

Metodě hodnocení biotopů věnovali dosud v České republice pozornost především odborníci z oblasti přírodních věd, environmentálními právníky je prakticky zcela opomíjena. Po připomenutí základních ekologických a ekonomických aspektů MHB je proto hlavním cílem tohoto příspěvku poukázat na její aspekty právní. Autoři se zamýšlejí na možnostmi využití této metody v České republice a jejich právními souvislostmi, včetně nezbytných změn právní úpravy. Účelem této první snahy o rozpracování problematiky MHB optikou práva je oživit odbornou diskuzi na toto téma a přispět k zavedení důsledného oceňování ztrát na přírodě a krajině do české praxe.

1. Ekonomické a ekologické funkce krajiny a metoda hodnocení biotopů (MHB)

Ztráty přirozené krajiny a ztráty biodiverzity představují v posledních desetiletích nejnebezpečnější vliv lidí na životní prostředí, protože ohrožují udržení životodárných podmínek pro lidskou existenci a u ztrát druhů pak jde o nevratný proces, který podkopává samotnou existenci života na Zemi. Biodiverzita a diverzita biotopů a ekosystémů jsou klíčovou podmínkou zachování života na Zemi, neboť obsahují základní přírodní procesy podpory života lidí (poskytují potravu, regulují teploty a vodu v krajině, recyklují živiny, čistí ovzduší, vody, obnovují půdu atd.). Život na Zemi je neoddělitelně spjat s pulzujícím tokem sluneční energie, kterou autotrofní fotosyntetizující ekosystémy dokážou efektivně využívat k mírnění teplotních extrémů, udržování chemického složení atmosféry, k produkci biomasy a dalším základním životodárným funkcím.

Přírodní ekosystémy, samovolně utvářené sukcesními procesy, sehrály a nadále hrají rozhodující úlohu ve vzniku, udržování a rozvoji života lidského druhu, současné sociálně ekonomické systémy lidí, zejména tržní systémy, však dosud nepreferují tyto skutečnosti ve svých hodnotách. Ekosystémy a jejich životodárné funkce jsou dosud lidmi využívány a ničeny jako bezplatné dary či služby přírody. Zhruba od počátku 21. století se v důsledku toho začal intenzívně rozvíjet výzkum a ekonomické hodnocení ekosystémových služeb. Po dekádě zkušeností se však v současnosti ukazuje, že výsledky tohoto hodnocení ekosystémových přínosů jsou jen obtížně využitelné při praktickém racionálním rozhodování v ochraně a využívání přírody a krajiny. Důvodů je celá řada:

- 1) Je obtížné podat úplný seznam služeb ekosystémů, které tvoří složitou síť od neviditelné živé buňky s jejím prostředím až po základní zemské biomy.
- 2) Mnohé z ekosystémových služeb jsou vzájemně komplementární, jiné se vzájemně vylučují.
- 3) Stejně obtížné je vyjádřitelná celková ekonomická hodnota služeb ekosystémů a to zejména pod vlivem jednostranně utilitárního chápání ekonomické hodnoty v tržních ekonomikách.
- 4) Nesjednocené jsou názory na úlohu faktoru času v ekonomii a ekologii.

Proto bylo v české ochraně životního prostředí akceptováno již se vstupem do 21. století, že pro praktickou ochranu přírody a krajiny je nejnadějnějším přístupem územní přístup a k tomu byla využita v r. 2000 bílou knihou EU doporučená hesenská metoda hodnocení biotopů (Bílá kniha, 2000).

Metoda hodnocení biotopů je založena na vypracování úplného seznamu typů biotopů určitého území (např. ČR) a jejich bodovém ohodnocení. Bodová hodnota pro každý jednotlivý typ biotopu byla získána z týmového expertního hodnocení prostřednictvím osmi níže uvedených ekologických a ekonomických charakteristik, přičemž každá charakteristika byla pro konkrétní typ biotopu týmově

obodována v rozsahu od jednoho do šesti bodů (vyloučeno bylo použití nuly). Bodované charakteristiky zahrnovaly:

- 1) zralost typu biotopu [body dle fylogenetického (=vývojového) stáří formace a druhů]
- 2) přirozenost typu biotopu [6 bodů zcela přírodní, 1 bod zcela atopogenní]
- 3) diverzita struktur typu biotopu [6 bodů za všechny vegetační vrstvy]
- 4) diverzita druhů typu biotopu [body dle počtu všech přirozeně se vyskytujících druhů]
- 5) vzácnost typu biotopu [body dle biogeografické ojedinělosti, četnosti a rozlohy]
- 6) vzácnost druhů typu biotopu [body dle počtu vzácných a ohrožených druhů]
- 7) citlivost (zranitelnost) typu biotopu [body dle míry zranitelnosti změnou stanovištních podmínek]
- 8) ohrožení typu biotopu [body dle závislosti na změně lidských aktivit]

Zatímco prvé čtyři charakteristiky vyjadřují vnitřní ekologickou kvalitu daného typu biotopu, druhé čtyři charakteristiky podchycují jeho význam v širším okolí. Součet bodů za prvé čtyři charakteristiky byl násoben součtem bodů za druhé čtyři charakteristiky, vztažen k maximálnímu počtu bodů (576) a výsledek násoben 100.

$$[((1 + 2 + 3 + 4) * (5 + 6 + 7 + 8)) / 576] * 100 = \text{počet bodů (3-100)}$$

Takto získaná bodová hodnota typu biotopu představuje jeho relativní ekologickou hodnotu (význam) jako specifického prostředí pro specifické druhy života vzhledem k ostatním typům biotopů.

Interdisciplinární tým ekologů a ekonomů vymezil k roku 2003 celkem 192 typů biotopů, které umožňovaly zařadit každou část území ČR pod některý z vymezených typů, a provedl jejich bodové ohodnocení (Seják, Dejmal a kol. 2003). V letech 2016-2017 je v rámci projektu TAČR (TD03000093) seznam typů biotopů ČR aktualizován a zahrnuje nyní 127 přírodních a 38 přírodně vzdálených až cizích typů biotopů a jejich bodová ohodnocení. Metodika hodnocení biotopů ČR je aktualizována pro AOPK ČR, která bude spolu s dalšími orgány ochrany přírody a krajiny jejím hlavním uživatelem.

Metoda hodnocení biotopů je přínosná pro praktickou ochranu přirozené krajiny a při hodnocení změn v krajině zejména proto, že umožňuje vyjadřovat bodové hodnoty typů biotopů v penězích a kvantifikovat jak ekologické újmy z poškozování přirozené krajiny, tak ekologické přínosy z revitalizačních projektů její obnovy. Peněžní hodnota jednoho biotopového bodu je odvozena z výběrového souboru revitalizačních projektů a průměrných revitalizačních nákladů na přírůstek jednoho bodu. Společenská reálnost a opodstatněnost biotopového oceňování je tím mnohem větší než kdyby byly hodnoty bodu odvozovány z ochoty jednotlivců platit za revitalizaci krajiny, což je nejčastěji využívané subjektivní pojetí ekonomické hodnoty podle standardní ekonomie hlavního proudu. Tím, že na straně efektů je zahrnut bodový nárůst kvality krajiny, je s biotopovou hodnotou vtažena do ekonomického systému poprvé ekologická hodnota krajiny coby prostředí pro fungování přirozených ekosystémů a jejich základních životodárných funkcí.

K roku 2004 byla hodnota biotopového bodu stanovena ve výši 12,36 Kč/m² a v následujících letech valorizována podle ročních měr inflace v ČR. Pro rok 2017 činila 16,10 Kč/m². V rámci zmíněného projektu TAČR byla také propočtena aktuální hodnota biotopového bodu na základě analýzy efektivnosti nákladů 182 revitalizačních projektů Operačního programu ŽP. Jeho hodnota činí 29,37 Kč/m². V porovnání s valorizovanou částkou to svědčí o tom, že reálná míra inflace byla v oblasti revitalizací cca o 82 % vyšší než celostátně vykazovaná.

Bylo by možné dále analyzovat, zda příčinou této neshody je skutečnost, že ČSÚ podhodnocuje skutečné míry inflace, či skutečnost, že se spuštěním Operačního programu došlo k většímu plýtvání alokovanými prostředky než v předchozím období, kdy revitalizace byly hrazeny jen z národních zdrojů. Svou roli patrně sehrály oba faktory. V každém případě, pro rok 2018 je třeba počítat s výrazným nárůstem hodnoty biotopového bodu.

2. Právní aspekty MHB

Jak bylo výše uvedeno, přínos metody hodnocení biotopů pro praktickou ochranu přírody a krajiny spočívá v tom, že umožňuje sledovat změny biotopů (zvýšení či snížení bodové hodnoty biotopů) a kvantifikovat ekologickou újmu, k níž na konkrétním území dochází v důsledku lidské činnosti. Je tak využitelná jak ve fázi rozhodování, zda a za jakých podmínek má být potenciálně škodlivá činnost povolena, tak při ukládání nápravných opatření a sankcí v případě ekologické újmy činností způsobené. Specifický význam pak má pro internalizaci externích vlivů lidské činnosti na přírodu, resp. biotopy. Zatímco negativní externality způsobené (povoleným) znečišťováním vod či ovzduší nebo využíváním některých přírodních zdrojů (půdy, nerostných surovin) jsou v české právní úpravě zohledněny, negativním změnám biotopů (a s tím související kvalitě ekosystémových služeb) zákonodárce dosud nevěnoval pozornost a nese je tak celá společnost. Než se podrobněji zaměříme na možnosti zavedení metody hodnocení biotopů do právního řádu České republiky, je třeba stručně představit existující instituty a nástroje, které musí brát případné změny právní úpravy v úvahu.

2.1. Pojem ekologická újma v české právní úpravě

Pro případ narušení biotopu lidskou činností pracuje metoda hodnocení biotopů s pojmem *ekologická újma*. Tento pojem není v české právní úpravě nový, jeho používání však není jednotné, a zaslouží si proto bližší vysvětlení.

a) (Majetková) škoda vs. (nemajetková) újma

Pojem ekologická újma se v české právní úpravě objevil v roce 1992, kdy byl jako jeden ze základních pojmů práva životního prostředí začleněn do zákona č. 17/1992 Sb., o životním prostředí (dále též jen „zákon o životním prostředí“ nebo „ZŽP“). Podle § 10 se ekologickou újmou rozumí „ztráta nebo oslabení přirozených funkcí ekosystémů, vznikající poškozením jejich složek nebo narušením vnitřních vazeb a procesů v důsledku lidské činnosti“. Podmínky odpovědnosti za způsobenou ekologickou újmu jsou upraveny v § 27 zákona, pozornost jim bude věnována dále. Důvodová zpráva k návrhu zákona¹ byla velmi stručná a obsahu ani důvodům zavedení pojmu ekologická újma do české právní úpravy se dále nevěnovala, je však zřejmé, že jeho účelem bylo vytvořit samostatnou kategorii ztráty na životním prostředí, která by se odlišovala od škody v občanskoprávním smyslu chápané zpravidla jako ztráta na majetku. Pro označení ztráty přirozených funkcí ekosystémů zákonodárce vcelku logicky zvolil pojem újma, který byl již v době přijetí zákona o životním prostředí používán pro jiné typy nemajetkových ztrát (srov. újma na zdraví či újma na cti).

Pojmu ekologická újma se zákonodárce přidržel i při transpozici směrnice Evropského parlamentu a Rady 2004/35/ES o odpovědnosti za životní prostředí v souvislosti s prevencí a nápravou škod na životním prostředí (v anglickém znění directive on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage), která byla v České republice provedena zákonem č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmy a o její nápravě (dále též jen „zákon o ekologické újmě“ nebo „ZEÚ“). Vznikla tak poněkud paradoxní – avšak při znalosti terminologie používané v České republice pochopitelná – situace, kdy je obsahově totožný institut v českém transpozičním předpise označen jiným pojmem než v oficiálním českém znění směrnice².

Je třeba říci, že rozlišování pojmů škoda ve smyslu materiální, resp. přesněji majetkové, ztráty a újma ve smyslu imateriální, resp. nemajetkové, ztráty má svou logiku a bylo potvrzeno novým občanským zákoníkem č. 89/2012 Sb. (dále též jen „NOZ“), který používá nadřazený pojem újma jednak pro újmu majetkovou (kterou označuje též pojmem újma na jmění nebo škoda³), jednak pro újmu ne-

1 Srov. POSLANECKÁ SNĚMOVNA PARLAMENTU ČESKÉ REPUBLIKY, DIGITÁLNÍ REPOZITÁŘ. Federální shromáždění České a Slovenské federativní republiky: Tisk č. 921. Návrh poslanců Ondřeje Humla, Miloslava Soldáta, Vladimíra Savčinského a Petra Gandaloviče na vydání Zákona o životním prostředí [online]. 1990-1992 [cit. 2017-07-03]. Dostupné z: https://www.psp.cz/eknih/1990fs/tisky/t0921_01.htm.

2 Zatímco zákon č. 167/2008 Sb. používá pojem ekologická újma, české znění směrnice 2004/35/ES se přidrží překladu anglického originálu environmental damage a používá pojem škody na životním prostředí.

3 Srov. § 2894 odst. 1 NOZ.

majetkovou (tedy újmu, která není přímou ztrátou na majetku, např. újma na zdraví, cti, soukromí). Použití výrazu ekologická újma odpovídá tomuto dělení a jeho využití pro označení poškození životního prostředí je vhodné, neboť se jedná o typ ztráty, který se od (majetkové) škody v mnohém liší.

V právní terminologii tak pojem škoda v environmentálním kontextu označuje takové poškození součásti životního prostředí, které znamená majetkovou újmu určité osoby, typicky vlastníka dané součásti životního prostředí (lesa, půdy). Základním předpokladem vzniku škody v právním smyslu je tedy skutečnost, že narušená součást životního prostředí je předmětem vlastnického práva, jinými slovy, že má vlastníka, který se ocitá v postavení poškozeného. Ekologická újma jako nemajetková ztráta na ekosystému naproti tomu vzniká zcela nezávisle na majetkoprávních vztazích, tedy bez ohledu na to, zda narušená součást životního prostředí má, či nemá vlastníka. Pro posouzení vzniku ekologické újmy a její nápravu jsou případné vlastnické vztahy irelevantní; cílem právní úpravy v tomto případě není náhrada majetkové ztráty konkrétního poškozeného (typicky vlastníka), ale náprava poškozených ekosystémových funkcí, které slouží celé společnosti. Je přitom zřejmé, že v praxi budou poškození životního prostředí v mnoha případech vykazovat znaky jak škody, tak ekologické újmy (poškozený les, kontaminovaná půda). „Čistá“ ekologická újma však není nijak výjimečná, typickým příkladem je újma způsobená akvatickému ekosystému únikem znečišťujících látek do vod (ani vody, ani volně žijící živočichové nejsou dle českého práva předmětem vlastnického práva⁴, chybí zde tedy poškozený, kterému by byla způsobena škoda ve smyslu majetkové ztráty). Rozlišování škody a ekologické újmy má významné právní důsledky. Škoda je institutem soukromoprávním, jehož účelem je náhrada majetkové újmy způsobené konkrétní fyzické či právnické osobě. Oprávněným ze způsobené škody je poškozený (typicky vlastník poškozené součásti životního prostředí) a je plně na jeho uvážení, zda a v jaké formě bude odpovědnost za způsobenou škodu vymáhat. Ekologická újma naproti tomu je institutem veřejnoprávním a právní úprava odpovědnosti za ni slouží nikoliv k obnově narušené majetkové sféry konkrétní osoby, ale k obnově narušených ekosystémových funkcí. Oprávněným z ekologické újmy je stát, který ve vztahu k jejímu původci reprezentuje všechny své občany a jejich zájem na „řádném“ fungování ekosystémů. Vymáhání odpovědnosti není na rozdíl od škody otázkou volného uvážení, stát je povinen po původci požadovat nápravu ve formě upravené právními předpisy.⁵

b) Ekologická újma dle ZŽP vs. ekologická újma dle ZEÚ

Na první pohled by se mohlo zdát, že mladší a podrobnější zákon o ekologické újmě je prováděcím předpisem stručných a obecných ustanovení staršího zákona o životním prostředí, a to tím spíše, že zákon o životním prostředí v § 27, upravujícím odpovědnost za ekologickou újmu, na zvláštní zákony odkazuje.⁶ Ve skutečnosti tomu tak ale není, zákony vznikaly v různých dobách a s odlišným účelem a jsou na sobě zcela nezávislé (byť logicky se do určité míry překrývají). Zatímco zákon o životním prostředí představuje obecné, ideové východisko konceptu ekologické újmy, zákon o ekologické újmě je transpozicí směrnice 2004/35/ES, která s konceptem ekologické újmy dle zákona o životním prostředí nemá formálně nic společného, což dokládá jak samotná definice pojmu ekologická újma v této směrnici, resp. zákoně č. 167/2008 Sb., tak podmínky odpovědnosti, které oba zákony upravují odlišně.

Zatímco zákon o životním prostředí definuje ekologickou újmu obecně a relativně jednoduše jako (jakoukoliv) ztrátu nebo oslabení přirozených funkcí ekosystémů vznikající poškozením jejich slo-

4 Povrchové ani podzemní vody nejsou dle § 3 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách, předmětem vlastnictví a nejsou součástí ani příslušenstvím pozemku, na němž nebo pod nímž se vyskytují. Volně žijící živočichové jsou považováni za *res nullius*, tedy věci ničí.

5 Podrobněji k rozdílům mezi odpovědností za škodu a odpovědností za ekologickou újmu srov. např. DAMOHORSKÝ M. a kol. (2010). *Právo životního prostředí*, 3. vydání. Praha: C.H.Beck, s. 81 a násl. ISBN 978-80-7400-338-7, nebo STEJSKAL V., VÍCHA O. (2009). *Zákon o předcházení ekologické újmě a o její nápravě s komentářem, souvisejícími předpisy a s úvodem do problematiky ekologicko-právní odpovědnosti*. Praha: Leges, s. 22-26. ISBN 978-80-87212-07-3.

6 Srov. § 27 odst. 3 ZŽP: „Oprávněným ze způsobené ekologické újmy je stát; podrobnosti stanoví zákony České národní rady a Slovenské národní rady.“

žek nebo narušením vnitřních vazeb a procesů v důsledku lidské činnosti, zákon o ekologické újmě přebírá poměrně komplikovanou definici obsaženou ve směrnici 2004/35/ES. Ekologickou újmou se podle tohoto zákona rozumí „nepříznivá měřitelná změna přírodního zdroje nebo měřitelné zhoršení jeho funkcí, která se může projevit přímo nebo nepřímo...“⁷, přičemž jsou dále specifikovány zdroje, jichž se právní úprava týká, a změny, které jsou považovány za relevantní. Jedná se na prvním místě o chráněné druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a chráněná přírodní stanoviště; změna v jejich případě musí mít závažné nepříznivé účinky na dosahování nebo udržování příznivého stavu jejich ochrany. Dále jsou dotčeny vody, a to jak podzemní, tak povrchové, včetně přírodních léčivých zdrojů a zdrojů přírodních minerálních vod; změna musí mít v tomto případě závažný nepříznivý účinek na ekologický, chemický nebo množství stav vody nebo na její ekologický potenciál. Třetím a posledním přírodním zdrojem, jehož nepříznivá změna je považována za ekologickou újmu, je půda; v úvahu je však bráno pouze znečištění, které „představuje závažné riziko nepříznivého vlivu na lidské zdraví v důsledku přímého nebo nepřímého zavedení látek, přípravků, organismů nebo mikroorganismů na zemský povrch nebo pod něj“⁸. Na ekologickou újmu způsobenou zábořem zemědělské či lesní půdy se právní úprava nevztahuje.

Ekologická újma dle zákona o ekologické újmě, resp. směrnice 2004/35/ES, je tedy pojmem mnohem užším než ekologická újma dle zákona o životním prostředí, když jednak nezahrnuje všechny přírodní zdroje (netýká se zejména nechráněných druhů rostlin a živočichů), jednak vyžaduje kvalifikovanou změnu dotčeného přírodního zdroje, ať už z hlediska kvalitativního (u půdy pouze znečištění, nikoliv též např. mechanické poškození nebo zastavení půdy), či kvantitativního (změna musí být vždy závažná, u půdy navíc musí představovat riziko nepříznivého vlivu na lidské zdraví, případný negativní vliv na živé organismy není brán v úvahu).

Obě právní úpravy se liší též ve stanovení okruhu povinných subjektů (dle zákona o životním prostředí může být za ekologickou újmu odpovědný každý, dle zákona o ekologické újmě se stanovení povinnosti vztahují v zásadě pouze na provozovatele činnosti zařazené v seznamu provozních činností uvedeném v příloze č. 1 zákona⁹), v podmínkách odpovědnosti (zákon o životním prostředí předpokládá vznik odpovědnosti pouze v případě, že je ekologická újma způsobena protiprávním jednáním¹⁰, zákon o ekologické újmě se uplatní i v případě ekologické újmy způsobené činností v souladu s právem¹¹) i v obsahu povinností uložených původci ekologické újmy (pro oba zákony je společné hierarchické vymezení způsobů nápravy, kdy primární je obnova poškozeného ekosystému, resp. přírodního zdroje, a sekundární určitá forma kompenzace, zákon o ekologické újmě je však mnohem podrobnější a na rozdíl od zákona o životním prostředí nepočítá s náhradou újmy v penězích).

c) Ekologická újma v platné právní úpravě vs. ekologická újma v MHB

Metoda hodnocení biotopů používá pojem *ekologická újma* ve smyslu (jakéhokoliv) znehodnocení či narušení přírodního či přírodě blízkého biotopu lidskou činností. V tomto smyslu se tedy velmi blíží pojmu ekologická újma dle zákona o životním prostředí (který však zahrnuje i poškození jiných složek ekosystémů, např. usmrcení jednoho jedince klíčového druhu). Vztah k pojmu ekologická újma dle zákona o ekologické újmě je složitější: ekologická újma pro potřeby metody hodnocení biotopů je významově užší v tom smyslu, že nezahrnuje změny na chráněných druzích rostlin a živočichů, půdě či vodách, které zároveň neznamenají narušení biotopu jako takového (např. usmrcení několika

7 § 2 písm. a) ZEÚ.

8 § 2 písm. a) bod 3 ZEÚ.

9 Srov. § 4 a přílohu č. 1 ZEÚ. Činnosti uvedené v příloze zahrnují provozování zařízení podléhajících vydání integrovaného povolení dle zákona č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci, provozování zařízení k nakládání s odpady dle zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech, nakládání s vodami dle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a další. Povinnosti se přitom na provozovatele vztahují bez ohledu na soukromou či veřejnou povahu činnosti a její ziskový či neziskový charakter.

10 Srov. § 27 odst. 1 ZZP: „Každý, kdo poškozením životního prostředí nebo jiným protiprávním jednáním způsobil ekologickou újmu, je povinen...“.

11 Výjimku z tohoto obecného pravidla představuje ustanovení § 5, které pro případ újmy na chráněných druzích či stanovištích rozšiřuje okruh povinných subjektů i na provozovatele činností neuvedených v příloze č. 1 ovšem pouze za předpokladu, že újma byla způsobena výkonem činnosti v rozporu s právními předpisy.

jedinců chráněného druhu či za určitých podmínek znečištění podzemních vod), a současně širší, neboť pokrývá i narušení biotopů, která se do definice ekologické újmy dle zákona o ekologické újmě nevejdou (ať už proto, že se netýkají přírodních zdrojů, které zákon bere v úvahu, nebo proto, že k narušení dochází jiným způsobem, než který zákon považuje za relevantní; příkladem může být poškození lesního ekosystému, který není předmětem zvláštní ochrany, nebo využití původně zemědělského pozemku pro stavební účely). Vztah ekologické újmy dle metody hodnocení biotopů a platné české právní úpravy lze zjednodušeně vyjádřit následujícím obrázkem:

Je třeba zdůraznit, že uvedený vztah bere v úvahu pouze obsah pojmu *ekologická újma*, nikoliv též odpovědnost za ekologickou újmu, resp. obecně povinnosti, které původci ekologické újmy vzniknou.

2.2. Existující právní nástroje zohledňující ekologickou újmu

Přestože pojem *ekologická újma* nalezneme hned ve dvou právních předpisech, je česká právní úprava tohoto konceptu pouze útržkovitá. Relativně komplexní úpravu přináší zákon č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmě a o její nápravě, jak bylo ale vysvětleno výše, vztahuje se tento zákon pouze na ekologickou újmu splňující přesně vymezená kritéria, mezi něž patří zejména charakter narušeného přírodního zdroje a intenzita narušení. Ekologická újma, která se netýká vyjmenovaného přírodního zdroje, resp. nedosahuje stanovené intenzity, stejně jako ekologická újma způsobená činností neuvedenou v příloze č. 1 zákona o ekologické újmě, není tímto zákonem dotčena a vztahují se na ni pouze obecné nástroje upravené jinými právními předpisy z oblasti práva životního prostředí.

Vzhledem k šíři konceptu ekologické újmy (v obecném smyslu je za ni považováno jakékoliv narušení ekosystémů lidskou činností) lze s jistým zjednodušením říci, že jej zohledňují všechny nástroje práva životního prostředí, neboť jejich podstatou je regulovat lidskou činnost, která ekologickou újmu způsobuje. S ohledem na cíl tohoto příspěvku se dále ve stručnosti zaměříme na dva základní typy nástrojů, které jsou z hlediska ekologické újmy relevantní: nástroje (kvazi)odpovědnosti a ekonomické.

a) (Kvazi)odpovědnostní nástroje: nápravná opatření a sankce

Odpovědnostní nástroje jsou nástroje, které se dle platné právní úpravy uplatní v případě, kdy je protiprávním jednáním způsobena ekologická újma určité intenzity, resp. kdy narušení ekosystému přesáhne tzv. míru únosného zatížení, která je stanovena právními předpisy¹². Taková ekologická újma je závadným stavem, tedy stavem v rozporu s právem (protiprávním stavem), a osobě, která ji způsobila, vznikají nové, odpovědnostní povinnosti, jejichž podstatou je jednak ekologickou újmu napravit, jednak vyhovět sankci uložené za porušení právní normy (typicky zaplatit pokutu). Nápravná opatření a sankce se tedy vzájemně nevyklučují, ale naopak doplňují.

Nápravná opatření jsou stěžejním nástrojem řešení ekologické újmy, která již nastala¹³. Jak již vyplývá z jejich názvu, je cílem nápravných opatření způsobenou ekologickou újmu napravit. Obecná pravidla pro nápravu ekologické újmy jsou stanovena v již zmíněném § 27 odst. 1 zákona č. 17/1992

12 Srov. § 11 ZŽP, podle něhož „[ú]zemí nesmí být zatěžováno lidskou činností nad míru únosného zatížení“. Ustanovení § 12 upřesňuje, že „[p]řípustnou míru znečišťování životního prostředí určují mezní hodnoty stanovené zvláštními předpisy; tyto hodnoty se stanoví v souladu s dosaženým stavem poznání tak, aby nebylo ohrožováno zdraví lidí a aby nebyly ohrožovány další živé organismy a ostatní složky životního prostředí.“ Byť zákon hovoří o „přípustné míře znečišťování“, je zřejmé, že požadavek stanovení mezních hodnot se vztahuje nejen na znečišťování, ale na jakoukoliv činnost, která znamená zatížení životního prostředí.

13 V tomto směru doplňují preventivní opatření, jejichž cílem je ekologické újmě předejít a mezi něž patří například podmínky provozu zařízení s negativním vlivem na životní prostředí (typicky emisní limity a jiná opatření k omezení negativního vlivu). Preventivní opatření jsou základem ochrany životního prostředí, jejich analýza však přesahuje zaměření tohoto příspěvku. K tématu srov. např. PRŮCHOVÁ I., BAHÝLEOVÁ L. (2012). K prevenci vzniku environmentálních újem. In: JANČÁŘOVÁ I., VOMÁČKA V. (eds.) (2012). Odpovědnost v právu životního prostředí. Sborník příspěvků z konference, Brno, září 2012. Spisy Právnické fakulty Masarykovy univerzity v Brně, svazek 429. s. 9-34. ISBN 978-80-210-6037-1.

Sb., o životním prostředí: tomu, kdo ekologickou újmu protiprávním jednáním způsobil, vzniká na prvním místě povinnost obnovit přirozené funkce narušeného ekosystému nebo jeho části, teprve není-li to možné či z vážných důvodů účelné, přichází v úvahu jiná forma nápravy, označená zákonem jako *náhradní plnění*. Tímto plněním se rozumí opatření kompenzující vzniklou ztrátu, jehož přesná povaha záleží na konkrétní situaci (typicky se může jednat o výsadbu několika nových stromů za pokácení jednoho vzrostlého jedince). Není-li ani náhradní plnění možné, uvádí zákon o životním prostředí na třetím místě povinnost nahradit ekologickou újmu v penězích¹⁴, ve věci výpočtu a dalších podrobností přitom odkazuje na prováděcí právní předpis, který však nebyl dosud (za více než 25 let od účinnosti zákona) přijat.

Přestože se pojem *ekologická újma* v tzv. složkových předpisech (tj. předpisech, jejichž cílem je ochrana jednotlivých složek životního prostředí¹⁵) až na výjimky¹⁶ objevuje pouze v souvislosti s odkazy na zákon č. 167/2008 Sb., je právní úprava nápravných opatření jejich běžnou součástí¹⁷. Zpravidla je vztahují k závadnému stavu způsobenému na chráněné složce (tedy k *de facto* ekologické újmě, ačkoliv tento výraz nepoužívají) jednáním v rozporu s právními předpisy a jejich přesný obsah ponechávají na určení orgánu, který o jejich uložení rozhoduje¹⁸.

Samostatnou a zdaleka nejpropracovanější úpravu nápravných opatření pochopitelně obsahuje zákon č. 167/2008 Sb., o předcházení ekologické újmě a o její nápravě, jehož je náprava ekologické újmy samou podstatou. Je třeba zdůraznit, že v případě tohoto zákona se nejedná o „pravé“ odpovědnostní nástroje, ale o nástroje, které bychom mohli označit jako „kvaziodpovědnostní“, neboť se uplatňují bez ohledu na to, zda k ekologické újmě došlo povolenou činností či protiprávním jednáním. V případě vzniku nebo zjištění ekologické újmy je provozovatel povinen „*neprodleně provést veškerá proveditelná nápravná opatření k okamžité kontrole, omezení, odstranění nebo jinému zvládnutí znečišťujících látek nebo jiných škodlivých faktorů, jejichž cílem je omezit ekologickou újmu a nepříznivé účinky na lidské zdraví nebo předejít dalšímu rozšiřování ekologické újmy, nepříznivým účinkům na lidské zdraví nebo dalšímu zhoršení funkcí přírodních zdrojů*“¹⁹. Kromě těchto bezprostředních nápravných opatření, jejichž účelem je okamžitě zareagovat na vznikající ekologickou újmu a omezit její rozsah, je provozovatel dále povinen provést následná nápravná opatření, jejichž účelem je

14 Zákon doplňuje, že „[s]ouběh těchto náhrad se nevylučuje“. Na první pohled se může zdát, že se toto pravidlo vylučuje se základní podmínkou uplatnění náhradního plnění, resp. peněžní náhrady, kterou je skutečnost, že jiná forma nápravy není možná. Je zřejmé, že souběh bude vyloučen v případě, kdy bude možné narušený ekosystém uvést do původního stavu (k náhradnímu plnění ani peněžní kompenzaci v takovém případě není důvod). Lze si jej ale představit v případě náhradního plnění, kterým nedojde k plné kompenzaci vzniklé ztráty, peněžní náhrada by tak sloužila k „dovornání“ části, kterou by se nepodařilo kompenzovat (příkladem může být pokácení vzrostlého stromu, což je ekologická újma, kterou nelze uvést do původního stavu, nápravné opatření by spočívalo ve vysázení několika mladých stromků, které ale nejsou schopny vzniklou ztrátu plně kompenzovat, rozdíl mezi ekologickou hodnotou stromu a ekologickou hodnotou vysázených stromků by byl odpovědnou osobou nahrazen v penězích).

15 Jedná se zejména o zákony zaměřené na ochranu pěti základních složek životního prostředí, tedy ovzduší, vody, půdy, lesa a přírody a krajiny, kterými jsou zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, zákon č. 254/2001 Sb., o vodách, zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, a zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

16 Touto výjimkou je zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, který pojem ekologická újma používá ve vztahu ke ztrátě způsobené (povoleným) pokácením dřeviny rostoucí mimo les (srov. § 9 odst. 1). Zákon zároveň upravuje nápravné opatření, jež má sloužit ke kompenzaci způsobené ekologické újmy, kterým je přiměřená náhradní výsadba (osobě, které bylo povoleno kácení, ji ukládá orgán ochrany přírody).

17 Srov. § 42 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách (opatření k nápravě závadného stavu na vodách), § 3c zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu (opatření k nápravě závadného stavu na zemědělské půdě), § 51 odst. 1 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích (opatření k odstranění nedostatků zjištěných orgány státní správy lesů, včetně opatření ke zlepšení stavu lesů a plnění jejich funkcí), či § 86 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

18 Výjimkou je v tomto směru zákon o ochraně přírody a krajiny, který výslovně uvádí, že poškozenou část přírody a krajiny je třeba primárně navrátit do původního stavu a teprve není-li to možné a účelné, umožňuje příslušnému orgánu uložit povinnému, aby provedl „*přiměřená náhradní opatření k nápravě*“, jejichž „*účelem je kompenzovat, byť jen zčásti, následky nedovoleného jednání*“ (srov. § 86 odst. 1 a 2 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny).

19 Viz § 7 odst. 1 ZEÚ.

napravit ekologickou újmu, k níž již došlo, a která jsou provozovateli ukládána v řízení o uložení nápravných opatření vedeném příslušným orgánem^{20,21}

Sankce jsou v právu životního prostředí velmi významným nástrojem, z hlediska ekologické újmy je však jejich role pouze sekundární, neboť jejich účelem je potrestat pachatele, resp. působit výchovně na společnost, nikoliv nahradit ekologickou újmu. Jednotlivé skutkové podstaty (typová vymezení) přestupků spolu se sankcemi (ve formě pokut), jež lze za jejich spáchání uložit, nalezneme v jednotlivých právních předpisech. Sankce může být zpravidla uložena i v případě nesplnění povinnosti provést nápravné opatření k odstranění či zmírnění ekologické újmy. V případě kvalifikované ekologické újmy si lze představit i uplatnění odpovědnosti za některý z trestných činů upravených v hlavě VIII (Trestné činy proti životnímu prostředí) zákona č. 40/2009 Sb., trestního zákoníku; sankcí v takové případě může být trest odnětí svobody, zákazu činnosti či propadnutí věci.²²

V principu platí, že závažnost způsobené ekologické újmy by se měla promítnout ve výši uložené sankce, v praxi je však zohlednění způsobené ztráty v případech, kdy došlo „pouze“ k narušení ekosystémů a nikoliv též k majetkové škodě, obtížné. Příkladem za všechny může být pokuta ve výši 1,7 milionu Kč uložená v roce 2016 společnosti ZS Vilémov, a.s. za úhyn osmi a půl tisíce kriticky ohrožených raků říčních v řece Doubravce v důsledku úniku pesticidu z vnitropodnikové kanalizace²³. Při neexistenci komplexních pravidel pro vyjádření ekonomické (peněžní) hodnoty způsobené ztráty (tedy pro kvantifikaci ekologické újmy), spočívající nejen v úhynu raků, ale ve zničení veškerého života v 6,5 km dlouhém úseku řeky, je takřka nemožné říci, zda je uložená sankce odpovídající.

b) Ekonomické nástroje, zejména poplatky za zábor půdy

Jako ekonomické nástroje (anglicky *market-based instruments*) označujeme nástroje, které chování adresátů ovlivňují nepřímou (označovány jsou také jako *nástroje nepřímého působení*) tím, že ekonomicky znevýhodňují chování s negativním vlivem na životní prostředí (tzv. nástroje negativní stimulace, typicky poplatky, dále například daně či povolenky na emise skleníkových plynů), resp. zvyhodňují chování s vlivem pozitivním (tzv. nástroje pozitivní stimulace, typicky nejruznější dotace, příspěvky a granty). Je třeba zdůraznit, že ekonomické nástroje se uplatňují primárně u chování v souladu s právem: nenařizují adresátovi určitý způsob chování, ale ekonomicky jej k němu motivují. Ekonomické nástroje v tomto směru doplňují nástroje přímého působení (anglicky *command-and-control instruments*, v české právní doktríně nazývané administrativněprávní), jako jsou příkazy a zákazy. Základními funkcemi ekonomických nástrojů jsou funkce motivační (motivují k environmentálně šetrnějšímu chování), kompenzační (kompenzují ekologickou újmu vznikající chováním s negativním vlivem na životní prostředí), internalizační (internalizují negativní externalitu vznikající chováním s negativním vlivem na životní prostředí, tedy je převádějí do nákladů

20 Řízení o uložení preventivních opatření nebo nápravných opatření zahájí příslušný orgán z moci úřední, jakmile se dozví o skutečnosti, která nasvědčuje tomu, že mohlo dojít k ekologické újmě nebo pokud bezprostředně hrozí její vznik, případně je lze zahájit na základě odůvodněné žádosti, kterou mohou podat fyzické a právnické osoby, které jsou ekologickou újmu dotčeny nebo u nichž je takové dotčení pravděpodobné. Srov. § 8 odst. 1 a 2 ZEÚ.

21 Podrobněji k právní úpravě nápravných opatření v zákoně o ekologické újmě srov. např. HUMLÍČKOVÁ P. (2012). Právní odpovědnost za ztráty na životním prostředí. In: *Lidská práva, právní odpovědnost a ochrana životního prostředí*. Acta Universitatis Carolinae, Iuridica 3/2011. Univerzita Karlova v Praze – Nakladatelství Karolinum, s. 193-203. ISBN 978-80-246-2091-6, nebo STEJSKAL V., VÍCHA O. (2009), s. 88 a násl.

22 Obecně k deliktovní odpovědnosti v ochraně životního prostředí srov. např. DAMOHORSKÝ M. (2012). Deliktovní odpovědnost v ochraně životního prostředí. In: *Lidská práva, právní odpovědnost a ochrana životního prostředí*. Acta Universitatis Carolinae, Iuridica 3/2011. Univerzita Karlova v Praze – Nakladatelství Karolinum, s. 11-18. ISBN 978-80-246-2091-6. Podrobněji k jednotlivým trestným činům proti životnímu prostředí srov. JELÍNEK J. a kol. (2016). *Trestní právo hmotné*. 5. aktualizované a doplněné vydání podle stavu k 1. 2. 2016. Praha: Leges, s. 774-802. ISBN 978-80-7502-120-5.

23 Viz STREICHSBIEROVÁ E. *Za úhyn osmi tisíc raků v řece Doubravce padla jedna z nejvyšších pokut*. iDNES.cz. 18. března 2016 [cit. 11-09-2017]. Dostupné z: http://jihlava.idnes.cz/zemedelska-spolecnost-vilemov-dostala-druhou-pokutu-pdw-/jihlava-zpravy.aspx?c=A160318_160644_jihlava-zpravy_evs.

původce) a fiskální (přispívají k získávání finančních prostředků, jež mohou být využity pro ochranu životního prostředí).²⁴

Stěžejním ekonomickým nástrojem v právu životního prostředí jsou poplatky. Na rozdíl od daní představují poplatky ekvivalentní a účelové platby, jsou tedy placeny za určitou konkrétní veřejnou službu, resp. užívání určitého veřejného statku (v našem případě složky životního prostředí či přírodního zdroje), a výnos z nich by měl být účelově vázán na podporu dané veřejné služby, resp. obnovu či údržbu daného veřejného statku (v našem případě životního prostředí či přírodního zdroje). V české právní úpravě je zakotveno několik druhů poplatků týkajících se činností s negativním vlivem na životní prostředí, žádný z nich se však nevztahuje přímo na ekologickou újmu způsobenou na ekosystému, resp. biotopu. Do jisté míry je narušení konkrétního biotopu zohledněno pouze v odvodu²⁵ za odnětí půdy ze zemědělského půdního fondu, resp. v poplatku za odnětí pozemku plnění funkcí lesa, v ostatních případech existuje vztah poplatku a ekologické újmy pouze v obecné rovině²⁶.

Odvod za odnětí zemědělské půdy ze zemědělského půdního fondu (dále též jen „ZPF“) je upraven v § 11 a násl. zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu (dále též jen „ZOZPF“) ²⁷. Platí jej osoba, které svědčí oprávnění k záměru, pro který byl vydán souhlas s odnětím zemědělské půdy ze zemědělského půdního fondu²⁸, a to ve výši stanovené rozhodnutím orgánu ochrany ZPF. Výše odvodu je určena výměrou (kvantitativní kritérium) a vlastnostmi (kvalitativní kritérium) odnímaného pozemku a vypočte se dle sazebníku, který je součástí přílohy k zákonu o ochraně zemědělského půdního fondu. Východiskem pro určení výše odvodu je cena zemědělských pozemků podle bonitovaných půdně ekologických jednotek (dále též jen „BPEJ“) stanovená v korunách českých za metr čtvereční plochy tzv. oceňovací vyhláškou č. 441/2013 Sb.²⁹ V případě, že odnětím půdy bude negativně ovlivněn některý z faktorů životního prostředí vyjmenovaných v části B přílohy, vynásobí se tato cena stanovenou ekologickou vahou takového vlivu. Faktory životního prostředí negativně ovlivněné odnětím půdy ze ZPF jsou určeny charakterem území, v němž se odnímaná půda nachází (jedná se například o území se zvláštní ochranou dle zákona o ochraně přírody a krajiny či zákona o vodách). Cena pozemku určená dle oceňovací vyhlášky vynásobená případně ekologickou vahou negativního environmentálního vlivu tvoří tzv. základní sazbu odvodů za odnětí. Výsledná sazba je určena tak, že se základní sazba vynásobí koeficientem ochrany zemědělské půdy.³⁰ Příjem z odvodů se dělí mezi státní rozpočet (55%), Státní fond životního prostředí ČR (15%) a obec, na jejímž území se odnětá zemědělská půda nachází (30%). Odvody, které jsou příjmem obce, mohou být použity jen

24 Podrobněji k ekonomickým nástrojům a jejich srovnání s nástroji administrativněprávními viz např. DAMOHORSKÝ M. a kol. (2010), s. 41 a násl.

25 Přestože zákonodárce zvolil pro označení tohoto ekonomického nástroje pojem *odvod*, povahou se jedná o typický poplatek.

26 Mezi tyto ostatní případy můžeme řadit poplatky dle zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší (poplatek za znečišťování ovzduší dle § 15), poplatky dle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách (poplatek za odebrané množství podzemní vody dle § 88, poplatky za vypouštění odpadních vod do vod povrchových dle § 89 a násl. a poplatek za povolené vypouštění odpadních vod do vod podzemních dle § 100; specifickou povahu má platba k úhradě správy vodních toků a správy povodí dle § 101), a poplatky dle zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech (poplatky za uložení odpadů na skládku dle § 45 a násl.; specifickou povahu má poplatek za komunální odpad dle § 17a zákona o odpadech, resp. poplatek za provoz systému shromažďování, sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů dle § 10b zákona č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích).

27 Zákon rozlišuje trvalé a dočasné odnětí pozemku ze ZPF, přičemž dočasné odnětí je možné jen v případě, že po ukončení účelu odnětí bude dotčená plocha rekultivována podle schváleného plánu rekultivace tak, aby mohla být vrácena do zemědělského půdního fondu (§ 9 odst. 3 ZOZPF).

28 Se stanovenými výjimkami je souhlas s odnětím pozemku ze ZPF nezbytný pro každé využití zemědělské půdy pro nezemědělské účely, typicky pro výstavbu (srov. § 9 ZOZPF). Za zemědělskou půdu jsou přitom považovány jak zemědělsky obhospodařované pozemky (orná půda, vinice, chmelnice, zahrady, ovocné sady, trvalé travní porosty), tak půda, která byla a má být nadále zemědělsky obhospodařována, ale dočasně obdělávána není (srov. § 1 odst. 2 ZOZPF).

29 Základní ceny zemědělských pozemků podle BPEJ jsou uvedeny v příloze č. 4 vyhlášky č. 441/2013 Sb.

30 Zemědělská půda se podle kvality rozděluje do 5 tříd ochrany zemědělského půdního fondu. Koeficienty ochrany zemědělské půdy činí 9 pro I. třídu, 6 pro II. třídu, 4 pro III. třídu a 3 pro IV. a V. třídu.

pro zlepšení životního prostředí v obci a pro ochranu a obnovu přírody a krajiny³¹; pro část odvodů, jež jsou příjmem státního rozpočtu, žádné účelové určení stanoveno není.

Poplatek za odnětí pozemku plnění funkcí lesa je upraven v § 17 a násl. zákona č. 289/1995 Sb., o lesích (dále též jen „LesZ“), a v principu je konstruován velmi podobně jako odvod za odnětí pozemku ze ZPF³². Platí jej osoba, které bylo povoleno odnětí, a to ve výši stanovené rozhodnutím orgánu státní správy lesů. Obdobně jako v případě odvodu za odnětí pozemku ze ZPF, je i poplatek za odnětí lesního pozemku určen na základě kvantitativního a kvalitativního kritéria, přičemž kvantitativním kritériem je výměra a kvalitativním průměrná produkce dřeva a jeho cena spolu s tzv. faktorem ekologické váhy lesa³³. Příjem z poplatků se dělí mezi Státní fond životního prostředí ČR (60%) a obec, na jejímž území se odňatá lesní půda nachází (40%). Poplatek, který je příjmem obce, může být použit jen pro zlepšení životního prostředí v obci nebo pro zachování lesa³⁴.

Jak odvod za odnětí zemědělské půdy ze ZPF, tak poplatek za odnětí pozemku plnění funkcí lesa zohledňují do jisté míry ekologickou újmu, která je způsobena využitím dotčeného pozemku pro nezemědělské, resp. nelesní, účely, z hlediska metody hodnocení biotopů se však nejedná o zohlednění dostatečné. Pomineme-li řadu ne zcela odůvodněných výjimek, které se zejména u odvodu za odnětí zemědělské půdy uplatňují, odráží způsob výpočtu obou ekonomických nástrojů především produkční vlastnosti odnímané půdy. Bonitovaná půdně ekologická jednotka, na níž je založen výpočet odvodu u zemědělské půdy, vyjadřuje její agroekologickou a ekonomickou charakteristiku, tedy její produkční schopnost, nikoliv její přírodní hodnotu. Obdobně poplatek za odnětí pozemku plnění funkcí lesa, jehož základem je hodnota dřevní hmoty jako tržní komodity, odráží především produkční funkci lesů. Ekologický význam půdy a mimoprodukční funkce lesů jsou sice zohledněny v koeficientech „ekologické váhy“, které do výpočtu odvodu, resp. poplatku, vstupují, tyto se však (výrazněji) uplatní pouze v případě území se zvláštním režimem ochrany. Výše těchto koeficientů navíc nevychází z reálné ekologické hodnoty dotčeného území (jehož podoba bude trvalým odnětím nenávratně změněna), ale je zákonodárcem stanovena víceméně arbitrárně (zohledňuje pouze vzájemnou relativní hodnotu jednotlivých typů území se zvláštním režimem ochrany, na ekologicky hodnotnější území se tedy vztahují vyšší koeficienty). Bude-li půda odnímána na plochách bez zvláštního režimu ochrany, bude navýšení odvodu, resp. poplatku, nulové či pouze minimální.

3. Možnosti zavedení MHB do právního řádu ČR

Účelem této části našeho příspěvku není navrhnout konkrétní změny, jež by zavedení metody hodnocení biotopů do českého právního řádu přineslo, ale nastínit možnosti, které uplatnění této metody nabízí, a jejich právní souvislosti. Metoda by dle našeho názoru našla uplatnění ve třech hlavních směrech: v rámci preventivních nástrojů při hodnocení dopadů záměrů na životní prostředí a následného určování podmínek jejich realizace, dále jako základ nového ekonomického nástroje zohledňujícího plánovanou ekologickou újmu způsobenou na biotopech (ekosystémech) povolenou činností a konečně jako doplněk systému odpovědnosti za ekologickou újmu jako protiprávní stav.

3.1. MHB jako nástroj prevence poškozování životního prostředí

Metoda hodnocení biotopů by v první řadě mohla nalézt uplatnění v rámci preventivních nástrojů ochrany životního prostředí, konkrétně ve fázi povolování záměrů, jež by mohly negativně ovlivnit životní prostředí. Požadavek na kvantifikaci (ocenění) ekologické újmy způsobené zamýšleným záměrem by mohl být součástí povinností uložených osobě, jež hodlá záměr realizovat. Takové ocenění by pak bylo jedním z podkladů k žádosti o vydání příslušných povolení, resp. souhlasů. Přínosné by bylo zejména u záměrů, jejichž součástí by byla změna způsobu využívání zemědělských nebo les-

31 Srov. § 11b odst. 5 ZOZPF.

32 Stejně jako v případě odnětí pozemku ze ZPF může být i odnětí pozemku plnění funkcí lesa trvalé či dočasné.

33 Faktor ekologické váhy lesa je uveden v tabulce v příloze k lesnímu zákonu a pohybuje se od hodnoty 1,4 pro les hospodářský po hodnotu 5 pro nejcennější lesy ochranné a zvláštního určení. K rozdělení lesů dle převažujících funkcí do kategorií ochranné, zvláštního určení a hospodářské srov. § 6 až 9 LesZ.

34 Srov. § 17 odst. 4 LesZ.

ních pozemků, a to zvláště k účelům bez vegetačního krytu (k výstavbě)³⁵. Kvantifikace negativních vlivů na dotčených biotopech by byla snadno uchopitelným ukazatelem závažnosti záměru a významné části jeho negativních externalit, usnadnila by porovnávání variantních řešení a přispěla by mimo jiné i k větší srozumitelnosti a transparentnosti správních procesů a jejich výstupů. V případě zavedení poplatku za újmu na biotopech uvažovaného v následující kapitole by kvantifikace ekologické újmy byla základem pro jeho výpočet.

Z hlediska nutných změn právní úpravy by bylo nejsnazší začlenění metody hodnocení biotopů do procesu hodnocení vlivů na životní prostředí (*environmental impact assessment*, EIA). Předmětem posuzování dle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí (dále též jen „EIAZ“), jsou v zákoně vymezené záměry a koncepce, jejichž provedení by mohlo závažně ovlivnit životní prostředí. Využití metody hodnocení biotopů u posuzování koncepcí by pravděpodobně bylo omezené, protože se jedná o obecné dokumenty, u nichž přesný vliv na konkrétní biotop zpravidla nebude zřejmý³⁶, plné uplatnění by však našla u hodnocení konkrétních záměrů. Oznamovatel (osoba, která hodlá provést záměr) by byl v takovém případě povinen předložit v rámci dokumentace k záměru (jako nejvýznamnějšímu podkladu v procesu EIA) též výpočet ekologické újmy na biotopech, k níž realizací záměru dojde, a to u všech jeho případných variant. Vzhledem k možnosti kvantifikovat i procesy zhodnocování přírody a krajiny by byla metoda vhodná i pro hodnocení plánů rekultivací a revitalizací, jež jsou u některých záměrů standardní součástí dokumentace (těžba, skládky odpadů). Z hlediska legislativně technického by požadavek na ocenění předpokládané ekologické újmy na biotopu v důsledku realizace záměru mohl být začleněn do přílohy č. 4 zákona o posuzování vlivů na životní prostředí, která stanoví náležitosti dokumentace.³⁷

Využití metody pro záměry, které nepodléhají procesu EIA, resp. o nichž by bylo ve zjišťovacím řízení rozhodnuto, že nebudou posuzovány, neboť nemůžou mít významný vliv na životní prostředí³⁸, by vyžadovalo významnější změny právní úpravy. Je ale bezpochyby představitelné, že by kvantifikace předpokládané ekologické újmy na biotopech byla jedním z povinných podkladů žádosti o vydání správního aktu nezbytného pro realizaci zamýšleného záměru. Požadavek na předložení výpočtu ekologické újmy by tak mohl být včleněn do zákona o ochraně zemědělského půdního fondu³⁹, příslušné prováděcí vyhlášky k zákonu o lesích⁴⁰ či příslušné prováděcí vyhlášky k zákonu č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon)⁴¹. Kromě právních předpisů zaměřených na ochranu zemědělské a lesní půdy by požadavek na kvantifikaci ekologické újmy na biotopu měl být samozřejmě reflektován i samotnou právní úpravou ochrany přírody a krajiny, například v rámci tzv. biologického hodnocení. Biologické hodnocení je povinen provést ten, kdo v rámci výstavby nebo jiného užívání krajiny zamýšlí uskutečnit závažné zásahy, které by se mohly

35 Nikoliv však výlučně. Jednou z výhod metody hodnocení biotopů je skutečnost, že umožňuje kvantifikovat prakticky jakékoliv změny, které v důsledku lidské činnosti v biotopu nastanou. Je tedy možné ocenit jak ekologickou újmu, která vznikne zastavením původně zemědělské či lesní půdy, tak takovou, k níž dojde pouhou změnou kultury (např. přeměna trvalého travního porostu na ornou půdu).

36 U některých koncepcí si však lze využití této metody představit, příkladem jsou zejména koncepce z oblasti územního plánování, které v některých případech stanoví relativně konkrétní způsoby využití částí řešeného území (např. při vymezení koridorů veřejné dopravní a technické infrastruktury).

37 Konkrétně by takový údaj měl být součástí části D obsahující Komplexní charakteristiku a hodnocení vlivů záměru na veřejné zdraví a životní prostředí.

38 Připomeňme, že zjišťovací řízení je po oznámení záměru druhou fází procesu EIA, jejímž účelem je u tzv. fakultativně posuzovaných (tedy méně významných) záměrů primárně zjistit, zda vůbec mohou mít významný vliv na životní prostředí a zda je tedy třeba posuzování provést. Zatímco u tzv. obligatorně posuzovaných (významnějších) záměrů je zjišťovací řízení pouze jednou z fází procesu, u fakultativně posuzovaných záměrů může proces ve zjišťovacím řízení skončit. Podrobněji srov. § 7 EIAZ.

39 Srov. § 9 odst. 6 ZOZPF, který uvádí podklady, jež je nezbytné předložit k žádosti o souhlas s odnětím zemědělské půdy ze ZPF.

40 Náležitosti žádosti o odnětí pozemků určených k plnění funkcí lesa (či omezení jejich využívání k tomuto účelu) jsou stanoveny v § 1 vyhlášky Ministerstva zemědělství č. 77/1996 Sb., o náležitostech žádosti o odnětí nebo omezení a podrobnostech o ochraně pozemků určených k plnění funkcí lesa.

41 Kvantifikace ekologické újmy by v tomto případě byla jedním z podkladů návrhu na stanovení dobývacího prostoru, které vymezuje § 2 odst. 4 vyhlášky Českého báňského úřadu č. 172/1992 Sb., o dobývacích prostorech.

dotknout chráněných zájmů. O nezbytnosti biologického hodnocení (a tedy povinnosti ho provést) rozhoduje orgán ochrany přírody příslušný k povolení zamýšleného zásahu.⁴² Jedná se o přírodovědný průzkum pozemků dotčených záměrem a písemné hodnocení vlivu zamýšleného zásahu na rostliny a živočichy. Výsledná zpráva „obsahující zjištění, popis a vyhodnocení současného stavu krajiny a předpokládaných přímých i nepřímých vlivů investorem zamýšleného užívání krajiny z hlediska vlivu na rostliny a živočichy“⁴³ následně slouží jako jeden z podkladů pro rozhodování orgánu ochrany přírody. Požadavek na kvantifikaci ekologické újmy způsobené zamýšleným zásahem by mohl být doplněn do náležitostí biologického hodnocení upravených prováděcí vyhláškou k zákonu o ochraně přírody a krajiny.⁴⁴

3.2. MHB jako základ nového poplatku za újmu na biotopech

Další možností uplatnění metody hodnocení biotopů (která úzce souvisí s možností analyzovanou v předchozí kapitole) je zavedení nového ekonomického nástroje, poplatku za újmu na biotopech.

Obdobně jako další environmentální poplatky by i poplatek za újmu na biotopech směřoval primárně na jednání v souladu s právem (povolené) a jeho hlavním účelem by bylo motivovat osobu, která hodlá realizovat záměr (činnost) s negativním vlivem na biotopy, k výběru varianty, u níž by tento vliv byl nejmenší. Obdobně by též plnil kompenzační a internalizační funkci, tedy by kompenzoval způsobenou ekologickou újmu a přenášel náklady za újmu na biotopech, které by jinak nesla celá společnost, do nákladů osoby realizující záměr. Základní poplatek by se počítal jako rozdíl hodnoty biotopů před realizací záměru a po ní. Osoba realizující záměr by přitom měla možnost konečnou výši poplatku ovlivnit nejen výběrem nejšetrnější varianty, ale po schválení příslušným orgánem též provedením kompenzačních opatření v jiné části zájmového území.

Vzhledem k tomu, že daně a poplatky lze ukládat jen na základě zákona⁴⁵, vyžádalo by si zavedení poplatku za újmu na biotopech buď přijetí samostatného zákona, nebo změnu některého ze stávajících zákonů. Vzhledem k charakteru tohoto poplatku a stávající metodě právní úpravy jiných environmentálních poplatků se jako vhodnější jeví druhá varianta, a to vložení právní úpravy poplatku do zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Tato změna právní úpravy by si pochopitelně vyžádala i změnu v působnosti orgánů ochrany přírody, kdy by musel být určen orgán kompetentní rozhodovat jak o konečné výši poplatku, tak o schválení navržených kompenzačních opatření. Příjemcem poplatku by měl být Státní fond životního prostředí, případně v kombinaci s územními samosprávnými celky (zejména obcemi), u nichž by využití prostředků bylo účelově vázáno na zlepšování životního prostředí, resp. funkcí ekosystémů.

Zavedení poplatku za újmu na biotopech by nebylo zcela bez konsekvencí pro existující nástroje práva životního prostředí. Stěžejní otázkou by byl vztah k ekonomickým nástrojům uplatňujícím se v případě záborů zemědělské a lesní půdy, tedy k odvodu za odnětí zemědělské půdy ze ZPF a poplatku za odnětí pozemku plnění funkcí lesa, o nichž bylo pojednáno výše. Vzhledem k tomu, že oba tyto nástroje zohledňují do jisté míry negativní vlivy odnětí půdy na ekosystémy, je zřejmé, že by v jejich konstrukci muselo dojít ke změně, aby osoba, jež hodlá záměr realizovat, neplatila dvakrát za totéž. Taková změna by ale neměla být nijak složitá, vzhledem k tomu, že v základní sazbě odvodu, resp. poplatku, je zohledňována především produkční funkce odnímané půdy. Problémem by neměl být ani vztah k zákonu o ekologické újmě, neboť účel obou právních úprav by byl odlišný: zatímco poplatek za ekologickou újmu na biotopech by řešil újmu, s níž by se od začátku počítalo jako s nutným vedlejším nákladem záměru (a jednou z jeho funkcí by bylo tuto újmu a negativní externalitu kompenzovat a internalizovat), účelem zákona o ekologické újmě je náprava přesně definovaných závažných změn přírodních zdrojů, s nimiž se při povolování provozních činností, na něž se zákon vztahuje, nepočítá, resp. jež při tomto povolování nejsou nijak zohledněny (každá právní úprava by tedy směřovala na odlišný typ ekologické újmy).

42 Viz § 67 odst. 1 ZOPK.

43 § 18 odst. 1 vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

44 Srov. § 18 odst. 3 vyhlášky č. 395/1992 Sb.

45 Srov. čl. 11 odst. 5 Listiny základních práv a svobod (usnesení č. 2/1993 Sb.).

3.3. MHB jako doplněk systému odpovědnosti za ekologickou újmu

Metoda hodnocení biotopů by konečně mohla nalézt uplatnění i v oblasti odpovědnosti za ekologickou újmu, tedy v případech, kdy by ekologická újma nebyla plánovaným důsledkem povolené činnosti, ale protiprávním stavem. Jak bylo výše uvedeno, zákon o životním prostředí počítá již od roku 1992 s náhradou ekologické újmy v penězích⁴⁶; ve věci výpočtu přitom odkazuje na zvláštní předpis, který však do dnešního dne nebyl přijat. Případné přijetí takového předpisu by umožnilo doplnit stávající systém odpovědnosti za ekologickou újmu o peněžní náhradu, která by se mohla uplatnit jak v případech, kdy by nebyla možná ani primární náprava (uvedení narušeného ekosystému do původního stavu) ani náhradní (kompenzační) plnění, tak v případech, kdy by náhradní plnění vedlo pouze k částečné náhradě ztracených či narušených ekosystémových funkcí. Ve druhém z uvedených případů by peněžní náhrada byla vypočítána prostřednictvím metody hodnocení biotopů jako rozdíl mezi bodovou hodnotou biotopů před zásahem způsobujícím ekologickou újmu a bodovou hodnotou biotopů po provedení náhradního plnění. Příjem z peněžní náhrady ekologické újmy by měl být účelově vázán na zlepšování životního prostředí, resp. ochranu ekosystémů, jeho příjemcem by tedy stejně jako v případě poplatku za újmu na biotopech měl být Státní fond životního prostředí, případně v kombinaci s územními samosprávnými celky (zejména obcemi), u nichž by využití prostředků bylo účelově vázáno.

Právní úprava kvantifikace ekologické újmy pro účely její náhrady v penězích by si pravděpodobně vyžádala přijetí nového zákona: příslušné ustanovení v zákoně o životním prostředí je velmi stručné a byť je zde povinnost nahradit ekologickou újmu v penězích výslovně uvedena, stanovení podrobností pouze formou podzákonného právního předpisu (vyhlášky ministerstva či nařízení vlády) by nemuselo obstát v testu ústavnosti. Takový zákon by se musel vypořádat s existující dvojí úpravou ekologické újmy v České republice (zákon o životním prostředí, zákon o ekologické újmě), stejně jako se skutečností, že odpovědnost za ekologickou újmu přichází dle platné právní úpravy v úvahu jen u újmy způsobené protiprávním jednáním⁴⁷.

Závěr

Vzhledem k tomu, že metodě hodnocení biotopů jako takové byla věnována již řada odborných publikací, zaměřili jsme se v tomto příspěvku na představení jejích právních aspektů a základních právní souvislostí jejího případného zavedení do českého právního řádu. Náš výklad si v žádném případě nečiní nárok na úplnost, naopak se jedná spíše o první úvahy, v jejichž dalším rozvíjení hodláme v budoucnu pokračovat. Výhoda této komplexní metody spočívá v tom, že umožňuje kvantifikovat a ocenit změny (jak negativní, tak pozitivní), k nimž na biotopech dochází v důsledku lidské činnosti.

46 Obdobně zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, počítá s odvodem za kácení dřevin rostoucích mimo les (srov. § 9 odst. 3). Ani v tomto případě však příslušný „prováděcí“ zákon nebyl nikdy přijat, odvozy se proto v praxi nemohou uplatnit.

47 Účelem tohoto příspěvku není navrhnout komplexní změny systému odpovědnosti za ekologickou újmu. Uveďme tedy jen stručně, že by dle našeho názoru bylo možné se při úvahách o změně právní úpravy inspirovat právní úpravou odpovědnosti za škodu dle zákona č. 89/2012 Sb., občanského zákoníku. Zákon o životním prostředí ukládá v § 17 odst. 1 každému povinnost předcházet znečišťování nebo poškozování životního prostředí a minimalizovat nepříznivé důsledky své činnosti na životní prostředí. Tuto povinnost lze parafrázovat jako povinnost předcházet ekologické újmě. Tato povinnost by pak mohla být doplněna obecnou odpovědností za ekologickou újmu, která by byla koncipována jako subjektivní, tedy založená na zavinění, stejně jako tomu je u základní odpovědnosti za škodu (srov. § 2910 občanského zákoníku: „Škůdce, který vlastním zaviněním poruší povinnost stanovenou zákonem a zasáhne tak do absolutního práva poškozeného, nahradí poškozenému, co tím způsobil.“). Odpovědným za ekologickou újmu by tedy obecně byl ten, kdo by vlastním zaviněním porušil povinnost předcházet při své činnosti ekologické újmě. Zvláštní odpovědnost – objektivní, tedy za následek (protiprávní stav), bez ohledu na zavinění – by pak mohla být stanovena pro ekologickou újmu způsobenou provozní činností, resp. provozem zvláště nebezpečným (srov. § 2925 občanského zákoníku). Obsahem odpovědnosti povinnosti toho, kdo způsobil ekologickou újmu, by pak bylo primárně uvést poškozený ekosystém do původního stavu. Pokud by to nebylo možné, přicházela by v úvahu kompenzace, resp. náhrada v penězích, případně jejich kombinace. Metoda hodnocení biotopů by v tomto systému sehrávala zásadní roli pro kvantifikaci (peněžní vyjádření) ekologické újmy.

Její zavedení do české právní úpravy by tak pomohlo vyplnit mezeru, která v této oblasti existuje (požadavek na přijetí právního předpisu upravujícího způsob ocenění ekologické újmy na ekosystému existuje v české právní úpravě již více než 25 let), a přispělo by k účinnější ochraně přírody a krajiny a důslednějšímu přenášení negativních environmentálních externalit do nákladů jejich původce.

Poděkování

Článek byl zpracován díky podpoře projektu TAČR Omega TD03000093 „Inovovaný restart metody hodnocení biotopů“.

Seznam literatury

Bílá kniha o environmentální odpovědnosti White paper on Environmental Liability (2000) COM (2000) 66 final, 9 February 2000.

DAMOHOŘSKÝ M. (2012) Deliktní odpovědnost v ochraně životního prostředí. In: Lidská práva, právní odpovědnost a ochrana životního prostředí. Acta Universitatis Carolinae, Iuridica 3/2011. Nakladatelství Karolinum, Univerzita Karlova v Praze, s. 11-18. ISBN 978-80-246-2091-6.

DAMOHOŘSKÝ M. a kol. (2010) Právo životního prostředí, 3. vydání, Praha: C.H.Beck, 629 s., ISBN 978-80-7400-338-7

HUMLÍČKOVÁ P. (2012) Právní odpovědnost za ztráty na životním prostředí. In: Lidská práva, právní odpovědnost a ochrana životního prostředí. Acta Universitatis Carolinae, Iuridica 3/2011. Nakladatelství Karolinum, Univerzita Karlova v Praze, s. 57-231. ISBN 978-80-246-2091-6.

JANČÁŘOVÁ I., VOMÁČKA V. (eds.) (2012) Odpovědnost v právu životního prostředí. Sborník příspěvků z konference, Brno, září 2012. Spisy Právnické fakulty Masarykovy univerzity v Brně, svazek 429. Brno: 2012, 241 s. ISBN 978-80-210-6037-1.

JELÍNEK J. a kol. (2016) Trestní právo hmotné. 5. aktualizované a doplněné vydání podle stavu k 1. 2. 2016. Leges, Praha, 976 s. ISBN 978-80-7502-120-5.

SEJÁK J., CUDLÍN P. (2010) On Measuring the Natural and Environmental Resource Value and Damages, *Studia Oecologica*, IV, no. 2, p. 53-68. http://fzp.ujep.cz/Veda/Edice/StudiaOecologica/SO_2-2010_web.pdf

SEJÁK J. (2010) Ke kvantifikaci ekologické újmy, EIA-IPPC-SEA, XV, č. 1, s. 8-18, ISSN 1801-6901.

SEJÁK J., POKORNÝ J. (2008) Creating Biotope Values for National Economies, Proceedings of the 2nd Intern. Sustainability conf. Creating Values for Sust. Dev., 21-22 Aug. 2008, Basel. Switzerland, ISBN 978-3-906129-48-8.

SEJÁK J. (2005) O měření škod a ekologické újmy na přírodě a krajině, in: Tvář naší země – krajina domova, ČKA, s. 15-18, ISBN 80-86512-27-4.

SEJÁK, J. (2005). Integrating biodiversity into decision-making processes, poster on the first DIVERSITAS Open Science Conference “Integrating biodiversity science for human well-being”, Oaxaca, Mexico, 9-12 Nov. 2005.

SEJÁK J. (2004) Biodiversity Measuring in the Czech Republic, referát na semináři European Topic Centre for Nature Protection and Biodiversity, Paris, March 2, 2004.

SEJÁK J., DEJMAL I., PETŘÍČEK V., CUDLÍN P., MÍCHAL I., ČERNÝ K., KUČERA T., VYSKOT I., STREJČEK J., CUDLÍNOVÁ E., CABRNOCH J., ŠINDLAR M., PROKOPOVÁ M., KOVÁŘ J., KUPKA M., SČASNÝ M., SAFAŘÍK M., ROUŠAROVÁ Š., STEJSKAL V., ZAPLETAL J. (2003) Hodnocení a oceňování biotopů ČR, Český ekologický ústav, 450 s. <http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf>

STEJSKAL V., VÍCHA O. (2009) Zákon o předcházení ekologické újmy a o její nápravě s komentářem, souvisejícími předpisy a s úvodem do problematiky ekologicko-právní odpovědnosti. Leges, Praha, 333 s. ISBN 978-80-87212-07-3.

RENEWABLE ENERGY RESOURCES IN ANTHROPOGENICALLY AFFECTED LANDSCAPE

**Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ, Petr VRÁBLÍK, Miroslava BLAŽKOVÁ,
Eliška WILDOVÁ**

J. E. Purkyně University in Ústí nad Labem, Faculty of the Environment, Králova výšina 3132/7,
400 96 Ústí nad Labem, Czech Republic

Jaroslava.vrablikova@ujep.cz, petr.vrablik@ujep.cz, miroslava.blazkova@ujep.cz, eliska.wildova@ujep.cz

Abstract

Utilization of renewable energy resources is mostly dependent on geographical, geomorphologic and climatic conditions of an area. Therefore, every area should be treated individually with respect to its current economical, social, and environmental conditions to secure sustainable development of the region. Very specific areas are those affected by anthropogenic activities, such as coal mining. Their structure has been destructed and their future development is unstable. An example of this area is located in the northern Bohemia (Chomutov, Most, Teplice, and Ústí nad Labem districts), where brown coal has been mined by open cast quarries for over 200 years. Thanks to the reclamation and restoration processes, the area is successfully restored; however the future of energy production after the termination of coal mining is not taken into an account. This contribution is focused on the energy potential of anthropogenically affected area considering renewable resources, which can solve a problem with future energy consumption of the society. With respect to natural condition of the region, the most suitable renewable resource of energy could be wind. Reclaimed surfaces within agriculture reclamation could also serve as a substrate for energy crops. The area also has a significant geothermal potential, because of the heat-flow anomaly, which is very unique in the Czech Republic.

Key words: *renewable resources, sustainable development, North Bohemia, coal mining*

Introduction

Not only the North Bohemia region, but the Czech Republic in general is dependent on energy from the heat power plants. Today, the ČEZ Group operates coal-fired power stations and heating plants in a total of 13 localities on the territory of the Czech Republic. Most of them burn North Bohemian brown coal and, for practical reasons, they are situated in the immediate vicinity of large quarries in North and Northwest Bohemia. They include the following coal-fired power stations: Ledvice, Počerady I., Počerady II., Prunéřov, Tušimice I. and Tušimice II., which currently have an installed capacity in all power station blocks of 3,620 MW [1]. This contribution contains a proposal for a possible change in the power industry, i.e. regarding the sources of renewable energy in the Podkrušnohoří region that could potentially be utilized after mining in individual quarries ends after 2050. Results of the research describe current share of renewable energy resources in the Podkrušnohoří region, and a future energy potential of the area considering sustainable development. Aim of this contribution is to determine, which renewable energy resources would be the most suitable for energy production after the end of brown coal mining. To achieve the objectives of sustainable development in the region, we must take gradual steps to secure the creation and development of legislation and measures in the price area, and limit the use of non-renewable sources. The main measures that will help us achieve these objectives are fuel economy and meeting consumption needs through renewable sources. From the perspective of sustainable development, it would be appropriate to differentiate fiscally between non-renewable and renewable sources. Impose tax penalties on non-renewable sources, particularly carbonaceous fuels, and provide tax breaks for demonstrably economical technology and business. A duty should be imposed on the import of energy-demanding technology, and, on the contrary, economical technology that utilizes renewable sources should be exempt from fees. At the same time, the sale of energy abroad should not be supported.

Electricity production in the Czech Republic

Given the level of GDP created, the Czech Republic consumes more primary energy sources (PES) and electricity than the average for EU countries. The relatively higher consumption of PES per unit of GDP in the Czech Republic is because the structure of the industry is different from the EU-15 sectoral structure, whereby domestic energy sources - black and brown coal, uranium and biomass - are utilized on a long-term basis. In 2016, a significant share of the power industry in the Czech Republic was taken up by coal and gas (approximately 64 %) as well as uranium, via nuclear energy (approximately 29 %). There has been a gross decrease in the share of renewable sources in electricity production in the Czech Republic of 1% compared to the previous year (8%). The share of RES in domestic gross consumption (MWh) was 12.97% in 2016. In comparison with 2015, this means an decrease in the share of RES in domestic gross consumption in the Czech Republic of 0.3%. Overall, landfill gas and biogas still assume the largest share of energy production from renewable sources (28 %), and this category has been constantly on the rise since 2006. In 2016, the share of photovoltaic energy was 23%, but compared with the previous year, there has been registered a slight decrease. The same development applies for biomass, which had a 22% share in the production of electricity from RES in the Czech Republic in 2016. Share of wind power on electricity production decreased by 1 % on current share 5 %. On the contrary, hydroelectric power stations above 10 MW saw great increase in their share (10%) of electricity production in comparison with 2015. The same case is observed concerning small hydroelectric power stations where the energy production increased by over 50 000 MWh compared to the year before (Fig. 1) [2].

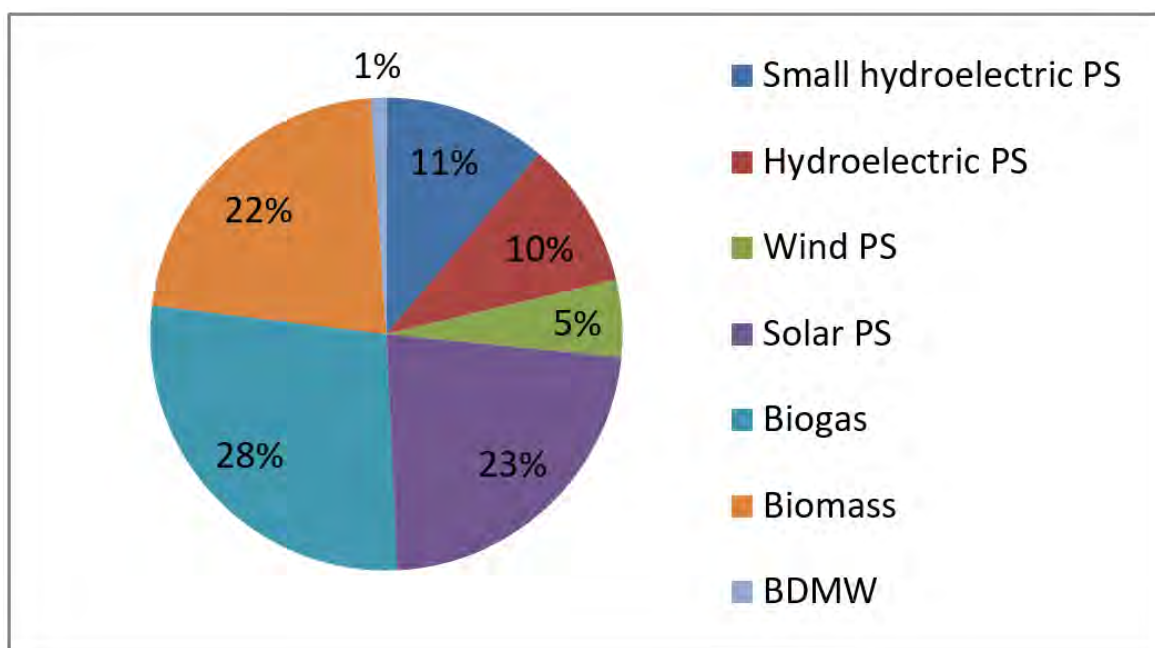


Figure 1: Energy production from renewable resources in the Czech Republic in 2016 (%) [2]

PS – Power station

BDMW – Biodegradable municipal waste

Materials and methods

Essential material used for writing the article was Annual Report on the Operation of the Czech Energy System [2], which is focused on individual shares of energy sources, including renewable ones, in the Czech Republic. Installed capacities of specific renewable sources in the model area were available online within web pages of companies that are concentrated on specific renewable source of energy. One of the methods was to study those materials very thoroughly. Professional experience and results of several researches done by Faculty of Environment of the J. E. Purkyně University pro-

vided necessary information to analyze potential of individual kind of renewable source considering geographical conditions of the model area. It must be said that economical aspect was not considered and further analysis is needed. The same cause is a geothermal potential of the area. Future of this source is significant for the area, but it requires more research support. There is a unique opportunity to define future of the area, with respect to the energy sources, after the termination of coal mining.

Results and discussion

In order to ensure the sustainable development of the model area after the end of mining and the use of brown coal in the power industry, we have to carry out a detailed analysis of the potential of renewable sources to ensure that society's energy demands are covered. The essential part of our research was to identify, and summarize the current installation of renewable energy resources.

Solar power stations

For now, the anthropogenically burdened territory of North Bohemia has the highest installed capacity within the scope of RES energy from solar sources (102,28 MW), as set forth in Table 1 [3]. The power plants are situated mostly in the central part of the region under the Krušné Hory Mts.

Table 1: Installed capacity of solar power in model area [kW] [3]

District	Installed capacity [kW]
Chomutov	46709,00
Most	6568,71
Teplice	38680,18
Ústí nad Labem	10319,50
Total	102277,39

However, this is not an efficient or sustainable choice, as this high installed capacity came about because the construction of a solar power station was economically advantageous while a subsidy program was in place. That is why all of the power plants in this region were built between the years 2008 – 2010. This was caused by the abnormal and unsuitable construction of solar farms without taking into account the return on investment or the suitability of the installation. Moreover, the seasonal and changing climate does not guarantee stable conditions for the production of energy from the Sun. At the same time, valuable land was removed from the Agricultural Land Fund. Figure 2 depicts annual intensity of solar radiation and proves very low (940 – 970 W/m²) intensity in the model area in the Podkrušnohoří region. Due to the facts mentioned above, the solar energy is not considered to be good solution for the future energy production in this area [4].

Wind power stations

As a landlocked state, the Czech Republic does not have very good conditions for the utilization of wind. However, contemporary technology can easily deal even with fluctuating wind velocity, relatively frequent change of wind direction and frost. The current trend is the construction of even larger machines. Thanks to geographic conditions, the model area has the potential for the utilization of wind energy, as the field of average wind velocity at an altitude of 100 m in the Ore Mountains area is 7.5 and over (Fig. 3). To calculate the field of average wind velocity at an altitude of 10 m above the surface, the same process and input data was used as for the “wind map” at an altitude of 100 m above the ground. The resulting wind map is a synthesis of the calculation of three models used on a long-term basis in the Institute of Atmospheric Physics at the Czech Academy of Sciences: VAS, WAsP and PIAP [5]. Table 2 describes all the wind power plants installed in the mountainous areas of the model region, whereby the largest one, with an installed output of 42,000 kW, is found in the municipality of Kryštofovy Hamry in the Chomutov district.

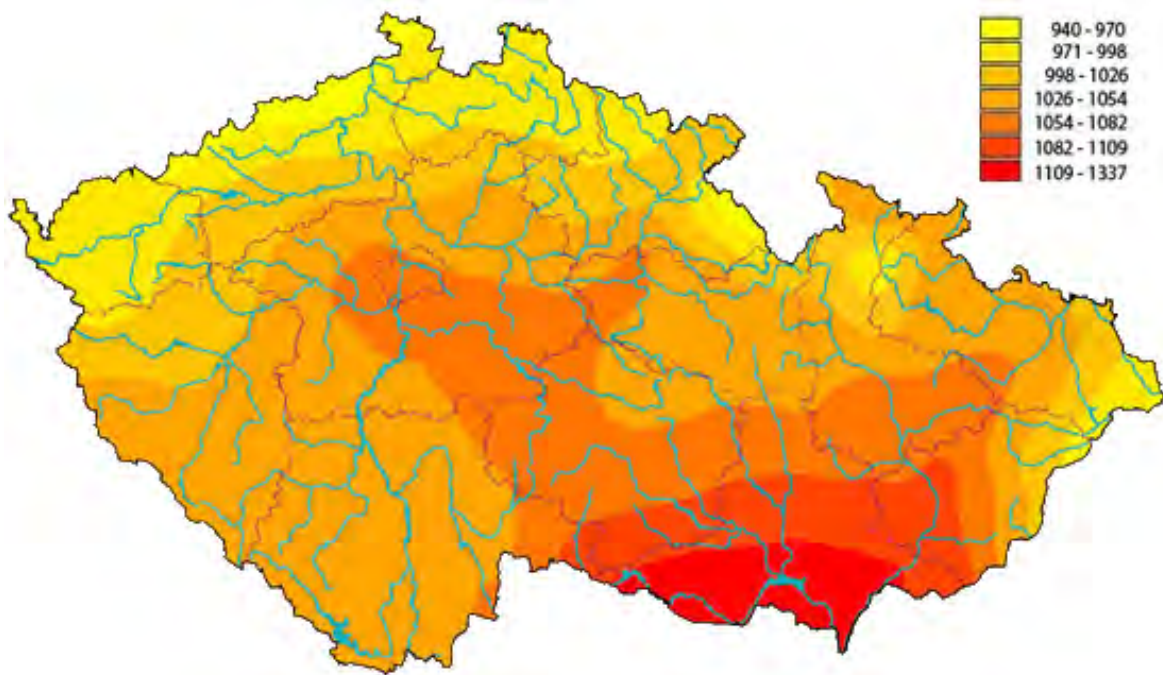


Figure 2: Annual intensity of solar radiation in the Czech Republic [W/m²] [4]

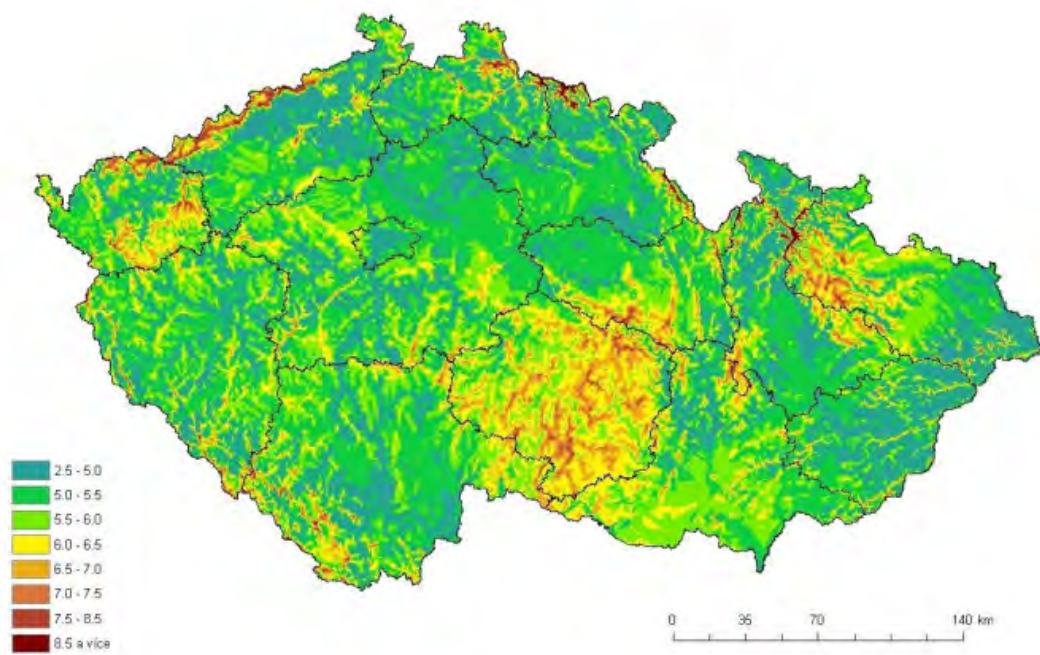


Figure 3: Average wind speed in 100 m over the surface [6]

Table 2: All wind power stations installed in the model area [kW] [7]

Title	District	Municipality	Installed capacity [kW]
Loučná	Chomutov	Loučná	1 800
Kryštofovy Hamry	Chomutov	Kryštofovy Hamry	42 000
Rusová- Podmílešská výšina	Chomutov	Rusová	7 500
Hora Svatého Šebestiána	Chomutov	Hora Svatého Šebestiána	4 500
Nová Ves I	Most	Nová Ves	1 500
Nová Ves II	Most	Nová Ves	1 500
Strážní Vrch	Most	Nová Ves	8 200
Mníšek (Nová Ves)	Most	Nová Ves	2 000
Klíny	Most	Klíny	4 000
Nové město- Vrch tří pánů	Teplice	Nové město	6 000
Habartice u Krupky	Teplice	Krupka	4 100
Petrovice	Ústí n/L	Petrovice	4 000

Hydroelectric power stations

Energy obtained from hydroelectric power plants, particularly from power plants of above 10 MW, recorded a significant overall growth in the Czech Republic in 2016 compared to the previous year, from 793,010 MWh to 947,388 MWh. It was the same in the case of small hydroelectric power plants of up to 10 MW, where the gross electricity generation increased from 1,001,797 MWh to 1,053,100 MWh [2]. There are a total of 7 hydroelectric power plants in the model area, but only one of these is ranked as large. This is the Střekov constant load power plant, with an installed output of 19.5 MW, which is located on the locks of the Elbe River (Tab. 3).

Table 3: All hydroelectric power stations in the model area [2]

Title	Installed capacity [MW]	Type	Production [GWh]	Launch	Location	Watercourse	District
VE Střekov	19,5	flowing	96	1936	Zdymadlo Střekov	Labe	Ústí n/L
VE Nechranice	10	accumulating	61	1968	VN Nechranice	Ohře	Chomutov
ŠVE Meziboří	7,6	accumulating	7,6	1964	VN Fláje	Flájský potok	Most
MVE Hradiště	3,2	...	8,2	1976	VN Přísečnice	Přísečnice	Chomutov
Kadaňský stupeň	2,28	...	10,2	1972	...	Ohře	Chomutov
Želina	0,64	1994	...	Ohře	Chomutov
Fláje	0,016	1964	...	Flájský potok	Most

Biogas

Biogas stations are modern and environmentally friendly facilities which are regularly operated in the Czech Republic and around the world. They can process a wide range of materials and waste of organic origin via an anaerobic digestion, without air access, in closed reactors. The result of the process is biogas, for now most commonly used for the production of electricity and heat, as well as digestate, which can be used as a high-quality fertilizer (similar to compost) [8].

Biogas stations can effectively process a wide range of biowaste and raw materials, including those which are otherwise difficult to process:

- biowaste from the maintenance of public greenery (grass and leaves, but not wood)
- biowaste from households and gardens
- out-of-date food and biowaste from supermarkets
- remains of food from canteens, restaurants and hotels
- biowaste from commercial operations (bakeries, distilleries, breweries, sugar factories, meat processing plants)
- waste from the breeding of farm animals (slurry, dung, bedding etc.)
- purposefully cultivated biomass (e.g. corn, beet, haylage)

There are a total of 12 biogas stations in the model area, of which half process products from agriculture, 3 utilize waste from sewage treatment plants, and 3 utilize landfill gas (Tab. 4). The largest biogas station is found in the municipality of Málkov in the Chomutov district. Its installed output is 800 kW, whereby the station accepts raw materials such as poultry bedding, corn silage, abattoir waste, kitchen waste, freshly mowed grass, sediment from treatment plants and digestate for recycling [9].

Table 4: Biogas power stations in the model area [kW] [10]

Title	Type	District	Municipality	Installed capacity [kW]
BPS Ahníkov	Agricultural	Chomutov	Málkov	800
BPS Velké Chvojno	Agricultural	Ústí n/L	Velké Chvojno	750
BPS Všebořice	Agricultural	Ústí n/L	Ústí n/L	550
ČOV Bystřany	WTP	Teplice	Bystřany	280
ČOV Most- Chanov	WTP	Most	Most	140
ČOV Neštětice	WTP	Ústí n/L	Neštětice	460
Skládka TKO Modlany	Landfill biogas	Teplice	Srbice	400
Kogenerace Vysoká pec- Jirkov	Landfill biogas	Chomutov	Vysoká pec	190
Litvínov CELIO a.s.	Landfill biogas	Most	Litvínov	630
BPS Hrobčice- Razice	Agricultural	Teplice	Hrobčice	659
BPS Moldava	Agricultural	Teplice	Moldava	150
BPS Odolice	Agricultural	Most	Bělušice	550

WTP – Wastewater treatment plant

Geothermal power

Geothermal energy is now becoming one of the most attractive sources of renewable energy. The geothermal potential in the individual parts of our region varies considerably, particularly in relation to geothermal, geological and hydrogeological conditions. Based on experience from other countries with similar geological structures, the Czech Republic also has potential geothermal energy sources. Heat flow anomalies have been registered in the area of the Ohárecko Rift, i.e. the Podkrušnohoří region, the western part of the Czech chalk table and the Ostravsko-Karvinská basin. These are so-called low temperature hydrothermal sources, i.e. to a temperature of 100 degrees, and the geothermal energy of so-called hot dry rocks, whose potential at depths of 3,000-5,000 m is considerably higher. Research concentrated on utilization of these sources should be supported more in the future. [11]. Geothermal energy is utilized in the model area, particularly in the city of Ústí nad Labem, where it is used to heat swimming pools; since May 2006 it has also been used to heat the Ústí nad Labem Zoological Garden. In Děčín, there is a unique project which utilizes geothermal energy for heat production. A heating plant on Benešovská Street has been operating since 2002. It is the only one in the Czech Republic which uses geothermal energy, and it supplies half of the city with heat. In November 2006, the digging of an experimental borehole for a geothermal power plant began

in Litoměřice - when it is completed, it is expected to be 2,500 metres deep. If the measurement results are favorable, two more boreholes - this time production boreholes - will begin to be dug. These boreholes are expected to reach a depth of as much as 5,000 metres. The power plant will be based on the HDR method, which has not yet been used in Central or Eastern Europe. This method consists of water being pumped into one borehole and drawn from another, whereby it is heated at depth. It involves the closed circulation of water. Thermal energy can be converted to electrical energy. In the winter, the energy will be used mainly for heating, while in the summer it will be used to generate electrical energy. The costs of digging the boreholes and constructing the geothermal power plant are expected to be around CZK 1.11 billion, of which part will be funded by the EU. The power plant is to have a thermal output of 50 MW and an electrical output of 5 MWe [12].

Summary and discussion

A comparison of individual districts in terms of individual renewable energy sources is shown in Figure 5. The largest proportion of renewable energy sources is taken up by solar power plants (108.21 MW), which are nevertheless not recommended as a sustainable method of obtaining energy, particularly due to the occupation of the ZPF (agricultural land resources) and unfavourable returns of investments. The map of annual intensity of solar radiation in the Czech Republic [4] confirms our conclusion, that there are not suitable conditions for this kind of renewable source of energy. Photovoltaic cells are mainly used in the Chomutov (47.3 MW) and Teplice (40.82 MW) districts. Wind power plants have much better potential in higher areas of the model region, as there are favourable wind conditions. A map of average wind speed in 100 m over the surface [6] goes hand in hand with our assumption, that this is a suitable renewable source, but economic costs are not considered in this case. In total, 86.8 MW have been installed in the model area, mainly in the Chomutov district (55.8 MW). The third place in the utilization of renewable energy sources is represented by hydroelectric power plants, which have a share of 43.24 MW of the total installed output; of this, the largest power plant is in the Ústí nad Labem district (19.5 MW). This kind encounters problems especially with the constructions within the hydroelectric power plant and with the nature of the flow of rivers in the model area. In comparison with other renewable energy sources, the utilization of biogas is negligible (4.2 MW) (Fig. 4), but wider use should be considered, because biogas power stations accept raw materials and waste from agriculture [9]. Geothermal energy has a considerable potential in the model area, but requires more intensive research and support as the Podkrušnohoří region is located near the heat flow anomalies [11].

Conclusion

The power industry is important for human survival, and unfortunately is also very demanding on the environment overall; one of the possible solutions is greater support of renewable, or alternative, energy resources. The improvement of the environment and the better utilization of sources go hand in hand with permanently sustainable development, which also ensures that the environment remains unchanged for future generations. Today's unsustainable situation is a consequence of the fact that humankind is drawing on natural wealth too much and too quickly. While the existence of the Earth is calculated in billions of years, human existence takes up only a fraction of that time. However, even this short time has been more than enough for people to change or directly destroy that, which existed in peace for so long. The area of interest (Chomutov, Most, Teplice and Ústí nad Labem regions) has a unique opportunity to define future of energy sources. This topic should be dealt with now, before the termination of brown coal mining to ensure sustainable development of the area. Current installed capacities of individual kinds of renewable sources are: 108, 21 MW of solar power, 86, 80 MW of wind power, 43, 24 MW of hydro electrical power and 4, 2 MW of biogas power. The conclusion is that the best potential is in wind power thanks to the geographical conditions of the area, but further analysis of economical cost should be made in the future to prove this statement. Geothermal potential of the area is exceptional, but a further research of this energy source should be more supported.

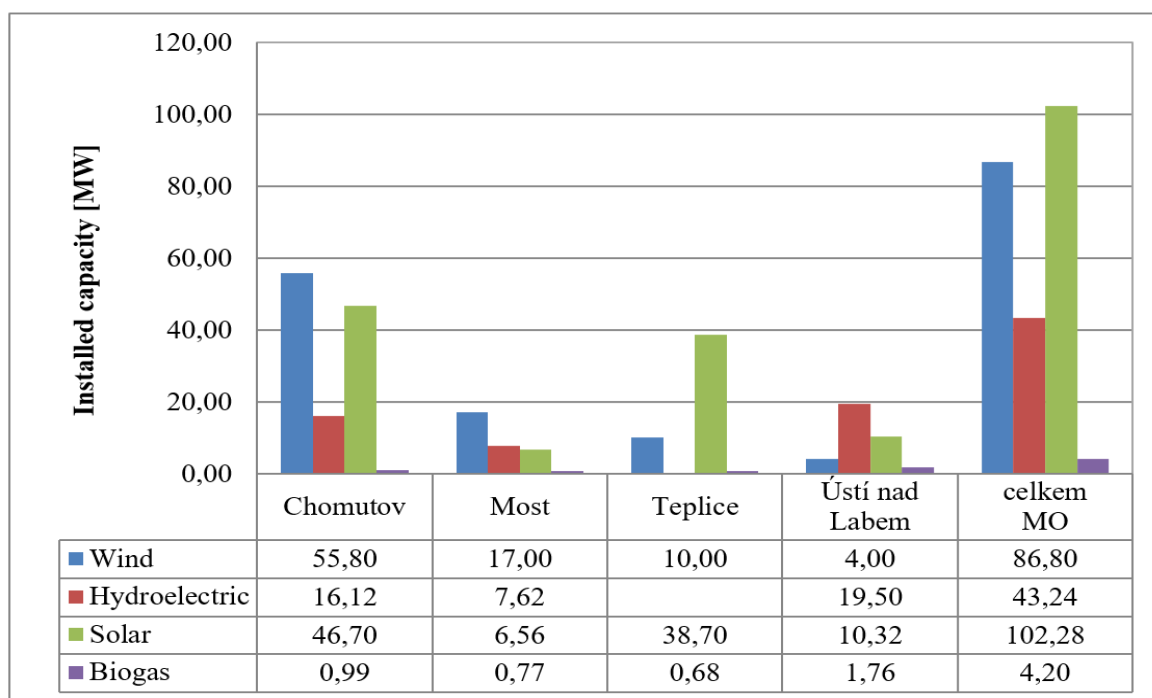


Figure 4: Overview of installed capacity of renewable resources in the model area [MW]

Acknowledgement

This article was supported by project QJ1520307 entitled “Sustainable Forms of Management in an Anthropogenically Burdened Region.” This project was realized with financial support from state budget resources through the KUS program, Ministry of Agriculture of the Czech Republic.

References

- [1] Skupina ČEZ 2017: Uhelne elektrárny v ČR [online]. Available from: www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/uhelne-elektrany/cr.
- [2] Energetický regulační úřad. 2017: Roční zpráva o provozu ES ČR. Oddělení statistiky a sledování kvality ERÚ, Praha, 35 p.
- [3] Elektrárny.pro: Seznam a mapa FVE v ČR s možností vyhledávání [online]. Available from: www.elektrarny.pro/seznam-elektraren.
- [4] Insofen energy s.r.o. 2017: Fotovoltaika v podmínkách ČR – Sluneční záření [online]. Available from: www.isofenenergy.cz/slunecni-zareni-v-cr.
- [5] HANSLIAN, D. et al. 2013: Větrné podmínky v České republice ve výšce 10 m nad povrchem I. Ústav fyziky a atmosféry AV ČR, v. v. i. Available from: <http://oze.tzb-info.cz/vetrna-energie/9770-vetrne-podminky-v-ceske-republice-ve-vysce-10-m-nad-povrchem-i>.
- [6] Ústav fyziky a atmosféry AV ČR, v.v.i. 2009: Mapa pole průměrné rychlosti větru ve výšce 100 m nad povrchem [online]. Available from: www.ufa.cas.cz/vetrna-energie.
- [7] Česká společnost pro větrnou energii: Větrné elektrárny v ČR – Aktuální instalace v Ústeckém kraji [online]. Available from: <http://www.csve.cz/mapa-vetrnych-elektraren/ustecky>.
- [8] Skupina ČEZ 2017: Obnovitelné zdroje - Jak funguje biplynová stanice [online]. Available from: www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/obnovitelne-zdroje/biopl原因/jak-funguje-biopl原因ova-stanice.
- [9] Regionální informační servis. 2017: Bioplynová stanice Ahníkov [online]. Ministerstvo pro místní rozvoj. Available from: www.risy.cz/cs/vyhledavace/projekty-eu.

- [10] Česká bioplynová asociace: Mapa bioplynových stanic [online]. Available from: www.czba.cz/mapa-bioplynovych-panic.
- [11] BLAŽKOVÁ, M., 2010: Metodika k hodnocení geotermálního potenciálu v modelovém území Podkrušnohoří. Monografie. FŽP UJEP. Ústí nad Labem. Str.89.
- [12] SCHUHOVÁ, T. 2010: První geotermální elektrárna v ČR: Liberec nebo Litoměřice? [online]. Available from: www.nazeleno.cz/energie/energetika/prvni-geotermalni-elektrarna-v-cr-liberec-nebo-litomerice.

HORMEZE JAKO MOŽNÁ SOUČÁST EKOLOGICKÉ VÝCHOVY

HORMESIS AS A POSSIBLE PART OF ENVIRONMENTAL EDUCATION

Kateřina MARKOVÁ

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96, Česká republika, katerina.markova@ujep.cz

Abstrakt

Ze souvislostí mezi ekologickou výchovou, jejími principy, metodami a cílem, zvláště pak té části, týkající se ekologie člověka, jakož i hormezí - ne úplně nejnovější, ale stále se rozvíjející hypotézou o příznivém působení pouze mírného stresu na lidský organismus lze soudit, že hormeze může být vysvětlujícím a doplňujícím úsekem pro důležitou část ekologické výchovy, protože kvalita individuálního lidského života je rozhodně významná a důležitá pro vývoj životního prostředí na naší planetě.

Abstract

From the relationship between ecological education, its principles, methods and goals, especially the part concerning human ecology, and hormesis - not the most recent but still developing hypothesis about the beneficial effects of only mild stress on the human organism, it is possible to judge that hormesis can be an explanatory and complementary section for an important part of environmental education, because the quality of individual human life is definitely significant and important for the development of the environment on our planet.

Klíčová slova: *životní prostředí, ekologická výchova, ekologie člověka, udržitelnost, hormeze, stres*

Key words: *environment, ecological education, human ecology, sustainability, hormesis, stress*

Úvod

Ekologická výchova zahrnuje široké spektrum vědomostí důležitých pro vědomou ochranu životního prostředí jako podmínky udržitelnosti existence lidí na planetě Zemi. Samozřejmě je doplňována o nejnovější poznatky ze všech souvisejících oblastí vědy. Hormeze není tak úplně nová hypotéza, postupem času je ale doplňována a precizována a řada jejích částí se blíží problematice životního prostředí. Lze tedy položit otázku, zda může být hormeze zařazena jako vysvětlující a doplňující úsek pro důležitou část ekologické výchovy týkající se vztahu člověka, jeho zdraví a podmínek panujících v životním prostředí?

Co je hormeze

Hypotéza o příznivém působení mírné zátěže na živé organismy (Zelenka, 2015), formulovaná před jeden a čtvrt stoletím, byla nazvána hormezí po dalších asi padesáti letech, kdy byly postupně popsány i jiné procesy, které měly při aplikaci na živé organismy principiálně stejný mechanismus a výsledek. Vždy se stoupající intenzitou zátěže došlo po překročení jisté hranice v zásadní změně v působení směrem k velmi nepříznivým důsledkům.

Studium hormeze je regulérní vědeckou disciplínou na pomezí biologie, toxikologie a medicíny, v českém prostředí se problematikou dnes asi nejvíce zabývá Jaroslav Zelenka, z jehož pera pochází i nejnovější publikace určená širší veřejnosti, uvedená známým výrokiem Paracelsovým o rozdílu mezi jedem a lékem spočívajícím jen v podaném množství.

Hormezi je na základě současných publikovaných názorů možno označit jako příznivé působení malých stresových dávek různého charakteru a původu na lidský organismus, které způsobí aktivaci tělu vlastních ochranných a posilujících mechanismů. V případě, že stresové dávky překročí určitou hranici, dochází naopak k velmi nepříznivému vlivu na organismus, vedoucí nezhřídkakdy až ke smrti. Pokud ale na lidský organismus žádný z podnětů hormeze nepůsobí, ochranné a posilující procesy nejsou nastartovány a v těle se hromadí poškození a nežádoucí zplodiny, vedoucí ve svém důsledku k zrychlenému stárnutí organismu i propuknutí civilizačních onemocnění (Zelenka, 2015).

Zelenka (2015:10) píše: „*mírná zátěž lidskému organismu prospívá, protože naše těla byla naprogramovaná pro lov, boj, případně těžkou práci na poli - tak, jak to bylo potřeba v posledních statisících let. Lidské tělo se evolučním vývojem snaží přizpůsobit jakékoliv zátěži, a to včetně hladovění, horka, zimy, jedovatých látek, námahy, nebezpečných bakterií, a dokonce i radioaktivity. Potřebuje k tomu ale dostatečný čas. Zatímco mírná zátěž ho ozdraví a posílí, při velké zátěži může naopak dojít k fatálnímu poškození.*“

Charvát (1973) potvrzuje slova Zelenky ohledně působení stresorů na organismus: „*Stressová mince má dvě strany. Nejprve je tu pozitivní hodnota. Není-li stress příliš intenzivní, vede k adaptaci, a vlastně nutí organismus ke zlepšení výkonu. Můžeme říci, že je předpokladem aktivního života. Naproti tomu neřešitelný stress potřebuje tolik energie, že se ustálený stav rozvrátí a celý systém se zhroutí.*“

Nedostatek zátěže, charakteristický pro moderní pohodlný život, vyvolává v organismu nerovnováhu mezi různými biologickými procesy. Lze se ptát, jak vrátit systém zpět do příznivého stavu. Jednou z odpovědí může být - začít jej opět vystavovat mírné zátěži a spustit tak efekt hormeze. Je třeba podotknout, že to ovšem neznamená vrátit se zpět na stromy (Zelenka, 2015).

„*Naše pohodlí a bezpečí jsou vyváženy tím, že nás postihují jiné a možná ještě zákeřnější nemoci než naše předky, jsou to civilizační nemoci a jejich příčinou nejsou žádné bakterie, ale přílišný komfort našeho životního stylu a vysoký věk, kterého se dožíváme. V minulosti, kdy se umíralo brzy a dostatek jídla byl vzácný, se tyto nemoci nevyskytovaly tak často. Život v moderní společnosti má však i svá úskalí. Žijeme v komfortu tak neuvěřitelném a pozorujeme kolem sebe pokrok, tak rychlý, až nás to znepokojuje.*“ (Zelenka, 2015:14).

Vedle pěti v současnosti uváděných metod hormeze vycházejících z řízené stravy, pohybu a psychologických vlivů je uváděno dalších pět metod, založených na vlivech bezprostředně souvisejících s životním prostředím. Jedná se o vlivy klimatu (ovzduší a stupeň jeho znečištění), vlivy záření (radioaktivní, UV, světelné, infračervené), vlivy působení dalších teplo přenášejících medií (teplé minerální prameny, sauna, parní lázně), vlivy skupiny rostlin (trpké, pálivé a nestravitelné části rostlin), jakož i vlivy skupiny bakterií (probiotické bakterie získané kvasnými procesy).

Životní prostředí a ekologická výchova

V ekologické výchově se řeší především vztah člověka a životního prostředí. Životní prostředí člověka je chápáno z různých aspektů. Jedna z mnoha definic, označuje životní prostředí člověka, jako dynamický komplex přírodních, umělých a sociálních složek světa, které jsou v bezprostřední interakci s člověkem. Životní prostředí podle Kvasničkové (1991) ovlivňuje zdraví i celý způsob života člověka jako celek. Přírodní složky jsou v něm základem, výchozím zdrojem pro všechny lidské činnosti. Z praktických důvodů rozlišujeme v životním prostředí člověka často prostředí pracovní, obytné a rekreační. Na každý tento typ prostředí máme odlišné nároky. Životní prostředí člověka můžeme posuzovat z různých hledisek čili stránek. Máme-li na zřeteli zejména zdravotní nezávadnost prostředí, mluvíme o hledisku hygienickém. S ním úzce souvisí hledisko estetické a etické (hodnotíme krásu a úpravnost prostředí, jeho působení na chování člověka a na rozvoj jeho duševních schopností. Pro rozvoj výroby a využívání prostředí jsou významná hlediska technicko-ekonomická. Sledujeme-li celkové souvislosti v životním prostředí a jeho vlivy na člověka, jde o hlediska ekologická. Životní prostředí každého jedince je částí životního prostředí různých společenských skupin, tj. obyvatel určitého sídla, pracovníků určitého podniku, občanů republiky, a je i částí životního prostředí lidstva.

Lidé se chovají vůči svému životnímu prostředí aktivně. Člověk je, stejně jako každý jiný organismus, se svým životním prostředím v neustálé interakci, má s ním vztahy. Na jedné straně je ovlivňován kladně nebo záporně životním prostředím. Na druhé straně je schopen sám kladně nebo záporně toto prostředí měnit. Pozitivní působení se projevuje zejména ve vývoji a rozvoji inteligence, schopnosti ovládat okolí, až po záměrnou cílevědomou úpravu prostředí, ve kterém se člověk nachází (obydli, pracoviště, příroda). Negativní působení se projevuje ve využívání přírodních zdrojů, v rozvoji techniky a ekonomiky. Dochází k narušení přirozené rovnováhy, k vážným ekologickým poruchám až silnému narušení, ničení ekosystémů tedy ekologickým katastrofám. Ty znamenají vážné nebezpečí pro život lidstva. Jen někdy se negativní důsledky projevují hned destruktivně, na zdraví člověka, živočichů, rostlin a ostatní přírody. Spíše a častěji se tyto účinky uplatňují pomalu (Čermák, 2008).

Dynamika životního prostředí spočívá ve skutečnosti, že se jeho jednotlivé složky stále vyvíjejí podle přírodních a společenských zákonů. Z prostředí člověk získává všechny informace důležité pro život a naopak, zpětně na prostředí aktivně působí. Lidský organismus tvoří s prostředím, které ho obklopuje, neoddělitelnou jednotu. Každé prostředí (pracovní, obytné...) působí na celou osobnost člověka – na jeho zdraví, činnost, myšlení, pocity. Všechny vlivy prostředí společně vyvolávají celkové různě příjemné, nebo nepříjemné dojmy, které člověk vnímá jako pohodu prostředí (Čermák, 2008). Člověk je nucen se na své životní prostředí adaptovat.

Charvát (1973) popisuje adaptaci organismu na prostředí takto: „*K základním vedoucím vlastnostem živé hmoty patří také to, že se dovede přizpůsobit různým vlivům zevního prostředí, i když jsou nepříznivé. Při adaptaci se mění jak živý systém, tak prostředí. Prostředí formuje živý systém, živý systém formuje prostředí. Nakonec dosahuje jejich vzájemný poměr jistého druhu ustáleného stavu, který je ovšem pružný. Musí být znovu upravován každou změnou jedné nebo druhé složky. Kdyby toho nebylo, prostředí by systém zničilo. Adaptovat se dovede vše živé. Biologický úspěch, kteréhokoli druhu záleží v tom, jak se dokáže přizpůsobit okolí.*“

Vlivy člověka na prostředí čili antropogenní vlivy začaly být výrazné zejména od počátku zemědělství, od tzv. doby neolitické, píše Kvasničková (1991). Mnohdy došlo k nežádoucím nechtěným důsledkům, v průběhu historie byly ohroženy nebo zničeny mnohé civilizace. Nikdy však nedosáhly vlivy člověka na prostředí takového rozsahu jako v současné době. Změny v celé biosféře jsou nyní tak velké a tak rychlé, že začínají ohrožovat základní ekologické souvislosti, dochází k vážným ekologickým poruchám.

Se kterou částí ekologické výchovy hormeze souzní

Podle Kvasničkové (1996) státní ekologická politika předpokládá výraznou odpovědnost každého občana za kvalitu životního prostředí. Ruku v ruce s tímto záměrem by ovšem mělo jít zajištění potřebné úrovně vzdělání všech občanů a stálá poctivá informovanost o situaci v našem prostředí, a to od problémů místních až po problémy globální ve vzájemných souvislostech. Občan v demokratické společnosti musí mít právo být co nejlépe připravován pro přijímání informací a jejich zvažování. K tomu v současné době již nestačí pouze základní gramotnost. To vyžaduje široký základ všeobecného vzdělání, které nám pomáhá orientovat se v nesmírné šíři informací. K čemuž slouží systém Ekologické výchovy a vzdělávání ve školství. Kdy se naléhavou potřebou stává ekologická gramotnost. Zvyšování ekologické gramotnosti je prvořadým cílem ekologické výchovy. Pojem ekologická gramotnost použil Leopold roku 1949. Za základní ekologickou gramotnost považuje Kvasničková (1986) a obdobně i další autoři zejména: „*získání základních znalostí a dovedností potřebných k pochopení zákonitostí vztahů člověka a biosféry k praktickému řešení ekologických problémů a ke včasné prevenci jejich vzniku, k prosazování zásad udržitelného rozvoje do každodenního života rodiny i společnosti*“.

V praxi se často setkáváme také s pojmem „*ekologické myšlení*“, které můžeme považovat za projev výše zmiňované ekologické gramotnosti. Ekologicky myslet znamená ctít přírodní zákonitosti, předvídat a domýšlet důsledky všech zásahů a vlivů člověka na přírodu. Lapidárně řečeno, ekologicky myslet (a zejména jednat) znamená také respektovat staleté zkušenosti našich předků, pro které byl každodenní úzký kontakt s přírodou samozřejmou součástí života. Nestačí však jen „*vzít rozum*“

do hrsti“, nezbytné jsou zde alespoň základní znalosti z vědního oboru ekologie. A hormeze je, dalo by se říci, takovým ekologickým principem v ekologii člověka.

Nejvíce se hormezi blíží pojetí autekologie, coby část ekologie zabývající se vztahy mezi prostředím a jedincem jako představitelem druhu. Studuje vlivy všech činitelů na životní projevy organismu, jeho morfologické, fyziologické a ekologické adaptace i mechanismy jeho dynamické rovnováhy (homeostaze) s prostředím. Tedy přesněji sevládně v tomto případě jedná o „*ekologii člověka*“ (Klein, Bencko, 1997) jako interdisciplinárního oboru zabývající se vztahy člověka k přírodě a životnímu prostředí. Ekologie člověka je naukou o vzájemných vztazích a vlivech člověka a životního prostředí v dílčích a v globálním ekosystému Země (vesmíru), probíhající ve vzájemných kompetitivních interakcích forem života. Obdobně jako antropoekologie sleduje jak přírodní tak i společenské (psychosociální, ekonomické, apod.) zákonitosti vztahů a vývoje společenstev. V éře 3. tisíciletí je pro lidský rod ekologie člověka i filosofii přežití.

To, že hormeze dává návod jak dosáhnout lepšího a kvalitnějšího lidského života, mimo jiné souvisí s péčí o naše tělo, abychom v důsledku zachovali lepší genetickou výbavu příštím generacím. Spojují se zde tak faktory vnitřní, jako je dědičnost, s vnějšími ekologickými faktory. Zdravotní stav obyvatelstva podle Čermáka (2008) ovlivňují buď vnitřní faktory (dědičnost, věk...), a nebo faktory vnější, mezi které z ekologického hlediska patří: fyzikální (záření, tlak vzduchu, teplota, pohyb vzduchu...), chemické (složení vzduchu, exhaláty, čistota vod ...), biologické (nezávadnost pitné vody a potravin z hlediska choroboplodných zárodků) a sociálně-společenské (stres, životní úroveň, kultura...). Mezi živými systémy a vnějšími faktory se projevuje rozpor, který nutí organismy hledat určité východisko. Živé systémy řeší svůj rozpor s faktory vnějšího prostředí základními mechanismy jako je reakce, adaptace, stres, choroba. Rozhodující význam má přitom typ, intenzita a doba působení vnějších faktorů, jakož i možnosti adaptačních a obranných mechanismů v živých systémech. Což platí i pro hormezi v jejím příznivém působení malých stresových dávek různého charakteru a původu na lidský organismus, které způsobí aktivaci těla vlastních ochranných a posilujících mechanismů. Podle Charváta (1973) ustálený stav živého systému se může porušit tím, že se přijalo příliš mnoho nebo příliš málo hmoty-energie nebo informací nebo že uvnitř systému zasáhly jiné vlivy, které nutí proměnné, aby překročily meze dovolené variability. Když se to stane, začnou se mobilizovat homeostatická zařízení, aby se porucha napravila. Stav, ve kterém se nachází živý systém při mobilizování obranných nebo nápravných zařízení, jmenujeme zátěží. Stresem. Příčina, která stress vyvolala, by se měla nazývat stresorem. Stresem bychom měli rozumět jen to, jak organismus odpovídá, čili soubor nápravných opatření. Není správné označovat tímto názvem poškození, které bylo v systému vyvoláno. Z definice ustáleného stavu a homeostázy plyne, že organismus toleruje rozkmit hodnot nejrůznějších proměnných jen v určitých mezích. Nápravná opatření se dají do pohybu, až když odchylka překročila dovolené hranice. Jde-li o nevelké výchylky, vyrovnají se snadno obvyklými servomechanismy. Pak ještě nemluvíme o stresu, nýbrž o homeostaze. Nemůže-li jedna složka zvládnout situaci „zavolá si na pomoc“ další složky, a nakonec se může zapnout celá kapacita systému. Stressovou situaci tedy rozumíme teprve tak značnou odchylku, že je ohrožená integrita celého systému, jeho trvání, tj. život. Pak se dostaví poplachová reakce, která uvede v chod mohutnější mechanismy, než které stačí pro běžnou homeostázu. Rozlišení mezi homeostázou a stresem je tedy málo určité. Význam poplachové reakce je v mobilizaci energetických zdrojů. Má se jmi restaurovat ustálený stav, i za cenu ekonomie. Buď se vynaloží a obětuje energie, nebo materiál, nebo oboje, jen aby se přežila nouzová situace, aby se zachránila organizace živého systému. Při poplachové reakci se vlastně zapíná automat. Je v tom výhoda okamžitého rozhodnutí, třeba i velmi složitého. Je v tom však i riziko. Odpověď nemusí být vždy zcela adekvátní dané situaci. Stres nemusí být vždy vyvolán jen zevním stimulem. Organismus je integrovaným celkem. Jednotlivé složky v něm pracují solidárně. Začne-li náhodou některý subsystém pracovat tak izolovaně, že vzdoruje integrační kontrole celku, a překročí-li se přitom jistý práh, pocítí se to také jako stressová situace a spustí se poplachová reakce.

Kromě autekologie, v tomto případě ekologie člověka ještě rozlišujeme synekologii a demoekologii. Přičemž synekologie je část ekologie, která studuje vztahy ekologických systémů, vyšších než jedinec a populace. Podle posloupnosti zkoumá tedy ekologické vztahy dvou nebo více druhových

populací navzájem, společenstev, ekosystémů a biosféry. A demoekologie neboli ekologie populací, studuje populace a jejich vlastnosti, vztahy populace k prostředí.

V ekologické výchově jde především podle Máchala (2000:13) o: „hledání odpovědí na otázky o smyslu a obsahu pedagogického úsilí vedoucího k udržitelnějšímu způsobu obývání světa – ať už je nazýváno ekologickou výchovou a vzděláváním, výchovou k trvale udržitelnému životu, environmentální osvětou, globální výchovou nebo třeba hledáním cesty k odpovědnějšímu člověčenství“. Mezi základní principy trvale udržitelného rozvoje patří i mimo jiné podle Vavrouška (1990) a Vincíkové (1999): „zlepšit kvalitu lidského života“ a také obecněji: „změnit postoje a praktiky“.

Jednou ze základních snah ekologické výchovy je vzbuzovat poptávku po méně konzumních, duchovnějším a také radostnějším způsobech života. Jinak řečeno - střídmejší životní styl může být důsledkem (nebo „vedlejším produktem“) bohatšího a pestřejšího duchovního naplnění života včetně smysluplnějších a tvořivějších způsobů trávení volného času. Jak uvádí Hana Librova (1992), je možné, že „omezení lidských hmotných tužeb nemusí být spojeno s ochuzením lidské existence, ale že naopak uprazdňuje místo pro potřeby cennější a koneckonců i perspektivnější a radostnější“.

Jsou to otázky hodnotové orientace. Zabýváme-li se hodnotami přírody, životního prostředí a zejména hodnotovými orientacemi z hlediska vztahu člověka k přírodě, k životu, k životnímu prostředí, pak nemáme na mysli ekonomický smysl slova hodnota (tj. užitnou hodnotu, cenu, resp. objem vynaložené práce na výrobu zboží apod.). Jde nám především o hodnoty ve smyslu cennosti, významu, významnosti či důležitosti jevů, vlastností, popř. věcí, které lze vyjádřit stanoviskem nebo postojem (Máchal, 1990).

V otázce hodnotové orientace, je předpoklad, že hodnota zdraví nejen člověka, ale i celého zemského ekosystému bude na předních místech v žebříčku hodnot. I podle Maslowovy pyramidy lidských potřeb jsou fyziologické potřeby v oné základně pyramidy. Takže i zde je možno počítat s hormezí a jejími příznivými účinky na lidský organismus.

V otázce ekologicky gramotného člověka, který získává základní znalosti a dovednosti potřebné k pochopení zákonitostí vztahů člověka a biosféry, k praktickému řešení ekologických problémů a ke včasné prevenci jejich vzniku, k prosazování zásad udržitelného rozvoje do každodenního života rodiny i společnosti se hormeze perfektně hodí, nejen včasnou prevencí svých civilizačních chorob, ale i udržitelností.

Ekologicky smýšlející člověk, člověk ekologicky gramotný, by se neměl vyhýbat teorii hormeze, protože po něm chceme cítit přírodní zákonitosti, předvídat a domýšlet důsledky všech zásahů a vlivů člověka na přírodu. Lapidárně řečeno, ekologicky myslet (a zejména jednat) znamená také respektovat staleté zkušenosti našich předků, pro které byl každodenní úzký kontakt s přírodou samozřejmou součástí života. Vždyť hormeze dělá tolik potřebné pojítko mezi vědou a tradicí (Zelenka, 2015).

Ekologická výchova je podle Činčery (2007): „cesta ke sladění s řádem bytí“. Řád je opakem chaosu. Určitě se jedná o nějakou harmonii, nikoli disharmonii. Jako například udržitelný způsob obývání světa, jak se píše v jiné definici ekologické výchovy. Hormeze tedy může být jakýmsi milníkem na cestě se sladěním s řádem bytí. Fenomenologicky chápané bytí...podle Hogenové, Pelcové, Peškové, Palouše, Patočky, Heideggera a Merlaua Pontyho ukazuje k „být, živobytí a obývání světa“. Bytí jakožto živobytí v těle organismu - ve světě - v životním prostředí. Oblíbené rčení ekologů zní: „Zaměřte si nejdříve před vlastním prahem“, což znamená ukázat ukazovákem své ruky nejdříve na sebe a svůj život. A právě proto, abychom žili v rovnováze, nám může být hormeze užitečná. Neboť hormeze nejen, že přispívá k regeneraci organismu, udržuje ho v rovnováze, zpomaluje stárnutí, ale zpomaluje i nástup civilizačních chorob (Zelenka, 2015). Takže hormeze vlastně napomáhá sladění s řádem bytí. Cesta ke sladění s řádem bytí. Cesta odněkud někam, k cíli, někdy může být i samotná cesta cílem. Ale je dobré mít povědomí o tomto cíli? A co je cílem ekologické výchovy? Působení na chování, názory a postoje lidí žijící v konzumním způsobu života, který je nežádoucí. Bezpečí a pohodlí – komfortní a pohodlný konzumní život je to, co nás pálí. Ale to, že ho začneme lidem zakazovat, není řešení, ani pro ekologickou výchovu. Lidé mají problém se vzrůstajícím stresem, obezitou a nedostatkem pohybu, s demencí, což jsou civilizační choroby naší doby. A s těmi je potřeba se nějak vypořádat. Jak na to? Odpovědí na tuto otázku může být efekt - fenomén - metoda - hormeze.

Ekologie, ekologie člověka zvláště, je silně propojena s preventivní toxikologií. Lidstvo vrhlo za dob své existence příliš mnoho škodlivin do svého prostředí, než aby tento jev, ať již v regionálním nebo globálním měřítku, mohl být opomenut. Preventivní toxikologie představuje jak analytický přístup, tak nástroj prevence, který ekologii nejenom doplňuje, ale činí z ní neoddělitelný celek.

V nejširším slova smyslu lze ekologickou výchovu popsat jako veškeré výchovné a vzdělávací úsilí, jehož cílem je především: zvyšovat spoluodpovědnost lidí za současný i příští stav přírody i společnosti, za místo, ve kterém žijí a které je jim domovem, za smysluplné využívání místních zdrojů. Rozvíjet citlivost, vstřícnost a tvořivost lidí k řešení problémů péče o přírodu i problémů lidské společnosti. Utvářet ekologicky příznivé hodnotové orientace, které kladou důraz na dobrovolnou střídmost, na nekonzumní, duchovní kvality lidského života.

Závěry

Jak vyplývá z předchozího, hormeze může být vysvětlujícím a doplňujícím úsekem pro důležitou část ekologické výchovy, protože kvalita individuálního lidského života je rozhodně významná a důležitá pro vývoj životního prostředí na naší planetě.

Hormeze vysvětluje a doplňuje především princip, jak zlepšit kvalitu lidského života, což je jedním z principů trvalé udržitelnosti podle Vincíkové (1997) a podle Vavrouška (1990).

Případná omezení, která mohou vyplynout z nutnosti neohrožovat naplňováním dnešních potřeb vitální zájmy příštích generací, je nutno vyrovnávat důrazem na hledání alternativních možností lidského rozvoje, jež by nezatěžovaly tolik přírodu, přitom však zvyšovaly kvalitu individuálního života i kvalitu mezilidských vztahů.

Seznam literatury

Čermák, Oskar a kol., Životné prostredie, Bratislava: Slovenská technická univerzita v Bratislavě, 2008

Činčera, Jan, Environmentální výchova: od cílů k prostředkům, Brno: Paido, 2007

Charvát, Josef, Život adaptace a stress, Praha: Avicenum, 1973

Klein, Otakar, Bencko, Vladimír, Ekologie člověka, Praha: Karolinum, 1997

Kvasničková, Danuše, Systém ekologické výchovy, Praha: VŠZ, 1986

Kvasničková, Danuše, Ekologická výchova a vzdělávání ve školství, Praha: Ekogymnázium, 1996

Kvasničková, Danuše, Základy ekologie, Praha: SPN, 1991

Leopold, Aldo, Obrázky z chatrče a rozmanité poznámky, Tulčík: Abies, 1999

Librová, Hana, Pestří a zelení aneb kapitoly o dobrovolné skromnosti, Brno: Hnutí Duha, 1992

Máchal, Aleš, Průvodce praktickou ekologickou výchovou, Blansko: Reprocentrum, 2000

Pelikán, Jaroslav, Jakrlová, Jana, Ekologický slovník terminologický a výkladový, Praha: Fortuna, 1999

Vavroušek, Josef, Životní prostředí a sebeřízení, Praha: Institut řízení, 1990

Vincíková, Soňa, Teória a metodika holistickej koncepcie environmentálnej výchovy, Banská Bystrica: Fakulta prírodných vied UMB, 1999

Zelenka, Jaroslav, Nečekaný lék, Brno: Cpress, 2015

THE PARADISE FISH (*MACROPODUS OPERCULARIS*) AS A SUITABLE LABORATORY ANIMAL FOR EXPERIMENTS WITH STRESSFUL WATER CONDITIONS (INCLUDE FLUCTUATED TEMPERATURE AND LOW LEVEL OF DISSOLVED OXYGEN)

Josef RAJCHARD, Zuzana BALOUNOVÁ

Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, Studentská 1668, České Budějovice, CZ 370 05, Czech Republic, phone: +420 387 772 757, e-mail: rajchard@zf.jcu.cz

Abstract

The article presents the possibility of use of paradise fish (*Macropodus opercularis*) as a suitable laboratory animal for experiments with stress water conditions. Fish were used in experiments with the cultivation of *Pectinatella magnifica* (Ectoprocta). The fish in the experiment served only in order to provide food and to simulate the natural environment for the main investigated organism. The study has proven that without showing any signs of stress, the paradise fish not only successfully survived large fluctuations of water temperatures of (19.7-31.3°C) but also tolerated zero values of dissolved oxygen and the organic burden of aquatic environments. This tolerance lies, among others, the ability of this species to get oxygen from the air, which is a consequence of its natural adaptation to shallow wetlands conditions. Thus, this species can be considered as organism or laboratory animal suitable for use in experiments carried out in extreme water conditions, because such conditions are not significantly stressful for this species.

Key words: *Macropodus opercularis*, water conditions, dissolved oxygen, temperature, *Pectinatella magnifica*

Introduction

The appropriate selection of a suitable laboratory organism/animal is very important, both with respect to the aim of the experiment and to minimize the level of risk and distress for laboratory animals. A wide range of fish species are used in experiments in various fields of experimental biology: e.g. *Danio rerio* Hamilton 1822, *Oryzias latipes* Temminck & Schlegel 1846 (Lin et al. 2016, Scharl, 2014), fish of genus *Xiphophorus*, (Regneri, Scharl, 2012, 2015, Culumber, 2014). The aim of this article is to point out the possibility of use the paradise fish, namely for some of its specific natural properties, as a suitable species for experiments carried out in hydrobiology.

Paradise fish (*Macropodus opercularis* L. 1758) belong to the family Osphronemidae, which live in the fresh waters of tropical East Asia. This species has a wide ecological valence, it tolerate an aquatic environment characterized by a very low dissolved oxygen concentration, a high or fluctuating water temperature, as well as water containing organic sediments, cloudy water, e.g. swamps or rice fields.

The ability to live in such an extreme aquatic environment is enabled by the accessory respiratory organ (so-called labyrinth) which makes it possible for the fish to receive and use oxygen from the air and not only oxygen dissolved in water. Paradise fish is oviparous, males build a floating bubble nest from saliva-coated air bubbles, often incorporating plant matter. Nests with eggs are guarded by males (Linke, 2014). The biology of this fish species has already been studied and described in many works, e.g. influence of application of the dopamine agonist Apomorphine and dopamine antagonist Pimozide on behavior (Altbacker et al. 1993), study of blood flow dynamics in embryos (Priezzhev et al. 1995), study of possible role of energetic constraints in the control of behavior (Halleret et al. 1996), ontogeny development of antipredator behavior of larvae of this species (Miklosi et al. 1997a), study of study of aggressive behavior (Miklosi et al. 1997b), study of genetic aspects of antipredatory behavior (Miklosi et al. 1997c), influence of temperature and floating natural or artificial floating materials on breeding of this fish species (Haung et al., 2006), influences of both parental care and body size on the success of reproduction (Huang et al. 2011), development of gill, labyrinth, gas exchange and ion regulation (Huanget al. 2015).

Methods

The study was focused on biology of the invasive Ectoprocta species *Pectinatella magnifica*. The *Pectinatella magnifica* colony and paradise fish were used in hydrobiological experiment in which the paradise fish was not the target organism but was only used to provide food and to simulate appropriate conditions for Ectoprocta: the fish was supposed to provide the *Pectinatella* (filtrator of detritus and microplankton) with a food supply in the form of droppings. Small colonies of *Pectinatella magnifica*, with a weight of 40 g, was placed into 4- litre laboratory containers. One paradise fish sized 7 cm, age 6 months was placed into 6 of the containers, both sexes were equally represented, 24 fish in total were used. For the purpose of this experiment an aquarium breed of light blue color was used because it has the same biological properties as fish with natural color but is more visible in a dark environment, which made the visual inspection of fish much easier and incurred no distress to fish in the experiment. Then for 4 days the sets of containers were placed in a coastal zone of a water reservoir with the presence of *Pectinatella magnifica* so that the containers were exposed to the same temperature and lighting conditions as colonies in their natural environment. The concentration of dissolved oxygen, conductivity, pH and temperature were measured 3 times a day; at the beginning and at the end of the experiment was detected nitrate, phosphate and ammonia content. Fish were obtained from the accredited fish breeding laboratory of the Department of Biology, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia. Throughout the experiment all fish were given exact doses of the supplementary compound feeding stuff intended for aquarium fish. The experiment was repeated twice, under the same conditions.



Fig. 1: Foto of the paradise fish (*Macropodus opercularis*) (foto V. Kuttelvašerová)

The main aims were to detect changes in water chemism incurred by the presence of *Pectinatella magnifica*, in particular changes due to its intensive breathing, and to check the possibility of using *Macropodus opercularis* as one of the biological factors of micro-environment. Information on this additional organism is the subject of this short communication.

Results and discussion

All fish used in the experiment survived without any pathological changes and variations in vital functions, including food intake and changes in the intensity of color of skin (discoloration), which is typical when subjected to stress. Not any changes throughout the experiment, nor after its termination and moving of all fish into containers with standard aquarium conditions with constant dissolved oxygen content were found.

Throughout the experiment the water temperature ranged between 19.7°C and 31.3°C, depending on current weather conditions. The initial value of dissolved oxygen content of 5.5 mg.l⁻¹ decreased both at the end of the experiment and at the start of decomposition of the *Pectinatella magnifica* colony to 1 mg.l⁻¹ and less and then repeatedly reached zero values, both of which happened as a result of respiratory activity of *Pectinatella magnifica*. The water in the containers was towards the end of the experiment largely polluted with organic substances.

Considering natural occurrence of paradise fish in extreme conditions of shallow waters with fluctuating temperature, wide fluctuation of content of dissolved oxygen and high content of organic substances, it can be concluded that the above described conditions of the experiment seem to be no significant stressor for paradise fish.

Conclusion

The experiment confirmed the resistance of paradise fish to the extreme decrease of oxygen content dissolved in water. The results indicate the possibility of use of this fish species in experiments in which it can come to an extreme decrease of content of oxygen dissolved in water, as well as in case of fluctuating temperature of water, or in case of other factors which would have a fatal impact on, or would cause extreme stress to other fish species used in experimental biology.

Acknowledgements

This study was supported by Project of Czech Science Foundation No. P503/12/0337 and Grant Agency of University of South Bohemia No. 081/2016/Z. We thank Mrs. Jitka Chromeckova and native speaker Mr. Willem Westra for improving the English.

References

- Altbacker, V., Zocchi, A., Oliverio, A. & Csanyi V., 1993: A Pharmacological Discrimination of 2 Behavioral Forms of the Paradise Fish (*Macropodus opercularis*). *Acta Biol. Hung.* 44: 321-327.
- Culumber, Z.W., 2014: Pigmentation in *Xiphophorus*: An Emerging System in Ecological and Evolutionary Genetics. *Zebrafish*, 11: 52-70.
- Haller, J., Miklosi, A., Csanyi V. & Makara, G.B., 1996: Behavioral tactics control the energy costs of aggression: The example of *Macropodus opercularis*. *Aggress. Behav.* 22: 437-446.
- Huang, W.B. & Cheng, F.L., 2006: Effects of temperature and floating materials on breeding by the paradise fish (*Macropodus opercularis*) in the non-reproductive season. *Zool. Stud.*, 45: 475-482.
- Huang, W.B. & Chang, C.C., 2011: Effects of Parental Care and Body Size on the Reproductive Success of the Paradise Fish *Macropodus opercularis* (L.) in a Small Area. *Zool. Stud.* 50: 401-408.

- Huang, C.Y., Lin, C.H. & Lin, H.C., 2015: Development of gas exchange and ion regulation in two species of air-breathing fish, *Betta splendens* and *Macropodus opercularis*. *Comp. Biochem. Phys. A.* 185: 24-32.
- Lin C.Y., Chiang, C.Y. & Tsai, H.J., 2016: Zebrafish and Medaka: new model organisms for modern biomedical research. *J. Biomed. Sci.* 23, article 19.
- Linke, H., 2014: *Labyrinth Fish World*. Nathan Chiang, Taiwan, 577 pp.
- Miklosi, A., Pongrac, P. & Csanyi, V., 1997a: The ontogeny of antipredator behavior in paradise fish larvae (*Macropodus opercularis*). 4. The effect of exposure to siblings. *Dev. Psychobiol.*, 30: 283-291.
- Miklosi, A., Haller, J. & Csanyi, V., 1997b: Learning about the opponent during aggressive encounters in paradise fish (*Macropodus opercularis* L): When it takes place? *Behav. Process.* 40: 97-105.
- Miklosi, A., Csanyi, V. & Gerlai, R. 1997c: Antipredator behavior in paradise fish (*Macropodus opercularis*) larvae: The role of genetic factors and paternal influence. *Behav. Genet.* 27: 191-200.
- Priezzhev, A.V., Levenko, B.A. & Savchenko, N.B., 1995: Study of blood flow dynamics in embryogenesis of *Macropodus opercularis*. *Biofizika*, 40:1348-1353.
- Regneri, J. & Scharl, M., 2012: Expression regulation triggers oncogenicity of *xmrk* alleles in the *Xiphophorus melanoma* system. *Comp. Biochem. Phys. C.* 155: 71-80.
- Regneri, J., Volff, J.N. & Scharl, M., 2015: Transcriptional control analyses of the *Xiphophorus melanoma* oncogene. *Comp. Biochem. Phys. C.* 178: 116-127.
- Scharl, M., 2014: Beyond the zebrafish: diverse fish species for modeling human disease. *Dis. Model. Mech.*, 7:181-192.

PRAVIDLA VYDÁVÁNÍ VĚDECKÉHO ČASOPISU STUDIA OECOLOGICA

1. Vědecký časopis *Studia Oecologica* (dále jen časopis) vychází zpravidla dvakrát ročně, obvykle na jaře a na podzim. Krom toho mohou být v průběhu roku zařazena další čísla časopisu, věnovaná specifickým tématům, např. významným projektům řešeným na FŽP apod.
2. Časopis je vydáván v tištěné podobě a současně je zveřejněna na internetových stránkách fakulty jeho elektronická verze.
3. V časopise jsou publikovány příspěvky, zaměřené na nejširší okruh otázek, týkajících se ekologie a tvorby a ochrany životního prostředí. Hlavními typy článků uveřejňovaných v časopise jsou:
 - a) původní vědecká pojednání, vycházející z vlastního výzkumu,
 - b) vědecké přehledové články (reviews),
 - c) souhrny disertačních a habilitačních prací a nejlepších bakalářských a diplomových prací obhájených na fakultě,
 - d) kronika, informace o významných konferencích, publikacích apod.
4. Publikování v časopis je určeno především akademickým pracovníkům FŽP a celé Univerzity J. E. Purkyně, přijímány jsou však i příspěvky ostatních odborníků z oblasti ekologie a ochrany životního prostředí a příspěvky pracovníků jiných environmentálně orientovaných pracovišť, včetně studentů.
5. Autor zodpovídá za původnost (originalitu) a odbornou i formální správnost příspěvku. V časopise nelze publikovat článek, který byl již publikován v jiném časopise, což autor stvrzuje, při předání příspěvku redakci, průvodním dopisem, který obsahuje prohlášení, že příspěvek je určen k publikaci v časopise *Studia Oecologica*. Dopis dále obsahuje jméno a kontaktní údaje hlavního autora, resp. autora zodpovědného za komunikaci s redakcí a dále návrh nejméně jednoho recenzenta příspěvku, který vyhovuje níže uvedeným kritériím. Předáním příspěvku redakci dává autor najevo, že je obeznámen s podmínkami publikování v časopise *Studia Oecologica* a vyjadřuje svůj souhlas se zveřejněním příspěvku způsobem specifikovaným v těchto pravidlech a zavazuje se k dodržování níže uvedených etických principů při publikování.
6. Autoři příspěvků jsou povinni dodržovat zásady pro vědeckou, uměleckou a další tvůrčí práci tak, jak jsou formulovány v etickém kodexu akademických pracovníků. V souvislosti s publikováním článků v časopise *Studia Oecologica* se jedná zejména o zásady objektivit, vyhýbání se jakékoliv formě plagiátu a vyhýbání se fragmentaci výsledků a dělení dílčích výsledků do více publikací.
7. Rukopisy autorů jsou přijímány referentem/kou pro ediční činnost FŽP v průběhu celého kalendářního roku na adresu redakce: Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, referent pro ediční činnost, Králova Výchyně 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem.
8. Textová část rukopisu je napsána v textovém editoru MS Word a odevzdává se zpravidla v elektronické podobě, včetně grafické dokumentace a obrazových příloh. Čistopis díla musí respektovat uvedené pokyny pro autory, zveřejněné na internetových stránkách fakulty v sekci „*Studia Oecologica*“ a v jednotlivých číslech časopisu.

9. Příspěvky jsou zveřejňovány v českém, slovenském, anglickém nebo německém jazyce. Příspěvky uveřejňovány v českém nebo slovenském jazyce, musí být současně doplněny anglickým nebo německým abstraktem.
10. Výběr příspěvků pro recenzní řízení provádí redakční rada časopisu, která si tak vyhrazuje právo odmítnout bez recenzního řízení příspěvky, které zjevně nevyhovují výše uvedeným zásadám nebo mají nevyhovující formální úroveň.
11. Původní vědecká pojednání a přehledné články jsou publikovány po nezávislém recenzním řízení. Příspěvky jsou posuzovány dvěma externími recenzenty, které navrhuje šéfredaktorem přidělený redaktor článku a schvaluje redakční rada časopisu. Externím recenzentem se rozumí recenzent, který není členem redakční rady časopisu a není pracovníkem stejného pracoviště jako autor či jeden ze spoluautorů příspěvku.
12. Na základě posudku recenzenta může redaktor článku vrátit příspěvek autorům k dopracování/ přepracování. Pokud recenzent nedoporučí vydání díla, rozhodne o dalším postupu redaktor příspěvku. Autor je povinen přihlédnout k připomínkám recenzenta nebo řádně zdůvodnit jejich nerespektování. Redakční rada rozhoduje v konečné instanci o přijetí/nepřijetí příspěvku k publikování.
13. Textovou a grafickou korekturu textu před tiskem provádí autor, který zodpovídá za správnost a úplnost předloženého textu.
14. Časopis se tiskne v nákladu 150 ks. Počet výtisků však může být upraven podle předpokládaných požadavků.
15. Distribuci a evidenci časopisu zajišťuje referent pro ediční činnost ve spolupráci s příslušnými katedrami a zajišťují předání následujících výtisků:
 - i) předání 20-ti povinných výtisků časopisu,
 - j) autor a spoluautoři příspěvku mají nárok na 1 výtisk,
 - k) děkan/ka obdrží 1 výtisk,
 - l) proděkan/ka pro vědu obdrží 1 výtisk,
 - m) členové redakční rady po 1 výtisku,
 - n) odd. edice rektorátu obdrží 1 výtisk,
 - o) pro reprezentaci fakulty 10 výtisků (uloženo na děkanátě fakulty),
 - p) knihovní fond 4 výtisky (z toho 2 ks pro pracoviště Most)
 - q) 10 výtisků univerzitní knihovně pro výměnu mezi školami a knihovnami,
 - r) 1 výtisk do archivu fakulty,
 - s) zbylá část nákladu je rozdělena mezi katedry fakulty pro reprezentaci a knihkupectví UJEP k volnému prodeji

PUBLISHING RULES OF THE STUDIA OECOLOGICA SCIENTIFIC JOURNAL

1. The *Studia Oecologica* Scientific Journal (hereinafter referred to as “Journal”) is published twice a year, generally in spring and autumn. It is possible to include more issues, dealing with specific topics, e.g. significant projects solved within the scope of the Faculty of Environment, during the year.
2. The Journal is published in a printed version; simultaneously it is available on the faculty’s websites.
3. The published papers focus on questions related to ecology and environmental conservation and protection. The major types of papers are following:
 - a) original scientific essays resulting from research work,
 - b) scientific overview articles (reviews),
 - c) summaries of post-gradual and inaugural dissertations as well as the best bachelor and master theses which were defended on the faculty,
 - d) chronicle, information on significant conferences, publications etc.
4. The publication in the Journal is destined in particular to academic workers of the Faculty of Environment as well as of other faculties of J. E. Purkyně University. Papers of other specialists from the ecologic and environmental protection area as well as environmentally oriented places of work, students included, are accepted, too.
5. The author answers for the originality, scientific and formal correctness of the paper. It is not possible to publish articles which have been already published in another journal; the author confirms this by the cover letter, which contains the information that the paper is destined to be published in the *Studia Oecologica* Scientific Journal. The letter also includes data on the author, who is responsible for communication with the Journal redaction, and suggestion of at least one reviewer, who corresponds to the criteria mentioned below. Paper handover shows that the author is acquainted with the publishing terms and he agrees with paper publication following these terms. The author must also observe the below mentioned ethical principles of publishing.
6. The authors are required to follow the principles of scientific, artistic and another creative work that are set in the ethics code of academic workers. These are especially principles of objectivity, plagiarism and result fragmentation avoidance and dividing the results into several publications.
7. The manuscripts are accepted by the Officer of the publishing activities of the Faculty of Environment during the whole calendar year. The editor’s office address is: J. E. Purkyně University, the Faculty of Environment, the Officer of the publishing activities, Králova Výšina 3132/7, 400 96 Ústí nad Labem.
8. The text part of the manuscript must be written in MS Word and it is usually handed over as an electronic file, graphical documentation and appendix of figures included. The clean copy must agree with the instructions mentioned on the faculty’s websites, in the “*Studia Oecologica*” section, and in particular Journal issues.
9. The papers are published in Czech, Slovak, English and German. Those which are published in Czech and Slovak language must contain English or German abstract.

10. Papers intended to reviewer proceedings are chosen by the Journal Editorial Council that reserves the right to refuse the papers, which do not correspond to the above mentioned principles or have an inappropriate formal level.
11. The original scientific essays and well-arranged articles are published after the independent reviewer proceedings. The papers are criticized by two external reviewers, who are suggested by the paper editor, named by the Journal General Editor, and who are agreed by the Journal Editorial Council. The external reviewer cannot be a member of the Journal Editorial Council and he cannot be an employee of the same workplace as the paper authors.
12. The paper can be returned to authors to complete or rewrite in terms of reviewer report. If the reviewer does not recommend the paper to be published, following steps will be proceeded by the editor. The author is allowed to take account of the reviewer suggestions or give an appropriate reason for their ignoring. The Journal Editorial Council makes the final decision on the paper acceptance/non-acceptance.
13. Text and graphical correction is provided by the author, who is responsible for the correctness and completeness of the submitted text.
14. The Journal is printed in the number of 150 copies. The number of copies can be arranged according to supposed demands.
15. The Journal distribution and evidence is provided by the Officer of the publishing activities in connection with appropriate university departments. They provide handover of following copies:
 - a) handover of 20 obligatory Journal copies,
 - b) the authors are eligible for 1 copy,
 - c) the Dean receives 1 copy,
 - d) the Sub-dean for Science and Research receives 1 copy,
 - e) each member of the Journal Editorial Council receives 1 copy,
 - f) each member of the Rectorial department of edition receives 1 copy,
 - g) ten copies will be left for the faculty representation (stored in the Dean's Office),
 - h) the Collection receives 4 copies (two copies are destined for Most workplace),
 - i) the university library receives 10 copies (destined for the exchange between universities and libraries),
 - j) one copy will be destined for the faculty archive,
 - k) the rest will be divided between members of individual faculty departments for presentability purposes and the university bookshop for free sale