



ČESKÁ ZEMĚĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Nabídka stanovišť a biotopové preference obojživelníků
na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách po těžbě uhlí**

Doktorská disertační práce

Autor: Ing. Jana Doležalová

Školitel: Prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Konzultant: Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Téma: Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka

Praha 2012

Prohlašuji, že jsem svou disertační práci vypracovala samostatně pouze s využitím pramenů uvedených v seznamu citované literatury nebo ve spolupráci s autory uvedených publikačních výstupů.

V Praze 20. srpna 2012

Jana Doležalová

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych velmi poděkovala všem, kteří jakkoliv přispěli ke zpracování této práce.

Obrovský dík patří především Jiřímu Vojarovi za skvělé a v mnohém inspirativní vedení práce, za aktivní, konstruktivně kritický a zároveň přátelský přístup i nezbytný nadhled. Za pomoc při sběru dat, zpracování výsledků a trpělivost děkuji také Miliči Solskému, který (mně navzdory) vnesl pořádek do našeho bádání.

Všem členům Katedry ekologie FŽP ČZU v Praze musím poděkovat za přátelskou a konstruktivní atmosféru. Vladimíru Bejčkovi děkuji za veškerou pomoc a ochotu již od „iniciálních stádií“ mého studia sukcese na výsypkách. Michalu Knappovi patří poděkování za pomoc se zpracováním dat k „žabímu článku“ a příslib brzkého zúročení tohoto úsilí. Miroslavu Šálkovi, Filipu Harabišovi a Tomáši Kadlecovi děkuji jakožto nekompromisním konzultantům. Vítkovi Dvořákovi díky za vyřešení všeho zdánlivě neřešitelného. Evě Soulkové, Vendulce Bronové a Janě Novotné moc děkuji za vstřícnost a veškerou pomoc, které se mi během studia dostalo.

Velký dík za pomoc (a skvělou atmosféru) v terénu patří Magdě Jílkové, Jindřichu Gučíkovi, Marcele Mildorfové, Kamile Šebkové, Daniele Smolové, Kamile Šimůnkové, Maxu Bernsteinovi, Petře Caltové, Tomáši Lorencovi, Aleně Popelkové, Martinu Třešňákovi, Václavu Tomáškoví, Kristýně Rejžkové, Oldřichu Kopeckému, Michalu Portešovi, Jitce Hromádkové, Markétě Hendrychové, Petře Menclové, Veronice Bohuňkové a Janě Žižkové.

Za cenné konzultace děkuji Jiřímu Řehounkovi, Janu Rovenskému, Janu Popelkovi a Janu Pacinovi.

Markétě Hendrychové děkuji za ochotné zapůjčení všeříkajících leteckých fotografií výsypek.

Velké poděkování za jazykové korektury a pomoc techničtějšího charakteru patří Karlu Rysovi, Ivaně Růžičkové a Petře Tomanové.

Pedagogům na SOŠ Schola Humanitas v Litvínově děkuji za veškerou pomoc a spolupráci.

Ráda bych také velmi poděkovala kolegům z CHKO Labské pískovce a KS Ústí nad Labem za podporu a vstřícnost při dokončování této práce.

V neposlední řadě velice děkuji své rodině. Moc si vážím obrovské podpory, které se mi po celou dobu mého studia dostávalo.

SUMMARY

Despite the ecological value of unreclaimed spoil banks area in the Czech Republic, rigorous technical reclamation still prevails. Such approach usually leads to a more uniform environment and destroys the habitat diversity of successional sites, including the variety of water bodies, so called “sky ponds”, that are crucial habitats for many aquatic and semiaquatic species. The aim of those theses was to assess the water environment on reclaimed and unreclaimed post–mining sites from an “amphibian point of view” and assess the main factors influencing presence and abundance of amphibian species there.

Firstly is compared the offer of water habitats – the proportion of water habitat area, the number of ponds and their habitat features on 14 technically reclaimed (221 water habitats) and 6 unreclaimed sections (673 water habitats) of spoil banks in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic. The proportion of water area, number of ponds per hectare of spoil bank, and number of ponds in a vicinity of 300 m were significantly higher on successional sections than on reclaimed sections of spoil banks. A higher proportion of smaller shallow ponds, with gentle shore slopes, partial insolation of water surface and partial vegetation cover is on successional spoil banks. The ponds on technically reclaimed parts of spoil banks were larger and deeper, with steeper shore slopes, full insolation and partial vegetation cover.

The presence of all nine amphibian species known from spoil banks surrounding was confirmed on the spoil banks as well. The study on 176 selected ponds (98 on 7 reclaimed, 78 on 6 unreclaimed spoil banks) found that common species of amphibians use closer spectrum of reproductive habitats on the technically reclaimed spoil banks due to limitation of the habitat offer. Species more dependant on water environment (*Bombina bombina*, *Pelophylax ridibundus*) area are there usually breeding in large basin whereas *Lissotriton vulgaris* prefers rather small aquatic habitats without fish. On successional spoil banks these species use broader spectrum of habitats. Population density of species was highest in habitats with higher pH and lower conductivity. That is probably related with toxicity growing with water acidity due to leaching of ammonia ions from clay subsoil. More species was found on habitats of successional spoil banks.

Due searching of 894 breeding sites (221 on 13 reclaimed, 673 on 6 unreclaimed spoil banks) of model species *Rana dalmatina* it was found a correlation between the species abundance and the offer of water habitats. Significantly higher population abundance was registered on successional areas. Findings of all studies show that *Rana dalmatina* prefers stable ponds of medium depth (0,5–1,5 m) and size (about 800 m²). High percentage of

populations use probably only the reproductive habitats on spoil banks and then return to microclimatically more suitable environment in the surrounding area. Nonetheless, nonnegligible parts of populations inhabit the spoil banks year-round. Connectivity of other habitats and higher abundances of the species in habitat vicinity has a positive effect on abundance of *Rana dalmatina*. The significance of these factors was also confirmed by findings of 8-year-long study mapping 114 breeding ponds in Hornojířetínská spoil bank. Despite considerable fluctuation in population abundance during the years (2005–2012) habitat preferences of *Rana dalmatina* did not distinctly differ.

Primary succession leads to a more preferable environment for amphibians than technical reclamation, and it should be considered as an equal type of post-mining site restoration. The conclusion of those theses summarizes recommendations for reclamation practice derived from above mentioned findings. Principal is to leave the rugged morphology of parts of spoil banks that are supposed to fill biological functions. Crucial is the functional connection between succession areas and the source populations and preferred habitats in spoil banks surrounding. Heterogeneity of the terrestrial habitats has to be sustained by local disturbances which could be achieved through some sports activities such as motocross, horseback riding, paintball, etc. There should be no forestation in the pond vicinity to avoid clogging and shading. Larger water habitats on technically reclaimed parts of spoil banks could be also very important habitats for amphibians and other species if the microhabitats development is supported due the ragged shore line. Forming of gentle shore slopes should be encouraged – it enables sufficient development of littoral zone. Avoiding intentional fish stocking in the ponds is fundamental. In the vicinity of the large water area is recommended to leave or create several smaller ponds which will constitute an important "buffer zone" for organisms.

The usage of potential of successional spoil banks is a crucial issue of biological conservation of these days. On one hand, there is a serious concern about the global amphibians decline and large sums of money are spent on protection of the environment. On the other hand, valuable habitats of great significance for amphibian protection spontaneously arise on post-mining areas free of charge. But they are, paradoxically, damaged by technically made biological reclamations.

KEYWORDS

Open-cast coal mining, Spoil bank, Amphibian, Habitat feature, Pond characteristic, Habitat preference, *Rana dalmatina*, Succession, Post-mining landscape restoration, Reclamation

OBSAH:

1. ÚVOD	1
2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE	4
3. METODIKA	6
3.1 Popis sledované oblasti	6
3.2 Mapování vodních biotopů	6
3.3 Popis biotopových charakteristik	7
4. POROVNÁNÍ NABÍDKY VODNÍCH BIOTOPŮ NA SUKCESNÍCH A TECHNICKY REKULTIVOVANÝCH VÝSYPKÁCH	11
4.1 Úvod	11
4.2 Metodika	12
4.2.1 Popis výsypek a vodních biotopů	12
4.2.2 Statistická analýza dat	13
4.3 Výsledky	14
4.4 Diskuse	19
4.4.1 Charakteristiky vodních ploch	19
4.4.2 Prostředí v okolí vodních biotopů	20
4.4.3 Konektivita vodních ploch	20
4.4.4 Efekt rekultivace vs. příslušnost k výsypce	21
4.5 Závěr	21
5. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ VÝSKYT OBOJŽIVELNÍKŮ NA VÝSYPKÁCH PO TĚŽBĚ UHLÍ	22
5.1 Úvod	22
5.2 Metodika	23
5.2.1 Mapování vodních biotopů	23
5.2.2 Záznam výskytu obojživelníků	24
5.2.3 Záznam početnosti běžných druhů obojživelníků	25
5.2.4 Statistická analýza dat	25
5.3 Výsledky	26
5.4 Diskuse	30
5.4.1 Výskyt obojživelníků na výsypkách	30
5.4.2 Faktory ovlivňující početnost běžných druhů obojživelníků	31
5.5 Závěr	35

6. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ POČETNOST POPULACÍ SKOKANA ŠTÍHLÉHO NA SUKCESNÍCH A TECHNICKY REKULTIVOVANÝCH VÝSYPKÁCH PO TĚŽBĚ UHLÍ	36
6.1 Úvod	36
6.2 Metodika	37
6.2.1 Mapování vodních biotopů	37
6.2.2 Záznam početnosti skokana štíhlého	37
6.2.3 Vyjádření konektivity vodních ploch a početnosti druhu na sousedních lokalitách	38
6.2.4 Statistická analýza dat	39
6.3 Výsledky	41
6.4 Diskuse	46
6.5 Závěr	51
7. BIOTOPOVÉ PREFERENCE A FLUKTUACE POČETNOSTI SKOKANA ŠTÍHLÉHO	52
7.1 Úvod	52
7.2 Metodika	54
7.2.1 Popis území	54
7.2.2 Sběr dat	54
7.2.3 Statistická analýza dat	56
7.3 Výsledky	58
7.4 Diskuse	63
7.5 Závěr	66
8. DOPORUČENÍ PRO PRAKTICKOU OCHRANU OBOJŽIVELNÍKŮ NA VÝSYPKÁCH	68
8.1 Úvod	68
8.2 Doporučení pro rekultivační praxi	68
8.3 Závěr	72
9. LITERATURA	75
10. PUBLIKAČNÍ VÝSTUPY	90
I. Vědecké časopisy s IF	
I. a Doležalová, J., Vojar. J., Smolová, D., Solský, M., Kopecký, O. 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. Ecological Engineering 43: 5–12.	

II. Recenzované a odborné časopisy

- II. a Vojar, J., Solský, M., Doležalová, J., Šálek, M., Kopecký, O. 2008: Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A conservation perspective. *Environmental Changes and Biological Assessment IV 1*: 386–390.
- II. b Smolová, D., Doležalová, D., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J. 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. *Sborník Severočeského Muzea, Přírodní vědy, Liberec 28*: 155–163.
- II. c Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. (in press.): A new, harmless mesocosm design for field rearing ranid embryos and determining clutch size. *Herpetological Review*.
- II. d Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. 2012: Hnědouhelné výsypky–nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody 67*: 8–11.
- II. e Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M. (submitted): Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*.

III. Kapitola v odborné knize

- III. a Vojar, J., Doležalová, J., Kovář, R.: Věrnost biotopům a osidlování nových území. In: Vojar, J. 2007: *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana*. ČSOP ZO Hasina–Louny, Praha.

IV. Sborníky článků z domácích konferencí

- IV. a Doležalová, J., Solský, M., Vojar, J. 2009: Colonization of water habitats on the Hornojřetínská spoil heap by the agile frog (*Rana dalmatina*). In: Harabiš, F., Suvorov, P. (eds.): *Proceedings of the 2nd conference Environmental Sciences 2009, 12.–13. Marz 2009, 12–14*.
- IV. b Šebková, K., Vojar, J., Solský, M., Doležalová, J. 2010: Arsenic movement among the environment, egg coats and tadpoles of agile frog (*Rana dalmatina*) at Hornojřetínská spoil heap. *UCOLIS 2010 (University Conference in Life Sciences)*, Praha.

1. ÚVOD

Obojživelníci patří k nejvíce ohroženým skupinám obratlovců (např. Alford & Richards, 1999; Pounds, 2001; Storfer, 2003; Stuart et al., 2004). Vazba na různé typy stanovišť, potřeba pravidelných migrací, nižší pohyblivost a vysoce permeabilní pokožka předurčují obojživelníky k velké citlivosti vůči změnám v prostředí (např. Scribner et al., 2001; Cushman, 2006; Hartel et al., 2009b). Úbytek početnosti a diverzity obojživelníků je celosvětově intenzivně zkoumaným jevem, který je způsoben řadou příčin spojených s rozvojem lidské civilizace (např. Pounds, 2001; Collins & Storfer, 2003; Baillie et al., 2004). Působení některých vlivů je zjevné (např. úbytek a změny biotopů), řada vlivů ovšem působí synergicky či v jiných interakcích (Keisecker et al., 2001; Gendron et al., 2003). Odhalení míry jejich skutečného působení navíc komplikují přirozené fluktuace početnosti populací obojživelníků (Pechmann et al., 1991; Meyer et al., 1998). K nejvýznamnějším a nejlépe prostudovaným příčinám úbytku obojživelníků patří destrukce stanovišť a znečištění prostředí. Jejich vliv je pozorován od počátku 20. století (Beebee, 1997; Dodd & Smith, 2003; Cushman, 2006; Hartel et al., 2008).

V České republice obojživelníky ohrožuje nejvíce: (i) výstavba komunikací, lidských sídel apod. (přímý vliv a fragmentace krajiny), (ii) intenzifikace zemědělství (změny hospodaření, snížení prostupnosti krajiny, znečištění prostředí používáním hnojiv a pesticidů), (iii) meliorace vodních systémů (celkové odvodnění krajiny, úbytek mokřadních oblastí, niv a drobných vodních ploch v krajině, protipovodňová opatření, likvidace povodňových škod), (iv) intenzifikace využívání vodních ploch (vysoký predační tlak a eutrofizace vody v rybochovných rybnících, jejich nešetrné odbahňování či letnění) a vysazování ryb pro sportovní rybolov do nevhodných lokalit (drobné tůňe a vodní toky), (v) destrukce vhodných stanovišť (vodních i terestrických) a bohužel také (vi) neefektivní ochrana – nedocenění významu některých vhodných biotopů (pískovny, lomy, výsypky apod.) a s tím související nepochopení významu disturbancí biotopů pro obojživelníky. Dále je možné jmenovat nepříliš fungující legislativu, absenci monitoringu a vyhodnocování efektivity ochranných opatření, nedostatečnou práci s daty atd. (např. Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011).

Poslední dva jmenované body, vliv těžebního průmyslu a nevhodná ochrana, se významně projevují ve velkoplošně devastovaných oblastech. Severočeská hnědouhelná pánev patří v tomto smyslu v Evropě k nejvíce dotčeným – 90 % jejího povrchu je ovlivněno lidskou činností (Vráblíková et al., 2008). Nejzávažnější důsledky má v tomto ohledu povrchová těžba hnědého uhlí. Původní zemědělská a mokřadní krajina kompletně ustupuje povrchovým velkolomům a výsypkám. Tímto způsobem byly v hlavních těžebních oblastech severních Čech zcela přeměněny desetitisíce hektarů krajiny (Štýs, 1998; Vráblíková et al.,

2008). Na těžbu uhlí jsou navázána další odvětví průmyslu využívající těžbou surovinu, která jsou spojena s výstavbou dopravních sítí, průmyslových areálů, elektráren, odkališť, úložišť odpadu a přispívají tak k celkové industrializaci a fragmentaci krajiny těžebních regionů (Vráblíková et al., 2008). Vodní režim těžbou ovlivněné krajiny je zcela změněn. Oblast se odvodňuje, toky jsou svedeny do převaděčů a snižuje se tak kontakt vody s prostředím. Klesá počet vodních toků, ploch i celkového množství vody v krajině. Tento úbytek je kompenzován vznikem rozsáhlých a hlubokých jezer při zatápní zbytkových jam lomů. V místech historické lokální povrchové těžby vznikly oprámy a v propadlinách po hlubinné těžbě uhlí se vytvářejí pinky. Vodní plochy vznikají spontánně či cíleně v rámci rekultivací také na výsypkách, nebyly však takřka obnoveny krátké vodní cykly v krajině (Vráblíková et al., 2008).

Výsypky jsou rozsáhlé morfologické útvary (řádově stovky hektarů) vzniklé sypáním nadložního materiálu, zejména třetihorních jílu (Hnátková, 1980) při povrchové těžbě hnědého uhlí. Nabízejí se jako ideální plocha pro studium sukcese, ekologie a biologie kolonizujících druhů, jelikož mají jasně stanovitelné stáří, relativně homogenní substrát a rozlohu v řádech několika desítek až stovek hektarů (Bejček & Šťastný, 1984). Studie sukcese živočichů na výsypkách v severních Čechách byly věnovány společenstvům ptáků (Bejček & Tyrner, 1980; Bejček & Šťastný, 1984; Hendrychová et al., 2009), savců (Bejček, 1982; Bejček & Jirouš, 1983), bezobratlých živočichů (Pižl, 2001; Tajovský, 2001; Holec & Frouz, 2005; Frouz et al., 2006; Hendrychová et al., 2008). Obojživelníkům se věnovali např. Zavadil (1998), Bejček & Šťastný (1999, 2000), Tajovský (2002). Systematické sledování sukcese obojživelníků na výsypkách po těžbě uhlí započal Vojar s kolektivem (např. Vojar, 2000; Vojar & Doležalová, 2003; Vojar et al., 2003). V zahraničí se výskytem obojživelníků na výsypkách v různých fázích sukcese zabýval Galán (1997) na výsypkových plochách povrchových hnědouhelných dolů severozápadního Španělska a Lannoo s kolektivem (2009) na výsypkách po těžbě uhlí v Illinois. Tyto práce jsou zpravidla zaměřeny na popis průběhu sukcese na základě mapování vybraných výsypkových ploch.

Pro organismy přežívající v refugiích industriální krajiny představují výsypky nová a často velmi perspektivní stanoviště (např. Bejček, 1982; Prach, 1987; Galán, 1997; Pižl, 2001; Tajovský, 2001; Nichols & Nichols, 2003; Sklenička, 2004; Bröring & Wiegler, 2005; Bröring et al., 2005; Rathke & Bröring, 2005). Složení společenstev a početnost populací se odvíjí zejména od stáří kolonizovaného území, způsobu rekultivace, nabídky vhodných biotopů a návaznosti na zdrojové populace v okolí (Hodačová & Prach, 2003; Frouz et al., 2006; Tropek et al., 2010). Výrazný a dlouhodobý efekt má provedení technické rekultivace. Zatímco na technicky nereakultivovaných výsypkách je zachována pestrá mozaika různých typů prostředí (iniciální sukcesní stádia, lesostepní prostředí, množství vodních a

mokřadních biotopů), prostředí rekultivovaných výsypek je poměrně uniformní (Hodačová & Prach, 2003; Sklenička, 2004; Vojar, 2007). Rozdíly v heterogenitě stanovišť se odrážejí ve složení společenstev. Řada studií zaznamenala na sukcesních antropogenních plochách větší druhovou diverzitu (např. Wiegleb & Fehlinks, 2001; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008) a výskyt vzácných druhů (Brändle et al., 2000; Mrzljak & Wiegleb, 2000; Tropek et al., 2010; Harabiš & Dolný, 2012). Obdobná srovnávací studie nebyla u obojživelníků zatím provedena. Aby bylo možné hodnotit vliv heterogenity prostředí na početnost jejich populací a druhovou diverzitu společenstev, je potřeba také kvantifikovat rozdíly v nabídce klíčových biotopů na sukcesních a rekultivovaných výsypkách.

Potenciál výsypek pro ochranu obojživelníků (a nejen jich) je vzhledem k jejich rozloze značný. Společně s haldami hlušiny po těžbě černého uhlí zaujímají kolem 270 km² (Prach, 2010 in Řehounek et al.). Navrhování biologických rekultivací, které budou efektivně plnit svou funkci, musí být založeno na výsledcích studia závislosti početnosti druhů na habitatových i prostorových proměnných prostředí v různých prostorových měřítcích v dané oblasti (Hartel & Öllerer, 2009; Ficetola & De Bernardi, 2004; Zanini, 2006). Populace mohou být lokálně adaptovány a preference stejného druhu se tak mohou v různých podmínkách a oblastech rozšíření velmi lišit (Zanini, 2006; Hartel et al., 2008). Dlouhodobých studií na krajinné úrovni je však u obojživelníků stále nedostatek a závěry odvozené z lokálních studií mohou být pro aplikaci v širším kontextu chybné (jak upozorňují např. Laan & Verboom, 1990; Petranka et al., 2004; Van Buskirk, 2005; Cushman, 2006; Zanini, 2006; Hartel & Moga, 2007; Ficetola et al., 2009). Rozpoznání skutečného efektu proměnných prostředí navíc komplikují značné fluktuace početnosti obojživelníků (Pechmann et al., 1991; Alford & Richards, 1999; Marsh & Trenham, 2001; Loman & Andersson, 2006). Výběr biotopů může záviset na aktuální početnosti populací (Trenham & Schaffer, 2005; Heinz et al., 2006; Gamble et al., 2007) a strategie ochrany by měla zohledňovat jak preference při nízkých, tak i při vysokých denzitách, a to zejména u druhů se značnými fluktuacemi početnosti. Pouze výsledky dlouhodobých studií získané ze širokého spektra stanovišť v krajinném měřítku lze zobecňovat a využívat pro navrhování praktických managementových opatření v dané oblasti (Perrow & Davy, 2002), v tomto případě pro rozsáhlá post-těžební území střední Evropy.

Zaměření studia úspěšnosti kolonizace výsypek obojživelníky má svá praktická opodstatnění. Tito živočichové jsou specifičtí svými biotopovými nároky – vyžadují různé typy vodních a terestrických vzájemně propojených biotopů, jež v průběhu roku i života střídají (Duellman & Trueb, 1994; Hartel et al., 2007a; Wells, 2007). Mají poměrně omezené pohybové schopnosti a jsou velmi citliví vůči bariérám v krajině (Ray et al., 2002; Cushman, 2006). Jsou tak vhodnými indikátory komplexnosti prostředí (Duellman & Trueb, 1994).

Vysoké početnosti obojživelníků napovídají, že lze dané prostředí považovat za cenné i z pohledu dalších skupin organismů. Jejich úbytek naopak signalizuje rostoucí narušení krajiny (Vojar et al., 2012).

Tato práce se proto detailněji zaměřuje na studium závislosti rozšíření obojživelníků na prostorových a environmentálních charakteristikách prostředí na podkladě výsledků mapování širokého spektra vodních biotopů na většině výsypek Severočeské hnědouhelné pánve. Sledované výsypky představují prostředí (i) s odlišnou nabídkou reprodukčních biotopů, (ii) se zastoupením různých typů terestrických stanovišť, (iii) obklopené pro obojživelníky různě prostupnými typy prostředí, (iv) na nichž byly provedené odlišné typy rekultivací, resp. byly ponechány přirozenému vývoji. Tyto podmínky umožňují vyhodnotit nejen biotopové preference obojživelníků, ale také zhodnotit vliv krajinné struktury a konektivity prostředí na jejich početnost (Laan & Verboom, 1990; Zanini, 2006; Hartel & Moga, 2007). Za účelem zhodnocení změn biotopových preferencí při různých početnostech populací byla provedena dlouhodobá studie biotopových preferencí v prostředí jedné výsypky.

2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

- 1) Porovnat nabídku a vlastnosti vodních biotopů (n = 924) na technicky rekultivovaných (n = 14) a sukcesních (n = 6) výsypkách (**kapitola 4**).
- 2) Zmapovat výskyt všech druhů obojživelníků na náhodně vybraných vodních biotopech (n = 176) a určit vliv faktorů prostředí na početnost běžných druhů (**kapitola 5**).
- 3) Zhodnotit vliv biotopových a prostorových charakteristik vodních biotopů (n = 894) na početnost skokana štíhlého na sukcesních a rekultivovaných výsypkách (**kapitola 6**).
- 4) Porovnat biotopové preference skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) při různých početnostech populace na základě soustavného osmiletého monitoringu 114 vodních ploch Hornojiřetínské výsypky (**kapitola 7**).
- 5) Zformulovat doporučení pro rekultivační praxi, která podpoří efektivní ochranu obojživelníků v krajině ovlivněné povrchovou těžbou (**kapitola 8**).

V rámci souvisejících studií hodnocení vlivu prostorových charakteristik a obsahu těžkých kovů ve vodním prostředí na úspěšnost reprodukce skokana štíhlého byla dále zpracována metodika šetrného stanovení početnosti snůšek tohoto druhu.

Na jednotlivých kapitolách spolupracovali kolegové, kteří jsou uvedeni jako autoři publikovaných článků v příloze práce. Dílčí studie v kapitolách 5, 6 a 7 jsou připravovány

k publikaci a autorsky se na nich podíleli Jiří Vojar a Milič Solský. Autorem části metodiky statistické analýzy dat zobecněnými smíšenými lineárními modely v kapitole 5 je Michal Knapp. Spoluautorem studie v kapitole 7 je dále Oldřich Kopecký.

3. METODIKA

Terénní výzkum probíhal zpravidla shodně u dílčích studií, proto je v této kapitole uvedena společná část metodiky. Odlišnosti od popsaného postupu jsou popsány u jednotlivých studií.

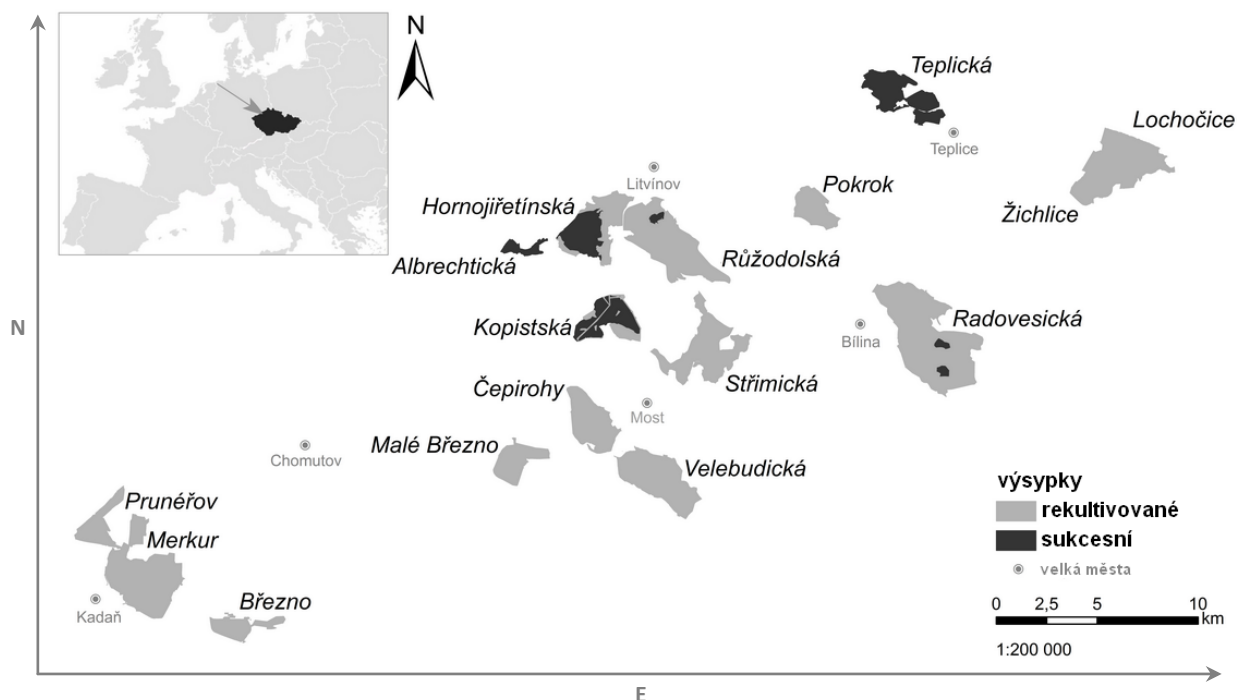
3.1 Popis sledované oblasti

Výzkum probíhal na výsypkách po těžbě hnědého uhlí v Severočeské hnědouhelné pánvi (SHP), která se nachází v oblasti mezi městy Ústí nad Labem a Kadaň na území o rozloze okolo 2500 km². Studovaná oblast je největším těžebním revírem v České republice a jedním z největších v celé Evropě (Vráblíková et al., 2008). Celkem bylo mapováno 17 výsypkových ploch (Obr. 3.1, Tabulka 4.1). Mapované výsypky představují plošně nejrozsáhlejší vnější výsypkové plochy v této oblasti. Jednotlivé výsypky se vzájemně odlišují zejména stářím a způsobem rekultivace. Na některých z nich se nacházejí jak technicky rekultivované, tak sukcesní části, jež byly v rámci většiny studií hodnoceny samostatně. Celkově bylo mapováno 14 technicky rekultivovaných a 6 sukcesních částí výsypek o celkové rozloze 84,3 km². Některé části technicky nereakultivovaných výsypek byly zalesněny bez vlivu na morfologii terénu. Ačkoliv se nejedná o plochy ponechané spontánní sukcesi, jsou v této práci označovány veškeré technicky nereakultivované části výsypek jako „sukcesní“, jelikož se jedná o ustálený termín používaný pro plochy ponechané bez terénních úprav. Na podkladě terénního mapování a ortofotosnímků byly na území každé výsypky stanoveny provedené typy rekultivací. Podrobnější popis jednotlivých částí výsypek uvádí Tabulka 4.1.

3.2 Mapování vodních biotopů

Na podkladě ortofotosnímků výsypek (Portál veřejné správy, 2011) byly nejprve v programu ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) vyznačeny veškeré viditelné vodní plochy. Vytisknuté snímky s vyznačenými lokalitami byly společně s jejich pozicí v GPS navigacích použity jako základ pro terénní mapování. Během systematického procházení výsypek byly zaznamenávány veškeré nalezené vodní plochy – od drobných periodických jezírek po velké vodní nádrže. Celkem bylo nalezeno 924 vodních biotopů, přičemž 694 z nich se nacházelo na sukcesních a 230 na technicky rekultivovaných výsypkách. U každé nalezené lokality byly zaznamenány zjišťované charakteristiky prostředí a přesná poloha pomocí GPS navigace v decimálním formátu souřadnic (Tabulka 3.1).

Obr. 3.1 Mapované výsypkové plochy v Severočeské hnědouhelné pánvi



3.3 Popis biotopových charakteristik

Na základě terénních záznamů, rekultivačních plánů a s využitím geografických informačních systémů a ortofotosnímků (Portál veřejné správy, 2011) byly u každé lokality zaznamenány následující charakteristiky prostředí s významem pro obojživelníky (Pope et al., 2000; Denoěl & Lehmann, 2006): (i) charakteristiky vodního biotopu – rozloha, maximální hloubka, sklon břehů, oslunění vodní hladiny, pokryvnost litorální vegetace, pH, konduktivita; (ii) typ převažujícího terestrického prostředí v okolí vodní plochy, provedení/absence technické a lesnické rekultivace; (iii) konektivita vodních ploch; (iv) prostupnost krajiny v okolí výsypky a vzdálenost od okraje výsypky (Tabulka 3.1).

V případě velkých vodních ploch dobře rozeznatelných na ortofotosnímcích byla jejich rozloha určena na základě vektorizace v programu ArcGIS (ESRI, 2007). Rozloha menších jezírek byla určena během terénních prací měření. Velikost vodních ploch byla před statistickými analýzami logaritmicky transformována z důvodu poklesu významu rozdílu rozlohy s velikostí vodních ploch.

Proměnné, které jsou obtížně kvantifikovatelné vzhledem k jejich variabilitě během dne (oslunění), v rámci jedné lokality (sklon břehů, pokryvnost vegetace, hloubka) či možné chyby/rozdílu subjektivního odhadu různými osobami, byly hodnoceny jako kategoriální. Hladiny proměnných byly zvoleny s ohledem na ekologické nároky obojživelníků (Tabulka

3.1) (např. Laan & Verboom, 1990; Stumpel & van der Voet, 1998; Ficetola & De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005; Denoël & Lehmann, 2006; Hartel et al., 2007a, 2009b).

Maximální hloubka byla měřena pouze u mělkých vodních ploch (do 1,5 m) pomocí výsuvného metru. Hluboké vodní plochy byly automaticky zařazeny do kategorie nejhlubších nádrží. Sklon byl určován jakožto převažující sklon břehů pod hladinou vody, který má přímý vliv na pokryvnost litorální vegetace (Pieczynska, 1990 in Jorgensen & Hoffer).

Hodnoty pH a konduktivity byly během terénního mapování v dubnu měřeny 10 cm pod hladinou vody pomocí terénních měřících přístrojů Greisinger GMH 3410 a GMH 3530.

Intenzita oslunění byla určena jako poměr vodní hladiny nezastíněné porosty křovin a dřevin v okolí vodní plochy k celkové rozloze vodní hladiny. Při hodnocení zastoupení litorální vegetace byla zahrnuta pobřežní i plovoucí vegetace, ale i ponořené rostliny, traviny a větve, které mohou být obojživelníky využívány pro kladení snůšek a k úkrytu (Ficetola et al., 2006a). Zárůst vegetace byl odhadován v procentech pomocí metody Oldhama et al. (2000) a následně rozdělen do tří kategorií.

Převažující typ okolního terestrického prostředí byl určen pro okolí do vzdálenosti 150 m a byl klasifikován pomocí pěti typů prostředí odlišných zejména sukcesním stářím a prostupností prostředí pro obojživelníky (Ray et al., 2002) – iniciální sukcesní stádium výsypky bez vegetace, orná půda, trvalý travní porost, lesostep a les. Vzdálenost 150 m byla zvolena na základě studií zohledňujících význam okolního terestrického prostředí pro obojživelníky (např. Semlitsch & Bodie, 2003; Zanini, 2006; Ficetola et al., 2009).

Prostupnost krajiny v okolí výsypky nejbližší danému jezírku byla na podkladě ortofotosnímků a terénního pozorování stanovena ve čtyřech kategoriích – (i) prostředí neprostupné pro obojživelníky (průmyslové oblasti, silnice I. třídy, železnice, urbanizované plochy); (ii) špatně prostupné prostředí (silnice II. a III. třídy, orná půda, potoky se zahloubenými a zpevněnými koryty, obhospodařované travní porosty); (iii) dobře prostupné prostředí (travní porosty ponechané ladem, zahrady) a (iv) optimálně prostupné prostředí (lesy, lužní porosty, mokřady) (Fahring et al., 1995; Ray et al., 2002; Beja & Alcazar, 2003; Joly et al., 2003; Van Buskirk, 2005).

Vzdálenost od okraje výsypky byla určena v programu ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) jako nejkratší vzdálenost okraje vodní plochy od okraje výsypky. Konektivita vodních biotopů byla u dílčích studií hodnocena odlišně. V kapitole 4. a 5. byla určena jako počet vodních ploch v okolí daného jezírka do vzdálenosti 300 m pomocí programu ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007). Tato vzdálenost odpovídá běžným vzdálenostem disperze našich obojživelníků (např. Reading et al., 1991; Ponsero & Joly, 1998; Baker & Halliday, 1999; Öllerer, 2007; Kovář et al., 2009). V rámci studií zaměřených na biotopové preference skokana štíhlého (kapitoly 6 a 7), v nichž

byly zjišťovány početnosti druhu na vodních plochách v okolí, byla konektivita vyjádřena pomocí autokovariáty (viz kapitolu 6.2.3) (Zanini, 2006). Vždy byla měřena nejkratší vzájemná vzdálenost jezírek (od okraje k okraji).

Tabulka 3.1 Popis zjišťovaných charakteristik vodních biotopů.

^{4,5,6,7} – index odpovídá číslu kapitoly, v níž byla daná charakteristika použita jako proměnná při analýze dat.

Proměnná	Hladina	Rozsah hodnot
i) Biotopové charakteristiky:		
Logaritmus rozlohy vodní plochy [m ²] ^{4,5,6,7}		
Maximální hloubka [m] ^{4,5,6,7}	1	< 0,5
	2	0,5–1,5
	3	> 1,5
Sklon břehů [°] ^{4,5,6,7}	1	< 30
	2	30–55
	3	> 55
Oslunění [%] ^{4,5,6,7}	1	< 5
	2	5–75
	3	> 75
Pokryvnost litorální vegetace [%] ^{4,5,6,7}	1	< 5
	2	5–75
	3	> 75
pH ^{5,6,7}		
Konduktivita [mS/cm] ^{5,6,7}		
ii) Charakteristiky okolí vodních biotopů:		
Typ okolního terestrického prostředí ^{4,5,6,7}	1	iniciální sukcesní stádia
	2	orná půda
	3	trvalé travní porosty
	4	lesostep
	5	les
Technická rekultivace ^{4,7}	1	rekultivace
	2	bez rekultivace
Lesnická rekultivace ^{5,6,7}	1	rekultivace
	2	bez rekultivace
iii) Prostorové charakteristiky vodních biotopů:		
Zeměpisná délka a šířka, ^{5,6,7}		
Konektivita vodních ploch (vyjádřená v dílčích studiích různým způsobem) ^{4,5,6,7}		
Vzdálenost od okraje výsypky [m] ^{5,6}		
Prostupnost okolí výsypky ^{5,6}	1	neprostupné
	2	špatně prostupné
	3	dobře prostupné
	4	optimálně prostupné

4. POROVNÁNÍ NABÍDKY VODNÍCH BIOTOPŮ NA SUKCESNÍCH A TECHNICKY REKULTIVOVANÝCH VÝSYPKÁCH

4.1 Úvod

Během sypání výsypek vzniká členitá morfologie terénu, která generuje prostředí s vysokou stanovištní heterogenitou (Prach, 2003; Vojar, 2007). Vyšší partie mají xerothermní charakter, zatímco v terénních depresích se na nepropustném jílovitém podloží vytváří široké spektrum vodních ploch, tzv. nebeských jezírek (Bejček, 1982; Toy & Chuse, 2005; Vojar, 2007). Postupně tak vzniká mozaika iniciálních sukcesních stádií, oligotrofních, nezarybněných vodních biotopů, „lesostepního“ prostředí a nezapojených, světlých lesních porostů přirozené druhové a věkové skladby. Posun do pozdních lesních stádií sukcese je zpravidla blokován třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Pilař, 1978; Prach, 1987; Zelený, 1999; Hodačová & Prach, 2003; Bröring et al., 2005). Tyto typy stanovišť ovšem z dnešní krajiny takřka vymizely v důsledku intenzifikace zemědělství, lesnictví, průmyslu a urbanizace (Rundel et al., 1998; Konvička et al., 2005). Na rozsáhlých výsypkových plochách se tak spontánně utváří pro řadu druhů velmi perspektivní a vzácné prostředí (Řehounek et al., 2010).

Většina výsypek je následně technicky rekultivována; během těchto úprav je původní členitý terén výsypek kompletně zarovnan (Sklenička & Lhota, 2002; Hodačová & Prach, 2003; Vráblíková et al., 2008). Namísto širokého spektra vodních biotopů je na výsypkách ponecháno či vybudováno několik větších vodních nádrží. Povrch výsypek je odvodněn a následně zpravidla zemědělsky či lesnický rekultivován (Sklenička & Lhota, 2002; Vráblíková et al., 2008). Tyto úpravy vedou, v porovnání s členitými sukcesními plochami ponechanými spontánnímu vývoji, ke vzniku relativně uniformního prostředí (Hodačová & Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Předpokládaný pozitivní efekt vyšší stanovištní heterogenity a nabídky vzácných biotopů zmiňuje v diskusích řada studií, jež na technicky nereakultivovaných dotěžených územích potvrdily vyšší druhovou diverzitu či výskyt ohrožených druhů (Brändle et al., 2000; Mrzljak & Wiegler, 2000; Prach & Pyšek, 2001; Wiegler & Fehlink, 2001; Benkewitz et al., 2002; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008; Beneš et al., 2003; Tropek & Konvička, 2008; Tropek et al., 2010), včetně obojživelníků (Vojar, 2004 in Sklenička; Smolová et al., 2010).

Ačkoliv známe ekologický význam sukcesních ploch a pravděpodobné příčiny tohoto fenoménu, jejich objektivní popis a porovnání vlastností prostředí oproti technicky rekultivovaným výsypkám nebyly dosud provedeny. Prostředí sukcesních a technicky rekultivovaných výsypek se vzájemně značně liší mimo jiné v počtu a charakteru vodních biotopů. Tyto atributy mají pochopitelně zásadní vliv na osidlování výsypek organismy z okolní krajiny, a to zejména pro vodní a semiakvatické druhy s omezenou pohyblivostí

(Wellborn et al., 1996). Obojživelníci využívají vodní biotopy během reprodukce (Duellman & Trueb, 1994) a slouží jim jako „nášlapné kameny“ během kolonizace nových území (Semlitsch & Bodie, 1998; Hartel & Öllerer, 2009). Na přítomnosti, kvalitě a návaznosti vodních biotopů závisí do značné míry vytvoření a zachování funkčních (meta)populačních struktur (Semlitsch & Bodie, 1998; Marsh & Trenham, 2001). Charakter vodních ploch vznikajících na výsypkách byl hodnocen v rámci řady technických, krajinářských i biologických studií (např. Schulz & Wiegand, 2000; Nicolau, 2003; Toy & Chuse, 2005; Antwi et al., 2008). Stále však chybí práce, jež by kvantitativně zhodnotila rozdíly charakteristik celého spektra vodních biotopů vznikajících na sukcesních a rekultivovaných výsypkách. Obojživelníci jsou zpravidla vázáni na vodní i terestrické typy prostředí a ovlivňuje je také jejich návaznost biotopů a prostupnost krajiny (Ray et al., 2002; Ficetola & De Bernardi, 2004). Tato dílčí studie se detailněji zaměřuje na zhodnocení nabídky vodních biotopů, jakožto klíčové složky jejich prostředí (Semlitsch & Bodie, 2003; Cushman, 2006) a porovnává také charakter okolních terestrických habitatů a konektivitu vodních ploch. Popis vlastností vodních biotopů může být spolu s informacemi o jejich významu pro jednotlivé druhy využit při obnově krajiny po těžbě, zejména při zakládání částí výsypek, jež mají plnit biologické funkce (Lindenmayer & Hobbs, 2007).

Cílem této studie je porovnat vodní biotopy vznikající na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách z hledisek významných pro obojživelníky. U rozlohy vodních ploch a jejich konektivity je navíc odlišen efekt provedených rekultivací od efektu dané výsypky (jednotlivé výsypky se vzájemně liší stářím, způsobem sypání, složením skrývky, polohou atd.). Studie byla provedena na všech plošně rozsáhlejších výsypkách v SHP a na více než 900 vodních plochách. Cílem je získat reprezentativní výsledky, které je možné zobecnit a využít v rekultivační praxi.

4.2 Metodika

4.2.1 Popis výsypek a vodních biotopů

Výzkum probíhal v dubnu 2010 na všech 17 větších výsypkových plochách SHP dle metodiky uvedené v kapitolách 3.1 a 3.2. Zaznamenány byly charakteristiky veškerých 924 nalezených vodních biotopů (694 se nacházelo na 6 sukcesních a 230 na 14 technicky rekultivovaných výsypkách) (Tabulka 4.1).

Následně byla s pomocí programu ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) spočtena celková rozloha výsypek, celková rozloha vodních ploch, poměr rozlohy vodních biotopů k rozloze výsypky, průměrná rozloha vodních ploch, celkový počet vodních biotopů a počet vodních ploch na hektar výsypky (Tabulka 4.1)

Tabulka 4.1 Popis sledovaných výsypkových ploch (VP)

TR – technicky rekultivovaná část výsypky, TN – technicky nereakultivovaná část; Rek. – typ rekultivace: T – technická, L – lesnická, Z – zemědělská, H – hydrická, TP – travní porost, S – sukcesní (bez lesnické výsadby), v případě provedení více typů rekultivací odpovídá pořadí zastoupení daného typu rekultivace na výsypce; Roz. VP – celková rozloha výsypky v hektarech; Roz. VB – celková rozloha vodních biotopů v hektarech; Pom. VB/VP – poměr celkové rozlohy vodních biotopů vůči celkové rozloze výsypky vyjádřený v procentech; Prům. roz. VB – průměrná rozloha vodních biotopů v m²; n VB – celkový počet vodních biotopů na výsypce; n VB/ha VP – počet vodních biotopů na hektar výsypky; n S/ha VP – počet snůšek skokana štíhlého na hektar výsypky.

Název výsypky	Rek.	Roz. VP [ha]	Roz. VB [ha]	Pom. VB/VP [%]	Prům. roz. VB [m ²]	n VB	n VB/ha VP	n S/ha VP
<i>Technicky rekultivované</i>								
Březno	T, L, Z	231,36	1,61	0,70	4025	4	0,02	0,000
Čepirohy	T, Z, L	496,77	9,66	1,94	2476	39	0,08	0,030
Hornojřetínská – TR	T, L, H	351,28	16,37	4,66	20461	8	0,02	0,068
Kopistská – TR		119,94	4,74	3,95	23704	2	0,02	0,000
Lochočice	T, Z, L	847,81	2,13	0,25	3045	7	0,01	0,009
Malé Březno	T, L, Z	306,62	1,35	0,44	2257	6	0,02	0,000
Merkur	T, L, Z	100,45	3,97	3,95	2333	17	0,17	0,000
Pokrok	T, L, Z, TP	289,39	5,28	1,83	5285	10	0,03	0,259
Pruněfov	T, L, Z	261,31	4,67	1,79	6672	7	0,03	0,019
Radovesická – TR	T, Z, L	1483,00	14,34	0,97	4216	34	0,02	0,091
Růžodolská – TR	T, L, TP	952,99	33,52	3,52	4410	76	0,08	0,313
Střimická	T, L, Z	743,55	16,98	2,28	14148	12	0,02	0,000
Velebudická	T, L, Z	729,32	1,32	0,18	1644	8	0,01	0,000
Žichlice	T, L	103,35	0	0,00	0	0	0,00	–
<i>Technicky nereakultivované</i>								
Albrechtická	L, S	89,85	0,24	0,26	91	26	0,29	0,601
Hornojřetínská – TN	L, S	352,71	33,40	9,47	1380	242	0,69	4,403
Kopistská – TN	L	359,06	14,64	4,08	438	334	0,93	3,604
Radovesická – TN	S	57,34	5,42	9,45	888	61	1,06	1,099
Růžodolská – TN	L, S	31,28	1,76	5,61	1463	12	0,38	1,311
Teplická	L	519,31	23,58	4,54	12410	19	0,04	0,768

4.2.2 Statistická analýza dat

Poměr rozlohy vodních biotopů k rozloze výsypky a počet vodních ploch na hektar byl porovnáván mezi rekultivovanými (n = 14) a sukcesními (n = 6) výsypkami pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) v programu R, verze 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). Pro každou vysvětlovanou proměnnou byl spočten samostatný model. Z důvodu overdispersion v modelu poměru rozlohy vodních ploch a underdispersion v

modelu pro počet vodních ploch na hektar bylo v obou případech použito quasi-Poissonovo rozdělení (Crawley, 2007). Jako vysvětlující proměnná byl použit typ rekultivací (technická rekultivace vs. sukcese).

Pro testování rozdílů charakteristik vodních ploch na sukcesních a rekultivovaných výsypkách byly použity rovněž GLM. Pro každou proměnnou byl spočítán vlastní model. V modelech kvantitativních charakteristik (rozloha vodní plochy a počet vodních ploch v okolí do 300 m) byl rozlišen vliv rekultivačních úprav od efektu dané výsypky tím, že byl faktor příslušnosti k výsypce zařazen na první místo modelu jako kovariáta. Následně byl vypočítán druhý model s opačným pořadím vysvětlujících proměnných (rekultivace na prvním místě v modelu). Použitím „variation partitioning“ (Legendre & Legendre, 1998) byl poté vyjádřen poměr variability vysvětlené příslušností k výsypce a rekultivací, stejně jako množství společně vysvětlené variability. Proměnná rozloha vodní plochy byla logaritmičsky transformována a použit byl lineární model (LM). V případě počtu vodních ploch byl kvůli overdispersion v modelu použit GLM model s quasi-Poissonovým rozdělením chyb. Pro všechny kategoriální proměnné byl porovnán počet vodních ploch zastoupených v daných kategoriích mezi sukcesními a rekultivovanými plochami. Pro analýzu získaných frekvencí byly použity log-lineární modely s Poissonovým rozdělením.

Při testování průkaznosti každé proměnné modelu byly použity *chi-square* deleční/vynechávací testy pro modely s Poissonovým rozdělením vysvětlované proměnné a *F* testy pro modely s quasi-Poissonovým rozdělením (Crawley, 2007). Výsledné minimální adekvátní modely, vyjma log-lineárních modelů (Pekár & Brabec, 2009), byly podrobeny následné standardní diagnostice, (Crawley, 2007).

4.3 Výsledky

Poměr rozlohy vodních biotopů vůči rozloze výsypky byl stejně jako počet vodních biotopů na hektar výsypky průkazně vyšší na sukcesních oproti technicky rekultivovaným výsypkám (poměr: $df = 1$, $F = 10,82$, $p = 0,004$; počet: $df = 1$, $F = 47,33$, $p < 10^{-5}$). Vodní plochy tvořily 0,00 % až 4,66 % (medián – 1,81 %) rozlohy rekultivovaných výsypek a 0,26 % až 9,47 % (5,08 %) rozlohy výsypek sukcesních. Počet jezírek na hektar se pohyboval na technicky rekultivovaných výsypkách od 0,00 do 0,17 (0,02) a na sukcesních výsypkách od 0,04 do 1,06 (0,53).

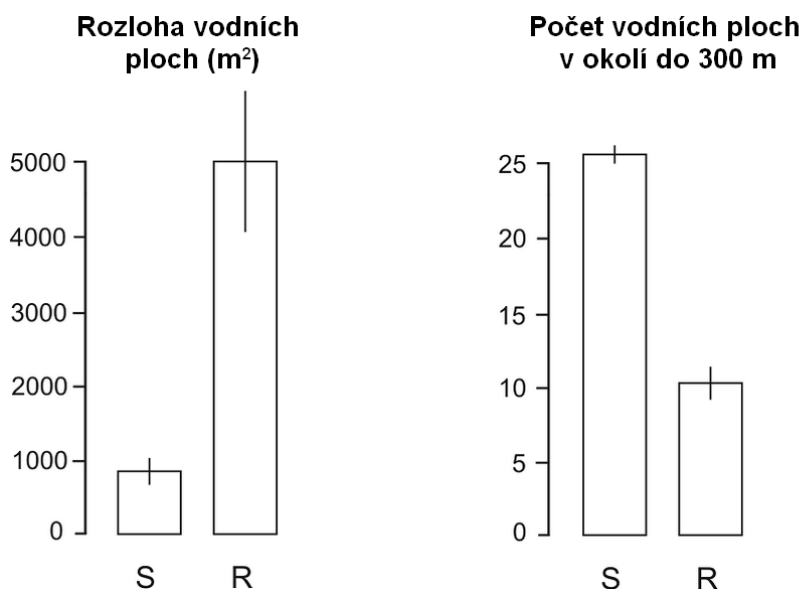
Vodní biotopy vznikající na sukcesních částech výsypek měly průkazně menší rozlohy. Na druhé straně byl počet jezírek v okolí do 300 m řádově vyšší na sukcesních výsypkách než na rekultivovaných (Obr. 4.1, Tabulka 4.2). Ačkoliv byla příslušnost k dané výsypce použita v modelu jako kovariáta, byl efekt rekultivací na rozlohu vodních ploch i počet sousedních

vodních ploch do 300 m silně průkazný (Tabulka 4.2). Vliv příslušnosti k výsypce nicméně vysvětloval také velké množství variability (16,3 % variability bylo vysvětleno společně oběma proměnnými). V případě rozlohy vodních ploch bylo množství variability vysvětlené příslušností k výsypce srovnatelné s množstvím variability vysvětlené provedením/absencí technických rekultivací (21,5 %). V případě počtu vodních ploch do vzdálenosti 300 m byl samotný efekt příslušnosti k výsypce šestkrát silnější oproti efektu rekultivací (35,3 %, resp. 5,6 %). Většina variability byla navíc vysvětlena společně oběma proměnnými (okolo 60 % v případě obou proměnných).

Tabulka 4.2 Výsledky analýz rozdílu rozlohy a počtu vodních ploch v okolí do 300 m na technicky rekultivovaných (R) a sukcesních (S) částech výsypek
 Výsypka - příslušnost k dané výsypce, Rek - rekultivace (sukcesní plocha vs. technická rekultivace), Výsypka:Rek - interakce obou proměnných. V případě rozlohy vodních ploch byl použit LM; v případě počtu vodních ploch v okolí do 300 m byl použit GLM s quasi-Poissonovým rozdělením.

Proměnná	df	F	p	Závěr
<i>Rozloha vodních ploch</i>				
Výsypka	1	76,68	$p < 10^{-6}$	
Rek	1	20,98	$p < 10^{-5}$	S < R
Výsypka:Rek	1	15,25	$p = 10^{-4}$	
<i>Počet vodních ploch v okolí do 300 m</i>				
Výsypka	1	306,68	$p < 10^{-6}$	
Rek	1	21,99	$p < 10^{-5}$	S > R
Výsypka:Rek	1	56,18	$p < 10^{-6}$	

Obr. 4.1 Rozdíly v rozloze vodních ploch a počtu vodních ploch v okolí do 300 m na technicky rekultivovaných (R) a sukcesních (S) výsypkách
Svislé linie představují 95% konfidenční intervaly průměrů. Tabulka 4.2 uvádí výsledky statistických analýz.



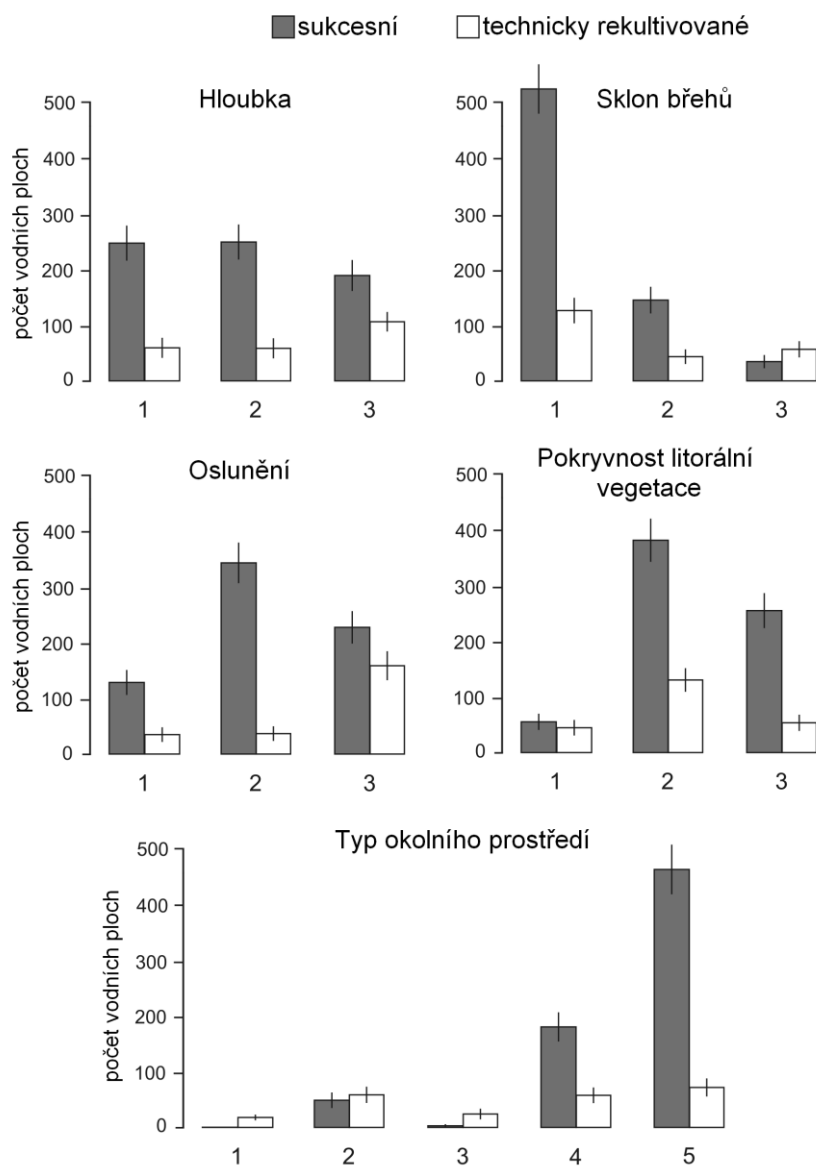
Log-lineární analýza počtu vodních ploch náležících do jednotlivých hladin kategoriálních proměnných odhalila vysoce průkazné rozdíly v pozorovaných frekvencích u všech proměnných (Obr. 4.2, Tabulka 4.3). Na technicky rekultivovaných výsypkách bylo zjištěno vyšší procento hlubokých vodních ploch, zatímco na sukcesních výsypkách převažovala mělká a středně hluboká jezírka. Na sukcesních výsypkách byla nejvíce zastoupena jezírka s mírným sklonem břehů, méně než 5 % biotopů mělo prudký sklon břehů (v porovnání s téměř čtvrtinou biotopů na rekultivovaných výsypkách). Většina vodních ploch na rekultivovaných výsypkách je zcela osluněna, zatímco na sukcesních výsypkách převažují částečně osluněné vodní biotopy. Vodní plochy s částečně rozvinutým litorálním porostem převažují na sukcesních i rekultivovaných výsypkách. Nicméně poměr zcela zarostlých vodních ploch je průkazně vyšší na sukcesních výsypkách oproti technicky rekultivovaným. Jezírka na sukcesních plochách byla nejčastěji obklopena lesem a „lesostepním“ prostředím, zatímco ostatní typy terestrického prostředí se zde vyskytovaly minimálně nebo zcela chyběly. Na technicky rekultivovaných výsypkách byl poměr jednotlivých typů terestrického prostředí v okolí vodních ploch daleko více vyrovnaný (Tabulka 4.3).

Tabulka 4.3 Log-lineární analýza frekvencí počtu vodních ploch v jednotlivých kategoriích daných kategoriálních proměnných na sukcesních (S) a technicky rekultivovaných (TR) výsypkách.

Jako výsledky analýz jsou prezentovány pouze interakce mezi jednotlivými proměnnými a rekultivací (S/R) (viz Metodiku). Procenta v kulatých závorkách představují podíly vodních biotopů v jednotlivých kategoriích. Hladiny kategoriálních proměnných jsou vysvětleny v Tabulce 3.1.

Proměnná	Hladina	Počet jezírek (%)					df	p
		1	2	3	4	5		
Maximální hloubka	S	252 (36,3)	253 (36,5)	189 (27,2)			2	< 10 ⁻⁶
	TR	63 (27,4)	60 (26,1)	107 (46,5)				
Sklon břehů	S	515 (74,2)	145 (20,9)	34 (4,9)			2	< 10 ⁻⁶
	TR	129 (56,1)	45 (19,6)	56 (24,3)				
Oslunění	S	127 (18,3)	342 (49,3)	225 (34,4)			2	< 10 ⁻⁶
	TR	34 (14,8)	37 (16,1)	159 (69,1)				
Pokryvnost litorální vegetace	S	54 (7,8)	381 (54,9)	259 (37,3)			2	< 10 ⁻⁶
	TR	45 (19,6)	131 (56,9)	54 (23,5)				
Typ okolí	S	0 (0,0)	3 (0,4)	48 (6,9)	180 (25,9)	463 (66,7)	4	< 10 ⁻⁶
	TR	17 (7,3)	25 (10,9)	58 (25,2)	58 (25,2)	72 (31,3)		

Obr. 4.2 Počet vodních ploch v jednotlivých kategoriích daných kategoriálních proměnných na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách. Svislé linie představují 95% konfidenční intervaly průměrů. Popis hladin kategoriálních proměnných je uveden v Tabulce 3.1.



4.4 Diskuse

4.4.1 Charakteristiky vodních ploch

Na sukcesních výsypkách byl zjištěn vyšší podíl vodních biotopů s menší hloubkou, mírným sklonem břehů, částečným osluněním a s částečně rozvinutým litorálním porostem. Vodní plochy na technicky rekultivovaných výsypkách byly větší, hlubší, s kolmými břehy, zcela osluněné a s částečně vytvořeným litorálním porostem (Obr. 4.2, Tabulka 4.3).

Středoevropské druhy obojživelníků zpravidla preferují vodní plochy střední rozlohy (okolo 500 m²), stabilní vodní biotopy s hloubkou umožňující částečné zapojení litorální vegetace (Ficetola & De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005; Hartel et al., 2007a). Velké a hluboké vodní nádrže nejsou pro obojživelníky vhodné, jelikož jsou zpravidla zarybňovány (Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007b), a mohou tak pro ně naopak představovat prostorové bariéry (Ray et al., 2002). Drobné, mělké vodní plošky jsou na druhé straně často ohroženy vysycháním (Kopecký et al., 2010) a díky omezené velikosti i suboptimálním podmínkám často hostí jen málo početné populace (Hartel et al., 2007b). Pro některé druhy nicméně představují drobné vodní plochy klíčové biotopy (Griffiths, 1997; Joger, 2000; Kopecký et al., 2010), a pokud tvoří skupiny více jezírek, mohou umožňovat i vytvoření velkých (meta)populací (Denoël, 2007). Plní také funkci významných refugií (Van Buskirk, 2003; Hartel et al., 2007b), zvyšují prostupnost krajiny a podporují šíření obojživelníků v nových územích (Hartel & Öllerer, 2009). Dle převažujících rozloh a hloubek vodních ploch lze říci, že sukcesní plochy nabízí větší procento vhodných biotopů menších a středních rozloh, jež většina druhů obojživelníků vyskytujících se v okolní krajině preferuje.

Sklony břehů a hloubka vodních ploch úzce souvisí s pokryvností litorální vegetace (Pieczynska, 1990 in Jorgensen & Hoffer), jež zajišťuje vajíčkům, larvám i dospělcům obojživelníků ochranu před predátory (Joly et al., 2001). Na obou typech výsypek převažovaly vodní plochy s částečně rozvinutými litorálními porosty (Obr. 4.2, Tabulka 4.3). V případě velkých hlubokých vodních ploch, které převažují na rekultivovaných výsypkách, představuje částečně rozvinutý litorální porost úzký pás vegetace po obvodu vodní plochy. V kombinaci s intenzivní predací ryb takové vodní plochy nenabízí obojživelníkům vhodné podmínky k reprodukci (Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007a). Mírné sklony břehů, spolu s malou hloubkou většiny jezírek na sukcesních výsypkách vedou pravděpodobně k velkému procentu zcela zarostlých vodních ploch. Navzdory významu litorální vegetace pro obojživelníky, ohrožuje její rozvoj středně hluboká jezírka na starších výsypkách úplným zárůstem, zazemňováním a následně úplným zánikem lokality (Sjögren, 1991; Hartel et al., 2009a). Pro zachování ekologické hodnoty těchto stanovišť jsou nezbytná managementová opatření.

Intenzita oslunění vodních ploch je spojena s velikostí jezírek a typem okolního prostředí (Ponsero & Joly, 1998). Jelikož jsou malá jezírka na sukcesních výsypkách obklopena zejména lesním a „lesostepním“ prostředím, jsou v porovnání s velkými vodními plochami na rekultivovaných výsypkách relativně méně osluněná (Obr. 4.2, Tabulka 4.3). Většina vodních ploch na rekultivovaných výsypkách náležela do kategorie jezírek zcela osluněných, zatímco na sukcesních výsypkách do kategorie částečně osluněných bez hrozby úplného zastínění vodní plochy. Potenciálně negativní efekt zastínění vodních ploch pro obojživelníky (Ponsero & Joly, 1998; Hartel et al., 2007b) by měl být v budoucnu řešen úpravou okolních porostů.

4.4.2 Prostředí v okolí vodních biotopů

V okolí jezírek na sukcesních výsypkách převažuje lesní a lesostepní prostředí, zatímco na rekultivovaných výsypkách je poměr zastoupení různých typů prostředí více rovnoměrný (Obr. 4.2, Tabulka 4.3). V případě Kopistské a Teplické výsypky stojí za vyšším zastoupením lesních porostů na technicky neupravovaných výsypkách lesnické rekultivace, které zde byly provedeny (Tabulka 4.1). Na ostatních sukcesních výsypkách převažuje „lesostepní“ prostředí. Oba tyto typy prostředí většina středoevropských druhů obojživelníků během terestrické fáze preferuje (Denoël & Lehmann, 2006; Hartel & Öllerer, 2009). Ačkoliv k reprodukci využívají vodní plochy, které nejsou přímo pod lesním zápojem, návaznost na mikroklimaticky vhodné prostředí terestrických stanovišť je pro mnoho druhů významná a zpravidla se rozmnožují v jejich blízkosti (Laan & Verboom, 1990; Ponsero & Joly, 1998; Hartel et al., 2007b). Větší zastoupení orné půdy a intenzivně obdělávaných travních porostů na rekultivovaných výsypkách může naproti tomu prostupnost prostředí pro obojživelníky značně snižovat (Marsh & Trenham, 2001; Ray et al., 2002).

4.4.3 Konektivita vodních ploch

Hlavní příčinou průkazně vyššího poměru rozlohy vodních biotopů vůči rozloze výsypky, vyššího počtu vodních ploch na hektar výsypky a vyššího počtu vodních ploch v okolí 300 m na sukcesních výsypkách (Obr. 4.1, Tabulka 4.2) je členitý povrch technicky nereakultivovaných výsypek (Bejček, 1982). Pro evropské obojživelníky jsou vodní plochy klíčové nejen jako reprodukční biotopy. Shluky vhodných a dostupných jezírek také udržují (meta)populace obojživelníků (Laan & Verboom, 1990; Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007) a podporují osidlování nových území (Sjögren 1991; Cushman, 2006; Hartel & Öllerer, 2009), včetně výsypek (Vojar, 2006). Ačkoliv přítomnost vodních ploch sama o sobě není určující pro vytvoření (meta)populací obojživelníků (Denoël & Lehman, 2006), samotný vliv přítomnosti vodních ploch v okolí biotopu je považován za stejně významný faktor jako

jeho biotopové charakteristiky (Laan & Verboom, 1990; Vos & Stümpel, 1996; Marsh et al., 1999; Zanini, 2006). Vyšší konektivita jezírek na sukcesních plochách by tak měla vést k vytvoření stabilnějších a početnějších (meta)populací obojživelníků a měla by oproti technicky rekultivovaným plochám zvýšit jejich úspěšnost kolonizace.

4.4.4 Efekt rekultivace vs. příslušnost k výsypce

Ačkoliv byl efekt rekultivace (sukcese vs. technická rekultivace) průkazný u obou kvantitativních proměnných – rozlohy vodních ploch i počtu vodních ploch v okolí do 300 m – příslušnost jezírka k dané výsypkové ploše vysvětlovala také značné množství variability, zejména v případě počtu vodních ploch v okolí do 300 m. Většinu variability nicméně vysvětloval společný efekt rekultivace a příslušnosti k výsypce. Příčinou jsou pravděpodobně specifika rekultivací některých výsypek. Například na malé části technicky rekultivované Růžodolské výsypky bylo uměle vytvořeno velké množství specifických vodních biotopů (39 hlubokých kruhových jezírek o rozloze 80–100 m²). Dvě výsypky (Střimická, Lochočice) byly založeny ve svahu a pouze na některých terasách byly ponechány vodní plochy. Speciální typy rekultivací na některých výsypkách (např. hippodrom a golfové hřiště na Velebudické výsypce) se rovněž podílejí na menším množství ponechaných vodních ploch. Na druhé straně se poměrně málo vodních biotopů nachází na technicky nereakultivované Teplické výsypce (Tabulka 4.1). Tato výsypka byla založena způsobem, který generuje nízkou členitost terénu a vzniklo zde proto v porovnání s jinými sukcesními plochami méně vodních biotopů. Kromě uvedených důvodů může efekt příslušnosti k výsypce zahrnovat také další faktory (např. stáří, poloha výsypky, složení skryvkového substrátu, způsob sypání), které mají vliv na charakter a početnost vodních biotopů.

4.5 Závěr

Výsledky studie ukazují, že ponechání výsypek bez technické rekultivace vede ke vzniku prostředí s vyšší nabídkou vhodných vodních biotopů pro obojživelníky. Nejvýznamnější charakteristikou vodních ploch na sukcesních výsypkách je jejich variabilita a vysoký počet, jež umožňují vznik funkčních (meta)populačních struktur obojživelníků. Díky tomu je zde početnost i velikost jejich (sub)populací zpravidla vyšší (Laan & Verboom, 1990; Marsh & Trenham, 2001; Zanini, 2006; Petranka et al., 2007). Sukcesní výsypky proto představují značný potenciál pro ochranu obojživelníků i dalších druhů vázaných na vodní prostředí (Řehounek et al., 2010). Specifika každé výsypky mohou významně ovlivnit charakter vznikajících biotopů, a je proto nutné zohledňovat efekt výsypky také při analýzách závislosti početnosti obojživelníků na proměnných prostředí.

5. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ VÝSKYT OBOJŽIVELNÍKŮ NA VÝSYPKÁCH PO TĚŽBĚ HNĚDÉHO UHLÍ

5.1 Úvod

Výsypky jsou ihned od počátku jejich vzniku osidlovány v procesu primární sukcese organismy z okolní krajiny (např. Prach, 1987; Pižl, 2001; Bröring & Wiegleb, 2005; Rathke & Bröring, 2005), obojživelníky nevyjímaje (Galán, 1997; Vojar, 2000; 2006; Lannoo et al., 2009; Smolová et al., 2010). Rozdílné podmínky sukcesních a rekultivovaných území způsobují také rozdíly v biologickém významu těchto lokalit (Wiegleb & Fehlinks, 2001; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008). Ačkoliv nebyla systematická srovnávací studie u obojživelníků dosud provedena, je na základě dosavadních průzkumů patrné, že pro obojživelníky mají značný význam zejména sukcesní výsypky (Vojar, 2004 in Sklenička; Smolová et al., 2010). Mnohdy jsou početnosti populací obojživelníků v těchto územích vyšší než v okolní krajině (Zavadil, 2007). Tento zdánlivý paradox je způsoben ekologickými nároky obojživelníků i charakterem prostředí, které na výsypkách vzniká. Většina našich druhů je vázána na pestrou krajinu s dostatkem rozmanitých vodních biotopů a vhodným terestrickým prostředím, udržovanou navíc disturbancemi v různých fázích sukcese (Zavadil et al., 2011). Pestrá mozaika „normální krajiny“, společně s faktory, které ji udržovaly (hlavně tradiční zemědělské a lesnické hospodaření), je ovšem minulostí (Konvička et al., 2005; Tropek & Řehounek, 2011). Výsypky a jiná antropogenní stanoviště však toto rozmanité prostředí dosud nabízejí (Konvička et al., 2005; Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010; Tropek & Řehounek, 2011).

Z dosavadních výsledků mapování vyplývá, že prvními obojživelníky, kteří se na výsypkách objevují, jsou na Mostecku ropucha zelená (*Pseudepidalea viridis*), na Sokolovsku ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*) (Bejček & Šťastný, 1999; 2000; Příkryl, 1999; Vojar, 1999; Zavadil, 2002). Rozmnožují se zde v mělkých, vegetace prostých vodních plochách, které se rychle prohřívají. Hojní jsou na výsypkách skokani rodu *Pelophylax* – na Mostecku skokan skřehotavý (*P. ridibundus*), na Sokolovsku skokan zelený (*P. esculentus*). Prostřednictvím juvenilů osidlují nejprve okrajové partie výsypek, zavodněné příkopy, koleje vyjeté těžkou technikou i další drobné vodní plochy v iniciálních stádiích sukcese (Vojar, 1999). Dospělci se početněji vyskytují až po několika letech, spíše ve větších a hlubších nádržích s vegetací, kde se také rozmnožují (Bejček & Šťastný, 1999; 2000; Vojar, 1999; Vojar & Doležalová 2003). Pokud je již alespoň částečně vytvořena ponořená či pobřežní vegetace, objevují se na Mostecku poměrně hojně i čolci obecní (*Lissotriton vulgaris*) a čolci velcí (*Triturus cristatus*), ze žab skokan štíhlý, ropucha obecná (*Bufo bufo*) a kuňka obecná (*Bombina bombina*). Na Sokolovsku se oba čolci, ropucha obecná a skokan hnědý (*Rana temporaria*)

objevují ještě o něco dříve – v těsném sledu za ropuchou krátkonohou. U vodních ploch s pobřežní vegetací zde nalezneme i rosničku zelenou (*Hyla arborea*) (Zavadil, in litt.). Vzácnější je na výsypkách skokan hnědý (zejména na Mostecku) a blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*). Celkově bylo na mosteckých výsypkách zjištěno devět, na sokolovských pak deset druhů obojživelníků (Rehák, 1994; Zavadil, 1998; 2002; Vojar, 1999; Voženílek, 2000; Doležalová & Mach, 2002; Mikešová, 2004; Doležalová, 2007; Smolová et al., 2010; Zavadil, in litt.).

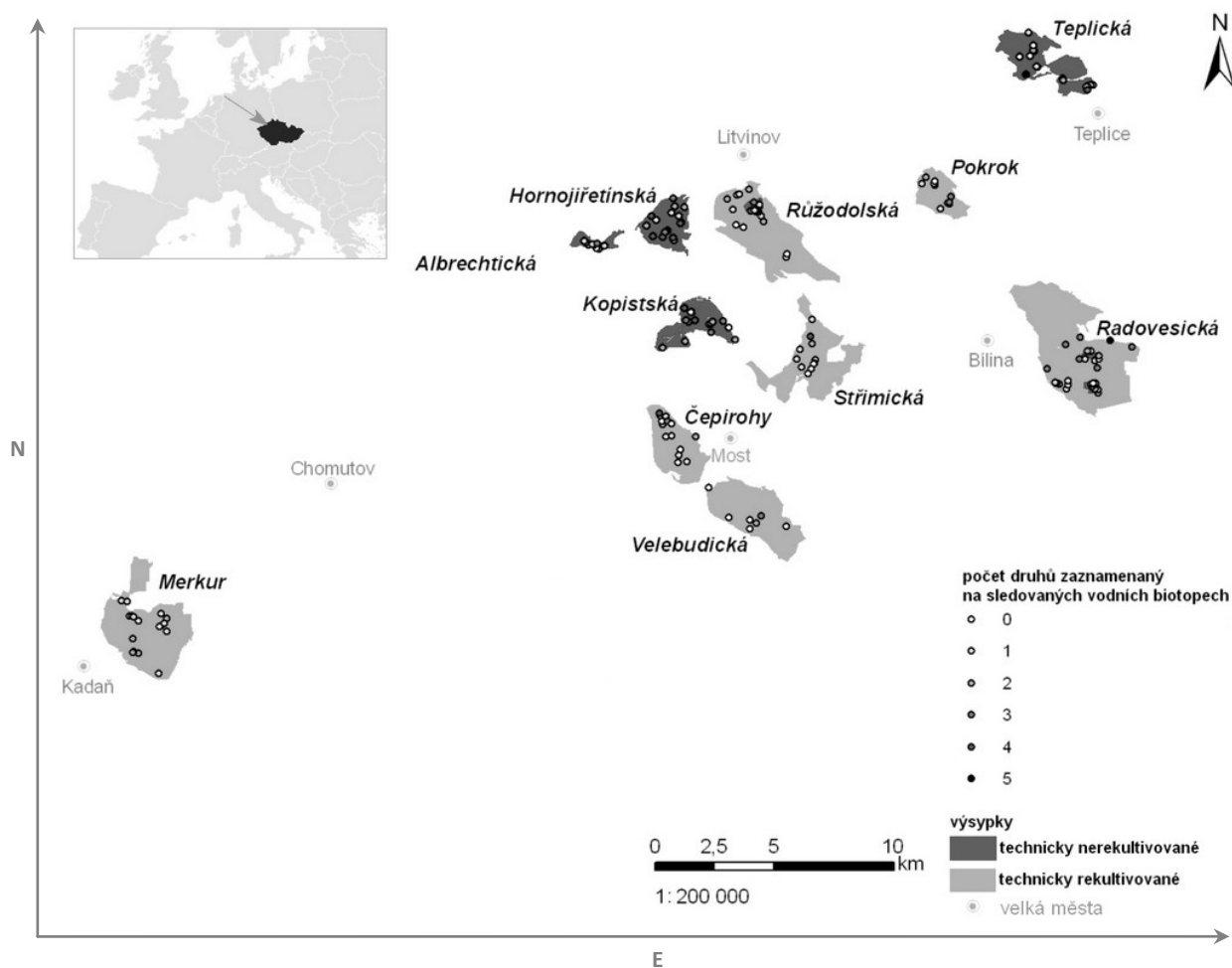
Přítomnost obojživelníků v daném vodním biotopu ovlivňuje vedle sukcesního stáří lokality také řada dalších faktorů, zejména biotopové a prostorové charakteristiky vodních ploch, charakter jejich okolí a struktura populací (Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006). Pro praktickou ochranu v podmínkách post-těžebních lokalit je velmi důležité znát vliv těchto proměnných na jednotlivé druhy (Hartel & Öllerer, 2009), přičemž působení uvedených faktorů se u každého druhu odráží odlišně (Stumpel & van der Voet, 1998; Ficetola & De Bernardi, 2004; Zanini, 2006). Tato studie se proto zabývá mapováním 176 lokalit v krajinném měřítku celé SHP (celkem 13 výsypkových ploch). Jejím cílem je zmapovat výskyt veškerých druhů obojživelníků ve vybraných biotopech a zhodnotit vliv charakteristik prostředí na různých úrovních významných pro obojživelníky (Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006): (i) biotopové charakteristiky vodních ploch, (ii) typ terestrického prostředí v jejich okolí a provedené rekultivace, (iii) návaznost na další vodní plochy v okolí a propustnost krajiny v okolí výsypek. Porovnány budou odezvy jednotlivých druhů v prostředí s odlišnou nabídkou vodních a terestrických stanovišť na sukcesních a rekultivovaných výsypkách.

5.2 Metodika

5.2.1 Mapování vodních biotopů

Z vodních biotopů mapovaných v průběhu dubna 2010 dle metodiky uvedené v kapitole 3.1 bylo vybráno 176 vodních ploch (78 jezírek se nacházelo na 6 sukcesních částech výsypek, 98 na 7 technicky rekultivovaných částech výsypek) (Obr. 5.1). Na každé části výsypky bylo vybráno 6 až 22 jezírek (na výsypkách s menším počtem lokalit byly mapovány veškeré vodní plochy, na plochách s více jezírky byl proveden náhodný výběr mapovaných biotopů pomocí generátoru náhodných čísel). Na vybraných jezírcích probíhalo podrobné mapování obojživelníků (viz kap. 5.2.2 a 5.2.3).

Obr. 5.1 Sledované vodní biotopy na výsypkách v SHP



5.2.2 Záznam výskytu obojživelníků

Na vybraných 176 lokalitách byly provedeny dvě mapovací kontroly v průběhu dubna a počátkem června 2010 s cílem ověřit výskyt všech (1994; Dodd, 2010):

odchyt podběrákem – prolovování lokality podběrákem s velikostí ok 0,7 cm pro odchyt především dospělců a larev čolka obecného a čolka velkého, dále pulců a adultů všech druhů žab;

odposlech hlasových projevů samců – záznam vokalizujících samců kuňky obecné, potenciálně přítomných druhů obojživelníků. Použity byly standardní mapovací metody (Heyer et al., skokana skřehotavého, blatnice skvrnitá, ropuchy zelené a ropuchy obecné;

vizuální sledování – záznam odskoků žab během obcházení vodních ploch (hlavně skokana skřehotavého) a pozorování jedinců v jezírku (všechny druhy);

záznam nakladených snůšek – záznam snůšek během procházení litorálů a všech dostupných partií vodních ploch. Zaznamenáván byl výskyt především skokana štíhlého a skokana hnědého, ale i ostatních druhů žab.

5.2.3 Záznam početnosti běžných druhů obojživelníků

Pro hodnocení vlivu sledovaných faktorů prostředí na početnost obojživelníků byly na základě předchozích výsledků mapování obojživelníků na výsypkách (Vojar, 2000; Vojar & Doležalová, 2003; Smolová et al., 2010) zvoleny pouze druhy, které jsou v oblasti dostatečně hojné a jejich početnost na dané lokalitě je kvantitativně zaznamenaná (Heyer et al., 1994; Dodd, 2010). Mapovány tudíž byly:

skokan skřehotavý, ropucha obecná, kuňka obecná – metoda záznamu počtu vokalizujících samců: každá lokalita byla navštívena 2× (v druhé polovině dubna a v červnu). Obě kontroly probíhaly v době od 10:00 do 20:00 při polojasném nebo slunečném počasí. Odposlech byl prováděn ze vzdálenosti 20–30 m od vodní plochy po dobu 20 minut před započítáním mapování ostatních druhů přímo ve vodním biotopu. Zaznamenán byl odhad počtu vokalizujících samců. Pro statistickou analýzu byla užitá vyšší zaznamenaná početnost z obou kontrol.

skokan štíhlý – metoda sčítání nakladených snůšek: byly procházeny veškeré dostupné partie vodních ploch, zejména litorálních porostů a zaznamenán byl počet nakladených snůšek (blíže viz kapitolu 6.2.1).

čolek obecný, čolek velký – metoda odlovu podběrákem: proloveny byly dostupné partie jezírek pomocí podběráku s velikostí ok 0,7 cm za užití konstantního úsilí po dobu 15 minut. Pro analýzu byla užitá vyšší zaznamenaná početnost dospělců z obou kontrol.

5.2.4 Statistická analýza dat

Vliv vysvětlujících proměnných (Tabulka 3.1) na početnost běžných druhů obojživelníků byl hodnocen pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty s quasi-Poissonovým rozdělením. Vlivy faktorů na početnost druhů v jednotlivých vodních biotopech byly hodnoceny zvlášť pro sukcesní (6 výsypek, 78 jezírek) a pro technicky rekultivované výsypky (7 výsypek, 98 jezírek). Hodnocení sloučených dat by bylo vzhledem ke značné rozdílnosti prostředí sukcesí a rekultivací chybné. Početnost obojživelníků může být navíc v obou typech prostředí ovlivňována jinými faktory. Byly proto vytvořeny dvě sady dat – „rekultivované výsypky“ a „nerekultivované výsypky“. Do obou sad byla zahrnuta pouze data o nejpočetnějších druzích s dostatečným počtem pozorování pro statistické testování (min. 12 záznamů druhu v každé sadě dat). Analyzována tak byla početnost čtyř druhů obojživelníků – skokana štíhlého, skokana skřehotavého, kuňky obecné a čolka obecného. Příslušnost jezírka ke konkrétní výsypce byla do modelu začleněna jako faktor s náhodným efektem, jelikož cílem studie je zhodnotit obecný trend jednotlivých faktorů na početnost druhu napříč výsypkami. Za účelem zohlednění vlivu polohy vodního biotopů v různých

částech SHP, který se může částečně podílet na autokorelaci vysvětlované proměnné či reziduí modelu, byly použity v každém modelu souřadnice polohy jezírka jako kovariáty (Benedetti-Cecchi & Osio, 2007; Reding, 2011). Pomocí „forward selection“ založené na delečních testech (F testech) byl pro každý druh v dané sadě dat vybrán model s faktory průkazně ovlivňujícími početnost druhu.

Dále byl vzhledem k rozdílům prostředí, které oba typy výsypek generují, porovnán počet druhů zaznamenaný na jednotlivých vodních biotopech technicky rekultivovaných ($n = 98$) a nerekulivovaných výsypek ($n = 78$) a abundance běžných druhů obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných výsypkách. Rozdíly byly testovány pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty s Poissonovým, resp. quasi-Poissonovým rozdělením chyb (Crawley, 2007). Provedení/absence technické rekultivace představovalo vysvětlující proměnnou, příslušnost vodního biotopu k dané výsypce pak faktor s náhodným efektem.

Veškeré statistické analýzy byly provedeny v programu R, verze 2.12.1 (R Development Core Team, 2010). Analýzy zobecněnými lineárními modely se smíšenými efekty byly provedeny pomocí funkce "glmmPQL" z balíčku "MASS".

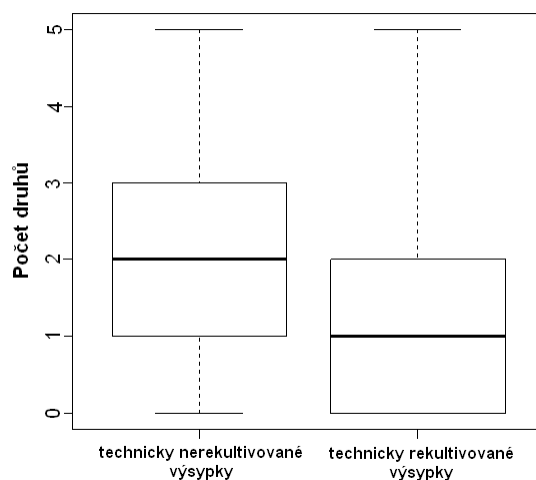
5.3 Výsledky

Na sledovaných výsypkách bylo zaznamenáno všech devět druhů obojživelníků, které se v této oblasti a nadmořské výšce vyskytují (Voženílek, 2000; Táborský, 2008; Smolová et al., 2010). V Tabulce 5.2 jsou uvedeny souhrnné charakteristiky biotopů obsazených jednotlivými druhy na technicky rekultivovaných a sukcesních částech výsypek.

Počet druhů zaznamenaných na jednotlivých lokalitách byl průkazně vyšší na sukcesních výsypkách ($df = 1$, $F = 13,79$, $p < 10^{-3}$) (Obr. 5.2). Rozdíl v početnosti na jednotlivých vodních biotopech byl z běžných druhů obojživelníků zaznamenán pouze u skokana štíhlého, jeho abundance byla vyšší na vodních biotopech sukcesních výsypek ($df = 1$, $F = 5,256$, $p = 0,023$).

Výsledky analýz vlivu habitatových a prostorových charakteristik vodních ploch a jejich okolí na početnost běžných druhů uvádí Tabulka 5.1.

Obr. 5.2 Srovnání počtu druhů zaznamenaných na sledovaných vodních biotopech technicky rekultivovaných a nerektivovaných výsypek



Tabulka 5.1 Faktory průkazně ovlivňující početnost běžných druhů obojživelníků ve vybraných vodních biotopech na technicky rekultivovaných ($n_{\text{jezírka}} = 98$) a sukcesních částí ($n_{\text{jezírka}} = 78$) výsypek.

trend – závislost početnosti na hodnotě vysvětlující proměnné: + pozitivní, - negativní, ^ – unimodální. Toto „kontinuální“ vyjádření závislosti je použito také v případě kategoriálních charakteristik, jelikož zvolené hladiny vyjadřují intenzitu proměnné (popis hladin je uveden v Tabulce 3.1).

Technicky rekultivované výsypky						Sukcesní výsypky				
	proměnná	df	F	p	trend	proměnná	df	F	p	trend
<i>skokan štíhlý</i>	vzdálenost od okraje výsypky	1	6,56	0,012	-	prostupnost okolí výsypky	3	18,19	<10 ⁻⁴	+
						vzdálenost od okraje výsypky	1	11,77	0,001	-
						logaritmus rozlohy	1	0,008	0,930	
						logaritmus rozlohy (2. polynom)	1	6,25	0,015	^
<i>čolek obecný</i>	maximální hloubka	2	3,69	0,029	-	pH	1	7,98	0,006	+
<i>skokan skřehotavý</i>	logaritmus rozlohy	1	8,31	0,005	+					
<i>kuňka obecná</i>	logaritmus rozlohy	1	15,26	<0,001	+					

Tabulka 5.2 Popisné charakteristiky mapovaných vodních biotopů a biotopů obsazených jednotlivými druhy na technicky rekultivovaných a sukcesních výsypkách.

Kvantitativní proměnné jsou popsány průměrem, směrodatnou odchylkou (SD) a rozptylem (v kulatých závorkách). Kategoriální proměnné jsou popsány počtem vodních ploch, jež náležely do dané hladiny (popis hladin kategoriálních proměnných uvádí Tabulka 3.1). U vzácných druhů jsou v hranatých závorkách uvedeny konkrétní hodnoty charakteristik vodních biotopů, na nichž byly nalezeny.

Technicky rekultivované výsypky	všechna jezírka	skokan štíhlý	skokan skřehotavý	ropucha obecná	kuňka obecná	čolek obecný	čolek velký	ropucha zelená	blatnice skvrnitá
rozloha [m ²]	2960,3 SD = 8075 (5–60061)	5121 SD = 10943 (30–43734)	4120 SD = 7555 (30–43734)	9460 SD = 11469 (300–26000)	2326 SD = 2229 (5–6800)	1563 SD = 2147 (5–6800)	649 SD = 1008 (30–2883)	[5000]	[1148], [1544]
pH	8,03 SD = 0,69 (5,21–9,26)	8,00 SD = 0,66 (6,56–8,81)	8,18 SD = 0,68 (5,21–9,26)	8,38 SD = 0,28 (7,93–8,69)	8,17 SD = 0,45 (7,30–8,85)	8,17 SD = 0,50 (6,90–8,91)	8,45 SD = 0,35 (7,93–8,85)	[8,07]	[8,63], [7,3]
konduktivita [mS/cm]	1,942 SD = 1,514 (0,32–7,15)	0,921 SD = 0,368 (0,408–2,150)	1,968 SD = 1,520 (0,544–7,150)	0,777 SD = 0,128 (0,557–0,891)	1,664 SD = 1,528 (0,408–5,480)	1,810 SD = 1,508 (0,568–6,070)	0,819 SD = 0,554 (0,32–2,06)	[0,812]	[0,544], [0,461]
počet vodních ploch v okolí do 300 m	7,02 SD = 14,8 (0–58)	9,76 SD = 15,56 (0–52)	3,5 SD = 7,9 (0–52)	1,6 SD = 2,5 (0–6)	1,7 SD = 1,6 (0–3)	6,65 SD = 15,4 (0–52)	2,3 SD = 1,9 (0–5)	[2]	[4], [1]
vzdálenost od okraje výsypky [m]	446,3 SD = 234,8 (4–923)	363,2 SD = 225,3 (4–844)	418,6 SD = 247,9 (4–876)	362,8 SD = 378,6 (4–844)	489,2 SD = 276,8 (57–874)	411,8 SD = 276,4 (4–923)	336,1 SD = 201,0 (4–563)	[1106,4]	[439], [739]
hladina proměnné	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5		
maximální hloubka	38 21 39	5 8 8	12 11 25	2 1 2	6 2 4	9 4 7	7 1 0	[3]	[1], [1]
pokryvnost lit, vegetace	16 52 30	1 15 5	7 32 9	0 5 0	0 5 7	1 14 5	1 5 2	[2]	[2], [3]
sklon břehů	60 15 23	12 7 2	31 6 11	1 1 3	12 0 0	15 0 5	6 2 0	[3]	[1], [1]
oslunění	8 11 79	2 2 17	0 4 44	0 0 5	0 1 11	0 2 18	1 0 7	[3]	[3], [3]
typ okolního prostředí	10 14 23 27 24	4 2 7 3 4	8 7 12 18 3	1 0 3 1 0	0 2 6 3 1	2 3 6 5 4	1 1 3 1 2	[1]	[2], [2]
lesnická rekultivace	53 45	6 15	22 26	2 3	3 9		2 6	[4]	[1], [1]
prostupnost krajiny v nejbližším okolí výsypky	30 40 16 12	8 5 2 6	12 16 11 9	0 2 0 3	1 3 2 6	9 11	2 5 0 1	[2]	[2], [2]
celkový počet jezírek	98	21	48	5	12	20	8	[1]	[2]
% biotopů s výskytem druhu		21,4	49,0	5,1	12,2	20,4	8,2	1,0	2,0

Sukcesní výsypky	všechna jezírka	skokan štíhlý					skokan skřehotavý					ropucha obecná					kuřika obecná					čolek obecný					čolek velký					skokan hnědý
rozloha [m ²]	2014 SD = 6676 (3–47735)	885 SD = 2052 (12–13255)					1916 SD = 5087 (12–32274)					993 SD = 683 (12–2400)					1150 SD = 1654 (40–5360)					558 SD = 1053 (3–5200)					355 SD = 341 (6–850)					[1057]
pH	7,90 SD = 0,46 (6,64–8,68)	7,90 SD = 0,46 (6,74–8,68)					7,99 SD = 0,40 (7,10–8,56)					7,97 SD = 0,50 (7,17–8,48)					7,96 SD = 0,33 (7,32–8,56)					8,14 SD = 0,31 (7,17–8,56)					7,63 SD = 0,50 (6,64–8,17)					[8,050]
konduktivita [mS/cm]	1,122 SD = 0,834 (0,201–5,320)	1,316 SD = 0,769 (0,279–3,840)					1,288 SD = 0,672 (0,239–2,790)					1,454 SD = 0,684 (0,661–2,700)					1,516 SD = 0,680 (0,556–2,610)					1,678 SD = 0,819 (0,383–3,840)					1,498 SD = 0,845 (0,408–2,840)					[1,484]
počet vodních ploch v okolí do 300 m	20,4 SD = 14,7 (0–59)	19,8 SD = 14,8 (0–59)					21,88 SD = 15,0 (0–59)					15,0 SD = 9,9 (1–29)					26,5 SD = 18,2 (0–59)					22,4 SD = 13,8 (0–51)					20,9 SD = 14,1 (0–41)					[17]
vzdálenost od okraje výsypky [m]	449,8 SD = 330,8 (7–1106)	363,6 SD = 302,5 (7–958)					454,0 SD = 342,3 (7–1106)					454,9 SD = 393,64 (51–1106)					467,2 SD = 295,4 (7–958)					506,9 SD = 346,5 (36–1075)					547,8 SD = 296,7 (127–958)					[86]
<i>hladina proměnné</i>	1 2 3 4 5	1 2 3 4 5					1 2 3 4 5					1 2 3 4 5					1 2 3 4 5					1 2 3 4 5										
maximální hloubka	26 29 23	17 17 13					13 20 15					2 1 5					5 5 6					9 8 7					2 4 2					[3]
pokryvnost lit, vegetace	11 47 20	5 31 11					5 32 11					1 7 0					2 11 3					4 14 3					0 7 1					[3]
sklon břehů	47 24 7	33 10 4					28 17 3					6 1 1					15 1 0					15 8 1					7 1 0					[1]
oslunění	12 35 31	9 23 15					7 19 22					1 3 4					3 8 5					3 13 8					3 3 2					[2]
typ okolního prostředí	0 0 12 22 44	0 0 4 11 32					0 0 8 13 27					0 0 1 5 2					0 0 0 4 12					0 0 4 7 13					0 0 0 3 5					[4]
lesnická rekultivace	40 38	26 21					22 26					1 7					12 4					12 12					6 2					[2]
prostupnost krajiny v nejbližším okolí výsypky	26 21 18 13	17 14 12 4					14 16 11 7					3 2 1 2					1 12 2 1					8 9 1 6					2 4 0 2					[4]
celkový počet jezírek	78	47					48					8					16					24					8					1
% biotopů s výskytem druhu		60,3					61,5					10,3					20,5					30,8					10,3					1,3

5.4 Diskuse

5.4.1 Výskyt obojživelníků na výsypkách

Výsledky mapování obojživelníků na výsypkách po těžbě uhlí ukazují, že druhové zastoupení i početnosti většiny druhů obojživelníků jsou na výsypkách poměrně vysoké. Studií bylo potvrzeno, že všechny druhy obojživelníků, které se v okolní krajině vyskytují (Voženílek, 2000; Smolová et al., 2010), jsou schopné výsypky úspěšně kolonizovat. Výjimkou jsou druhy vázané na lesní porosty vyšších nadmořských výšek – mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) a čolek horský (*Mesotriton alpestris*), a také skokan ostronosý (*Rana arvalis*), který je v dané oblasti celkově velmi vzácný (Voženílek 2000; Tábořský, 2008).

Na výsypkách byly vzácně zaznamenány ropucha zelená, blatnice skvrnitá a skokan hnědý. Výskyt ropuchy zelené byl vázán zejména na iniciální sukcesní stádia výsypek. Tento druh je v porovnání s jinými obojživelníky druhem odolným vůči ztrátám vody, což mu umožňuje šíření xerothermním prostředím bez vegetačního krytu s daleko menší nabídkou podmáčených stanovišť a úkrytů (Degani et al., 1984). Není také limitována absencí litorální vegetace v reprodukčních nádržích, a patří proto mezi typické pionýrské druhy obojživelníků, jenž osidluje antropogenní stanoviště již v prvních letech po jejich vzniku (Vojar, 2000; Ladányi, 2009). Od středních stádií sukcese se vyskytuje na výsypkách vzácně (Vojar, 2000).

Blatnice skvrnitá je v oblasti SHP poměrně vzácná (Voženílek, 2000; Tábořský, 2008). Vzhledem ke způsobu života je její výskyt vázán zejména na lehké písčité půdy (Nyström et al., 2002; Eggert et al., 2005; Sos, 2007), které se na výsypkách vyskytují minimálně (Hnátková, 1980). Záznam jejího výskytu na Čepirožské výsypce je velmi cennou informací, jelikož byla v oblasti Mostecka dosud nalezena jen na třech lokalitách (Tábořský, 2008). Nízký počet nálezů blatnice může být daný také skrytým, nočním způsobem života (Arnold & Ovenden, 2002; Nyström et al., 2002).

Zřídka byl zaznamenán také skokan hnědý. Tento druh se v regionu vyskytuje zejména až ve vyšších nadmořských výškách (Voženílek, 2000). Zpravidla preferuje starší lesní porosty a rozmnožuje se v jejich těsné blízkosti (Van Buskirk, 2005; Loman & Anderson, 2007; Hartel & Öllerer, 2009). Shodují se s tím také jeho nálezy na výsypkách, kde byl zaznamenán pouze na starších zalesněných plochách. Vzhledem k vysoké abundanci skokana štíhlého je dalším možným vysvětlením, že skokan hnědý na výsypkách ustupuje díky kompetici s tímto druhem, který mu v nížinách a lesostepním prostředí dokáže úspěšně konkurovat (Riis, 1991; Gollmann et al., 1999; Hartel, 2005; Bartón & Rafiński, 2006). Napovídají tomu také pozorování v roce 2012, kdy abundance skokana štíhlého na výsypkových plochách výrazně klesla a skokan hnědý byl na vhodných lokalitách oproti minulým letům naopak zaznamenán

v daleko vyšších početnostech (vlastní pozorování). Pro odhalení skutečné příčiny by však byla samozřejmě zapotřebí detailní studie zaměřená na preference skokana hnědého.

Výskyt ropuchy obecné a čolka velkého nebyl v této studii potvrzen na řadě lokalit zejména technicky rekultivovaných výsypek. Přesto nejsou tyto druhy na výsypkách vzácné a ve vhodných biotopech jsou pravidelně zaznamenávány i velmi početné populace (Vojar, 2000; Smolová et al., 2010; vlastní pozorování).

Druhová diverzita byla vyšší na sukcesních výsypkách; z grafu na Obr. 5.2 je však patrné, že počet druhů zaznamenaný na jezírcích sukcesních výsypek není o mnoho vyšší. Dosavadní výsledky mapování obojživelníků na výsypkách napovídají, že na sukcesních výsypkách je vyšší zejména velikost dílčích populací obojživelníků (Vojar, 2004 in Sklenička; Smolová et al., 2010). V této studii byla analýzou početnosti běžných druhů obojživelníků na vybraných vodních biotopech potvrzena vyšší početnost pouze u skokana štíhlého. Pro přesné zhodnocení rozdílu početnosti jednotlivých druhů obojživelníků na sukcesních a technicky rekultivovaných ploch by bylo vhodné analyzovat jejich početnost na veškerých nalezených vodních biotopech. Vzhledem k náročnosti terénního výzkumu však bylo možné zaznamenávat abundanci běžných druhů pouze na vybraných lokalitách. Výjimkou je skokan štíhlý, jehož snůšky byly sčítány na všech mapovaných jezírcích. Vyhodnocení vlivu proměnných prostředí na početnost tohoto druhu se věnuje kapitola 6. Z výsledků této studie nicméně vyplývá, že většina druhů je schopna úspěšně využívat také více izolované vodní biotopy méně vhodných parametrů na technicky rekultivovaných výsypkách. Početnost výskytu obojživelníků v krajině zpravidla roste s nabídkou vodních ploch (Vos & Stumpel, 1996; Ficetola & De Bernardi, 2004) a s prostupností prostředí (Laan & Verboom, 1990; Marsh et al., 1999; Zanini, 2006). Oba tyto aspekty naplňují sukcesní výsypky lépe než plochy technicky rekultivované (viz kapitolu 4). Větší druhové zastoupení obojživelníků a vyšší početnost snůšek skokana štíhlého ve vodních biotopech sukcesních výsypek proto pravděpodobně souvisí s řádově vyšší nabídkou vhodných stanovišť na těchto výsypkách.

5.4.2 Faktory ovlivňující početnost běžných druhů obojživelníků

Z výsledků analýzy vlivu charakteristik vodních biotopů na početnost běžných druhů (Tabulka 5.2) je patrné, že v prostředí s omezenou nabídkou vodních ploch na technicky rekultivovaných výsypkách volí většina druhů spíše typ reprodukčního biotopu více v souladu s běžně popisovanými preferencemi a vykazuje více vyhraněné nároky v porovnání se sukcesními plochami, kde může využívat širší spektrum lokalit. Početnost skokana skřehotavého například roste na technicky rekultivovaných výsypkách s rozlohou vodních ploch. Ačkoliv se jedná o euryekní druh, běžně se vyskytující v rozmanitých vodních

biotopech (Van Buskirk, 2005; Hartel et al., 2006; Strugariu et al., 2008), na technicky rekultivovaných výsypkách dává přednost větším vodním biotopům přestože se zde nacházejí také drobné periodické vodní plochy nebo zatopené odvodňovací kanály (kapitola 4). V takovémto prostředí druh vykazuje výraznější preferenci k větším a stabilnějším nádržím. Skokan skřehotavý má v porovnání s explozivněji se rozmnožujícími se druhy delší průběh rozmnožování i vývoje pulců a také je v průběhu roku více vázán na vodní prostředí (Baruš & Oliva, 1992; Hartel et al., 2007a). Větší nádrže zajišťují, že nebude vývoj pulců ohrožen vyschnutím lokality a dospělcům umožňují hibernovat v nepromrzající hloubce na dně nádrží (Baruš & Oliva, 1992; Voituron et al., 2005). Na sukcesních výsypkách se nachází široké spektrum vzájemně si blízkých vodních lokalit. Jedinci tak mohou hibernovat v hlubších nádržích a na jaře pak vyhledávat také okolní biotopy vhodné pro reprodukci. Preference k větším vodním plochám zde proto nemusí být na základě výsledků sčítání v období rozmnožování tak markantní. Na technicky rekultivovaných výsypkách jsou výběr i možnost přesunů mezi jednotlivými nádržemi značně omezeny a pro jedince je výhodnější obsadit biotop, v němž je zajištěna úspěšná hibernace i reprodukce. Podobně také kuňka obecná, jakožto druh celoročně vázaný na vodní prostředí (Baruš & Oliva, 1992), je na technicky rekultivovaných výsypkách početnější na větších vodních plochách. Větší velikost vodních ploch umožňuje jejich vyšší oslunění a stabilitu, které jsou pro tento druh významné (Kruuk & Gilchrist, 1997). Jak je patrné z Tabulky 5.2, upřednostňuje tento druh vodní plochy s mírným sklonem břehů, který umožňuje dostatečný rozvoj litorální vegetace (Pieczynska, 1990 in Jorgensen and Hoffer), jež poskytuje ochranu různým vývojovým stádiím před rybími predátory (Stumpel & van der Voet, 1998; Hartel et al., 2007b).

Čolek obecný naproti tomu dává na technicky rekultivovaných výsypkách přednost mělkým jezírkům. Preference druhu k těmto biotopům byla potvrzena řadou studií (např. Ficetola & De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005). V mělkých nádržích je výrazně nižší predanční tlak ryb (Ficetola & De Bernardi, 2005b; Hartel et al., 2007b). Na technicky rekultivovaných výsypkách převažují větší vodní plochy, zatímco středně velkých či drobných vodních plošek je zde daleko méně (kapitola 4). Čolek obecný proto vyhledává spíše menší vodní plochy a vykazuje tak zde, podobně jako předchozí druhy, více vyhraněnou preferenci vůči vhodným typům lokalit. Důvodem vyšší zaznamenané početnosti v mělkých biotopech může být také vyšší pravděpodobnost odchycení jedince v porovnání s velkými, hlubšími lokalitami (Joly et al., 2001). Tato chyba je však shodná na sukcesních i rekultivovaných výsypkách.

Na sukcesních výsypkách upřednostňoval čolek obecný lokality s vyšším pH. Nejvyšší početnosti byly zaznamenány v jezírcích s hodnotami pH v rozmezí 8 až 8,5. Tento druh se zpravidla běžně vyskytuje na lokalitách s pH vody 6 a vyšším, nižší hodnoty byly zaznamenány zřídka (BeeBee, 1996; Skei et al., 2006). Preferenci čolka obecného

k reprodukci ve vodních biotopech s vyšším pH zaznamenali Stumpel & van de Voet (2008). Konkrétní reakce obojživelníků vůči pH zpravidla závisí na charakteru podloží, zejména na obsahu hliníku a vápníku, jež se uvolňují do vodního prostředí (BeeBee, 1985; Freda, 1986; Skei et al., 2006). Hliníkové ionty zvyšují mortalitu a narušují vývoj embryí a larev obojživelníků; dostupnost vápníku je naproti tomu pro vývoj larev příznivá (Freda, 1986; BeeBee, 1996). Uvolňování vápníku však klesá s hodnotou pH, zatímco koncentrace hliníkových iontů roste (Freda, 1986; BeeBee, 1996). Na výsypkách po těžbě uhlí sypaných třetihorními jíly, kde je toxicita prostředí s hodnotou pH výrazně spojena, bylo prokázáno, že s poklesem pH výrazně roste obsah hliníkových iontů (Frouz et al., 2005). Lze proto předpokládat, že právě z tohoto důvodu preferují obojživelníci na výsypkách lokality s mírně alkalickým pH vody (efekt byl průkazný pouze u čolka obecného na sukcesních výsypkách, mírně alkalické vodní prostředí však preferovaly všechny druhy, a to zejména na technicky rekultivovaných výsypkách, viz Tabulku 5.2).

Závislost početnosti skokana štíhlého na rozloze vodních ploch na sukcesních výsypkách má unimodální průběh. Nejvíce využívá ke kladení vodní plochy okolo 100 až 2500 m². S větší rozlohou jeho abundance opět klesá. Výběr obdobných reprodukčních biotopů popisují také další studie (Wederkinch, 1998; Van Buskirk, 2003; Hartel et al., 2007b; Hartel et al., 2009a). Jezírka o těchto rozlohách nejsou zpravidla periodická, a nedochází proto k předčasnému vyschnutí lokalit před dokončením metamorfózy pulců (Van Buskirk, 2003). Oproti velkým vodním nádržím nehostí početné populace ryb, ale díky své velikosti zároveň umožňují přezimování části populace v nezamrzající hloubce na dně (Baruš & Oliva, 1992; Van Buskirk, 2003; Hartel & Öllerer, 2009). Na sukcesních výsypkách se nacházejí ve velkém počtu zejména drobné až středně velké vodní plochy (kapitola 4). Skokan štíhlý zde preferuje zejména stabilnější vodní plochy středních rozloh; drobná jezírka navzdory své brzké reprodukci a rychlému vývoji pulců (Fog, 1988; Hartel et al., 2005; Hartel et al., 2009b) vyhledává méně často, stejně jako velké a zpravidla zarybněné vodní plochy.

Pouze u skokana štíhlého hrály významnější roli prostorové charakteristiky vodních ploch, zejména návaznost reprodukčních biotopů na okolí výsypkových ploch. Na sukcesních i rekultivovaných výsypkách klesá početnost tohoto druhu se vzdáleností od okraje výsypky. Na sukcesních výsypkách byl zjištěn navíc také významný efekt charakteru okolní krajiny – nejvyšší početnosti byly zaznamenány v blízkosti dobře prostupného a preferovaného typu prostředí. Efekt vzdálenosti od okraje výsypky byl zjištěn také v předchozích studiích biotopových preferencí skokana štíhlého z Hornojřetínské výsypky (Vojar et al., 2008). Důvodem může být preference skokana štíhlého k zapojeným a podmáčeným typům lesních porostů (Puky et al., 2006, Strugariu et al., 2008, Hartel, 2008b, Covaciu-Marcov et al., 2009; Hartel & Öllerer, 2009), které nachází v okolní krajině spíše než na samotných výsypkách a

také přítomnost zdrojových populací v těchto biotopech v okolí výsypek. Prostupnost okolní krajiny a přítomnost zdrojových populací představují pro obojživelníky klíčové faktory při kolonizaci nově vzniklých stanovišť (Marsh & Trenham, 2001; Ray et al., 2002; Ficetola & De Bernardi, 2004). Ve značně fragmentované krajině SHP je vliv obou faktorů o to významnější. Je nicméně překvapivé, že i na relativně starých sukcesních plochách (20 až 60 let od nasypání), s vysokým zastoupením preferovaných vodních a terestrických stanovišť, hraje charakter okolní krajiny stále tak významnou roli. Vzhledem ke stáří jednotlivých výsypek a poměrně dobrým kolonizačním schopnostem tohoto druhu (Fog, 1997; Hachtel et al., 2005a; Hartel & Öllerer, 2009) již nelze vliv návaznosti na vhodné biotopy v okolní krajině přisuzovat pouze probíhající kolonizaci výsypek. S ohledem na industrializaci okolní krajiny by se dalo naopak předpokládat, že se zejména na sukcesních výsypkách začnou vytvářet již počátkem středních sukcesních stádií silné zdrojové populace, které budou naopak sytit slabší populace v okolní krajině. Výše uvedená zjištění ale spíše napovídají tomu, že i po několika desítkách let od vzniku výsypek jsou populace tohoto druhu na sukcesních i rekultivovaných výsypkách stále vázány na zdrojové populace v jejich okolí. Zjištěný efekt vzdálenosti od okraje výsypky a prostupnosti okolního prostředí nasvědčuje tomu, že nejvíce jedinců využívá na výsypkách zejména reprodukční biotopy a následně se vrací zpět do okolní krajiny. To může souviset s tendencí skokana štíhlého migrovat v době rozmnožování do více otevřeného prostředí výsypek v blízkosti lesa (Wederkinch, 1988; Ponsero & Joly, 1998; Hartel, 2005). Efekt návaznosti na vhodné prostředí v okolí může být na sukcesních výsypkách silnější právě proto, že se zde nachází velké množství vhodných reprodukčních lokalit. Tento skokan se běžně vyskytuje ve světlých lesích a otevřeném, „lesostepním“ prostředí (např. Gibson & Freeman, 1997; Sos, 2007), které na sukcesních výsypkách spolu s mladšími lesními porosty převažuje. Značná část populace se však pravděpodobně vrací po ukončení reprodukce zpět a dává mimo období rozmnožování přednost ladem ponechaným travním kulturám, starším lesním porostům a mokřadům v okolní krajině. Uvedená zjištění napovídají tomu, že výsypky i v relativně pokročilém stádiu sukcese mohou pro tento druh stále představovat mimo reprodukční období suboptimální prostředí.

U žádného druhu nebyl zjištěn efekt dalších prostorových charakteristik (např. konektivity vodních ploch a charakter okolí vodních ploch) na jeho početnost, ačkoliv bylo možné vliv těchto faktorů předpokládat zejména na technicky rekultivovaných výsypkách. Přestože byla předkládaná studie provedena na relativně velkém množství vodních ploch, je potřeba při zobecňování výsledků biotopových preferencí brát v úvahu omezení daná náhodným výběrem cca 20 % vodních biotopů a jednoročního sledování. Pro vyloučení významu

neprůkazných faktorů je proto vhodné provést analýzu dat o početnosti druhů ze všech lokalit na výsypkách (kapitola 6) a v rámci několika let sledování (kapitola 7).

5.5 Závěr

Z výsledků studie vyplývá, že vodní biotopy na sukcesních i technicky rekultivovaných výsypkách je schopna úspěšně využívat většina druhů obojživelníků, které se v okolní krajině vyskytují. Z hlediska zvýšení druhové diverzity obojživelníků má význam podporovat zastoupení různých sukcesních stádií terestrických i vodních stanovišť. Při obnově krajiny po těžbě by proto měly být klasické způsoby rekultivace doplněny o biologické rekultivace formou sukcesních ploch, na nichž se porosty dřevin zapojují velmi pozvolna. V současnosti jsou však biologické rekultivace řešeny zejména formou lesnických rekultivací na technicky upraveném terénu; sukcesních ploch je zde ponecháváno navzdory jejich biologickému významu naprosté minimum (Hodačová & Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Iniciální stadia sukcese je nutné udržovat pomocí následného managementu. Dynamická mozaika těchto stanovišť je prostřednictvím sukcesních ploch a jejich managementu na výsypkách snadno realizovatelná a může efektivně kompenzovat úbytek podobného prostředí v krajině (Warren & Büttner, 2008; Zavadil et al., 2011).

Pro podporu populací obojživelníků v krajině je důležité budovat široké spektrum vodních lokalit. Biologické rekultivace bez technických úprav terénu obecně nabízejí obojživelníkům preferovaný typ prostředí s širokou nabídkou různých vodních biotopů od několikahektarových vodních ploch po drobné periodické tůňky (Vojar, 2007). Nicméně také větší vodní plochy na technicky rekultivovaných výsypkách hrají významnou roli zejména z pohledu druhů více vázaných na vodní prostředí a většina druhů obojživelníků je i úspěšně využívá. Význam těchto lokalit vzroste, budou-li více prostorově strukturované, s pozvolnými břehy umožňujícími rozvoj litorální vegetace s komplexem různých mikrohabitatů (Joly et al., 2001; Ficetola & De Bernardi, 2004; Hartel et al., 2005) a nebudou-li cíleně zarybňovány (Meyer et al., 1998; Hartel et al., 2007b). Je také vhodné doplňovat větší vodní plochy o systém menších jezírek či mělkých lagun v jejich okolí, které umožní specifický výběr biotopů v různých fázích roku či vývoje jedinců.

Populace obojživelníků na výsypkách mohou být ještě desítky let od jejich vzniku vázány na populace v krajině. Při navrhování biologických rekultivací je proto potřeba dbát na zajištění návaznosti na zdrojové populace v okolí výsypek a jejich ochranu. Lze při tom využít vodní a mokřadní biotopy, které často vznikají v okolí výsypek vytlačováním spodní vody obrovskou tíhou jejich tělesa na podloží, jež jsou zpravidla velmi rychle osídleny a hostí velmi početné populace obojživelníků (Vojar, 2000; vlastní pozorování).

6. FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ POČETNOST POPULACÍ SKOKANA ŠTÍHLÉHO NA SUKCESNÍCH A TECHNICKY REKULTIVOVANÝCH VÝSYPKÁCH PO TĚŽBĚ UHLÍ

6.1 Úvod

V rámci studie porovnávající počet a charakter vodních ploch vznikajících na výsypkách v SHP (kapitola 4) byla prokázána řádově vyšší nabídka vhodných reprodukčních biotopů v dobré návaznosti na preferované terestrické prostředí na sukcesních částech výsypek oproti technicky rekultivovaným výsypkám. Dostatečná nabídka vhodných vodních biotopů je zpravidla klíčová pro udržení (meta)populací obojživelníků díky vyšší pravděpodobnosti rekolonizace biotopů, na nichž došlo k lokální extinkci (Laan & Verboom, 1990; Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007). Relevantní zhodnocení efektu rozdílných podmínek prostředí sukcesních a technicky rekultivovaných výsypek na početnost populací obojživelníků je možné na základě dostatečně přesného určení abundance druhů na většině vodních ploch, které se zde nacházejí. Spolehlivý záznam početnosti přítomných druhů obojživelníků je však poměrně komplikovaný (Dodd, 2010). Jednou z výjimek je skokan štíhlý, u něž je možné početnost populace poměrně přesně a spolehlivě odhadnout na základě počtu nakladených snůšek během jedné návštěvy lokality (např. Lodé et al., 2005; Hartel et al., 2009a; Hartel & Öllerer, 2009). Tento druh je v oblasti SHP relativně hojný (Smolová et al., 2010). Jedná se o typického představitele obojživelníků, pro které hraje značnou roli charakter vodních i terestrických biotopů a prostupnost krajiny (Ray et al., 2002; Ficetola & De Bernardi, 2004; Hartel & Öllerer, 2009). Představuje proto vhodný modelový druh pro zhodnocení efektu nabídky vodních ploch a různých proměnných prostředí na početnost populací obojživelníků.

Početnost druhu na dané lokalitě ovlivňuje celá řada různých faktorů (Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006; Zanini 2006) – biotopové charakteristiky reprodukčních nádrží, konektivita vodních ploch, resp. populací, návaznost na vhodné terestrické prostředí a preferované biotopy v okolí výsypek. Zhodnocení závislosti abundance na různých úrovních proměnných prostředí na základě mapování prakticky veškerých vodních biotopů převážné většiny výsypkových ploch v SHP umožňuje vyhodnotit biotopové preference skokana štíhlého v tomto prostředí a poskytuje cenné informace o ekologii druhu v dané oblasti, které mohou být následně využity v rekultivační i ochranné praxi (Laan & Verboom, 1990; Van Buskirk, 2005; Cushman, 2006). Vzhledem k tendenci obojživelníků vytvářet metapopulační struktury (Sjorgen-Gulve, 1994; Marsch & Trenham, 2001), je nezbytné při analýze významu sledovaných faktorů ošetřit také vliv prostorové autokorelace. V opačném případě dochází ke zkreslenému odhadu efektu vysvětlujících proměnných a porušení podmínky většiny testů o

nezávislosti pozorování a náhodnosti reziduí (Dormann et al., 2007; Pekár & Brabec, 2012). Většina studií biotopových preferencí vliv prostorové autokorelace při analýze dat nezohledňuje, ačkoliv mohou být managementová opatření odvozená z těchto výsledků chybná (viz rešerši Knappa et al., 2003; Zaniniho, 2006).

Cílem této studie je: (i) vyhodnotit vliv různých faktorů prostředí na početnost skokana štíhlého na 894 vodních biotopech nalezených na 13 technicky rekultivovaných a 6 sukcesních výsypek SHP, (ii) porovnat biotopové preference zjištěné na základě analýzy dat o početnosti a dat o přítomnosti druhu, (iii) porovnat početnost druhu na sukcesních a rekultivovaných plochách a (iv) zhodnotit, zda je početnost druhu korelována s nabídkou reprodukčních stanovišť.

6.2 Metodika

6.2.1 Mapování vodních biotopů

Výskyt skokana štíhlého byl zjišťován v dubnu 2010 na celkem 894 vodních biotopech nalezených na 13 technicky rekultivovaných (221 vodních ploch) a 6 sukcesních (673 vodních ploch) částech výsypek v SHP. S výjimkou Žichlické výsypky, na níž se nenacházela žádná vodní plocha, byly mapovány veškeré výsypky uvedené v kapitole 3.1. Každý vodní biotop byl popsán dle metodiky v kapitolách 3.2 a 3.3, s výjimkou konektivity, která byla vyjádřena pomocí autokovariáty (viz kapitolu 6.2.3).

6.2.2 Záznam početnosti skokana štíhlého

Mapování skokana štíhlého probíhalo metodou sčítání nakladených snůšek (Lippuner & Rohrbach, 2004; Hartel et al., 2009a). Tento druh klade zpravidla vzájemně izolované snůšky vajec, které po nabobtnání rosolovitých obalů vytvářejí na hladině kompaktní, dobře viditelné shluky (Zavadil, 1986; Lesbarrerès & Lodé, 2002; Hartel et al., 2009a). Jejich počet odpovídá zpravidla počtu samic, které se v daném roce reprodukovaly, samci se mohou pářit opakovaně (Lodé et al., 2005). Sčítání probíhalo v době po ukončení hlavní fáze kladení většiny populace. Vybrané lokality byly předem pravidelně kontrolovány. Poté, co na nich nebylo v průběhu cca 5 dní zaznamenáno větší množství nových snůšek, bylo zahájeno mapování na všech biotopech (zpravidla v druhé polovině dubna). Určitý časový odstup umožňuje nabobtnání rosolovitých obalů vajíček, při němž se snůška dostává na hladinu, a je tak snáze pozorovatelná. Snůšky skokana štíhlého zůstávají kompaktní ještě cca 3–5 dní po vykulení pulců (Lodé et al., 2005), což poskytuje dostatečně dlouhou dobu pro monitoring velkého množství vodních ploch. Výhodou této mapovací metody je také to, že může být prováděna bez ohledu na aktuální počasí po celý den. Během mapování byly procházeny partie jezírek, které druh zpravidla využívá ke kladení – zejména litorální porosty a mělčí

partie vodních ploch do hloubky 1,3 m (Zavadić, 1986; Bosbouras & Ioannidis, 1997; Covaciu-Marcov et al., 2008). S ohledem na značné výkyvy početnosti je podstatné, že studie probíhala v roce 2010, kdy byly na Hornojířetínské výsypce zaznamenány relativně standardní abundance druhu (blíže kapitola 7).

S pomocí programu ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) byl následně spočten počet snůšek skokana štíhlého na hektar výsypky (odděleně pro sukcesní a technicky rekultivované části).

6.2.3 Vyjádření konektivity vodních ploch a početnosti druhu na sousedních lokalitách

Konektivita vodních biotopů byla vyjádřena pomocí autokovariáty vycházející z metapopulační teorie (Hanski, 1999). Autokovariáta zohledňuje početnost druhu na vodních plochách v okolí daného biotopu, která je penalizována jejich vzdáleností od daného biotopu. Zohledňuje tak abundance druhu v okolí a konektivitu reprodukčních biotopů (Zanini, 2006):

$$\Phi \exp_i = \frac{\sum_{j=1}^{k_i} e^{(-\alpha d_{ij})} y_j}{\sum_{j=1}^{k_i} e^{(-\alpha d_{ij})}}$$

kde $\Phi \exp_i$... hodnota autokovariáty pro danou vodní plochu i

y_j ... počet snůšek na lokalitě j sousedící s danou vodní plochou i

d_{ij} ... vzdálenost mezi lokalitou i a sousední vodní plochou j

α ... parametr zohledňující disperzní schopnosti druhu

$(1/\alpha$... průměrná vzdálenost disperze studovaného druhu)

U skokana štíhlého nebylo provedeno mnoho studií zkoumající jeho migrační schopnosti, běžně se tento druh pohybuje na vzdálenost několika desítek až stovek metrů (Ponsero & Joly, 1998; Hachtel et al., 2005b; Hartel & Öllerer, 2008; Ficetola et al., 2009). Disperzní vzdálenosti se navíc mohou v různých oblastech a podmínkách značně lišit. Autokovariáta byla proto spočtena pro různé průměrné vzdálenosti (50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 250 m, 300 m, 400 m, ... , 2000 m) (Zanini, 2006). Do modelu závislosti početnosti snůšek na proměnných prostředí, byla následně vybrána autokovariáta s největším efektem (viz kapitola 6.2.4 a 7.2.3).

Zahrnutím autokovariáty do modelu je vytvořen tzv. autoregresní model využívaný pro analýzy prostorově autokorelovaných dat (Knapp et al., 2003; Dormann et al., 2007). Tato metoda není pro řešení autokorelace optimální, jelikož postihuje spíše autokorelaci

vysvětlované proměnné, nikoliv přímo autokorelaci reziduí modelu. Může se však významně podílet na odstranění autokorelace reziduí a jako vysvětlující proměnná má také svůj praktický význam. Postihuje vliv početnosti druhu a nabídky vodních ploch v okolí daného biotopu a zároveň je při výběru autokovariáty testován efekt různých okruhů uvažovaného okolí. Výsledná vzdálenost prozrazuje, jaká velikost uvažovaného okolí je pro početnosti druhu v daném prostředí zásadní, a poskytuje tak určitou informaci o metapopulační struktuře populací. Autokorelace reziduí modelu musí být nicméně vždy následně testována i při zahrnutí autokovariáty do modelu. Zohlednění prostorové autokorelace při analýze autokorelovaných dat je důležitým předpokladem získání korektních odhadů významu vysvětlovaných proměnných (Knapp et al., 2003; Dormann et al., 2007; Pekár et al., 2012). Vhodnými autoregresními modely je tak možné zcela eliminovat autokorelaci reziduí modelu a vyvarovat se získání nadhodnocených či podhodnocených odhadů parametrů vysvětlujících proměnných (Zanini, 2006).

6.2.4 Statistická analýza dat

a) Porovnání početnosti skokana štíhlého na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách

Značné rozdíly v prostředí sukcesních a technicky rekultivovaných výsypek se mohou odrážet v početnosti druhu na obou typech výsypkových ploch. Byl proto porovnán počet snůšek na hektar výsypky na sukcesních ($n = 6$) a technicky rekultivovaných ($n = 13$) částech výsypek pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) s quasi-Poissonovým rozdělením (z důvodu overdispersion). Dále byl zhodnocen rozdíl početnosti snůšek skokana štíhlého na vodních biotopech sukcesních ($n_{\text{jezírek}} = 221$) a rekultivovaných výsypek ($n_{\text{jezírek}} = 673$) zobecněnými lineárními modely se smíšenými efekty (GLMM) pomocí funkce „glmmPQL“ z balíčku “MASS“ v programu R, verze 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). Vzhledem k širokému krajinnému měřítku byly do modelu na první místo zahrnuty souřadnice polohy jezírka jako kovariáty (Reding, 2011) a příslušnost jezírka k dané výsypce představovala v modelu faktor s náhodným efektem (Pekár & Brabec, 2012). Z důvodu overdispersion dat bylo použito quasi-Poissonovo rozdělení (Crowley, 2007).

Vzhledem k nerovnoměrné distribuci sukcesních ploch v SHP (sukcesní plochy se nacházejí zejména na Mostecku a Teplicku, ze 6 sukcesních území se 5 nachází blíže ke Krušným horám, pouze 1 lokalita je blíže Českého středohoří) může být efekt provedení rekultivace na početnost snůšek na každém vodním biotopu maskován polohou v rámci SHP. Byl proto odlišen také vliv rekultivačních úprav od vlivu polohy daného biotopu na početnost druhu. Pro každou proměnnou (zeměpisná šířka, zeměpisná délka) byl spočítán samostatný GLM závislosti početnosti snůšek na provedení technické rekultivace a daná proměnná byla

zařazena na první místo modelu jako kovariáta (u obou souřadnic byl zahrnut polynom 2. stupně vzhledem k možné unimodiální závislosti). Následně byl vypočten druhý model s opačným pořadím vysvětlujících proměnných (rekultivace na prvním místě v modelu, proměnná na druhém místě). Použitím „variation partitioning“ (Legendre & Legendre, 1998) byl poté vyjádřen poměr variability vysvětlené danou proměnnou a provedením/absencí rekultivace, stejně jako množství společně vysvětlené variability.

Většina sukcesních ploch se nachází na výsypkách, které byly částečně technicky rekultivovány. Početnost druhu na technicky rekultivovaných částech může být přítomností sukcesní plochy pozitivně ovlivněna (početné populace na sukcesní ploše mohou saturovat méně vhodné prostředí na technicky rekultivovaných výsypkách). Pro zhodnocení tohoto efektu bylo provedeno srovnání početnosti snůšek na výsypkách zcela technicky rekultivovaných a na výsypkách technicky rekultivovaných, které sousedí se sukcesní částí výsypky. Rozdíl byl testován GLMM s quasi-Poissonovým rozdělením pomocí funkce „glmmPQL“. Příslušnost k dané výsypce byla zahrnuta do modelu jako faktor s náhodným efektem a souřadnice polohy jezírka byly užity jako kovariáty.

Pro zhodnocení efektu rekultivací s vyloučením vlivu výrazně odlišné polohy vodních biotopů bylo následně provedeno srovnání početnosti snůšek pouze na výsypkách v Mostecké a Teplické části SHP. Opět byly použity GLMM, v nichž představovala příslušnost k výsypce faktor s náhodným efektem, do modelu byly zahrnuty souřadnice polohy jako kovariáty a bylo použito quasi-Poissonovo rozdělení.

Pomocí GLM byla dále zjišťována korelace počtu snůšek na hektar výsypky ($n = 19$) a (i) podílu povrchu výsypky tvořeného vodními biotopy a (ii) počtu vodních ploch na hektar výsypky zjištěných v kapitole 4. Pro každou vysvětlující proměnnou byl spočten samostatný model s quasi-Poissonovým rozdělením z důvodu spojitého charakteru vysvětlované proměnné a underdispersion modelu závislosti počtu snůšek na hektar na počtu vodních ploch na hektar.

b) Zhodnocení vlivu proměnných vodních ploch na početnost snůšek skokana štíhlého

Pomocí GLMM s quasi-Poissonovým rozdělením (z důvodu značné overdispersion dat) byly spočteny jednoduché regresní modely závislosti počtu snůšek na hodnotě autokovariát vypočtených pro různé vzdálenosti možné disperze druhu (viz 6.2.3) za použití funkce „glmmPQL“. Příslušnost k dané výsypce byla užita jako faktor s náhodným efektem. Do modelu závislosti abundance na proměnných prostředí byla zahrnuta autokovariáta s největším zjištěným efektem na abundanci.

Vzhledem odlišnosti prostředí sukcesních a rekultivovaných výsypek byla závislost početnosti snůšek na faktorech prostředí hodnocena zvlášť na každém z obou typů výsypek. Závislost početnosti skokana štíhlého na zjišťovaných charakteristikách vodních biotopů byla hodnocena pomocí GLMM s quasi-Poissonovým rozdělením pomocí funkce "glmmPQL". Příslušnost vodního biotopu k dané výsypce byla zahrnuta do modelu jako faktor s náhodným efektem. Na první místa v modelu zařazeny souřadnice polohy jezírka jako kovariáty vzhledem k širokému prostorovému měřítku studie a možnému vlivu podmínek jednotlivých oblastí SHP na početnost druhu (Reding, 2011; Knappová et al., 2012). Další kovariátu představovala autokovariáta. Pořadí proměnných dále určovala jejich významnost (množství vysvětlené deviance) zjištěná pomocí jednoduchých regresních GLMM. U některých kvantitativních proměnných (rozloha vodní plochy, pH, konduktivita a vzdálenost od okraje výsypky) lze předpokládat unimodální odpověď, do modelu byly proto zařazeny také kvadratické členy těchto proměnných pro zohlednění nelineárních závislostí. Postupným zjednodušování modelu vynechávacími/delečními testy procesem „backward selection“ byly v modelu ponechány proměnné s průkazným efektem. Navzdory kovariátám byla Monte Carlo randomizačním Moranovým I testem a na základě zobrazení semivariogramu zjištěna mírná prostorová autokorelace reziduí počátečního modelu pro data z technicky rekultivovaných výsypek. Do modelu byla proto začleněna exponenciální korelační struktura, která byla vybrána na základě semivariogramu standardizovaných reziduí (Dormann et. al., 2007; Pekár & Brabec, 2012).

6.3 Výsledky

a) *Porovnání početnosti skokana štíhlého na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách*

Na sukcesních výsypkách byl skokan štíhlý přítomen ve 44,9 % vodních biotopů, v průměru se na jezírcích nacházelo 4,98 (SE = ± 0,67) snůšek (od 0 do 321). Na technicky rekultivovaných výsypkách bylo skokanem osídleno 19,9 % jezírek, průměrný počet snůšek na vodní ploše byl 2,59 (± 0,97) (od 0 do 181 snůšek). Počet snůšek na hektar výsypky byl průkazně vyšší na sukcesních výsypkách ($df = 1$, $F = 13,87$, $p = 0,002$) (Obr. 6.1).

Počet snůšek na hektar výsypky je průkazně pozitivně korelovaný s počtem vodních ploch na hektar výsypky ($df = 1$, $F = 22,30$, $p = 0,006$) (Obr. 6.3) i s procentem rozlohy výsypky tvořeným vodními biotopy ($df = 1$, $F = 9,68$, $p < 0,001$) (Obr. 6.4).

Rozdíl v početnosti snůšek na jednotlivých jezírcích byl nad hranicí průkaznosti ($df = 1$, $F = 3,06$, $p = 0,081$). Početnost snůšek byla více ovlivněna souřadnicí zeměpisné šířky v porovnání s provedením technických rekultivací, zatímco efekt zeměpisné délky byl

neprůkazný (vliv ve srovnání s efektem provedení technické rekultivace uvádí Tabulka 6.1, vliv polohy jezírka na početnost druhu znázorňuje graf na Obr. 6.2).

Pro přesné zhodnocení efektu rekultivace je potřeba zohlednit silný vliv polohy vodní plochy na abundanci druhu. Nejvyšší početnosti byly zaznamenány ve střední části SHP (Mostecko, Teplicko) v oblastech s vyšší zeměpisnou šířkou (v blízkosti Krušných hor), jak ukazuje Obr. 6.2. V této části SHP byly početnosti snůšek vyšší také na rekultivovaných částech výsypkových ploch. Pravděpodobnou příčinou může být celkově vyšší početnost druhu („species pool“) v oblasti Mostecka a Teplicka v blízkosti Krušných hor v porovnání s jinými regiony SHP. Sukcesní plochy se však nacházejí právě v této oblasti, což zhodnocení vlivu provedených rekultivací komplikuje. Většina sukcesních ploch se také nachází na výsypkách, které byly částečně technicky rekultivovány a je tak možné, že početnost druhu na technicky rekultivovaných částech je pozitivně ovlivněna blízkostí sukcesní plochy (na technicky rekultivovaných výsypkách sousedících se sukcesní plochou skokan štíhlý osidluje 27,6 % vodních ploch, zatímco na čistě rekultivovaných výsypkách byl přítomen pouze v 11,4 % jezírcích). Pro snížení vlivu jednotlivých regionů SHP na početnost druhu byly z dalších analýz vyřazeny odlehlé výsypky (Merkur, Pruněřov, Březno a Lochočice) a hodnoceny byly pouze početnosti na výsypkách ve střední části SHP. Nejprve bylo provedeno zhodnocení rozdílů početností na technicky rekultivovaných výsypkách sousedících a nesousedících v rámci téže výsypky se sukcesní plochou (popis zpracování analýz je uveden v kapitole 6.2.4). Mezi oběma typy rekultivovaných výsypek nebyl zjištěn průkazný rozdíl, ačkoliv byla početnost na plochách sousedících se sukcesí vyšší ($4,0 \pm 1,7$, resp. $1,3 \pm 1,1$) ($df = 1$, $F = 1,268$, $p = 0,297$). Dále proto nebyly technicky rekultivované výsypky podle návaznosti na sukcesní plochy rozlišovány, ale byla porovnána početnost snůšek pouze na technicky rekultivovaných a sukcesních výsypkách střední části SHP. Zároveň byl testován vliv polohy vodních ploch v oblasti s menšími rozdíly zeměpisných šířek a délek. Souřadnice zeměpisné délky neměla na početnost průkazný vliv ($df = 1$, $F = 1,090$, $p = 0,297$). Po jejím vynechání z modelu byla nejprůkaznější proměnnou souřadnice zeměpisné šířky, početnost roste směrem na sever ($df = 1$, $F = 25,521$, $p < 10^{-4}$), vyšší početnosti snůšek byly na jezírcích sukcesních výsypek ($df = 1$, $F = 4,032$, $p < 0,045$).

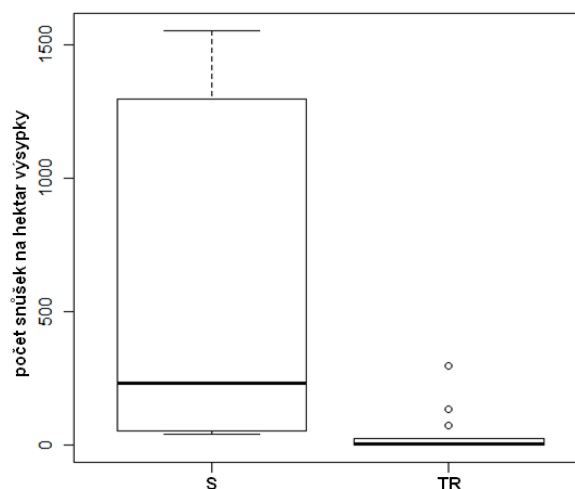
b) Zhodnocení vlivu proměnných vodních ploch na početnost snůšek skokana štíhlého

Do modelu závislosti početnosti skokana štíhlého na parametrech vodních ploch na sukcesních výsypkách byla zahrnuta autokovariáta pro disperzní vzdálenost 800 m, která měla v regresním modelu v porovnání s autokovariátami pro jiné vzdálenosti největší efekt na početnost druhu ($df = 1$, $F = 39,992$, $p < 10^{-4}$). Podobně byla do modelu pro početnosti na technicky rekultivovaných výsypkách vybrána autokovariáta pro disperzní vzdálenost

400 m, ačkoliv byl její vliv neprůkazný ($df = 1$, $F = 1,222$, $p = 0,270$). Autokovariáta byla zařazena pro ošetření možné lokální autokorelace, která se v modelu pro všechny výsyvky nemusí projevit. Výsledky analýz závislosti početnosti druhu na proměnných vodních biotopů uvádí Tabulka 6.2.

Na obou typech výsypek měla na početnost snůšek velký vliv rozloha vodních biotopů. Skokan štíhlý zde využívá široké spektrum vodních ploch. Na technicky rekultivovaných výsyvkách byl početnější ve vodních biotopech o rozloze 300 až 10 000 m² (nejvyšší abundance v jezírcích okolo 1 500 m²). Na sukcesních výsyvkách byl početný i v menších jezírcích (od 50 do 10 000 m², nejvyšší početnosti na lokalitách s rozlohou hladiny okolo 800 m²) s tím, že ovšem preferoval stabilní biotopy nad 0,5 m hloubky. Preferoval zde dobře osluněná jezírka a jeho početnost pozitivně ovlivňoval výskyt druhu na okolních biotopech. Početnost snůšek klesala se vzdáleností od okraje výsyvky a neprostupností okolního prostředí. Na technicky rekultivovaných výsyvkách upřednostňoval skokan štíhlý jezírka středně až zcela zarostlá litorální vegetací. Průkazný vliv měly na početnost snůšek na sukcesních i rekultivovaných výsyvkách oba ukazatele kvality vody. Druh preferoval lokality s nižší konduktivitou (na sukcesních plochách od 0,2 do 3,4 mS/cm, nejvyšší početnosti okolo 1,3 mS/cm; na technicky rekultivovaných od 0,2 do 3,0 mS/cm, nejvyšší početnosti okolo 0,9 mS/cm). V biotopech s hodnotou konduktivity nad 3,4 se prakticky nerozmnožoval. Nejvyšší početnosti byly zaznamenány na technicky rekultivovaných výsyvkách při pH vody okolo 7,8 (snůšky nalezeny ve vodních plochách s pH vody 6,9 až 9,0), na sukcesních byl skokan nejpočetnější při pH vody 7,9 (6,1 až 8,9). V jezírcích s nižším ani vyšším pH se nerozmnožoval.

Obr. 6.1 Porovnání počtu snůšek skokana štíhlého na hektar sukcesních (S) a technicky rekultivovaných (TR) výsypek

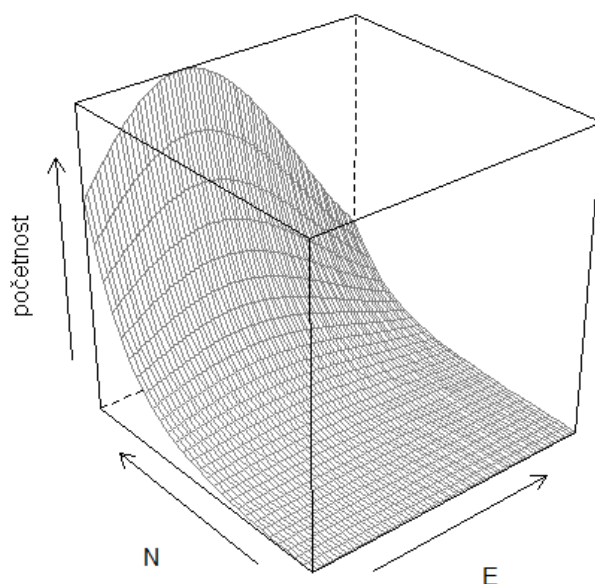


Tabulka 6.1 Vliv zeměpisné šířky (N) a zeměpisné délky (E) na početnost snůšek na jednotlivých vodních plochách (n = 894) v porovnání s vlivem provedení/absence technické rekultivace (Rek) a vysvětlené variability těmito proměnnými.

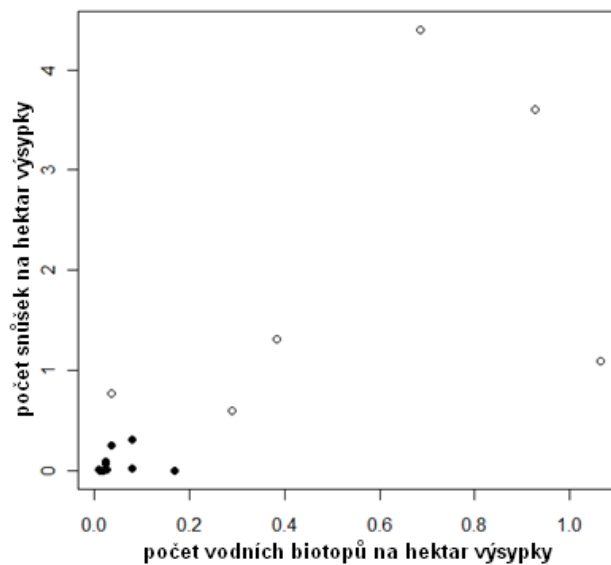
Do modelu byl zahrnut také kvadratický člen souřadnic polohy pro zohlednění možné unimodální či exponenciální odezvy početnosti druhu. trend – závislost početnosti na hodnotě vysvětlující proměnné: + pozitivní, ^ unimodální, S > R – druh byl početnější na biotopech sukcesních výsypek. Neprůkazné výsledky jsou uvedeny šedou barvou.

proměnná	% vysvětlené variability	df	F	p	trend
N	80,6	2	12,621	< 10 ⁻⁵	+
Rek	15,1	1	4,495	0,034	S > R
N:Rek	4,3	2	0,482	0,618	
E	26,6	2	1,258	0,285	^
Rek	55,6	1	3,155	0,076	S > R
E:Rek	17,8	2	0,594	0,552	

Obr. 6.2 Závislost početnosti snůšek skokana štíhlého na zeměpisné délce (E) a šířce (N) mapovaných vodních biotopů. Změna zeměpisných souřadnic s polohou v rámci SHP je patrná z Obr. 5.1 a 3.1.

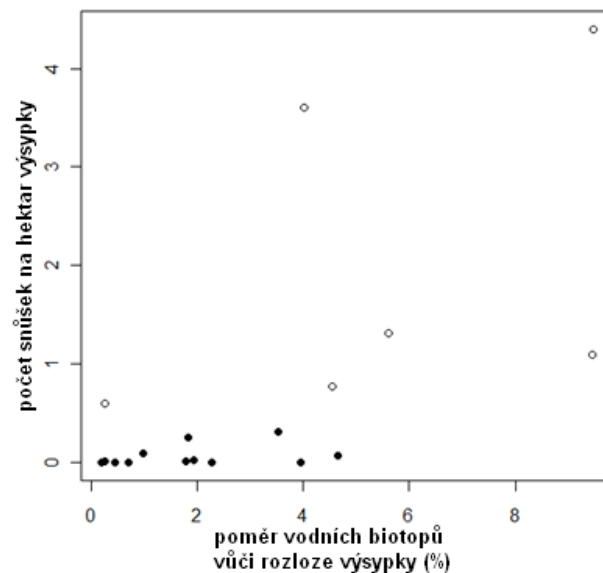


Obr. 6.3 Počet snůšek skokana štíhlého vůči počtu vodních ploch na hektar výsypky.
 ● technicky rekultivované výsypky, ○ sukcesní výsypky



Obr. 6.4 Počet snůšek skokana štíhlého vůči podílu plochy výsypky tvořeného vodními biotopy.

● technicky rekultivované výsypky, ○ sukcesní výsypky



Tabulka 6.2 Faktory průkazně ovlivňující početnost skokana štíhlého ve vodních biotopech technicky rekultivovaných ($n_{\text{jezírek}} = 221$) a nerektivovaných částí ($n_{\text{jezírek}} = 673$) výsypek.

N – souřadnice zeměpisné šířky, E – souřadnice zeměpisné délky, $\Phi \text{ exp}$ – autokovariáta (viz kapitolu 6.2.3), trend – závislost početnosti na hodnotě vysvětlující proměnné: + pozitivní, - negativní, ^ unimodální. Toto „kontinuální“ vyjádření závislosti je použito také v případě kategoriálních charakteristik, jelikož zvolené hladiny vyjadřují intenzitu proměnné (popis hladin je uveden v Tabulce 3.1). Výsledky pro neprůkazné kovariáty jsou uvedeny šedou barvou.

proměnná	Technicky rekultivované výsypky				Sukcesní výsypky			
	df	F	p	trend	df	F	p	trend
N	1	7,175	0,008	+	1	32,534	$< 10^{-4}$	+
E	1	0,219	0,640	^	1	15,299	$< 10^{-3}$	^
$\Phi \text{ exp}$	1	0,020	0,887	+	1	60,250	$< 10^{-4}$	+
logaritmus rozlohy	1	7,154	0,008		1	48,181	$< 10^{-4}$	
logaritmus rozlohy (2. polynom)	1	7,149	0,008	^	1	100,856	$< 10^{-4}$	^
maximální hloubka					2	7,279	$< 10^{-3}$	+
oslunění					2	6,982	0,001	+
litorální vegetace	1	30,226	$< 10^{-4}$	^				
pH	1	0,034	0,855	^	1	15,992	$< 10^{-3}$	+
pH (2. polynom)	1	13,444	0,0003					
konduktivita	1	8,567	$< 10^{-3}$	-	1	27,300	$< 10^{-4}$	-
vzdálenost od okraje výsypky					1	42,453	$< 10^{-4}$	-
prostupnost okolí výsypky					3	21,382	$< 10^{-4}$	+

6.4 Diskuse

a) Porovnání početnosti skokana štíhlého na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách

Srovnání celkové početnosti druhu vyjádřené počtem snůšek na hektar výsypky ukazuje, že abundance populací skokana štíhlého je řádově vyšší na sukcesních výsypkách oproti výsypkám technicky rekultivovaným (Obr. 6.1), což pravděpodobně souvisí s výrazně vyšší nabídkou reprodukčních biotopů (Laan & Verboom, 1990; Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007). Početnost populací obojživelníků roste zpravidla s počtem vodních biotopů v dostupné vzdálenosti zejména díky možnosti rekolonizace biotopů, na nichž došlo k lokální extinkci (Laan & Verboom, 1990; Marsh & Trenham, 2001; Johansson et al., 2005; Petranka et al., 2007). Tyto procesy jsou u obojživelníků relativně běžné (Laan & Verboom, 1990;

Sjörngen-Gulve, 1994). Funkční metapopulační struktury umožňují obožitelníkům osidlovat i méně vhodné biotopy. Populace na suboptimálních biotopech jsou častěji „zachraňovány“ jedinci šířícími se ze zdrojových populací v jejich okolí a vykazují tak častěji vyšší početnost v porovnání s populacemi na obdobných biotopech, které jsou více izolované (Sjörngen, 1991; Sutcliffe et al., 1997; Hanski 1999). Nicméně také méně vhodné habitaty hrají v metapopulační dynamice důležitou roli, jelikož mohou představovat významná refugia v případě, že dojde k zániku populace na vhodných stanovištích (ať již náhodně, z vnitřních příčin, či v důsledku působení vnějších faktorů – např. dočasného přemnožení predátorů na lokalitě, v důsledku klimatických podmínek apod.) (Ryser, 1989; Laan & Verboom, 1990; Van Buskirk & Smith, 1991; Scott, 1994; Sjörngen-Gulve, 1994; Reading & Clarke, 1995; Meyer et al., 1998; Harper & Semlitsch, 2007; Petranka et al., 2007). Významná je proto také heterogenita nabídky stanovišť (Sutcliffe et al., 1997). Z dlouhodobého hlediska se proto stabilnější a početnější metapopulace utvářejí v prostředí s vyšší nabídkou vhodných reprodukčních biotopů s menším omezením genového toku mezi jednotlivými biotopy (Edenhamn, 1996; Alford & Richards, 1999; Vos et al., 2001; Trenham et al., 2003; Johansson et al., 2005; Petranka et al., 2007). Výsledky z prostředí výsypek po těžbě uhlí tento předpoklad potvrzují. Abundance druhu byla výrazně vyšší v prostředí s vyšším počtem vodních biotopů (Obr. 6.3). V porovnání s ostatními sukcesními plochami byla nízká početnost populací zaznamenána na Albrechtické výsypce (0,6 snůšek na hektar) (Obr. 6.3, 6.4; Tabulka 4.1). Jedná se o menší výsypku, jejíž území ohraničuje povrchový velkolom a částečně také zastavěné území. Nachází se zde pouze několik drobných vodních biotopů (Tabulka 4.1), které poměrně intenzivně zarůstají litorální vegetací. Izolace a nižší nabídka vhodných stanovišť se mohou odrážet v nižší početnosti druhu. Vzhledem k vysokému počtu vodních biotopů byla početnost druhu nízká také na sukcesní části Radovesické výsypky (1,1 snůšky na hektar) (Obr. 6.3, 6.4; Tabulka 4.1). Na této výsypce probíhá sukcese necelých 30 let (Vojar, 1999), zatímco ostatní sukcesní plochy jsou zpravidla starší 40 let. Jako jediná ze sukcesních výsypek se nachází ve větší vzdálenosti od Krušných hor blíže Českému středohoří, kde není skokan štíhlý pravděpodobně tak početný. Radovesická výsypka je také specifická tím, že zde byly ponechány dvě relativně izolované sukcesní plochy obklopené špatně prostupným prostředím. Nižší početnost druhu zaznamenaná v roce 2010 může souviset rovněž s prováděním technických rekultivací v roce 2009 a 2010 v okolí sukcesních ploch. Během těchto úprav zanikla většina původních biotopů, která se v jejich okolí nacházela a výrazně se změnil charakter terestrických stanovišť z prostředí typického pro sukcesní plochy na čerstvě technicky rekultivované území a zemědělské rekultivace. To se mohlo negativně odrazit na početnosti druhu.

Početnost skokana štíhlého je do značné míry ovlivněna polohou výsypky v SHP. Největší vliv má vzdálenost od Krušných hor, v jejichž blízkosti je pravděpodobně „species pool“ v oblasti Mostecka a Teplicka nejsilnější. Přítomnost zdrojových populací v okolní krajině je spolu s její prostupností při kolonizaci nově vzniklých stanovišť klíčová (Marsh & Trenham, 2001; Ray et al., 2002; Ficetola & De Bernardi, 2004). Ve fragmentované krajině Mostecka přitom vliv návaznosti na zdrojové populace roste a pro skokana štíhlého má podle dosavadních výsledků tento faktor zásadní vliv (kapitola 5, 6, 7; Vojar et al., 2008). Rozdíl v početnosti druhu v jednotlivých regionech však nelze potvrdit na základě předchozích nálezů z okolí výsypek. Druh je udáván z celé oblasti SHP, ale nálezy jsou sporadické a obtížně vzájemně porovnatelné (Datový sklad AOPK ČR; Zicha, 1999–2009; ČSOP, 2007; Voženílek & Vondráček, 1973; Flasar & Flasarová, 1975; Tišer, 1977; Hromádka et al., 1982; Bálek & Pešková, 1987; Bárta, 1994; Voženílek, 1994, 1997, 1999, 2000; Zavadil, 2002; Jaroš & Holec, 2008).

Efekt provedení rekultivací na početnost druhu v dané lokalitě má v porovnání s vlivem polohy jezírka menší vliv. Abundance druhu na jednotlivých lokalitách je na sukcesních výsypkách vyšší, rozdíl je však na hranici průkaznosti. Skokan štíhlý tedy v oblasti svého výskytu úspěšně využívá také vodní plochy na technicky rekultivovaných výsypkách a rozdíl v početnosti snůšek na jednotlivých lokalitách není tak markantní (zejména u technicky rekultivovaných částí výsypek, které sousedí se sukcesní plochou). Celková početnost je nicméně díky daleko většímu počtu vodních biotopů řádově vyšší na sukcesních výsypkách (Obr. 6.1).

b) Zhodnocení vlivu proměnných vodních ploch na početnost snůšek skokana štíhlého

Na obou typech výsypek skokan štíhlý upřednostňuje stabilní vodní biotopy středních rozloh. Menší či naopak rozsáhlejší lokality mimo preferované rozmezí (viz kapitola 6.3) využívá k reprodukci spíše výjimečně. Na sukcesních výsypkách, kde převažují menší a mělčí vodní biotopy, je pro výběr reprodukčního biotopu významná také jeho hloubka. Skokan zde upřednostňuje hluboké a středně hluboké vodní plochy. Uvedená rozloha vodních ploch a dostatečná hloubka zajišťují stabilitu reprodukčních biotopů. Zjištěné preference odpovídají výsledkům jiných studií, které uvádějí, že tento druh zpravidla využívá stabilní vodní plochy o rozloze okolo 500 m², neosídlené rybami (Wederkinch, 1988; Van Buskirk, 2003; Hartel et al., 2009a). Preference ke stabilnějším vodním plochám může souviset s přezimováním části populace na dně reprodukčních nádrží (Baruš & Oliva, 1992). Menší vodní plochy mohou během zimování zcela zamrznout a jejich předčasné vyschnutí v průběhu jara ohrožuje úspěšnost vývoje snůšek a pulců; dochází zde také k rychlejšímu vyčerpání živin, růstu obsahu oxidu uhličitého a poklesu rozpuštěného kyslíku (Wellborn et al., 1996, Hartel et al.,

2007b). Ve vysychajících nádržích je také méně prostoru pro vývoj larev (vyšší mezidruhová i vnitrodruhová kompetice, vyšší pravděpodobnost predace) a extrémní teploty mají větší dopad na přítomné jedince (Wellborn et al., 1996, Hartel et al., 2007b). Podle Hartela et al. (2007b) jsou pro skokana štíhlého nejvýhodnější sporadicky vysychající vodní plochy střední rozlohy, které limitují výskyt predátorů (především ryb) a zároveň nabízejí dostatečně stabilní podmínky pro jeho přezimování i úspěšný vývoj pulců. Na výsypkových plochách se potvrdila preference k těmto typům biotopů. Spektrum využívaných jezírek je zde však širší, než je u tohoto druhu obvyklé (Wederkinch, 1988; Van Buskirk, 2003).

Na technicky rekultivovaných výsypkách je nejsilnějším faktorem zapojení litorální vegetace. Abundance skokana byla nejvyšší na lokalitách s částečnou až úplnou pokryvností litorální vegetace. Preference skokana štíhlého ke kladení v jezírcích s přítomností rostlin je dána nejen etologií rozmnožování (upevňování snůšek na ponořenou vegetaci) (Baumgartner et al., 1996; Lodé et al., 2005), ale také s vyšší úspěšností reprodukce na lokalitách, kde se mohou pulci ukrýt v litorální vegetaci před rybími predátory (Ficetola et al., 2006a; Hartel et al., 2009a). Početnost skokana štíhlého je na vodních plochách středních rozloh nejvyšší při pokryvnosti vegetace okolo 50 % a s rostoucí pokryvností litorálu opět klesá (Fog, 1997; Hartel, 2009a). Zjištěný růst početnosti s rostoucím zapojením vegetace pravděpodobně souvisí s převahou větších vodních biotopů na rekultivovaných výsypkách, které bývají zarybněny. Využívání více zarostlých vodních biotopů tak poskytuje významnou možnost úkrytu larev před predátory a slouží jako prostor pro rozvoj řas, kterými se pulci živí (Ficetola et al., 2006a; Hartel et al., 2007b; 2009a). Lokality bez vegetace byly využívány minimálně.

Na sukcesních výsypkách dával skokan štíhlý přednost středně a zcela osluněným jezírkům. Na těchto výsypkách převažují menší a střední vodní plochy obklopené lesním a lesostepním prostředím (viz kapitolu 4). Preference druhu klást ve více osluněných vodních biotopech se zde proto projevuje více, než na technicky rekultivovaných výsypkách, kde se nachází více zcela osluněných vodních ploch v souvislosti s jejich rozlohou a převahou otevřené krajiny v jejich okolí. Dostatečné oslunění vodní plochy tento druh upřednostňuje z důvodu rychlejšího vývoje embryí v prohřáté vodě (Baumgartner et al., 1996; Hachtel et al., 1997; Ficetola & De Bernardi, 2004).

Zjištěná závislost na obou ukazatelích kvality vody pravděpodobně souvisí s množstvím rozpuštěných látek z podloží, jejichž obsah roste s klesajícím pH a způsobuje rostoucí hodnoty konduktivity. Jak již bylo uvedeno v kapitole 5., nižší pH na výsypkách je spojeno s výluhem iontů hliníku z jílovitého podloží (Frouz et al., 2005), což zvyšuje toxicitu vodního prostředí zejména pro mladší vývojová stadia obojživelníků (Freda, 1986; Beebe, 1996). Skokan štíhlý proto preferuje mírně zásadité vodní plochy s nižší konduktivitou. V jiných studiích byla reprodukce tohoto druhu běžně zaznamenávána i v mírně kyselých vodách a

vliv konduktivity nebyl zjištěn (Bartoň & Rafinski, 2006; Hartel et al., 2009a). Výběr lokalit s nižší konduktivitou zaznamenali u příbuzného druhu skokana hnědého také Stumpel & van der Voet (1998).

Početnost snůšek na sukcesních výsypkách klesá se vzdáleností od okraje výsypky, nejvyšší početnosti byly zaznamenány do 200 m od okraje. Dále je početnost poměrně konstantní. Na technicky rekultivovaných výsypkách byl vliv této proměnné blízko hranice průkaznosti ($df = 1$, $F = 3,207$, $p = 0,075$). Efekt polohy jezírka vzhledem k okraji napovídá, že výskyt druhu na výsypkách i po několika desetiletích od jejich vzniku je stále ovlivněn návazností na zdrojové populace v okolní krajině (Vojar et al., 2008). Lze se také domnívat, že v blízkosti vhodných typů terestrických biotopů a zimovišť v okolní krajině, migrují každoročně skokani do vodních ploch na výsypkách za účelem reprodukce a následně se opět vrací zpět mimo výsypku (viz kapitolu 5). Odpovídá tomu také závislost početnosti snůšek na prostupnosti prostředí na sukcesních výsypkách, nejvyšší početnosti byly zaznamenány v návaznosti na preferované typy stanovišť a dobře prostupné prostředí. Byl tak potvrzen efekt obou faktorů zjištěný v rámci předcházející studie na vybraných vodních biotopech (kapitola 5). Určitá část populace pravděpodobně migruje každoročně na sukcesní výsypky, kde využívá široké nabídky reprodukčních biotopů a následně se opět vrací do okolní krajiny. Dalším možným vysvětlením může být hibernace části populace ve vhodných typech prostředí mimo výsypku, na niž se po přezimování vrací a využívají ji zbytek roku, případně kombinace obou strategií. Poměrně vysoké abundance i ve středu výsypek nicméně napovídají, že část populace využívá prostředí výsypkových ploch trvale i během terestrické fáze a zimování. V opačném případě by se i při dobrých migračních schopnostech skokana štíhlého (Hachtel et al., 2005b; Hartel & Öllerer, 2009) pravděpodobně projevil efekt vzdálenosti od okraje výsypky mnohem silněji.

Na technicky rekultivovaných výsypkách nebyl potvrzen efekt autokovariáty, tedy návaznosti na okolní reprodukční biotopy a vliv početnosti druhu v okolí, jež početnost snůšek skokana štíhlého zpravidla pozitivně ovlivňují (např. Hartel, 2004; 2005; Zanini, 2006). Je možné, že v intenzivněji využívaném prostředí technicky rekultivovaných ploch s menší nabídkou vodních biotopů, které jsou vzájemně více izolované, nevznikají tak výrazné metapopulační struktury, jež by se v průkaznosti autokovariáty projevíly. Významné nebyly ani charakteristiky okolního terestrického prostředí, což může opět souviset s nižší nabídkou vodních ploch. Zatímco na sukcesních výsypkách mohou jedinci z okolní krajiny využívat velké množství reprodukčních biotopů, na technicky rekultivovaných výsypkách je tato možnost omezena a efekt návaznosti na vhodné typy prostředí se zde na početnosti snůšek odráží méně.

6.5 Závěr

S ohledem na zjištěné biotopové preference lze říci, že z pohledu skokana štíhlého je neefektivnějším způsobem založení biologických rekultivací ponechání okrajové části výsypky v blízkosti preferovaného prostředí v okolí bez technických úprav terénu a plošného zalesnění, které způsobuje zástin vodních ploch. Části výsypek určené pro plnění biologických funkcí je vhodné sypat členitější, aby zde nevznikala pouze drobná nebeská jezírka, ale také středně velké a hlubší vodní biotopy. Na technicky rekultivovaných částech má význam modulovat členité okraje a mírný sklon břehů větších vodních ploch. Bude tak zajištěn dostatečný rozvoj litorálních porostů.

V rámci studie byl zjištěn silný vliv polohy vodní plochy v rámci SHP na početnost druhu. Pokud budou výsledky využívány v kontextu s ostatními druhy obojživelníků, je potřeba brát v úvahu silný vliv početnosti druhu v okolí výsypek („species pool“), který je druhově specifický. U jiných druhů může být distribuce v SHP odlišná. Pozitivní efekt sukcesních ploch, resp. počtu a charakteru vodních ploch na celkovou početnost populace, lze nicméně vzhledem k podobné biologii a populační ekologii předpokládat také u ostatních druhů obojživelníků (Laan & Verboom, 1990; Vos & Stümpel, 1996; Marsh et al., 1999; Zanini, 2006). Dosavadní mapování ostatních druhů obojživelníků v prostředí výsypkových ploch tento efekt (byť statisticky nepodloženě) podporují (Vojar 2004 in Sklenička; Smolová et al., 2010).

7. BIOTOPOVÉ PREFERENCE A FLUKTUACE POČETNOSTI SKOKANA ŠTÍHLÉHO

7.1 Úvod

Studium závislosti distribuce druhů na charakteristikách prostředí je podstatnou součástí ekologie a zároveň také pilířem praktické ochrany přírody (Laan & Verboom, 1990; Tilton, 1995; Hanski, 1998; Primack et al., 2001; Hartel & Öllerer, 2009). Řada batrachologických studií se při vysvětlování významu rozšíření obojživelníků v prostředí zaměřuje zejména na lokální úroveň charakteristik jednotlivých vodních biotopů (jak upozorňují např. Semlitsch & Jensen, 2001; Smith & Green, 2005; Ficetola et al., 2009; Hartel et al., 2009a). Mnohé studie ukázaly, že také vlastnosti terestrických stanovišť a krajinné charakteristiky (např. vzájemná návaznost biotopů a prostupnost prostředí) hrají velmi významnou roli (Fahring et al., 1995; Vos & Stümpel, 1995; Pope et al., 2000; Joly et al., 2001; 2003, Houlahan & Findlay, 2003; Weyrauch & Grubb Jr., 2004; Van Buskirk, 2005; Mazerolle, 2005). Při hodnocení distribuce obojživelníků, kteří během svých životních cyklů i každoročních fází využívají komplex různých prostředí a zpravidla vytváří lokální populace s vlastní prostorově-časovou dynamikou, je tato specifika potřeba rovněž zohlednit (Laan & Verboom, 1990; Duellman & Trueb, 1994; Semlitsch, 2000; Van Buskirk, 2005; Tilton, 1995; Zanini, 2006; Compton, 2007; Hartel & Öllerer, 2008).

Současné studie ukazují, že početnost obojživelníků může být ovlivněna proměnnými prostředí na třech hlavních úrovních: (i) charakter vodních biotopů (např. rozloha, hloubka, litorální vegetace, stabilita); (ii) charakter okolního terestrického prostředí a krajinné charakteristiky (typ rostlinného pokryvu, vlhkost, prostupnost krajiny, přítomnost vhodných biotopů v okolí ad.) a (iii) metapopulační struktura (např. velikost dílčích populací v dostupném okolí) (např. Vos & Stümpel, 1995; Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006; Hartel & Öllerer, 2008). Tento víceúrovňový přístup býval poměrně často opomíjen a pouze několik studií jej do současné doby bralo v úvahu (např. Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006; Compton et al., 2007).

Biotopové preference se mohou také značně lišit v rámci různých oblastí výskytu druhu (Knutson et al., 1999; Lehtinen et al., 1999; Johansson et al., 2005; Zanini, 2006) a stejně tak v čase – v průběhu jednotlivých ontogenetických stádií či během roku se změnou stanovišť (Duellman & Trueb, 1994; Semlitsch, 2000; Hartel et al., 2007a; Wells, 2007; Patrick et al., 2008). Výběr biotopů může být také ovlivněn aktuální denzitou populace (tzv. „density dependent habitat preferences“, jak bylo prokázáno u řady skupin živočichů (Morris, 1987a,b; Donner et al., 2009; Delgano et al., 2010). Při vyšší populační hustotě je daným druhem zpravidla využíváno širší spektrum biotopů, jelikož někteří jedinci jsou vytlačováni mimo optimální biotopy (Morris, 1987; Pulliam & Danielson, 1991). Na výběr stanovišť

mohou mít také vliv velikosti populací kompetičního druhu(ů) nebo predátorů (Schmidt et al., 2000; Wellborn et al., 2006; Manor & Saltz, 2008; Sanza et al., 2012).

Obojživelníci jsou typičtí značnými populačními výkyvy (Pechmann, 1991; Alford & Richards, 1999; Marsh, 2001; Marsh & Trenham, 2001; Loman & Andersson, 2006). Tato dynamika může komplikovat formulování opatření pro jejich ochranu, zejména pokud je potřeba odlišit přirozené fluktuace od vlivů způsobených lidskou činností (Marsh, 2001; Green, 2003; Pechmann, 2003; Semlitsch, 2003; Gardner et al., 2007). Na aktuální početnosti populací může navíc záviset výběr biotopů (Trenham & Schaffer, 2005; Heinz et al., 2006; Gamble et al., 2007). Vzhledem k tomu, že je abundance druhu často používána jako vysvětlovaná proměnná (např. Ponsero & Joly, 1998; Ficetola et al., 2006a,b; Stumpel & van de Voet, 2008; Hartel et al., 2009a), a hodnoty této proměnné se v průběhu let mění, lze očekávat, že se bude odhad významu vysvětlujících proměnných v jednotlivých letech také lišit. To se může odrazit v nesprávném návrhu strategie ochrany, která by měla správně zohledňovat jak preference při nízkých, tak i při vysokých populačních denzitách, a to zejména u druhů se značnými fluktuacemi početnosti populací.

Pro odhad efektu početnosti druhu jsou zapotřebí dlouhodobé studie (Laan & Verboom, 1990; Petranka et al., 2004; Van Buskirk, 2005; Cushman, 2006; Zanini, 2006; Hartel & Moga, 2007; Gardner et al., 2007; Ficetola et al., 2009). Těch je ovšem nedostatek (Pechmann et al., 1991; Blaustein et al., 1994; Marsh, 2001; Gardner et al., 2007). Relativně málo studií přesahuje pětiletou sérii pozorování (viz Pechmann et al., 1991; Blaustein et al., 1994). Víceleté studie jsou navíc zpravidla zaměřeny pouze na sledování jedné nebo několika málo vybraných lokalit, případně se v rámci let sledované lokality mění a pro analýzu jsou využívány údaje pouze z některých let či biotopů (např. Denoël & Lehmann, 2006; Hartel et al., 2008). Popsané přístupy mohou vést ke zkresleným výsledkům a chybnému formulování scénáře ochrany taxonu v daných podmínkách, který nezohledňuje biotopové preference druhu při určitých početních stavech populací.

Cílem této práce je proto pomocí relativně dlouhodobé studie porovnat potenciální změny biotopových preferencí skokana štíhlého v závislosti na fluktuacích celkové početnosti populace a tyto změny interpretovat v kontextu navrhovaných managementových opatření pro tento druh. Pokud se totiž budou biotopové preference skokana štíhlého v jednotlivých letech lišit, odrazilo by se to v odlišných návrzích ochranných opatření (byly by např. navrhovány odlišné parametry nově budovaných či upravovaných vodních biotopů). Dlouhodobá data tak umožní aproximaci navrhovaných opatření a zohlednění populační dynamiky v rámci ochrany daného druhu. Podobná studie nebyla doposud provedena.

V rámci studie bude navíc dodržen důraz na postižení potenciálního efektu různých úrovní prostředí – od charakteru reprodukčních biotopů, jejich okolního prostředí a početnost druhu v okolí (Denoël & Lehmann 2006; Zanini, 2006). Aktuální abundance obojživelníků bývá také ovlivněna událostmi předchozích období (např. úspěšností rozmnožování, populačními výkyvy či extinkcemi v předchozích letech, průběhem počasí) (Ryser, 1989; Van Buskirk & Smith, 1991; Schott, 1994; Reading & Clarke, 1995; Meyer et al., 1998, Harper & Semlitsch, 2007). Kromě prostorové autokorelace proto byla při analýze dat ošetřena také časová autokorelace reziduí (Pekár & Brabec, 2012).

7.2 Metodika

7.2.1 Popis území

Studie probíhala na Hornojřetínské výsypce, která zaujímá rozlohu zhruba 7 km². Výsypka vznikla v 60. letech minulého století (sypaní bylo ukončeno v roce 1964) (Pilař, 1978). Zhruba polovina výsypky byla technicky rekultivována a zachováno zde bylo pouze osm větších vodních ploch (Tabulka 4.1). Druhá část výsypky byla ponechána bez technické rekultivace a nachází se na ní okolo 240 vodních biotopů. Některé části technicky nerekulitovaného území byly osázeny dřevinami bez vlivu na morfologii terénu. Převažuje zde nicméně spontánně vytvořené „lesostepní“ prostředí.

Vodní biotopy se svými parametry značně liší, což jsou vhodné podmínky pro odhalení rozdílů v biotopových preferencích studovaného druhu. Hornojřetínská výsypka představuje poměrně jasně ohraničené území, jelikož je obklopena převážně neprostupným typem prostředí. Obojživelníci mohou osídlvat toto území prakticky pouze z měkkého luhu potoka Loupnice a jeho blízkého okolí při severozápadní hranici výsypky (Obr. 7.1). V širším okolí měkkého luhu se jiné vhodné reprodukční biotopy vyskytují minimálně. Podmínky výsypky umožňují zhodnotit vliv prostupnosti okolního prostředí a návaznosti na populace v okolí výsypky. Výsledky přitom odpovídají v SHP relativně běžným podmínkám výsypkových ploch, často obklopených poměrně intenzivně využívanými typy krajiny.

7.2.2 Sběr dat

Území Hornojřetínské výsypky bylo systematicky mapováno v průběhu osmi let (2005 až 2012). Během výzkumu byly zaznamenávány veškeré nalezené vodní biotopy a jejich charakteristiky dle metodiky uvedené v kapitolách 3.2 a 3.3. Výskyt nebeských jezírek na výsypkách je do určité míry dynamickým jevem, některá vznikají, zatímco jiná zanikají (zazemněním a zárůstem litorální vegetací, změnou lokálních podmínek v důsledku sesedání tělesa výsypky, vlivem klimatických podmínek v daném roce). Celkem bylo

v průběhu studie nalezeno 308 vodních ploch, z nichž 114 bylo mapováno ve všech osmi letech (Tabulka 7.1).

V průběhu let dochází také ke změně biotopových charakteristik jezírek (zapojení litorální vegetace, rozloha, hloubka apod.). Veškeré charakteristiky prostředí proto byly zaznamenávány každý rok, aby byla početnost druhu vysvětlována aktuálními hodnotami proměnných prostředí. K největším meziročním změnám v počtu sledovaných vodních ploch docházelo v kategorii drobných jezírek, které buďto oproti předcházejícímu roku zanikly nebo byly naopak znovu objeveny. Některé lokality byly nacházeny také díky změně tras procházení výsypky. Také v tomto případě se jednalo zejména o menší vodní biotopy, které nebyly předem rozpoznatelné z ortofotosnímků. Při analýze dat dochází tedy k určitému podhodnocení menších vodních biotopů. Na základě posouzení abundance na těchto lokalitách lze však říci, že je skokan štíhlý k reprodukci využívá minimálně a jejich vynecháním z analýz nedojde k výraznému ovlivnění zjištěných biotopových preferencí ani výsledné míry kolonizace a extinkce.

Na mapovaných jezírcích byla dle metodiky uvedené v kapitole 6.2.1 každoročně zjišťována početnost snůšek skokana štíhlého. Tento druh byl zvolen jako modelový vzhledem ke snadnému záznamu početnosti (Lippuner & Rohrbach, 2004; Hartel et al., 2009a), dostatečnému výskytu v daném území (Tabulka 7.1) a také vzhledem k variabilitě početností v rámci mapovaných vodních ploch, která může odrážet biotopové preference druhu. S ohledem na stáří výsypky lze předpokládat, že abundance druhu není výrazně ovlivňována průběhem sukcese, ale jedná se o relativně stabilní populaci.

Obr. 7.1 Sledované území Hornojiřetínské výsypky.

Výsypku obklopují značně neprostupné typy krajiny – areál chemických závodů, dopravní koridory, zpevněné toky, intravilány měst Litvínov a Horní Jiřetín, povrchově těžená a rekultivovaná území. Prakticky jedinou možnou cestu, kterou se mohou obojživelníci na území výsypky šířit, představuje lužní porost podél toku Loupnice při severozápadním území výsypky (zelená šipka). Modré body označují vodní biotopy.



7.2.3 Statistická analýza dat

Veškeré statistické analýzy byly provedeny v programu R, verze 2.12.1 (R Development Core Team, 2009). Rozdíl v celkové početnosti snůšek mezi jednotlivými lety byl testován testem dobré shody. Rozdíl v abundancích druhu na jednotlivých vodních plochách mezi jednotlivými lety byl testován pomocí zobecněných smíšených modelů (GLMM) s quasi-Poissonovým rozdělením (z důvodu overdispersion) (Crawley, 2007; Pekár & Brabec, 2009) pomocí funkce „glmmPQL“ z balíčku „MASS“. Příslušnost k dané vodní ploše představovala faktor s náhodným efektem.

Závislost početnosti snůšek na proměnných vodních biotopů (Tabulka 3.1) byla zjišťována pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM). Pro každý rok byl počítán samostatný GLM s quasi-Poissonovým rozdělením chyb. Do modelu byly zahrnuty souřadnice polohy jezírka. Zeměpisná délka polohy vysvětlovala v modelu rovněž vzdálenost jezírka od zdroje osidlování (korelační koeficient vzdálenosti od zdroje a zeměpisné délky byl 0,75). Zahrnutí

obou zeměpisných souřadnic zajišťuje vystižení efektu polohy vůči zdroji osidlování a vzájemné polohové podobnosti vodních ploch, která by v případě nezahrnutí souřadnic do modelu připadala nevysvětlené autokorelace hodnot vysvětlované proměnné. Pro zohlednění možné autokorelace dat a vlivu početnosti druhu na okolních jezírcích byla do modelu zahrnuta autokovariáta vypočtená dle metodiky v kapitole 6.2.3 (Zanini, 2006; Dormann et al., 2007). Opět byly spočteny jednoduché regresní GLM závislosti počtu snůšek na autokovariátě pro různé vzdálenosti a do modelu se všemi vysvětlujícími proměnnými byla zahrnuta nejvýznamnější autokovariáta pro vzdálenost 250 m (Zanini, 2006). Autokovariáty pro tuto vzdálenost byly nejvýznamnější ve všech letech a ve smíšeném modelu pro všechny roky sledování, s výjimkou let 2005 a 2007. V těchto letech byla vyšší signifikance dosažena autokovariátami pro vzdálenosti 300 m, resp. 100 m. Hodnoty vysvětlené variability však byly s hodnotou autokovariáty pro disperzní vzdálenost 250 m takřka shodné. Ve všech modelech byla proto uvažována autokovariáta pro vzdálenost 250 m, čímž byla zachována identita vzájemně porovnávaných modelů pro jednotlivé roky.

Před sestavením počátečního modelu byla vypočtena korelace mezi jednotlivými vysvětlujícími proměnnými (Pekár & Brabec, 2009). Silná korelace ($r > 0,6$) byla zaznamenána ve všech letech mezi proměnnými typ okolního terestrického prostředí a provedení lesnické rekultivace, mezi rozlohou a hloubkou vodní plochy a dále mezi rozlohou vodní plochy a provedením technické rekultivace. Do modelu proto byly zahrnuty pouze proměnné rozloha vodní plochy a typ okolí. Nejprve byly spočteny jednoduché regresní modely zvláště pro každou vysvětlující proměnnou, aby mohly být do počátečního modelu proměnné seřazeny podle jejich významnosti (množství vysvětlené variability). Absence prostorové autokorelace u počátečního modelu byla ověřena Monte Carlo randomizačním Moranovým I testem (999 permutací), na základě zobrazení semivariogramu a grafu s vynesáním prostorového rozložení reziduí (Dormann et al., 2007; Pekár & Brabec, 2012). Díky zahrnutí souřadnic vodních ploch a autokovariáty do modelu nebyla v žádném počátečním modelu z jednotlivých let zjištěna zbytková nevysvětlená prostorová autokorelace reziduí, pro testování vlivu proměnných byly proto použity GLM. Pomocí „backward selection“, založené na delecích F testech, byl pro každý rok sestaven model s proměnnými průkazně ovlivňujícími početnost druhu. Pro finální model byla opět kontrolována prostorová korelace reziduí a každý model byl kontrolován pomocí standardních diagnostických testů (Pekár & Brabec, 2009).

Faktory stabilně ovlivňující početnost napříč všemi lety mapování byly zjišťovány pomocí GLMM s quasi-Poissonovým rozdělením chyb pomocí funkce „glmmPQL“. Příslušnost k dané vodní ploše představovala faktor s náhodným efektem. V prvním kroku byly zjištěny efekty jednotlivých proměnných, do počátečního modelu pak byly proměnné seřazeny podle

své významnosti (viz výše). Faktor roku byl do modelu zahrnut jakožto kovariáta spolu se souřadnicemi polohy vodní plochy a autokovariátou pro vzdálenost 250 m. Na podkladě korelogramu reziduí počátečního modelu byla zjištěna významná časová autokorelace. GLMM byl proto rozšířen o autoregresní funkci (vhodný AR, MA či ARMA model) a počet jeho parametrů byl vybírán na základě zobrazení korelogramu. Zvolen byl AR model pro $p = 7$ za použití funkce „corARMA“, při němž nebyla časová korelace reziduí modelu dle korelogramu nad 5 % hladinou významnosti (Pekár & Brabec, 2012). Výběr GLMM s průkaznými proměnnými probíhal opět pomocí vynechávacích testů procesem ruční „backward selection“.

Metapopulační koncept předpokládá, že populace na lokalitách obklopených větším počtem vhodných biotopů jsou stabilnější. Pomocí GLM byl proto porovnán vliv počtu vodních biotopů v okolí do 300 m na stabilitu populací. Ta byla vyjádřena jako celkový počet let, po které se skokan na jednotlivých biotopech rozmnožoval (Hartel & Öllerer, 2009). Vzdálenost 300 m byla zvolena vzhledem k významu autokovariáty pro disperzní vzdálenosti okolo 250 m a s ohledem na výsledky jiných studií, které uvádějí okolí 300 m jako okolí významně ovlivňující abundanci skokana štíhlého (Ponsero & Joly, 1998; Zanini, 2006). Do modelu byla zahrnuta proměnná vzdálenost od měkkého luhu – pro zohlednění tohoto efektu (cíleně nebyly užity souřadnice, které by korigovaly efekt nahloučenosti vodních ploch v důsledku jejich polohy). Pro každý rok byla dále spočtena tzv. míra extinkce (počet jezírek, na nichž druh nebyl oproti předchozím letům zaznamenán, dělený počtem vodních ploch s výskytem druhu v předchozím roce) a míra kolonizace (počet jezírek, na kterých se druh nově rozmnožoval v porovnání s předchozím rokem, dělený počtem jezírek s prezencí druhu v minulém roce) (Hacnar & M'Closkey, 1997; Hartel & Öllerer, 2009).

7.3 Výsledky

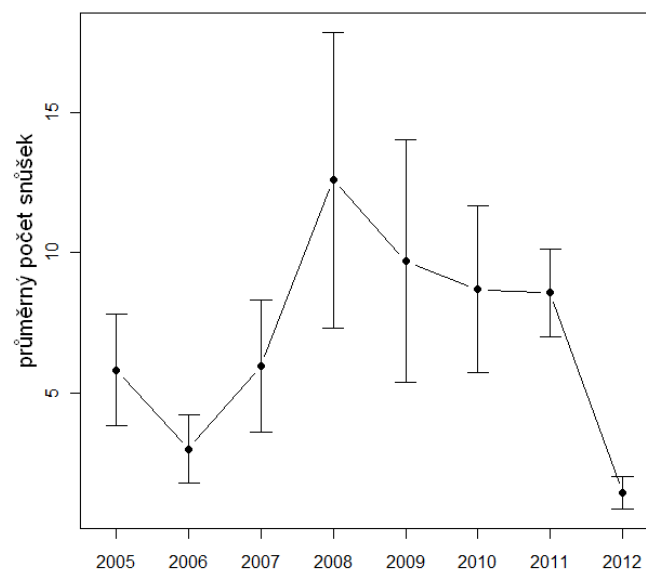
Celková abundance skokana štíhlého, vyjádřená počtem jeho snůšek, vykazovala v průběhu let značné fluktuace ($df = 7$, $\chi^2 = 1528$, $p < 10^{-6}$) (Tabulka 7.1). Průkazné byly také rozdíly v početnosti snůšek na jednotlivých jezírcích během let ($df = 7$, $F = 188,55$, $p < 10^{-4}$) (Obr. 7.2). Pozitivní efekt počtu vodních ploch v okolí daného jezírka na stabilitu populace vyjádřenou počtem let, v nichž byla reprodukce na dané lokalitě zaznamenána, nebyl potvrzen. Vývoj míry extinkce a kolonizace vodních ploch oproti předchozím letům uvádí Obr. 7.3 a Tabulka 7.1.

Faktory průkazně ovlivňující početnost skokana štíhlého v jednotlivých letech a napříč všemi roky pozorování uvádí Tabulka 7.2. Ve všech letech představovaly průkazné faktory vzdálenost od zdroje osidlování (vyjádřená zeměpisnou délkou) a rozloha vodní plochy. Nejvíce jedinců se rozmnožovalo v malém počtu vodních biotopů do vzdálenosti 500 m od

měkkého luhu, rozdíl oproti očekávaným četnostem daným počtem vodních ploch byl průkazný ($df = 7$, $\chi^2 = 11677$, $p < 10^{-6}$) (Obr. 7.3). Nejvyšší početnosti snůšek byly zaznamenávány ve vodních plochách středních rozloh (100 – 2000 m²). Autokovariáta, sklon břehů a typ okolního prostředí byly průkazné pouze v některých letech sledování (Tabulka 7.2). Vyšší početnosti byly zaznamenány v blízkosti lesního prostředí v jezírcích s mírným sklonem břehů. Výskyt druhu na sousedních jezírcích do 250 m pozitivně ovlivňoval abundanci na dané lokalitě. Model napříč všemi lety sledování potvrdil význam vzdálenosti od zdroje osidlování, rozlohy vodní plochy a konektivity jezírek s výskytem druhu.

Obr. 7.2 Průměrné početnosti snůšek na vodních plochách mapovaných ve všech 8 letech ($n_{\text{jezírek}} = 114$).

Svislé linie reprezentují střední chyby odhadu průměru v daném roce.

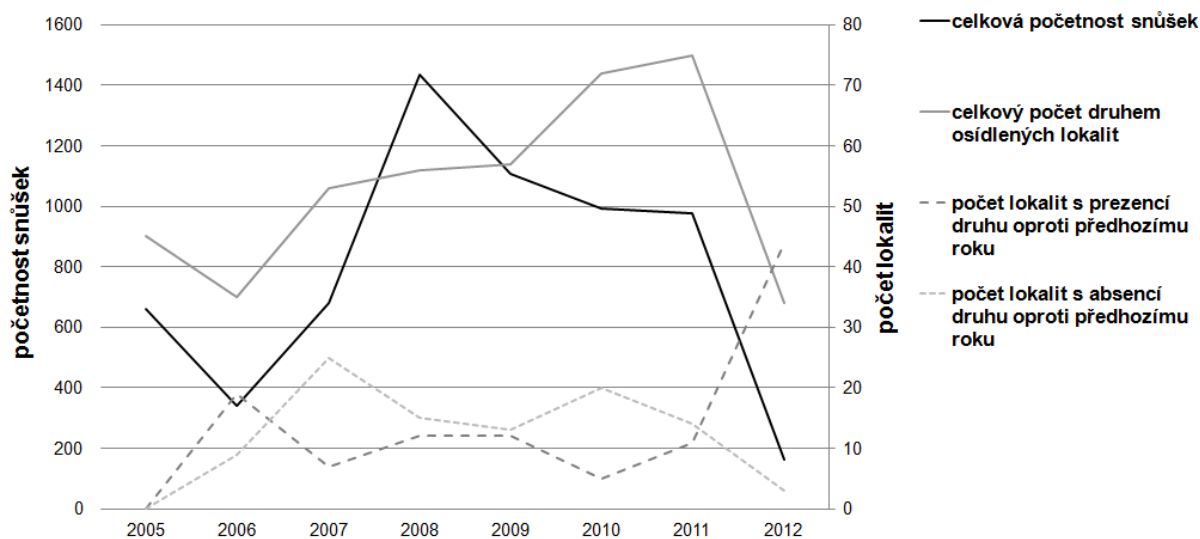


Tabulka 7.1 Souhrnné počty mapovaných vodních ploch, počty jezírek obsazených skokanem štíhlým.

Stanovení míry extinkce a kolonizace je uvedeno v kapitole 7.2.3.

rok	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Počet mapovaných jezírek	172	176	199	210	244	247	204	285
Podíl jezírek, na nichž bylo zaznamenáno rozmnožování skokana štíhlého [%]	38,4	35,8	45,7	45,2	48,4	53,0	55,4	24,2
Celkový počet snůšek	1121	588	1025	2241	1984	1610	1184	294
Počet jezírek mapovaných ve všech 8 letech s výskytem druhu	45	35	53	56	57	72	74	33
Počet snůšek na jezírcích mapovaných ve všech 8 letech	662	342	680	1436	1106	992	975	163
Míra extinkce		0,422	0,200	0,226	0,214	0,088	0,153	0,587
Míra kolonizace		0,200	0,714	0,283	0,232	0,351	0,194	0,040
<i>i</i>	1	2	3	4	5	6	7	8
Počet jezírek mapovaných po dobu <i>i</i> let	308	278	267	233	197	174	158	114

Obr. 7.2 Změny v početnosti populace a v počtu biotopů využívaných k reprodukci (n_{jezírek} = 114)



Obr. 7.2 Změny v počtu biotopů využívaných k reprodukci a početnosti snůšek ve vodních biotopech do 500 m od zdroje osídlování (n_{jezírek} = 14) a nad 500 m od zdroje osídlování – měkkého luhu (n_{jezírek} = 100)



Tabulka 7.2 Vliv průkazných proměnných a kovariát na početnost snůšek skokana štíhlého na vodních plochách mapovaných ve všech 8 letech sledování ($n_{\text{jezírka}} = 114$). N – souřadnice zeměpisné šířky, E – souřadnice zeměpisné délky, $\Phi \text{ exp}$ – autokovariáta (viz kapitulu 6.2.3), trend – závislost početnosti na hodnotě vysvětlující proměnné: + pozitivní, - negativní, ^ unimodální, 1, resp. 2 – druh byl početnější na biotopech uvedené hladiny kategoriální proměnné (popis hladin je uveden v Tabulce 3.1). Výsledky pro neprůkazné kovariáty jsou uvedeny šedou barvou.

rok celková abundance	2005				2006				2007				
	proměnná	df	F	p	trend	df	F	p	trend	df	F	p	trend
			662				342				680		
N	1	0,620	0,433	+	1	1,1624	0,283	+	1	1,349	0,248	+	
E	1	17,474	$< 10^{-4}$	-	1	20,626	$< 10^{-4}$	-	1	11,523	$< 10^{-3}$	-	
$\Phi \text{ exp}$	1	28,761	$< 10^{-6}$	+	1	32,188	$< 10^{-6}$	+	1	8,727	0,004	+	
logaritmus rozlohy	1	25,116	$< 10^{-5}$	^	1	29,16	$< 10^{-6}$	^	1	15,075	$< 10^{-5}$	^	
sklon břehů	1	11,767	$< 10^{-3}$	1									
rok celková abundance	2008				2009				2010				
	proměnná	df	F	p	trend	df	F	p	trend	df	F	p	trend
			1438				1106				992		
N	1	8,267	0,005	+	1	9,719	0,002	+	1	5,896	0,017	+	
E	1	42,345	$< 10^{-8}$	-	1	78,144	$< 10^{-12}$	-	1	35,925	$< 10^{-7}$	-	
$\Phi \text{ exp}$	1	1,314	0,254	+	1	3,0303	0,085	+	1	1,542	0,217	+	
logaritmus rozlohy	1	13,655	$< 10^{-5}$	^	1	39,732	$< 10^{-8}$	^	1	13,354	$< 10^{-5}$	^	
typ okolí	1	3,943	0,049	2	1	8,021	0,006	2	1	5,1786	0,025	2	
sklon břehů	1	4,444	0,037	1									
rok celková abundance	2011				2012				všechny roky				
	proměnná	df	F	p	trend	df	F	p	trend	df	F	p	trend
			975				163						
N	1	1,483	0,226	+	1	1,792	0,184	+	1	0,220	0,640	+	
E	1	9,853	0,002	-	1	43,814	$< 10^{-8}$	-	1	8,350	0,005	-	
$\Phi \text{ exp}$	1	7,585	0,007	+	1	0,386	0,536	+	1	6,235	0,013	+	
logaritmus rozlohy	1	14,492	$< 10^{-5}$	^	1	12,445	$< 10^{-4}$	^	1	16,160	$< 10^{-4}$	^	
typ okolí					1	4,342	0,040	2	1				2
sklon břehů					1	6,618	0,012	1	1				1
rok									7	188,55	$< 10^{-4}$		

7.4 Diskuse

a) *Změny početnosti a počtu osídlených biotopů*

Početnost skokana štíhlého vykazovala v průběhu studie značné výkyvy. Nejvyšší zaznamenaná abundance byla téměř devětkrát vyšší oproti té nejnižší. Nejvýraznější rozdíl v početnostech mezi následujícími lety představoval šestinásobný pokles celkového počtu snůšek mezi lety 2011 a 2012. Zcela subjektivně je možné říci, že největší poklesy následovaly po extrémně mrazivém průběhu zimních měsíců s velkými teplotními výkyvy v letech 2006 a 2012, jež mohl zapříčinit vysokou mortalitu části populace a snížení kondice mnoha jedinců, kteří se pak v dané sezóně nemuseli či nemohli rozmnožovat (Reading & Clarke, 1995; Harper & Semlitsch, 2007). Tento předpoklad je však nutné podložit podrobnou analýzou závislosti početnosti populací na průběhu klimatických podmínek (Ryser, 1989; Hartel, 2008b). Většina autorů dlouhodobých studií uvádí, že populace skokana štíhlého nevykazují velké výkyvy početnosti a patří mezi stabilní druhy s minimem lokálních extinkcí (Strömberg, 1988; Waringer-Löschenkohl 1991; Fog, 1997; Gollmann et al., 1998; Hartel & Öllerer, 2009). Relativně větší změny v početnosti zaznamenali u tohoto druhu pouze Hartel (2005) a Bernini et al. (2004). Všechny uvedené studie se nicméně zaměřovaly na sledování několika málo vodních biotopů, výkyvy v celkové abundanci populace nemusely proto postihnout.

Jak je patrné z grafu na Obr. 7.2, počet druhem osídlených jezírek rostl od poklesu početnosti v roce 2006 až do roku 2011. A to navzdory tomu, že se po roce 2008 celková početnost druhu mírně snižovala. Z vývoje počtu osídlených a neosídlených vodních ploch oproti předchozímu roku je patrné, že nejvíce nových vodních ploch skokan využíval s nárůstem početnosti v roce 2007. Jednalo se pravděpodobně spíše o znovuosídlení lokalit, které druh při vyšších početnostech využívá. V následujících letech 2008 a 2009 nebyl navzdory výraznému nárůstu celkové početnosti snůšek zaznamenán výrazný nárůst počtu nově osídlených biotopů, což může poukazovat na skutečnost, že dospělci dávali i při vysokých denzitách populace přednost původním reprodukčním lokalitám navzdory možným negativním důsledkům vysokých populačních hustot na reprodukční úspěšnost (Wellborn et al., 1996; Hartel et al., 2007b). Větší vliv měla pravděpodobně tendence vyhledávat lokality ověřené a osídlené, v nichž je vyšší pravděpodobnost nalezení sexuálního partnera (Petranka et al., 2004; Hachtel et al., 2005b; Petranka & Holbrook, 2006). Další nárůst procenta osídlených lokalit byl zaznamenán v letech 2010 a 2011 se zpožděním dvou až tří let od nárůstu početnosti. K intenzivnějšímu využívání nových biotopů docházelo zejména ve větších vzdálenostech od zdroje osidlování výsypky, kde vzrostl také celkový počet obsazených biotopů (Obr. 7.3). Vzhledem k tomu, že vyšší míra kolonizace nebyla doprovázena zvyšováním početnosti populace, ale naopak jejím snižováním, může být

pravděpodobnou příčinou vyhledávání nových reprodukčních lokalit jedinci narozených v letech 2007 a 2008 s vysokou početností populace (Cushman, 2006; Smith & Green, 2006). V podmínkách Hornojířetínské výsypky je vyšší míra kolonizace nových biotopů ve vzdálenějších částech výsypky dána značně omezenými možnostmi reprodukce v blízkosti luhu (nachází se zde pouze 14 vodních biotopů, z nichž všechny jsou stabilními lokalitami využívanými velkým počtem jedinců). Nové vhodné biotopy jsou tak jedinci nuceni vyhledávat v jiných částech výsypky. To také koresponduje s nárůstem abundance ve větších vzdálenostech od zdroje osidlování. Ve vodních biotopech do 500 m od luhu došlo naopak v pozdějších letech k poklesu abundance a procenta lokalit využívaných k reprodukci. Hlavní efekt mělo výrazné snížení počtu rozmnožujících se jedinců ve vodním biotopu nejbližší měkkého luhu, v němž byly každoročně zaznamenávány řádově vyšší početnosti v porovnání s většinou ostatních lokalit (od 62 snůšek v roce 2012 do 578 snůšek v roce 2008). Negativně se s odpovídajícím zpožděním mohla projevit nižší úspěšnost reprodukce v letech s vysokou hustotou populace. Při vysokých denzitách pulců zpravidla dochází k jejich vysoké mortalitě z důvodu silné kompetice o potravní zdroje, místa úkrytu, z důvodu rostoucích koncentrací oxidů uhlíku ve vodě a z dalších příčin (Wellborn et al., 1996; Hartel et al., 2007b). Přesný důvod poklesu abundance v blízkosti lužního porostu však není znám. Kolonizaci nových biotopů na výsypce může být způsobena pochopitelně i jinými procesy. Nebyly však pozorovány žádné vnější příčiny ve smyslu změn prostředí, které by je mohly způsobovat.

b) Změny biotopových preferencí

Stabilně významnými faktory byly rozloha vodního biotopu a vzdálenost jezírek od zdroje osidlování (proměnná korelovaná se souřadnicí zeměpisné šířky E). Početnost snůšek klesala se vzdáleností od měkkého luhu. Svědčí to o výrazném efektu prostupnosti okolní krajiny a návaznosti na zdrojové populace v okolí výsypky, který byl zaznamenán také u předchozích studií provedených na všech výsypkách v SHP (kapitola 5 a 6). Výrazný efekt vzdálenosti od měkkého luhu podporuje předpoklad, že skokan štíhlý na výsypce využívá zejména reprodukční biotopy a mimo období rozmnožování dává část populace přednost více zapojeným a vlhčím typům vegetace v okolí výsypky. Skokan štíhlý preferuje během terestrické fáze spíše vlhké opadavé lesy, často však obývá také více otevřené lesní biotopy či lesostepní prostředí (Puky et al., 2006; Strugariu et al., 2008; Covaciu-Markov et al., 2009; Hartel et al., 2009). Ačkoliv se na výsypce vedle lesostepního prostředí nacházejí také zapojené porosty, většina populace pravděpodobně využívá mimo období rozmnožování mikroklimaticky vhodnější prostředí lužního lesa a okolních vlhkých luk a křovin. Výrazně vyšší abundance snůšek byly na Hornojířetínské výsypce ve všech letech zaznamenány na

vodních biotopech do vzdálenosti 500 m od lužního porostu (Obr. 7.3). V této vzdálenosti od luhu se nachází pouze 14 jezírek (12,3 %) z celkového množství 114 pravidelně mapovaných vodních ploch. Byla na nich však zaznamenávána zpravidla více než polovina všech nakladených snůšek (Obr. 7.3). Od vzdálenosti 500 m až po nejvyšší vzdálenost 1500 m od luhu již žádný klesající trend početnosti patrný nebyl a početnost na jednotlivých jezírcích zde byla poměrně vyrovnaná. Stabilní početnosti i ve vzdálenějších částech výsypky napovídají s ohledem na neprostupnost okolního prostředí tomu, že část populace se na výsypce vyskytuje stabilně.

Skokan štíhlý využívá na Hornojiřetínské výsypce k rozmnožování široké spektrum vodních ploch o rozloze od 11 m² po 34 ha. Největší početnosti byly zaznamenány na lokalitách o velikosti 300 až 2000 m². Rozloha vodních ploch byla korelována s jejich hloubkou. V samostatných regresních modelech se zahrnutím kovariát byla hloubka ve všech letech průkazným faktorem. Preferované rozlohy vodních ploch se mezi jednotlivými lety výrazně neměnily. V letech 2010 a 2011 byl zaznamenán určitý posun ve smyslu využívání větších vodních biotopů, kdy byly větší početnosti snůšek zaznamenávány také ve vodních plochách okolo 10 hektarů s maximální hloubkou nad 1,5 m. V ostatních letech skokani silně preferovali středně hluboké vodní biotopy v rozmezí 0,5 až 1,5 m hloubky. Změna spektra reprodukčních nádrží může souviset s výše popsanou reprodukcí čerstvě dospělých jedinců v nově osídlených biotopech, kdy tyto jedinci využívají i méně vhodné lokality větších rozloh s větším výskytem ryb. Uvedené rozpětí rozloh a střední hloubka vodních ploch umožňují skokanovi štíhlému úspěšnou reprodukci ve stabilních nádržích bez silných populací ryb (Van Buskirk, 2003; Hartel et al., 2009a). Menší lokality jsou ohroženy zapojením vegetace, která v první fázi představuje výraznější zastínění hladiny a následně může zapříčinit také její úplný zánik zárůstem. Tento proces byl na řadě lokalit na této výsypce v průběhu zaznamenán. Preferované rozpětí velikostí a hloubek vodních ploch rozvoj litorální vegetace do určité míry omezuje. Výsledky odpovídají preferencím druhu zjištěným v jiných studiích (Wederkinch, 1988; Van Buskirk, 2003; Hartel et al., 2007b; 2009a). Při zakládání sukcesních ploch by měl být kladen důraz na dostatečnou členitost morfologie terénu, která umožní vznik vodních biotopů středních rozloh a hloubek, jež vedle skokana štíhlého preferuje také řada dalších druhů obojživelníků (Stumpel & van der Voet 1998; Ficetola & De Bernardi, 2004).

V některých letech byl průkazný vliv sklonu břehů vodních ploch. Vyšší abundance byly zaznamenány ve vodních biotopech s mírným sklonem břehů, které při daném rozmezí rozloh umožňují dostatečný rozvoj litorální vegetace (samotný efekt zapojení litorální vegetace však potvrzen nebyl). Průkazný vliv této proměnné nebyl spojen s poklesem či nárůstem celkové početnosti populace, projevoval se jak v početných, tak méně početných

letech. Obdobně byl zaznamenáván také vliv typu okolního prostředí, více snůšek bylo zjištěno ve vodních plochách obklopených zapojenými porosty, v porovnání s lesostepním prostředím. Průkaznost tohoto faktoru byla vždy relativně nízká. Při bližší analýze dat bylo zjištěno, že význam lesního prostředí v okolí vodních ploch byl dán zejména vysokým počtem snůšek ve vodním biotopu nejbližší měkkého luhu. Toto jezírko je obklopeno zapojenými lesními porosty. Po jeho vynechání je distribuce druhu vyrovnaná bez ohledu na typ okolních porostů.

Početnost druhu nejlépe vysvětlovaly hodnoty autokovariát pro poměrně krátké vzdálenosti disperze druhu okolo 250 m. Na těchto vzdálenostech probíhá pravděpodobně v největší míře výměna jedinců v rámci dílčích populací a početnosti sousedních lokalit jsou si proto více blízké (Knapp et al., 2003; Zanini, 2006). Nebyl však prokázán vztah mezi stabilitou populace a počtem biotopů v okolí do 300 m. Frekvence zániku dílčí populace (resp. nevyužití biotopu k reprodukci) byla na počtu sousedních lokalit zcela nezávislá. Je pravděpodobné, že v prostředí s velkým množstvím vodních biotopů může být pravděpodobnost zániku populací daleko více ovlivněna vzdáleností od silného zdroje osidlování v porovnání s počtem sousedních biotopů (efekt vzdálenosti od zdroje použitý jako kovariáta byl průkazný, $df = 1$, $\chi^2 = 807,9$, $p = 0,013$). Změny v průkaznosti autokovariát v celkovém modelu souvisí zejména se změnou přítomnosti autokorelace, jež autokovariáta zároveň vystihuje. V letech s minimálními rozptyly reziduí a korelací vysvětlované proměnné, byl význam autokovariáty nad hladinou významnosti. Poukazuje to na nižší vliv návaznosti na populace v blízkém okolí v některých letech, který však nelze vztáhnout k efektu změn početnosti nebo počátkem rozmnožování jedinců z let s nejvyšší abundancí. Příčina těchto změn zůstává neobjasněna.

Z výsledků analýzy faktorů průkazně ovlivňujících početnost skokana štíhlého (Tabulka 7.2) na sledovaných jezírcích vyplývá, že biotopové preference se v závislosti na změnách početnosti výrazně neměnily, ale naopak byly pro výběr reprodukčního biotopu ve všech letech významné obdobné vlastnosti vodních ploch. Souvisí to pravděpodobně s tím, že ke změně distribuce druhu docházelo ve složitějších interakcích, a nikoliv jen v závislosti na aktuální početnosti populací a charakteristiky významné pro výběr daného biotopu se příliš nelišily. Výsledný smíšený model napříč všemi lety pozorování potvrdil pouze významný efekt rozlohy vodních biotopů a návaznosti na populace v okolí do 250 m.

7.5 Závěr

Zjištěná stabilita biotopových preferencí skokana štíhlého při různých početnostech dovoluje formulovat několik základních principů, které by měly biologické rekultivace z pohledu tohoto druhu splňovat. Klíčové je zejména zajištění dobré návaznosti na vhodné typy stanovišť a

zdrojové populace v jejich okolí. Navzdory tomu, že je Hornojířetínská výsypka z převážné většiny obklopena neprostupnými typy prostředí, využívají obojživelníci úspěšně jedinou oblast, která populaci na výsypce s okolní krajinou propojuje. Význam tohoto kontaktu je pro dynamiku populace zcela zásadní. Sukcesní plochy by měly být zakládány dostatečně členité, aby vznikala stabilní jezírka středních rozloh. Členitá morfologie terénu podporuje vznik velkého množství vodních biotopů. Jejich počet a vzájemná blízkost má rovněž pozitivní vliv na početnost skokana štíhlého a pravděpodobně také dalších druhů obojživelníků.

Tato i předchozí studie potvrdily, že skokan štíhlý vytváří ve vhodném prostředí výsypkových ploch velmi početné populace, které převyšují abundance zjištěné v okolní krajině (Datový sklad AOPK ČR; Zicha, 1999–2009; ČSOP, 2007; Voženílek & Vondráček, 1973; Flasar & Flasarová, 1975; Tišer, 1977; Hromádka et al., 1982; Bálek & Pešková, 1987; Bárta, 1994; Voženílek, 1994; 1997; 1999; 2000; Zavadil, 2002; Jaroš & Holec, 2008). Tento rozdíl může být dán nižší intenzitou mapování mimo území výsypek. Na základě 12 let mapování výsypkových ploch i jejich okolí lze však říci, že přinejmenším v intenzivně průmyslově využívané krajině Mostecké části SHP je tento závěr platný.

8. DOPORUČENÍ PRO PRAKTICKOU OCHRANU OBOJŽIVELNÍKŮNA VÝSYPKÁCH

8.1 Úvod

Výzkum obojživelníků v SHP potvrdil, že výsypky po těžbě hnědého uhlí představují z pohledu obojživelníků velmi významná stanoviště. Obojživelníci jsou schopni využívat prostředí technicky rekultivovaných i sukcesních ploch, sukcesní výsypky jim však nabízejí v řadě ohledů preferovaný typ prostředí a populace obojživelníků jsou zde daleko početnější. Sukcesní plochy jsou díky značné stanovištní heterogenitě prostředí preferované širším spektrem organismů. Biologický význam a ochranný potenciál těžbou ovlivněných území, zejména těch nerekulitovaných, potvrdila celá řada našich i zahraničních studií (např. Galán, 1997; Přikryl, 1999; Prach & Pyšek, 2001; Wiegand & Fehlink, 2001; Hodačová & Prach, 2003; Novák & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008; Tropek & Konvička, 2008; Tropek et al., 2010; Harabiš & Dolný, 2012). Využití potenciálu sukcesních ploch v rámci rekultivací krajiny po těžbě je z hlediska ochrany přírody stěžejní záležitostí (Řehounek et al., 2011; Tropek & Řehounek, 2011). Pro obojživelníky představují sukcesní plochy reálnou obnovu dostatečného počtu vhodných vodních a mokřadních biotopů v krajině (Vojar, 2007; Vojar et al., 2012). Závěrečná kapitola práce je proto více zaměřena na praktickou ochranu obojživelníků v prostředí výsypkových ploch. Na podkladě předešlých výsledků jsou zde formulována hlavní doporučení pro rekultivační praxi včetně řešení některých ryze procesních komplikací, s nimiž je nutné při využití sukcese v rámci rekultivací počítat. Obecné zásady těžbou narušených území a deponií (Řehounek a kol., 2010) jsou zde rozšířeny o praktické návrhy v prostředí výsypek, významné z pohledu obojživelníků. Vzhledem ke komplexním biotopovým nárokům těchto živočichů lze tyto závěry mnohdy zobecnit i pro ostatní skupiny organismů.

8.2 Doporučení pro rekultivační praxi

Provádět biologické rekultivace zejména formou sukcesních ploch

Při obnově krajiny po těžbě je stěžejní ponechávat morfologii biologických prvků na výsypkách členitou, tedy bez technických úprav. Na sukcesních plochách vznikají samovolně desítky až stovky vodních ploch rozmanitého charakteru obklopené preferovaným typem terestrických stanovišť. Postupný vývoj „lesostepního“ prostředí a nezapojených světlých lesních porostů, lokální výskyt iniciálních sukcesních stádií, nabídka oligotrofního prostředí jsou významné z pohledu řady skupin organismů (Konvička et al., 2005; Hendrychová & Kabrna, 2008; Hendrychová et al., 2009; Boukal, 2010; Tropek & Řehounek, 2011). Všechna tato stanoviště nalezneme v dnešní krajině poměrně vzácně. Pro druhy, které jsou na ně vázány, představují sukcesní nerekulitovaná antropogenní

stanoviště klíčové biotopy. Pro některé jsou bez nadsázky otázkou přežití (Konvička et al., 2005; Řehounek et al., 2011; Tropek & Řehounek, 2011). Ponechání těch částí výsypek, které mají plnit biologické funkce, bez technických úprav terénu je z pohledu ochrany přírody principiální a z hlediska využití finančních prostředků na zakládání biologických rekultivací současně logické řešení.

Plánovat sukcesní plochy s předstihem

Sukcesní plochy je potřeba navrhovat na území, kde bude sypán vhodný substrát. Např. na šedých jílech vznikají díky jejich nepropustnosti četné vodní plochy, na píscích pak velmi zajímavé oligotrofní terestrické a vodní biotopy. Hnědé jíly jsou díky vyšší úživnosti a propustnosti méně vhodné. Velmi důležité je vytvářet na území sukcesních ploch během sypání výsypky vysokou členitost reliéfu terénu, jež podmiňuje vznik pestrého prostředí.

Sukcesní plochy na výsypkách je nutné navrhovat již v rámci přípravy dobývání v daném území také z procesního hlediska. Při výběru umístění sukcesních ploch se vyplatí respektovat pozemky dočasně vyjmuté ze zemědělského půdního fondu a pozemky určené k plnění funkcí lesa. Sukcesní plocha navržená mimo tyto pozemky má výrazně vyšší naději na realizaci (blíže viz Tuháček 2010, 2011; Doležalová et al., in press).

Propojovat sukcesní plochy v rámci výsypky a s okolní krajinou

Ani ideální vodní či sukcesní plocha nemůže být biotopem silné zdrojové populace obojživelníků, pokud je od ostatních obyvatelných vodních a terestrických stanovišť izolována značnou geografickou vzdáleností a/nebo neprostupným prostředím (Semlitsch, 1988; Tilton, 1995; Vojar, 2007). Přítomnost vhodných stanovišť v dostupné vzdálenosti umožňuje osídlení neobsazených stanovišť a umožňuje tak vyrovnávání běžných lokálních extinkcí (Laan & Verboom, 1990; Ficetola & De Bernardi, 2004; Petranka et al., 2007). Osamocená vodní či sukcesní plocha uprostřed výsypky obklopená neprostupným prostředím zemědělských rekultivací bude pro některé druhy nedostupná, či dokonce ekologickou pastí – mnoho jedinců šířících se do okolního prostředí nepřežije (Tilton, 1995; Ray et al., 2002; Vojar, 2007). Efektivnější je ponechání několika sukcesních enkláv vzájemně (volně) propojených vhodným prostředím. Vhodné provedení odvodňovacích kanálů zajistí vznik liniových mokřadních prvků. Lze také snadno spojit protierozní funkci remízků s funkcemi biokoridorů. Nejen obojživelníci, ale i jiné druhy živočichů tyto koridory v jinak špatně prostupném prostředí využívají (Hartel, 2004; Weyrauch & Grubb, 2004). Značně se tím snižuje mortalita, roste vzájemný kontakt populací (Zanini, 2006), a tím i celkový význam nových biotopů. Sukcesní plochy by také měly navazovat na přírodovědně hodnotnější části krajiny v okolí výsypek, od kterých by neměly být odděleny migračními

bariérami (zástava, komunikace, lomy) – urychlí se tak osídlování výsypky organismy, jejichž populace zde budou početnější a stabilnější (Vojar, 2007; Vojar et al., 2012). Nezbytné je zajistit zdrojovým i vznikajícím populacím dlouhodobě dostatečnou ochranu a zachovávat propustnost prostředí v oblastech, které je propojují.

Podporovat variabilitu sukcesních stádií vhodným managementem

Terestrické biotopy na výsypkách postupně zarůstají vegetací. Pro zajištění heterogenity prostředí, a to jak prostorové (různé typy prostředí), tak i časové (biotopy v různé fázi sukcesního vývoje), se nejlépe hodí nahodilé a mozaikovitě disturbance. Na větších sukcesních plochách lze pro management terestrického prostředí doporučit motokros, jízdu na koních či horských kolech, paintball atd.

Zarůstají a zazemňují se také zejména středně hluboké a mělké vodní plochy. Kuňka obecná, a částečně i čolci, sice setrvávají na lokalitách až do jejich úplného zárůstu litorálem, tento stav již ale většině druhů nevyhovuje (k vývoji vajec potřebují alespoň částečně osluněnou hladinu), a tak zde druhová diverzita obojživelníků postupně klesá (Zavadil et al., 2011). Nejvíce druhů obojživelníků lze na mosteckých výsypkách najít v jezírcích s částečně vytvořenou vodní vegetací (Vojar, 2000; Vojar et al., 2008). U vodních ploch zarůstajících litorály je proto vhodné provádět kosení před počátkem metání květenství na začátku června; zimní kosení či vypalování naopak litorály podpoří (Petříček et al., 1999). Vhodné je též prosvětlovat břehové porosty v okolí vodních ploch pro zvýšení oslunění vodní hladiny a snížení rychlosti zazemňování tůní díky opadu listů. V případě úplného zazemnění tůně musí být provedeno její odbahnění (blíže Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011). Toto opatření má význam provádět zejména u lokalit, které hostí velmi početné populace obojživelníků, aby nedošlo k poklesu jejich významu s postupnou změnou stanovištních podmínek.

V rámci biologických rekultivací není vhodné provádět plošnou lesnickou rekultivaci, která zpravidla vede ke vzniku stejnověkých a druhově chudých porostů (Hendrychová & Kabrna, 2008; Hendrychová et al., 2009; Řehounek et al., 2010). Vhodnější je skupinová výsadba domácích dřevin a křovin bez předchozí navážky kulturních vrstev půdy, jež podporuje šíření invazních či ruderalních druhů rostlin a eutrofizaci prostředí (Řehounek et al., 2010).

Vhodně zakládat větší vodní plochy

Na většině výsypek jsou budovány zejména větší vodní plochy (retenční nádrže), které mohou pro obojživelníky i jiné skupiny organismů představovat rovněž velmi významný biotop. Nevhodné vlastnosti (zejména pravidelný tvar a strmé břehy bránící rozvoji litorálu) však jejich biologické funkce snižují. Pro zlepšení těchto parametrů stačí například

nevysypávat břehy po celém obvodu hrubým štěrkem a kameny, ale ponechat je z části (nejlépe ty jižně exponované) přírodní a s mírným sklonem (do 1 : 10). Podpoří se tím rozvoj litorální vegetace – důležitého biotopu i úkrytu pro mnoho ptáků, obojživelníků i bezobratlých. Namísto pravidelných tvarů nádrží je vhodné vytvářet členité okraje vodních ploch tak, aby vznikaly mělčí zátočiny či úplně oddělené tůně, kam se jen obtížně dostanou ryby. Vodní plochy, u nichž není cíleně plánováno rybářské využití, je potřeba nezarybňovat, ale ponechat rybí populace samovolnému vývoji. Některé lokality tak zůstanou bez ryb či s jiným, pro obojživelníky zpravidla příznivějším, druhovým složením oproti intenzívním rybářským chovům (Wellborn et al., 1996; Ficetola & De Bernardi, 2005a; Vojar et al., 2012). Vysazování a intenzívní chov ryb představuje jednu z podstatných příčin ubývání většiny obojživelníků (Vojar, 2007) i některých bezobratlých. V okolí retenční nádrže je důležité ponechávat či zakládat drobné tůně a přirozeně zarůstající terestrické biotopy nejlépe v souvislém pásu kolem nádrže. Méně vhodné lokality (například mělčí, periodická jezírka) slouží při přemnožení predátorů na jiných stanovištích jako refugia a zajišťují přežití části populace, z nichž mohou tyto lokality následně znovu osídlit (Wellborn et al., 1996; Van Buskirk, 2003; Hartel et al., 2007b). Toto opatření má význam zejména u vodních ploch obklopených zemědělsky rekultivovanými pozemky – v okolí vhodných biotopů vznikne funkční „nárazníková zóna“, v níž mohou organismy celoročně přebývat (Semlitsch & Bodie, 2003).

Heterogenní krajinu s větším spektrem vodních ploch je možné vytvářet i při zatápění zbytkových jam jezer. Příkladem může být jezero Most, které se v současnosti napouští. Ve chvíli, kdy bylo napuštěno zhruba z poloviny, voda se rozlévala do okolních menších vodních lagun a vzniklo zde několik izolovaných vodních ploch, které okamžitě osídlily stovky kuněk, čolků a mnoho dalších ohrožených druhů. Dnes, ke konci napouštění, jsou břehy zarovnané a více příkré. Vhodné periferní biotopy se zde prakticky nevyskytují. Z důvodu vlnové abraze a rekreačního využití musí být velká část břehů zpevněna a speciálně upravena. Přesto by šlo i zde zajistit částečný rozliv vody do navazujícího systému vodních a mokřadních biotopů, které podpoří biologické funkce území. Došlo by tak k částečné kompenzaci rozsáhlých mokřadních biotopů, které se v této oblasti nacházely (Vráblíková et al., 2008).

Podporovat větší členitost terénu i mimo sukcesní plochy

Z hlediska prostupnosti krajiny je vhodné ponechávat na výsypkách celkově vyšší členitost morfologie terénu (především na svazích výsypek, v lesnických rekultivacích, příměstských lesoparcích apod.) a neodvodňovat nutně celý povrch výsypky. Vznikající vlhčí partie a periodické vodní plošky výrazně zvýší prostupnost krajiny a nabídku vodních biotopů, aniž by bylo omezeno jiné využití území či dodržování bezpečnostních předpisů. U paty výsypky

často vznikají vytlačováním spodní vody mokřady a vodní plochy. Tyto lokality jsou klíčové pro kolonizaci nového území. Ještě desítky let po vzniku výsypek slouží z pohledu řady druhů jako „styčné body“ okolní krajiny s výsypkami a hostí zpravidla velmi početné populace obojživelníků (Vojar 2000, 2007). Jejich zachování je proto zásadní.

Zpětný monitoring a ochrana biologicky hodnotných stanovišť

Pro zajištění následné praktické ochrany těchto území i projektování dalších sukcesních ploch je nutné znát faktory, které ovlivňují úspěšnost přežívání populací osidlujících druhů (ohrožující i pozitivně působící činitele, vznik ekologických pastí apod.). Dopad managementových zásahů je zapotřebí průběžně vyhodnocovat. Výsledky se musí bezprostředně odrážet v úpravě provádění biologických rekultivací.

Pokud se na základě monitoringu potvrdí význam sukcesní plochy pro organismy, je velmi vhodné začlenit ji do územního systému ekologické stability, případně zajistit její ochranu formou vyhlášení přírodní památky, přechodně chráněné plochy či registrace významného krajinného prvku. Vyhlášení pomůže stanovit management území a usnadní získávání finančních prostředků na jeho realizaci (např. z krajinoformovacích programů).

8.3 Závěr

Výsledky této práce potvrdily závěry dalších biologických studií, že na sukcesních výsypkách samovolně a zdarma vzniká prostředí preferované řadou skupin organismů, pro které bychom v případě jejich cíleného zakládání těžko nacházeli v krajině prostor, o finančních prostředcích ani nemluvě (např. Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008). Obojživelníci vytvářejí na sukcesních výsypkách velmi početné populace nejen v porovnání s technicky rekultivovanými výsypkami, ale v řadě oblastí SHP také s okolní krajinou. Celkový přístup společnosti k post-těžebními územím, tedy i k výsypkám, je výstižně popsán v publikaci Konvičky et al. (2005) společně s důvody, pro které má význam tyto plochy chránit. Rekultivace těžebních jam a výsypek je samozřejmě v řadě případů opodstatněná. Krajina byla v průběhu těžby zcela změněna a nyní jsou všechny její funkce restaurovány. Zemědělské, hydrologické, rekreační a lesnické rekultivace mají při obnově krajiny své nezastupitelné místo. Stejně tak by měly být zohledněny zájmy ochrany přírody. Zachování nově vznikajících cenných biotopů na výsypkách, v lomech či pískovných není samozřejmě zájmem jediným. Je však přinejmenším stejně legitimní, jako navrácení produkčních funkcí zemědělsky a lesnicky rekultivovaným plochám, či vytváření míst pro sport a rekreaci (Vojar et al., 2012). Účinná ochrana obojživelníků v podmínkách výsypkových ploch nevyžaduje omezování produkčních a rekreačních ploch zakládáných na

výsypkách nebo vyšší investice, ale efektivnější provádění biologických rekultivací a využívání finančních prostředků na následný management. Vhodná koncepce v území může značně snížit střety zájmů ochrany přírody s dalšími funkcemi nově vytvářené krajiny. Členité části výsypek výrazně přispívají k obnově ekologických funkcí krajiny a představují reálnou kompenzaci biotopů, které s postupem těžby zanikly v původní krajině. V praxi jsou však tyto aspekty často opomíjeny. Povrch výsypek i jejich okraje jsou odvodňovány a jsou zde ponechávány pouze izolované větší vodní nádrže. V řadě případů jsou tak zničeny rozsáhlé biologicky hodnotné plochy, jež snesou srovnání s nejedním zvláště chráněným územím (Vojar et al., 2012). Jejich zahrnutí do obnovy krajiny je klíčovou otázkou ochrany přírody v těžbou dotčených oblastech.

Využitím sukcesních ploch v rekultivační praxi se u nás intenzivně zabývají vědecká pracoviště i nevládní organizace (Gremlica et al., 2009; Tuháček, 2010, 2011; Řehounek et al., 2010; Tropek & Řehounek, 2011). Díky tomu již dnes umíme pojmenovat hlavní překážky využití sukcesních ploch při rekultivacích. Rozvíjí se rovněž diskuse mezi těžaři, úředníky i vědci (např. Hendrychová & Kabrna, 2008; Řehounek et al., 2009, Gremlica, 2010) a řada těžebních i rekultivačních firem se principům přírodě blízké obnovy nebrání, což dokládají konkrétní projekty (např. Zelený most, Quarry Life Award). Přesto nebyly doposud potřebné legislativní změny přijaty a využití spontánní sukcese v rámci rekultivací je stále do určité míry kontroverzním tématem.

Rozporuplné jsou také názory na formu a možnosti zajištění managementu těchto území (narušování vegetačního pokryvu a obnovování sukcesních stádií). Role disturbancí v ochraně přírody je nejen v České republice velmi diskutovanou otázkou. Jejich aplikace naráží jak na představy o hospodaření v krajině (např. záplavová území) i na konzervační pojetí ochrany přírody (např. management opuštěných vojenských prostorů) (Rundel et al., 1998; Walker, 1999; Warren & Büttner, 2008; Zavadil et al., 2011). Výsypkové plochy jsou extrémním příkladem nepůvodního biotopu, tzv. „nové divočiny“ (Sádlo & Pokorný, 2004). Těžko se zde hledá návaznost na přirozený režim původní krajiny a ještě hůře konsenzus nad zakládáním a managementem území plnicích biologické funkce. Je proto nezbytná diskuse nejen s těžebními společnostmi, ale také se samosprávami a obyvateli okolních obcí. V rámci managementu sukcesních ploch lze nalézt prostor pro rekreační aktivity, které by na draze zaplacených kulturách okolních rekultivovaných ploch nepřípadaly v úvahu (např. motokros).

Ponechání „zbytkových“ částí výsypek bez technických rekultivací výrazně zvýší biologické funkce nově vznikající krajiny (Hendrychová & Kabrna, 2008). Řehounek s kolektivem (2010) navrhuje ponechat bez technických rekultivací zhruba 20 % dotěžených území. Konkrétní podíl sukcesních ploch však musí být navrhován s ohledem na místní podmínky. Otázka

využití potenciálu výsypkových ploch je velmi aktuální. Na jedné straně se vážně zabýváme globálním úbytkem obojživelníků a na ochranu přírody jsou vynakládány nemalé finanční prostředky (Konvička & Beneš, 2005; Zavadil et al., 2011). Na straně druhé vznikají na výsypkách po těžbě uhlí zcela zdarma cenné lokality, které hrají z pohledu ochrany obojživelníků obrovský význam, a jež jsou v rámci biologických rekultivací likvidovány.

9. LITERATURA

- Alford, R. A., Richards, S. J. 1999: Global amphibian Declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 113–165.
- Andren, C., Nilsson, G. 1986: Biology and present status of the fire-bellied toad, *Bombina orientalis* (L.), at its northwestern limit. *Fauna Flora* 81(1): 1–16.
- Antwi, E. K., Krawczynski, R., Wiegand, G. 2008: Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape Urban Plan.* 87: 22–32.
- Arnold, E. N., Owen, D., 2002: *A Field Guide to the Reptiles and Amphibians of Britain and Europe* (second edition). Harper Collins Publishers Ltd., London.
- Baillie, J. E. M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. N. 2004 (eds.): 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland and Cambridge.
- Baker, J. M. R., Halliday, T. R. 1999: Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal* 9: 55–63.
- Bálek, J., Pešková, A. 1987: Další údaje o rozšíření obojživelníků a plazů na území Severočeského kraje. *Fauna Bohemia Septentrionalis* 12: 41–47.
- Bárta, Z. 1994: K výskytu skokana štíhlého, *Rana dalmatina* BONAPARTE 1839, v okolí Litvínova. okr. Most. *Sborník okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* 15–16: 61–63.
- Bartoń, K., Rafiński, J. 2006: Co-occurrence of agile frog (*Rana dalmatina* Fitz. in Bonaparte) with common frog (*Rana temporaria* L.) in breeding sites in southern Poland. *Polish Journal of Ecology* 54(1): 151–157.
- Baruš, V., Oliva, O. (eds.) 1992: *Obojživelníci – Amphibia*. Fauna ČSFR. Academia, Praha.
- Baumgartner, Ch., Bitschi, N., Ellinger, N., Gollmann, B., Gollmann, G., Köck, M., Lebeth, E., Waringer-Löschenkohl, A. 1996: Laichablage und Embryonalentwicklung von Springfrosch (*Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840) und Grasfrosch (*Rana temporaria* LINNAEUS, 1758) in einem syntopen Vorkommen (*Anura: Ranidae*). *Herpetozoa* 9: 133–150.
- Beebee, T. J. C. 1985: Discriminant analysis of amphibian habitat determinants in south-east England. *Amphibia-Reptilia* 6: 35–43.
- Beebee, T. J. C. 1996: *Ecology and conservation of amphibians*. Chapman & Hall, London.
- Beebee, T. J. C. 1997: Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on Chalk downland in Sussex, England. *Biological conservation* 81: 215–219.
- Beja, P., Alcazar, R. 2003: Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317–326.
- Bejček, V., Tyrner, P., 1980: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in Most basin (north-western Bohemia). *Folia Zoologica*, 29: 67–77
- Bejček, V. 1982: Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypek v mostecké kotlině. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* 4: 61–86.
- Bejček, V., Jirouš, J. 1983: O savcích mosteckých výsypek a jejich endoparazitech. *Živa* 31: 74–76.

- Bejček, V., Šťastný, K. 1984: The succession of bird communities in spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska*, 32: 245–259.
- Bejček V., Šťastný K. 1999: Fauna Tušimicka. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha.
- Bejček V., Šťastný K. 2000: Fauna Bílinska. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha.
- Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M. 2003: Limestone quarries as refuges for european xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17(4): 1058–1069.
- Bernini, F., Gentili, A., Merli, E. Razzetti, E. 2004: *Rana dalmatina* and *R. latastei*: Habitat selection, fluctuation in egg clutch deposition and response to exceptional floods in northern Italy. *Italian Journal of Zoology* 71: 147–149.
- Blaustein, A. R., Wake, D. W., Sousa, W. P. 1994: Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8: 60–71.
- Boukal, M. 2010: Zhodnocení usměrněné spontánní obnovy z hlediska vodních brouků na několika vybraných jihočeských pískovnách, doplněné poznámkami k jejich dalšímu managementu. *Elateridarium* 4: 78–93.
- Bousbouras, D., Ioannidis, Y. 1997: The distribution and habitat preferences of the amphibians of Prespa National Park. *Hydrobiologia* 351: 127–133.
- Brändle, M., Durka, W., Altmöös, M. 2000: Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodivers. Conserv.* 9, 1297–1311.
- Bröring, U., Mrzljak, J., Niedringhaus, R., Wiegler, G. 2005: Soil zoology I: arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering* 24: 121–133.
- Bröring, U., Wiegler, G. 2005: Soil zoology II: Colonization, distribution, and abundance of terrestrial *Heteroptera* in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering* 24: 135–147.
- Cílek, V. (2002): Krajiny vnitřní a vnější. Dokořán, Praha.
- Collins, J. P., Storfer, A. 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- Compton, B.W., McGarigal, K., Cushman, S.A., Gamble, L.R. 2007: A resistant–kernel model of connectivity for amphibians that breed in vernal pools. *Conservation Biology* 21: 788–799.
- Covaciu–Marcov, S. D., Bogdan, H. V., Cristiana, P., Toader, S., Condure, N. 2008: The herpetofauna of the north–western region of Bihor County, Romania. *Bihorean Biologist*, 2: 5–13.
- Covaciu–Marcov, S. D., Sas, I., Cicort–Lucaciu, A. Ş., Kovacs, E. H., Pinteá, C. 2009: Herpetofauna of the natural reserves from Carei plain: zoogeographical significance, Ecology, statute and conservation. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 4(1): 69–80.
- Crawley, M.J. 2007: *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Cushman, S. A. 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231–240.
- ČSOP 2007: Národní program ochrana biodiverzity. Ochrana obojživelníků a plazů. [Online]: <http://biodiverzita.csop.cz> (cit. 20. 2. 2009).
- Datový sklad AOPK ČR, 2010. Nálezová databáze ochrany přírody. (cit. 12. 1. 2010).

- Degani, G., Silanikove, N., Shkolnik, A. 1984: Adaptations of Green Toad (*Bufo viridis*) to terrestrial life urea accumulation. *Comp. Biochem. Physiol.* 77A: 585–587.
- Delgado, M. P., Traba, J., de la Morena, E. L. G., Morales, M. B. 2010: Habitat selection and density–dependent relationships in spatial occupancy by male little bustards *Tetrax tetrax*. *Ardea* 98(2): 185–194.
- Denoël, M. 2007: Le Triton alpestre, *Triturus alpestris* (Laurenti, 1786), in: Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Namur, Aves–Raîenne & Région wallonne, 62–71.
- Denöel, M., Lehmann, A. 2006: Multi–scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation* 130: 495–504.
- Dodd, C. K., Smith, L. L. 2003: Habitat destruction and alteration. 94–112, In: Semlitsch, R. D. (Ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Inst. Press, Washington D. C.
- Dodd, K. C. 2010: *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- Doležalová, J., Mach, V. 2002: Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojířetínské a Kopistké výsypky. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* 24: 75–79.
- Doležalová, J. 2007: Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka. Msc. diplomová práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M. 2012: Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*, submitted.
- Donner, D. M., Ribic, Ch. A., Probst, J. R. 2009: Male Kirtland's Warblers' patch–level response to landscape structure during periods of varying population size and habitat amounts. *Forest Ecology and Management* 258: 1093–1101.
- Dormann, C. F., McPherson, J. M., Araújo, M. B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R. G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W. D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres–Neto, P. R., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F. M., Wilson, R. 2007: Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609 – 628.
- Duellman, W. E., Trueb, L. 1994: *Biology of Amphibians*. Second Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimor and London.
- Edenhamn, P. 1996: Spatial dynamics of the European tree frog (*Hyla arborea* L.) in a heterogeneous landscape. Ph.D. thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Eggert, Ch., Cogălniceanu, D., Veith, M., Dzukic, G., Taberlet, P. 2006: The declining Spadefoot toad, *Pelobates fuscus* (*Pelobatidae*): paleo and recent environmental changes as a major influence on current population structure and status. *Conservation Genetics* 7: 185–195.
- ESRI, 2007: *ArcGIS 9.2*. Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA).
- Fahring, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D., Wegner, J. F. 1995: Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 117–182.
- Ficetola, G. F., De Bernardi, F. 2004: Amphibians in a human–dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119: 219–230.
- Ficetola, G. F., De Bernardi, F. 2005a: Interspecific social interactions and breeding success of the frog *Rana latastei*: A field study. *Ethology* 111: 764–774.

- Ficetola, G. F., De Bernardi, F. 2005b: Influence of hydroperiod, sun exposure and fish presence on amphibian communities in a human dominated landscape. In: Ananjeva, N., Tsinenko, O. (eds.): *Herpetologia Petropolitana*: 140–142.
- Ficetola, G. F., Valota, M., de Bernardi, F. 2006a: Within-pond spawning site selection in *Rana dalmatina*. In: Zuffi, M. A. L. (Ed.): *Atti del V Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica*. Firenze University Press, Firenze: 113–116.
- Ficetola, G. F., Valota, M., de Bernardi, F. 2006b: Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. *Animal Biodiversity and Conservation* 29: 157–163.
- Ficetola, G. F., Padoa-Schioppa, E., De Bernardi, F. 2009: Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conservation Biology* 23(1): 114–123.
- Flasar I., Flasarová M. 1975: Die Wirbeltierfauna Nordwestböhmens (severozápadní Čechy). Die bisherigen Ergebnisse ihrer Forschung. *Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden*, Dresden, 33: 1–150.
- Fog, K. 1988: Zur Verbreitung des Springfrosches in Dänemark. In: KRONE, A., K.–D. KÜHNEL & H. BERGER (Hrsg.): *Der Springfrosch (Rana dalmatina)*; Ökologie und Bestandssituation. — *Rana* 2: 23–34.
- Fog, K. 1997: A survey of the results of pond projects for a rare amphibians in Denmark. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 73: 91–100.
- Freda, J. 1986: The influence of acidic pond water on amhibians: A review. *Water, Air and Soil Pollution* 30: 439–50.
- Frouz, J., Křišťůfek, V., Bastl, J., Kalčík, J., Vaňková, J. 2005: Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal mining using a laboratory reproduction test with *Enchytraeus crypticus (Oligochaeta)*. *Water, Air, and Soil Pollution* 162: 37–47.
- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V. and Šourková, M. 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 33: 308 – 320.
- Galán, P. 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amhibians and reptiles. *Biological Conservation* 79: 187–195.
- Gamble, L. R., K. McGarigal, and B. W. Compton. 2007. Fidelity and dispersal in the pond-breeding amphibian, *Ambystoma opacum*: implications for spatio-temporal population dynamics and conservation. *Biological Conservation* 139: 247–257.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A. 2007: Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166–179.
- Gendron A. D., Marcogliese D. J., Barbeau S., Christin M. S., Brousseau P., Ruby S., Cyr D. & Fournier M. 2003: Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranae*. *Oecologia* 135: 469–476.
- Gibson, R. C., Freeman, M. 1997: Conservation at home: recovery programme for the agile frog *Rana dalmatina* in Jersey. *Jersey Wildlife Preservation Trusts* 33: 91–104.
- Gollmann, G., Baumgartner, C., Gollmann, B., Waringer-Löschenkohl, A. 1999: Breeding phenology of syntopic frog populations, *Rana dalmatina* and *R. temporaria* in suburban Vienna. *Verhandlungen der Gesellschaft Ökologie* 29: 357–361.
- Green, D. M. 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111: 331–343.

- Gremlica, T., Cílek, V., Vrabc, V., Farkač, J., Frouz, J., Godány, J., Lepšová, A., Příklad, I., Rambousek, P., Sádlo, J., Straka, J., Starý, J., Volf, O., Zavadil, V. 2009: Rekultivace a management nepřirodních biotopů v České republice. Závěrečná zpráva z projektu VaV SP/2d1/141/07. Ústav pro ekopolitiku, Praha.
- Griffiths, R. A. 1997: Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquat. Conserv.* 7: 119–126.
- Hachtel, M., Dalbeck, L., Heyd, A., Weddelling, K. 1997: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im Großraum Bonn: Verbreitung, Laichgewässerwahl und Vergesellschaftung insbesondere im Vergleich zum Grasfrosch (*Rana temporaria*). In: Krone, A., K."D. Kühnel & H. Berger (eds.): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*); Ökologie und Bestandssituation. *Rana* 2: 221–230.
- Hachtel, M., Ortmann, D., Kupfer, A., Sander, U., Schmidt, P., Weddelling, K. 2005b: Return rates and long-term capture history of amphibians in an agricultural landscape near Bonn (Germany). In: Ananjeva N. and Tsinenko O. (eds.): *Herpetologia Petropolitana. Proc. of the 12th Ord. Gen. Meeting Soc. Eur. Herpetol.*, August 12–16, 2003, St. Petersburg, Russ. *J. Herpetol.* V. 12 (Suppl.): 146–149.
- Hachtel, M., Schmidt, P., Sander, U., Tarkhishvili, D., Weddelling, K., Böhme, W. 2005a: Eleven years of monitoring: amphibian populations in an agricultural landscape near Bonn (Germany). *Herpetologia Petropolitana*, Ananjeva N. and Tsinenko O. (eds.), pp. 150–152.
- Hanski, I 1999: *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. New York.
- Hanski, I. 1998: Metapopulation dynamics. *Nature* 396(5): 41 – 49.
- Harabiš, F., Dolný, A. 2012: Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (*Odonata*): the matter of scale. *Journal Of Insect Conservation* 16(1): 121–130.
- Harper, E. B., Semlitsch, R. D. 2007: Density dependence in the terrestrial life history stage of two anurans. *Oecologia* 153: 879–889.
- Hartel, T. 2004: The long term trend and the distribution of amphibian populations in a semi-natural pond in the middle section of the Târnava–Mare Valley (Romania). *Biota* 5 (1–2): 25–36.
- Hartel, T. 2005: Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond. *North–Western Journal of Zoology* 1: 5–13.
- Hartel, T., Moga, C. I., Nemes, S. 2005: Use of temporary ponds by amphibians in wooded pasture, Romania. *Biota*, 6: 21–28.
- Hartel, T., Demeter, L., Cogălniceanu, D., Tulbure, M. 2006: The influence of habitat characteristics on amphibian species richness in two river basin of Romania. In: Vences, M., Köhler, J., Ziegler, T., Böhme, W. (eds.): *Herpetologia Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*: 47–50 .
- Hartel, T. Moga, C. I. 2007: Population fluctuations and the spatial habitat use by amphibians in a human modified landscape. *Studia Universitatis Babeş – Bolyai, Biologia* 2: 19–32.
- Hartel, T., Öllerer, K., Nemes, S. 2007a: Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Acta Scientiarum Transylvanica* 15: 109–132.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C. I., Demeter, L. 2007b: The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583: 173–182.
- Hartel, T., Öllerer, K. 2008: How many populations are there? On the need for delimiting amphibian populations. *Acta Siculica*: 99–114.

- Hartel, T. 2008a: Long-term within pond variation of egg deposition sites in the agile frog, *Rana dalmatina*. *Biologia* 63(3): 439–443.
- Hartel, T. 2008b: Weather conditions, breeding date and population fluctuation in *Rana dalmatina* from central Romania. *Herpetological Journal* 18: 40–44.
- Hartel, T., Moga, C. I., Öllerer, K., Demeter, L., Sas, I., Ruști, D. M., Balog, A. 2008: A proposal towards the incorporation of spatial heterogeneity into animal distribution studies in Romanian landscapes. *North–Western Journal of Zoology* 4(1): 173–188.
- Hartel, T., Öllerer, K. 2009: Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North–Western Journal of Zoology* 5: 40–52.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Köllerer, K., Moga, C., I., Lesbarrères, D., Demeter, L. 2009a: Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta oecologica* 35: 53–59.
- Hartel, T., Moga, C. I., Öllerer, K., Puky, M. 2009b: Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. *North–Westrn Journal of Zoology* 5(1): 130–141.
- Hecnar, S. J., M'Closkey, R. T. 1996: Spatial scale and determination of species status of the green frog *Rana clamitans melanota*. *Conservation Biology* 11: 670–682.
- Heinz, S. K., C. Wissel, and K. Frank. 2006. The viability of metapopulations: individual dispersal behavior matters. *Landscape Ecology* 21: 77–89.
- Hendrychová, M. 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Lanscapes Studies* I: 63–78.
- Hendrychová, M., Kabrna, M. 2008: Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe – možnost uplatnění spontánní sukcese. – *Zprav. Hnědé uhlí* 4: 2–9.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A. 2008: Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* 1: 169–187.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M. 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. – *Sylvia* 45: 177–189.
- Heyer, W. R., Donnelly, M., McDiamrid, R. W., Hayek, L. C., Foster, M. S. 1994: Measuring and monitoring biological diversity. *Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Hnátková, E. 1980: Vliv těžby hnědého uhlí na přírodní prostředí v okolí města Bíliny. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Katedra fyzické geografie a geoekologie. Diplomová práce (nepublikováno).
- Hodačová, D., Prach, K. 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 1–7.
- Holec M, Frouz J. 2005: Ant (*Hymenoptera: Formicidae*) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*. 49: 345–357.
- Houlahan, J. E., Findlay, C. S., Schmidt, B. R., Meyer, A. H., Kuzmin, S. L. 2000: Quantitative evidence for global amphibian declines. *Nature* 404: 752–755.
- Hromádka, J., Pešková, A., Voženílek, P. 1982: Rozšíření obojživelníků a plazů na území Severočeského kraje. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 7: 65–21.

- Jaroš, P., Holec, M. 2008: Orientační průzkum obojživelníků v EVL Ústeckého kraje – Kopistská výsypky, Háj u Oseka, Strádovský rybník, Kateřina – mokřad. Msc., dep. in Krajský úřad Ústeckého kraje, Ústí nad Labem.
- Joger, U. 2000: Wassergefüllte Wagenspuren auf Forstwegen: Synökologische Untersuchungen an einem kurzlebigen Ökosystem. Chimaira, Frankfurt am Main.
- Johansson, M., Primmer, C. R., Sahlsten, J., Merilä, J. 2005: The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. *Global Change Biology* 11: 1664–1679.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O. 2001: Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15: 239–248.
- Joly, P., Morand, C., Cohas, A. 2003: Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies* 326: 132–139.
- Keisecker J. M., Blaustein A. R. & Belden L. K. 2001: Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681–684.
- Knapp, R. A., Jellison, R., Matthews, K. R., Preisler, H. K., 2003: Developing probabilistic models to predict amphibian site occupancy in a patchy landscape. *Ecological Applications* 13: 1069–1082.
- Knutson, M. G., Sauer, J. R., Olsen, D. A, Mossman, M. J., Hemesath, L. M., Lannoo. M. J. 1999: Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13: 1437–1446.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L. 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc.
- Kopecký, O., Vojar, J., Denoël, M. 2010: Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia–Reptilia* 31: 109–116.
- Kovář, R., Brabec, M., Víta, R., Bocek, R., 2009: Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia–Reptilia* 30, 367–378.
- Kruuk, L. E. B., Gilchrist, J. S. 1997: Mechanisms maintaining species differentiation: predator-mediated selection in a *Bombina* hybrid zone. *Proc. R. Soc. Lond. B* 264: 105–110.
- Laan, R., Verboom, B. 1990: Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54: 251–262.
- Landányi, V. 2009: Třinecké odkaliště jako refugium zajímavých druhů. *Živa* 6: 255–256.
- Lannoo, M.J., V.C. Kinney, J.L. Heemeyer, N.J. Engbrecht, A.L. Gallant, and R.W. Klaver. Mine spoil prairies expand critical habitat for endangered and threatened amphibian and reptiles species. *Diversity* 1:118–132.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998: *Numerical Ecology*, second English ed. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lehtinen, R. M., S. M. Galatowitsch, and J. R. Tester. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19:1–12.
- Lesbarrères, D., Lodé, T. 2002: Variations in male calls and responses to an unfamiliar advertisement call in territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*: evidence for a „dear enemy“ effect. *Ethology Ecology & Evolution* 14: 287–295.

- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J. (eds.) 2007: *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Blackwell Publishing, London.
- Lippuner, M., Rohrbach, T. 2004: Artenhilfsprogramm Springfrosch – Monitoring und Lebensraumwertung im Nordostschweizerisch–Baden/Württembergischen Areal. [Online]: http://www.karch.ch/karch/d/org/regio/pdf/ArtenschutzprogrammSpringfrosch_2004.pdf (cit. 20.1.2010)
- Lodé, T., Holveck, M., Lesbarrères, D. 2005: Asynchronous arrival pattern, operation sex ratio and occurrence of multiple paternities in a territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*. *Biological Journal of the Linnean Society* 86: 191–200.
- Loman, J., Anderson, G. 2007: Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation* 135: 46–56.
- Manor, R., Saltz, D. 2008: Conservation implications of competition between generalist and specialist rodents in Mediterranean afforested landscape. *Biodivers Conserv* 17: 2513–2523.
- Marsh, D. M., Fegraus, E. H., Harrison, S. 1999: Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Animal Ecology* 68: 804–814.
- Marsh, D. M., Trenham, P. C. 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40–49.
- Marsh, D.M. 2001: Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101(3): 327–335.
- Mazerolle, M. J. 2005: Drainage ditches facilitate frog movements in a hostile landscape. *Landscape Ecology* 20(5): 579–590.
- Meyer, A. H., Schmidt, B. R., Grossenbacher, K. 1998: Analysis of three amphibian populations with quarter century long time series. *Proceedings of the Royal Society of London* 265: 523–528.
- Mikátová, B., Vlašín, M. 2002: *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum, Brno.
- Mikešová, E. 2004: *Společenstva obojživelníků na výsypkových plochách Sokolovska*. Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze. Diplomová práce (nepublikováno).
- Morris, D. W. 1987a: Spatial scale and the cost of density-dependent habitat selection. *Evolutionary Ecology* 1: 3979–388.
- Morris, D. W. 1987b: Tests of density-dependent habitat selections in patchy environment. *Ecological Monographs* 57(4): 269–281.
- Mrzljak, J., Wiegler, G. 2000: Spider colonization of former brown coal mining areas—time or structure dependent? *Landscape & Urban Planning* 1:131–146.
- Nicolau, J. M. 2003: Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degrad. Dev.* 14, 215–226.
- Nichols, O. G., Nichols, F. M. 2003: Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11: 261–272.
- Nyström, P., Birkedal, L., Dahlberg, Ch., Brönmark, Ch. 2002: The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. *Ecography* 25: 488–498.
- Oldham, R. S., Keeble, J., Swan, M. J. S., Jeffcote, M. 2000: Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10, 143–155.

- Öllerer, K. 2007: Local and landscape determinants of breeding pond use by amphibians in central Târnava Mare Valley, Romania. Master Thesis, Swedish Biodiversity Centre, Uppsala, Sweden.
- Patrick, D. A., Harper, E. B., Hunter, M. L., Calhoun, A. J. K. 2008: Terrestrial habitat selection and strong density-dependent mortality in recently metamorphosed amphibians. *Ecology* 89(9): 2563–2574.
- Pechmann, J. H. K., Scott, D. E., Semlitsch, R. D., Caldwell, J. P., Vitt, J. L., Gibbons, J. W. 1991: Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253: 892 – 895.
- Pekár, S., Brabec, M. 2009: Moderní analýza biologických dat. Zobecněné lineární modely v prostředí R. Scientia, Praha.
- Pekár, S., Brabec, M. 2012: Moderní analýza biologických dat. Lineární modely s korelacemi v prostředí R. Muni Press, Brno.
- Perrow, M. R., Davy, A. J. (eds.) 2002: Handbook of ecological restoration. Volumes I and II. Cambridge University Press. Cambridge.
- Petranka, J. W., Harp, E. M., Holbrook, C. T., Hamel, J. A. 2007: Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biological Conservation* 138: 371–380.
- Petranka, J. W., Holbrook, C. T. 2006: Wetland restoration for amohibians: Should local sites be designed to support metapopulations or patchy populations? *Restoration Ecology* 14: 404–411.
- Petranka, J. W., Smith, Ch., K., Scott, A. F. 2004: Identifying the minimal demographic unit for monitoring pond-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14(4): 1065–1078.
- Petříček, V. (Ed.) 1999: Péče o chráněná území. I. Nelesní společenstva. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Pieczynska, E., 1990. Littoral habitats and communities. In: Jorgensen, S.E., Hoffer, H. (eds.), *Guidelines of Lake Management*, vol. 3. ILLEC, UNEP, Otsu, Japan.
- Pilař, J. 1978: Závislost rostlinného pokryvu na stáří výsypky. *Živa* 26: 158.
- Pižl, V. 2001: Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech republic. *Restoration Ecology* 9: 359 – 364.
- Ponsero, A., Joly, P. 1998: Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in floodplain. *Archiv für Hydrobiologie* 142: 343–352.
- Pope, S. E., Fahring, L., Merriam, H. G. 2000: Landscape complementation and metapopulation effect on leopard frog populations. *Ecology* 81: 2498–2508.
- Portál veřejné správy, 2011. Cenia – mapy [Online:] <http://geoportal.cenia.cz/mapsphere> (cit. 5. 1. 2011)
- Pounds, J. A. 2001: Climate and amphibian declines. *Nature* 410: 639–640.
- Prach, K. 1987: Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339 – 358.
- Prach, K., Pyšek, P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6: 125 – 129.

- Prach, K., Hobbs, R.J. 2008: Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16(3): 363–366.
- Primack, R. B., Kindlmann, P., Jersáková, J., Kučera, T., Urban, F. 2001: Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha.
- Příkryl, I. 1999: Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. *Ochrana přírody* 54 (6): 190–192.
- Puky, M., Nosek, J., Tóth, B. 2006: Long-term changes in the clutch number of a *Rana dalmatina* population at the Danubian floodplain at Göd, north of Budapest, Hungary, In: Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee DanubeResearch/IAD, Vienna: 307–311.
- Pulliam, H. R., Danielson, B. J. 1991: Sources, sinks, and habitat selection: A landscape perspective on population dynamics. *The American Naturalist* 137, S50–S66.
- R Development Core Team 2009: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical computing, Vienna. URL: <http://www.R-project.org>.
- Rathke, D., Bröring, U. 2005: Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (*Mammalia: Rodentia, Soricomorpha*). *Ecological Engineering* 24: 149–156.
- Ray, N., Lehmann, A., Joly, P. 2002: Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation* 11: 2143–2165.
- Reading C.J., Loman J. and Madsen T. 1991: Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*. *Journal of Zoology* 225: 201–211.
- Reading, C. J. 1998: The effect of winter temperatures on the timing of breeding activity in the common toad *Bufo bufo*. *Oecologia* 117: 469–475.
- Reading, C. J., Clarke, R. T. 1995: The effects of density, rainfall and environmental temperature on body condition and fecundity in the common toad, *Bufo bufo*. *Oecologia* 102: 53–459.
- Reading, C. J. 2007: Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* 151: 125–131.
- Reding, D. M. 2011: Patterns and processes of spatial genetic structure in a mobile and continuously distributed species, the bobcat (*Lynx rufus*). Graduate Theses and Dissertations. Paper 10306.
- Rehák, I. 1994: Batrachologická část komplexního biologického hodnocení rekultivačních možností v hnědouhelném revíru na Sokolovsku. Msc., dep in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Riis, N 1988: The present distribution of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* in southern Scandinavia explained by a theory of competitive exclusion. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 64: 104–106.
- Rundel, P. W., Montenegro, G., Jaksic, F. M. (eds.) 1998: Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. Springer, Berlin, Germany.
- Ryser, J. 1989: Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria*. *Oecologia* 78: 264–268.
- Řehounek, J. 2009: Obnova území narušených těžbou nerostných surovin. Odborný seminář, 27. 1. 2009, Calla – Sdružení pro záchranu prostředí & Katedra botaniky PŘF JU, České Budějovice.
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K. (eds.) 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

- Sádlo, J. Pokorný, P. 2004: Neolit skončil, zapomeňte! *Vesmír* 83: 398–403.
- Sahlén, G., Ekestubbe, K. 2001: Identification of dragonflies (*Odonata*) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673–690.
- Sanza, M. A., Traba, J., Morales, M. B., Rivera, D., Delgado, M. P. 2012: Effect of landscape, conspecifics and heterospecifics on habitat selection by breeding farmland birds: the case of the Calandra Lark (*Melanocorypha calandra*) and Corn Bunting (*Emberiza calandra*). *J Ornithol* 153: 525–533.
- Scott, D. E. 1994: The effect of larval density on adult demographic traits in *Ambystoma opacum*. *Ecology* 75(5): 1383–1396.
- Scribner, K. T., Arntzen, J. W., Cruddace, N., Oldham, R. S., Burke, T. 2001: Environmental correlates of toad abundance and population genetic diversity. *Biological Conservation* 98: 201–210.
- Semlitsch, R. D. (Ed.) 2003: *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London.
- Semlitsch, R. D. 1988: Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond–breeding salamanders. *Conservation Biology* 12: 1113–1119.
- Semlitsch, R. D., Bodie, J. R. 1998: Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12(5): 1129–1133.
- Semlitsch, R. D. 2000: Principles for management of aquatic breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 64: 615–631.
- Semlitsch, R. D., Jensen, B. 2001: Core habitat, not buffer zone. *National Wetlands Newslette* 23(4): 5–11.
- Semlitsch, R. D., Bodie, J. R. 2003: Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17(5): 1219–1228.
- Schmidt, K. A., Earhardt, J. M., Brown, J. S., Holt, R. D. 2000: Habitat selection under temporal heterogeneity: exorcizing the ghost of competition past. *Ecology* 81(9): 2622–2630.
- Schulz, F., Wiegand, G. 2000. Development options of natural habitats in a postmining landscape. *Land Degrad. Dev.* 11: 99–110.
- Sjögren, P. 1991: Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 135–148.
- Sjörger, P. 1991: Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1–2): 135 – 147.
- Sjögren–Gulve, P. 1994: Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the Pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75: 1357–1367.
- Skei, J. K., Dolmen, D., Rønning, L., Ringsby, T. H. 2006: Habitat use during the aquatic phase of the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) in central Norway: proposition for a conservation and monitoring area. *Amphibia–Reptilia* 27: 309–324.
- Sklenička, P., Lhota, T. 2002: Landscape heterogeneity – a quantitative criterion or landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning* 58: 147–156.
- Sklenička, P. (Ed.) 2004: Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypek v SZ Čechách. Projekt MŽP ČR VaV/640/2/02 [CD–ROM]. MŽP ČR, Praha.

- Smith, A. M., Green, D. M. 2005: Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110–128.
- Smith, A. M., Green, D. M. 2006: Sex, isolation and fidelity: unbiased long–distance dispersal in a terrestrial amphibian. *Ecography* 29: 649–658.
- Smolová, D., Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J. 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytů obojživelníků na severočeských výsypkách.
- Sos, T. 2007: Notes on distribution and current status of herpetofauna in the northern area of Braşov County (Romania). *North–Western Journal of Zoology* 3(1): 34–52.
- Storfer, A. 2003: Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distribution* 9: 151–163.
- Strömberg, G. 1988: A study of the jumping frog (*Rana dalmatina*) in Blekinge, Sweden, 1982–1988. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 64: 107–109.
- Strugariu, A., Gherchel, I., Zamfirescu, Ş. R., Tiberiu, C. S. 2008: Spatial distribution of the herpetofauna from the upper and middle Moldova river basin (Romania). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa*, LI: 231–241.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., Waller, R. W. 2004: Status and trends of amphibian declines and extinction worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- Stumpel, A. H. P., van der Voet, H. 1998: Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia–Reptilia* 19: 125–142.
- Sutcliffe O. L., Thomas, Ch. D., Yates, T. J., Greatorex–Davies, J. N. 1997: Correlated extinctions, colonizations and population fluctuations in a highly connected ringlet butterfly metapopulation. *Oecologia* 109: 235–241.
- Štýs, S. 1998: *Návraty vypůjčených krajín. Bílý slon, Praha.*
- Táborský, I. 2008: Výskyt skokana ostronosého *Rana arvalis* Nilsson, 1842 a blatnice skvrnitě *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) na Mostecku (Bohemia bor. occ.). *Sborník Oblastního Muzea v Mostě, řada přírodovědná, Most 29/30: 124–125.*
- Tajovský, K. 2001: Colonization of colliery spoil heaps by *Millipedes* (*Diplopoda*) and terrestrial *Isopodes* (*Oniscidea*) in the Sokolov region, Czech republic. *Restoration Ecology* 9: 365–369.
- Tajovský, K. 2002: Vybrané skupiny organismů a procesy v předpolí lomu Jiří a na výsypkách. Zpráva o plnění smlouvy „Sledování výskytu vybraných organismů“ uzavřené mezi Sokolovskou uhelnou a.s. a Ústavem půdní biologie akademie věd ČR v českých Budějovicích. Msc., dep. in Ústav půdní biologie Akademie Věd ČR české Budějovice.
- Tilton, D. L. 1995: Integrating wetlands into planned landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 32: 205–209.
- Tišer, J. 1977: Batrachofauna a herpetofauna Duchcova a okolí. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 2: 69–72.
- Toy, T. J., Chuse, W. R. 2005: Topographic reconstruction: a geomorphic approach. *Ecological Engineering* 24: 29–35.
- Trenham, P. C., Schaffer, H. B. 2005: Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability. *Ecological Applications* 15: 1158–1168.

- Tropek R., Konvička M. 2008: Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation and Development* 19: 104–114.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňář, P., Tuf, I. H., Hejda, M., Konvička, M. 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47, 139–147.
- Tropek, R., Řehounek, J. (eds.) 2011: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice.
- Tuháček, M. 2010: Shrnutí analýz nedostatků legislativy týkající se ekologické obnovy po těžbě. Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice.
- Tuháček, M. 2011: Návrh paragrafového znění novely zákona o lesích a zákona o ochraně zemědělského půdního fondu. Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice.
- Van Buskirk, J. 2003: Habitat partitioning in European and North American pond–breeding frogs and toads. *Diversity and Distributions* 9: 399–410.
- Van Buskirk, J. 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86(7): 1936–1947.
- Van Buskirk, J., Smith, D. C. 1991: Density–dependent population regulation in salamander. *Ecology* 72: 1747–1756.
- Voituron, Y., Joly, P., Eugène, M., Barré, H., 2005. Freezing tolerance of the European water frogs: the good, the bad, and the ugly. *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 288: R1563–R1570.
- Vojar J. 1999: Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze, Praha. Diplomová práce (nepublikováno).
- Vojar, J. 2000: Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa* 48: 41–43.
- Vojar, J., Doležalová, J. 2003: Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 28: 143–152.
- Vojar, J., Doležalová, J., Mikešová, E. 2003: Druhová diverzita a podobnost společenstev obojživelníků (*Amphibia*) na výsypkách Mostecká a Sokolovska. In: Zasadil, P., Vorel, A. (eds.): Sborník konference COYOUS FLE ČZU v Praze: 64–68.
- Vojar, J. 2006: Colonization of post–mining landscapes by amphibians: A review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 37: 35–40.
- Vojar, J. 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67(3): 8–11.
- Vojar, J., Solský, M., Doležalová, J., Šálek, M., Kopecký, O. 2008: Metapopulation concept, population dynamics and habitat preference of amphibians. In: Kočárek, P., Plášek, V., Malachová, K. (eds.): Environmental changes and biological assessment IV. Univerzity of Ostrava, Faculty of Science. April 10–11, 2008: 52–53.
- Vos, C. C., Stümpel, A. H. P. 1996: Comparison of habitat isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11: 203–214.

- Vos, C. C., Antonisse–De Jong, A. G., Goedhart, P. W., Smulders, M. J. M. 2001: Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the Moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity* 86: 598–608.
- Voženílek, P., Vondráček, J. 1973: Obojživelníci a plazi Severočeského kraje. *Vlastivědný Sborník Litoměřicko* 10: 119–120.
- Voženílek, P. 1987: Poznámky ke změnám batracho a herpetofauny Ústecka. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 12: 49–71.
- Voženílek, P. 1994: Změny v rozšíření obojživelníků a plazů na území bývalého Severočeského kraje po deseti letech. *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, 19, Supplementum 1: 1–112.
- Voženílek, P. 1997: Obojživelníci a plazi Chomutovska. *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada přírodovědná* 19: 58–74.
- Voženílek, P. 1999: Obojživelníci a plazi Mostecka. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 20/21: 55–65.
- Voženílek, P. 2000: Obojživelníci a plazi bývalého severočeského kraje za léta 1992 až 2000. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 25: 119–163.
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják J., Šoch, M., Dejmal, I., Jirásek, P., Neruda, M., Zahálka, J. 2008: Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, I. část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky dispartit průmyslové krajiny v Pokrušnohoří. *Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem*.
- Walker, L. R. (Ed.) 1999: *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Waringer–Löschenkohl, A. 1991: Breeding ecology of *Rana dalmatina* in lower Austria: a 7–years study. *Alytes* 9(4): 121–134.
- Warren, S. D., Büttner, R. 2008: Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *Journal Of Wildlife Manangement* 72(3): 738–744.
- Wederkinch, E. 1988: Population size, migration barriers and other features of *Rana dalmatina* populations near Koge, Zealand, Denmark. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 64: 101–103.
- Wellborn, G. A., Skelly, D. K., Werner, E. E. 1996: Mechanism creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337–363.
- Wells, K. D. 2007: *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Weyrauch, S. L., Grubb Jr., T. C. 2004: Patch and lanscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information–theoretic approach. *Biological Conservation* 115: 443–450.
- Wiegleb, G., Felinks, B. 2001: Predictability of early stages of primary succession in post–mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Applied Vegetation Science* 4(1): 5–18.
- Zanini, F. 2006: Amphibian conservation in human shaped environments: landscape dynamics, habitat modeling and metapopulation analyses. Thèse N° 3635, École Plytechnique Fédérale De Lausanne, Siusse.
- Zavadil, V. 1986: Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. *Živa* 4: 150–151.
- Zavadil, V. 1998: Výsledky průzkumu obojživelníků, plazů a ptáků Sokolovské oblasti v roce 1998. Msc., dep. in *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*.

- Zavadil V. 2002: Historický a současný výskyt obojživelníků a plazů v okolí Sokolova s přihlédnutím k jejich možností spontánního osídlení nově vzniklých biotopů na výsypkách a k introdukci na výsypky. In: Kolektiv: Příroda 13 – Sborník prací z ochrany přírody, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 85–105.
- Zavadil, V. 2007: Je nutný management pro obojživelníky? In: Bryja, J., Zúkal, J. (eds.): Zoologické dny Brno 2007, Sborník abstraktů z konference 8.–9. února. Ústav biologie obratlovců AV, Brno: 122–123.
- Zavadil, V., Sádlo, J., Vojar, J. (eds.) 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. Metodika AOPK ČR. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brand Brand, s.r.o., Praha.
- Zelený, V. 1999: Rostliny Bílinska. Grada Publishing, Praha.
- Zicha, O. 1999–2009: Biolib. [Online]: <http://www.biolib.cz>. (cit. 2.6.2009).

10. PUBLIKAČNÍ VÝSTUPY

I. Vědecké časopisy s IF

- I. a **Doležalová, J.**, Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., Kopecký, O. 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5–12.

II. Recenzované a odborné časopisy časopisy

- II. a Vojar, J., Solský, M., **Doležalová, J.**, Šálek, M., Kopecký, O. 2008: Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A conservation perspective. *Changes and Biological Assessment IV* 1: 386–390.
- II. b Smolová, D., **Doležalová, J.**, Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J. 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. *Sborník Severočeského Muzea, Přírodní vědy, Liberec* 28: 155–163.
- II. c Vojar, J., **Doležalová, J.**, Solský, M. 2012: A new, harmless mesocosm design for field rearing ranid embryos and determining clutch size. *Herpetological Review* 43(4) (in press).
- II. d Vojar, J., **Doležalová, J.**, Solský, M. 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67(3): 8–11.
- II. e **Doležalová, J.**, Vojar, J., Solský, M. (submit.): Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*.

III. Kapitola v odborné knize

- III. a Vojar, J., **Doležalová, J.**, Kovář, R.: Věrnost biotopům a osidlování nových území. In: Vojar, J. 2007: *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana*. ČSOP ZO Hasina Louny, Praha.

IV. Sborníky článků z domácích konferencí

- IV. a **Doležalová, J.**, Solský, M., Vojar, J. 2009: Colonization of water habitats on the Hornojřetínská spoil heap by the agile frog (*Rana dalmatina*). In: Harabiš, F., Suvorov, P. (eds.): *Proceedings of the 2nd conference Environmental Sciences 2009*, 12.–13. Marz 2009, 12–14.
- IV. b Šebková, K., Vojar, J., Solský, M., **Doležalová, J.** 2010: Arsenic Movement among the Environment, Egg Coats and Tadpoles of Agile Frog (*Rana dalmatina*) at Hornojřetínská Spoil Heap. *UCOLIS 2010 (University Conference in Life Sciences)*, Praha.

I. a

Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites

Jana Doležalová, Jiří Vojar, Daniela Smolová, Milič Solský, Oldřich Kopecký

Ecological Engineering **43** (2012): 5–12.



Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites

Jana Doležalová^a, Jiří Vojar^{a,*}, Daniela Smolová^a, Milič Solský^a, Oldřich Kopecký^b

^a Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague CZ 16521, Czech Republic

^b Department of Zoology and Fish Farming, Faculty of Agrobiological, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 957, Prague CZ 165 21, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 August 2011

Received in revised form 3 November 2011

Accepted 5 November 2011

Available online 21 December 2011

Keywords:

Open-cast coal mining

Spoil bank

Amphibian

Habitat feature

Pond characteristic

Post-mining landscape restoration

ABSTRACT

Despite the ecological value of unreclaimed post-mining areas, in the Czech Republic, however, rigorous technical reclamation still prevails. Such an approach usually leads to a more uniform environment and destroys the habitat diversity of successional sites, including the variety of water bodies that are crucial habitats for many aquatic and semiaquatic species. The aim of our study was to assess the water environment on reclaimed and unreclaimed post-mining sites from an “amphibian point of view”. We compared the proportion of water habitat area, the number of ponds and their habitat features on 14 technically reclaimed and 6 unreclaimed sections of spoil banks in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic. The proportion of water area, number of ponds per hectare of spoil bank, and number of ponds in a vicinity of 300 m were significantly higher on successional sections than on reclaimed sections of spoil banks. We also found on successional areas a higher proportion of smaller shallow ponds, with gentle shore slopes, partial insolation of water surface and partial vegetation cover. The ponds on technically reclaimed parts of spoil banks were larger and deeper, with steeper shore slopes, full insolation and partial vegetation cover. We conclude that primary succession leads to a more preferable environment for amphibians than does technical reclamation, and it should be considered as an equal type of post-mining site restoration.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

It has been increasingly recognized that post-mining areas such as sandpits, quarries, coal mines or spoil banks could have eminent ecological value. In particular, sites left to spontaneous succession have been regarded as habitats with high species diversity (Hodačová and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008) and as sites that are home to many threatened species (Brändle et al., 2000; Novák and Prach, 2003; Tropek et al., 2010; Harabiš and Dolný, 2011; Dolný and Harabiš, 2011), including amphibians (Galán, 1997; Vojar, 2006; Smolová et al., 2010).

The root of the ecological importance of spontaneously developed post-mining areas should be sought in the specific environment arising there – early-successional sites, variety of oligotrophic ponds without intensive fish management, forest steppes and open forests. Such habitats have been decreasing throughout Europe over the past several decades due to intensive farming, forestry management, industry and urban development (Rundel

et al., 1998; Konvička et al., 2005). Furthermore, the heterogeneous surface of post-mining sites generates considerable habitat diversity, particularly on spoil banks formed by the dumping of overburden from lignite seams. Xerotherm habitats at higher sections of spoil banks are alternated there by waterlogged and irrigated places on the impermeable substrate in terrain depressions (Bejček, 1982). Despite the many advantages of spontaneous succession (Jochimsen, 1996; Tischew, 1998; Prach and Hobbs, 2008), rigorous technical reclamation of spoil banks still dominates in the Czech Republic (Hodačová and Prach, 2003). During such reclamation, primarily heterogeneous terrain is totally planned. Instead of many ponds inhabited by a number of threatened species (Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010), only several large retention basins are created. Spoil banks are then drained off and usually cultivated for agriculture or forestry (Sklenička and Lhota, 2002). Such approach has an evidently negative effect on both habitat and species diversity and leads to a more uniform environment than that found on successional sites (Hodačová and Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). It is highly plausible that the environments arising on spontaneous vs. technically reclaimed spoil banks are considerably different, in particular, with respect to the number and habitat features of water bodies. These attributes, of course,

* Corresponding author. Tel.: +420 224 383 854; fax: +420 224 383 778.
E-mail address: vojars@fpz.czu.cz (J. Vojar).

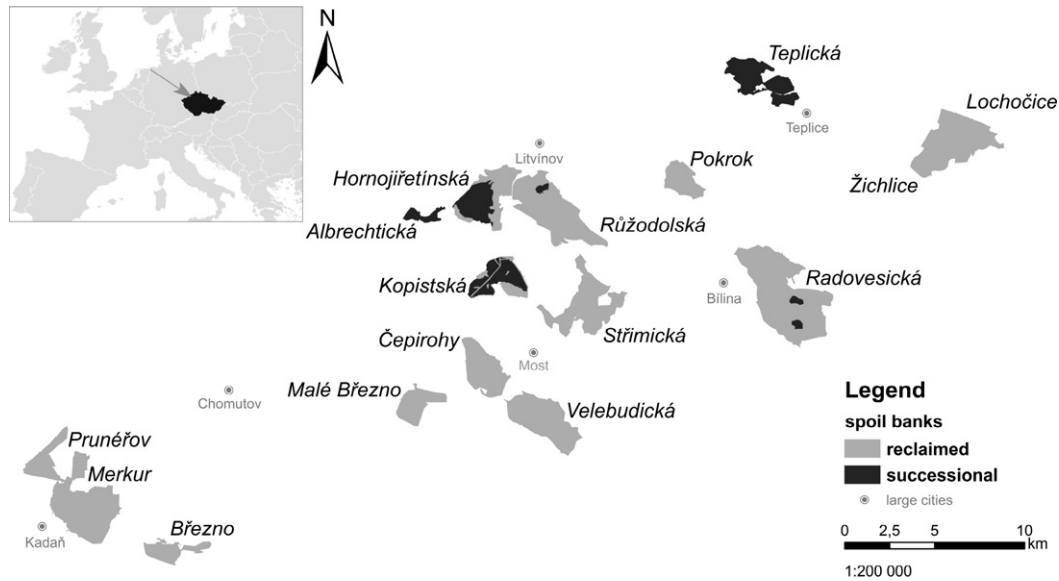


Fig. 1. Surveyed spoil banks in North Bohemian brown coal basin (Czech Republic).

could have a crucial impact on spoil bank colonization by plants and animals. This applies especially to semiaquatic and aquatic species with restricted locomotion (Wellborn et al., 1996). Amphibians use water habitats for reproduction (Duellman and Trueb, 1994) and as “stepping stones” during the colonization of new areas (Semlitsch and Bodie, 1998; Hartel and Öllerer, 2009). In this respect, amphibians represent a very good model taxa. We related the results of our study to amphibians because of their complex habitat requirements (Duellman and Trueb, 1994; Wells, 2007). In our study, we focused just on water habitats, their vicinities and pond connectivity as the crucial components of the amphibian environment (Semlitsch and Bodie, 2003; Cushman, 2006). Complex assessment of environmental conditions, including terrestrial habitats and their structures (e.g., Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007a), is a separate subject dealt with in our subsequent research.

Despite numerous studies that have assessed water habitat features on spoil banks from technical, landscape and ecological points of view (e.g., Schulz and Wiegand, 2000; Nicolau, 2003; Toy and Chuse, 2005; Antwi et al., 2008), an essential gap still exists in quantitative comparison of water habitat features between spontaneous and technically reclaimed spoil banks. The environmental conditions found there have not yet been described in detail, nor have they been compared with those found at reclaimed sites. Such information can help to establish spontaneous succession as an equal type of post-mining site restoration (Bradshaw, 1997). Description of habitat characteristics and knowledge of their importance for particular species make it possible to select the most valuable successional sites for future development and/or to imitate such conditions within ecological restoration of post-mining sites (Ray et al., 2002; Lindenmayer and Hobbs, 2007).

The aim of this study, therefore, is to compare water habitats on technically reclaimed and successional spoil banks from an “amphibian point of view”, i.e. according to pond habitat features, type of surroundings in the pond vicinity, and pond connectivity. Furthermore, in the case of pond area and connectivity, we tried to distinguish pure effect of reclamation status (succession vs. technical reclamation) from the effect of spoil bank specificity, which could be done by assessing differences in the age of spoil banks, dumping method used, location, overburden composition, and the like. For the purpose of generalizing results and the possibility of their use in restoration practices, the study area covers all larger

spoil banks situated in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic with more than 900 water bodies.

2. Material and methods

2.1. Study area and spoil bank description

The study was carried out on 17 large spoil banks in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic, situated between the towns Ústí nad Labem and Kadaň on an area of about 2500 km² (Fig. 1). The study area is the largest mining site in the Czech Republic and one of the largest in all of Europe (Vrábliková et al., 2008). Several spoil banks contained both successional and technically reclaimed areas. Thus, we distinguished 14 technically reclaimed areas and 6 areas without technical reclamation with a total area of 84.3 km² (Table 1).

On the basis of orthophoto maps (Portal of Public Administration, 2011), ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) and field surveys, we described each spoil bank according to the reclamation status (spontaneous vs. technically reclaimed), type of reclamation (e.g. agricultural, forest), area of spoil bank, total area of water habitats, the ratio of water habitats area and spoil bank area, mean area of water habitats, total number of water habitats, and the number of water habitats per hectare of spoil bank. If reclaimed and successional sections were present at the same spoil bank, each section was described separately (see Table 1 for details).

2.2. Pond location and description

Using orthophoto maps, GPS navigations and the systematic field search in April 2010, we discovered 924 water bodies in total, 694 on successional and 230 on technically reclaimed spoil banks. Each pond was located by GPS navigation and described according to different levels of characteristics important for amphibians (Pope et al., 2000; Denoël and Lehmann, 2006): (i) pond features – area, maximum depth, shore slope, insolation of water surface, coverage by littoral vegetation; (ii) type of prevalent surrounding terrestrial environment and the status of reclamation; and (iii) connectivity with other ponds in the surrounding area. A summary of all variables is presented in Table 2.

Table 1

Description of spoil banks (SB). TR=technically reclaimed part of spoil bank, TU=technically unreclaimed part; Recl.=type of reclamation, T=technical, F=forest, A=agricultural, H=hydrological, G=grass stands, S=successional (without cultivated forest stands) – in case of multiple types of reclamation, the order indicates the proportion of reclamation types on the spoil bank; area SB=total area of spoil bank in hectares; area WH=total area of water habitats in hectares; rat. WH/SB=the ratio of total water habitat area to total spoil bank area expressed as a percentage; mean area WH=mean area of water habitats in m²; n WH=number of water habitats on spoil bank; n WH per ha SB=number of water habitats on spoil bank per hectare of spoil bank.

Name of spoil bank (SB)	Recl.	Area SB (ha)	Area WH (ha)	Rat. WH/SB (%)	Mean area WH (m ²)	n WH	n WH per ha SB
Technically reclaimed							
Březno	T, F, A	231.36	1.61	0.70	4025	4	0.02
Čepirohy	T, A, F	496.77	9.66	1.94	2476	39	0.08
Hornojřetinská – TR	T, F, H	351.28	16.37	4.66	20,461	8	0.02
Kopistská – TR	T, A, G	119.94	4.74	3.95	23,704	2	0.02
Lochočice	T, A, F	847.81	2.13	0.25	3045	7	0.01
Malé Březno	T, F, A	306.62	1.35	0.44	2257	6	0.02
Merkur	T, F, A	100.45	3.97	3.95	2333	17	0.17
Pokrok	T, F, A, G	289.39	5.28	1.83	5285	10	0.03
Pruněřov	T, F, A	261.31	4.67	1.79	6672	7	0.03
Radovesická – TR	T, A, F	1483.00	14.34	0.97	4216	34	0.02
Růžodolská – TR	T, F, G	952.99	33.52	3.52	4410	76	0.08
Střimická	T, F, A	743.55	16.98	2.28	14,148	12	0.02
Velebudická	T, F, A	729.32	1.32	0.18	1644	8	0.01
Žichlice	T, F	103.35	0	0.00	0	0	0.00
Technically unreclaimed							
Albrechtická	F, S	89.85	0.24	0.26	91	26	0.29
Hornojřetinská – TU	F, S	352.71	33.40	9.47	1380	242	0.69
Kopistská – TU	F	359.06	14.64	4.08	438	334	0.93
Radovesická – TU	S	57.34	5.42	9.45	888	61	1.06
Růžodolská – TU	F, S	31.28	1.76	5.61	1463	12	0.38
Teplická	F	519.31	23.58	4.54	12,410	19	0.04

In the case of larger ponds recognizable from orthophoto maps, their area was determined by tracing in ArcGIS (ESRI, 2007). Smaller ponds were measured directly in the field by tape line. To avoid errors resulting from the difficulty of precise measurement of some variables (vegetation cover, insolation), from their variability during the day (insolation) or within the pond (shore slope), and from the subjectivity of such assessment as conducted by different persons, we designated these pond characteristics as variables on an ordinal scale (Table 2).

Maximum depth was measured using a ruler. For shore slope, we considered the prevalent slope of banks under the water surface directly affecting the occurrence of littoral vegetation (Pieczynska, 1990 in Jorgensen and Hoffer). The intensity of insolation was stated as the ratio of the water surface area not shaded by trees and shrubs growing around the pond to the total water surface area. To avoid errors due to the sun's changing position during the

day, we determined this variable only in the middle of the day, i.e. between 10:00 a.m. and 3:00 p.m. We regarded as littoral vegetation any aquatic, emerged and submerged vegetation, as well as submerged grasses and branches of trees along pond edges used by amphibians for laying eggs and for shelter (Ficetola et al., 2006). The proportion of vegetation cover was estimated using the method of Oldham et al. (2000).

Prevalent surrounding terrestrial environment was described within a vicinity of 150 m and classified according to five types of environment differing mainly by vegetation type and cover (Table 2). The distance of 150 m around the pond was chosen on the basis of studies investigating the importance of surrounding terrestrial habitats for amphibians (e.g., Semlitsch and Bodie, 2003; Zanini, 2006; Ficetola et al., 2009).

For the pond connectivity variable, we selected the number of ponds within 300 m. The distance of 300 m corresponds to the common dispersion ability of Central European amphibians (e.g., Ponsero and Joly, 1998; Baker and Halliday, 1999; Kovář et al., 2009). The distance between ponds was measured as the “edge-to-edge” distance. The program ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) was used for creating buffer zones and for distance measurements.

Table 2

Description of assessed habitat features.

Variable (unit)	Levels	Range of levels
Maximum depth (m)	1	<0.5
	2	0.5–1.5
	3	>1.5
Shore slope (°)	1	<30
	2	30–55
	3	>55
Insolation (%)	1	<5
	2	5–75
	3	>75
Vegetation cover (%)	1	<5
	2	5–75
	3	>75
Surrounding environment	1	Initial successional stages
	2	Arable lands
	3	Grasslands
	4	Forest steppes
	5	Forests
Technical reclamation	1	Reclaimed
	0	Unreclaimed
Pond area (m ²)		
Number of ponds within 300 m		

2.3. Statistical analysis

The ratio of water habitat area to total spoil bank area, as well as the number of ponds per hectare of spoil bank between reclaimed ($n = 14$) and successional ($n = 6$) spoil bank sections, were compared by generalized linear models (GLM) using R statistical software, version 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). A separate model was computed for each response variable. We used the status of spoil bank reclamation, i.e. spontaneous vs. technically reclaimed, as the explanatory variable.

We mainly used GLM to test the differences in habitat features of water bodies between reclaimed and successional spoil banks sections as well. A separate model was computed for each response variable. As for quantitative variables on a ratio scale (pond area and the number of ponds within 300 m), we distinguished the effect of reclamation status from the effect of spoil bank specificity by

placing the variable of spoil bank specificity as the first in the model, i.e. as a co-variable. Furthermore, we created a second model with the opposite order of main variables, i.e. with reclamation status first. Using variation partitioning (Legendre and Legendre, 1998), we then expressed the ratio of explained variability by spoil bank specificity and by status of reclamation, as well the amount of the combined explained variability. The variable of pond area was logarithmically transformed and the linear model (LM) was used. For all categorical variables and variables on an ordinal scale, we compared the number of ponds belonging to a particular level of variable and status of reclamation. To analyze the obtained frequencies, we used log-linear models with Poisson distribution of the response variable.

To test the significance of each variable in the model, we used Chi-squared deletion tests for the models with Poisson distribution of the response variable and F tests for the models with quasi-Poisson distribution (Crawley, 2007). Each minimal adequate model, except log-linear models (Pekár and Brabec, 2009), was checked in the end using standard statistical diagnostics (Crawley, 2007).

3. Results

The ratio of water habitat area to total spoil bank area, as well as the number of ponds per hectare of spoil bank, were significantly higher on successional than on reclaimed sections of spoil banks (ratio: $df=1$, $F=10.82$, $p=0.004$; pond number: $df=1$, $F=47.33$, $p<10^{-5}$). Water bodies occupied from 0.00% to 4.66% (median = 1.81%) of the area on reclaimed sections and from 0.26% to 9.47% (5.08%) of the area on successions. The number of ponds per hectare of spoil bank varied on reclaimed parts from 0.00 to 0.17 (0.02) and on successions from 0.04 to 1.06 (0.53).

Water bodies arising on unreclaimed parts of spoil banks were significantly smaller than on reclaimed parts. On the other hand, the number of ponds within 300 m was much higher on successional sites than on reclaimed sites (Fig. 2 and Table 3). Despite the spoil bank specificity as a co-variable, the effect of reclamation status was highly significant for both pond area and the number of ponds within 300 m (Table 3). Nevertheless, the spoil bank variable accounted for a considerable amount of variability as well (16.3% of variability explained by both variables combined). In the case of pond area, it was comparable with the variability explained by

Table 3

Results of analyses of differences in pond area and the number of ponds within 300 m on technically reclaimed (R) and successional (S) spoil bank sites. Bank = spoil bank specificity, Rec = reclamation status (successional vs. technically reclaimed), Bank:rec = interaction between mean variables. In the case of pond area, LM was used; for the number of ponds, GLM with quasi-Poisson distribution was used.

Variable	df	F	p	Result
Pond area				
Bank	1	76.68	$p < 10^{-6}$	S < R
Rec	1	20.98	$p < 10^{-5}$	
Bank:rec	1	15.25	$p = 10^{-4}$	
Number of ponds				
Bank	1	306.68	$p < 10^{-6}$	S > R
Rec	1	21.99	$p < 10^{-5}$	
Bank:rec	1	56.18	$p < 10^{-6}$	

reclamation status (21.5%). For the number of ponds within 300 m, the separate effect of spoil bank was even six times stronger than the effect of reclamation status (35.3% and 5.6%, respectively). Furthermore, most of the variability (about 60% in the case of both variables) was explained by these variables combined.

Log-linear analyses of pond numbers belonging to a particular level of a given variable, and reclamation status revealed highly significant differences among observed frequencies in all variables (Fig. 3 and Table 4). We found a higher ratio of deeper ponds on technically reclaimed parts of spoil banks, whereas shallow and medium-depth ponds prevailed on succession sites. Ponds with gentle shore slopes were considerably predominate on successions, with less than just 5% of ponds there in the steepest level (in contrast with nearly one quarter in reclaimed sites). As for insolation of water surface, the majority of ponds on reclaimed sections was fully insolated, in contrast to successional sections where partially insolated ponds prevailed. Partially vegetated ponds predominated in both reclaimed and unreclaimed spoil banks. On succession sites, however, the proportion of fully vegetated ponds was significantly higher than on reclaimed sites. Ponds on successional spoil banks were mostly surrounded by forests and forest-steppe formations, while other landscape types were rare or practically absent. This contrasted to reclaimed spoil banks which had a more balanced ratio of landscape types in pond surroundings (Table 4).

4. Discussion

4.1. Pond features

On succession sites, we found a higher proportion of smaller shallow ponds with gentle shore slopes, partial insolation of water surface and partial vegetation cover. The ponds on technically reclaimed sections of spoil banks were larger and deeper, with steeper shore slopes, full insolation and partial vegetation cover (Fig. 3 and Table 4).

Central European amphibians usually prefer middle-sized (about 500 m²), stable water bodies with a depth allowing development of partial vegetation cover (Ficetola and De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005; Hartel et al., 2007a). Very large and deep ponds are unsuitable for amphibians due to intensive fish management (Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007b) and could even represent barriers for them (Ray et al., 2002). Very small and shallow ponds, on the other hand, are often threatened by desiccation (Kopecký et al., 2010), and due to restricted size and suboptimal conditions they often host the smallest populations (Hartel et al., 2007b). For some species, however, small temporary ponds represent crucial habitats (Griffiths, 1997; Kopecký et al., 2010) and, as pond clusters, could maintain their large (meta)populations (Denoël, 2007). Tiny water bodies are also relevant as amphibian refuges (Van Buskirk,

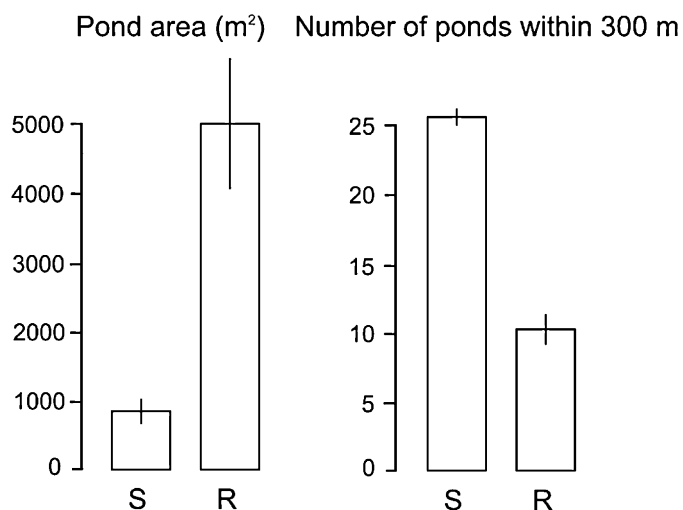


Fig. 2. Differences in pond area and number of ponds within 300 m on technically reclaimed (R) and spontaneous (S) spoil bank sites. Vertical lines represent 95% confidence intervals of the mean. See Table 3 for the results of statistical analyses.

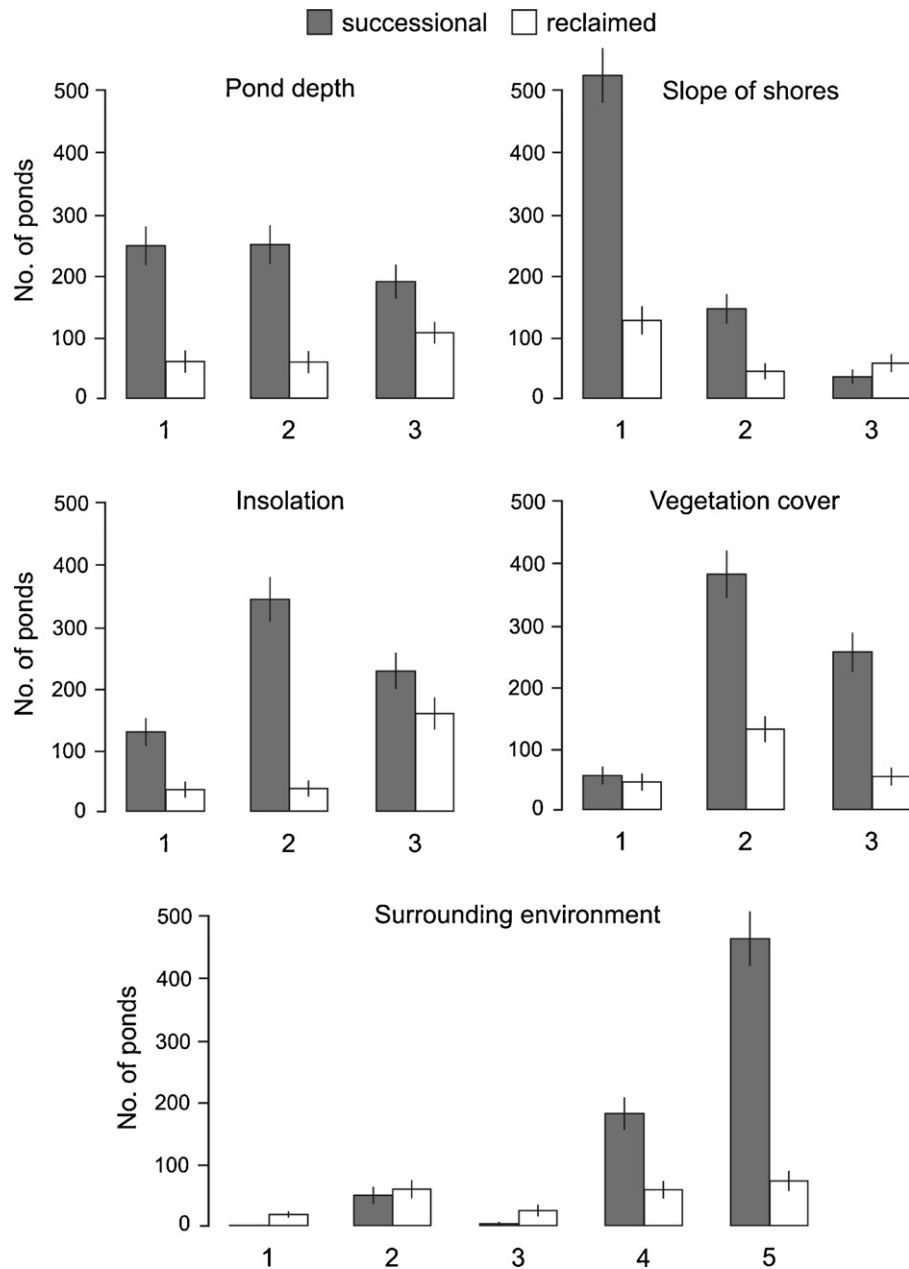


Fig. 3. Number of ponds according to the particular level of the given variable and the reclamation status (successional vs. technically reclaimed). For an explanation of the levels of variables (see Table 2).

2003), as they increase landscape permeability and support colonization of new areas (Hartel and Öllerer, 2009). As for pond size and depth, we can conclude that unreclaimed spoil banks contain a higher proportion of suitable, i.e. small and middle-sized, water bodies supporting the existence of most amphibian species living in spoil bank surroundings.

Shore slope and pond depth are features closely related to ponds' vegetation cover (Pieczynska, 1990 in Jorgensen and Hoffer), which protects amphibian eggs, larvae and adults against predators (Joly et al., 2001). Water bodies on both successional and technically reclaimed spoil banks were predominantly partially vegetated (Fig. 3 and Table 4). In the case of large and deep ponds that prevailed on reclaimed sites, however, partial vegetation represented merely a narrow ring of vegetation around the pond. Along with intensive fish predation, this does not offer suitable conditions for

amphibians (Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007a). The gentle slopes and lower depths of small ponds prevailing on succession sites probably led to the relatively higher proportion of fully vegetated ponds there.

The intensity of water surface insolation is connected to pond size and the type of surrounding habitat (Ponsero and Joly, 1998). Thus, small ponds surrounded by forests or forest steppes, which prevailed on successional spoil banks, were relatively less insolated than larger ponds on reclaimed spoil banks (Fig. 3 and Table 4).

4.2. Surrounding environment

Forest steppes and forests considerably prevailed as the terrestrial habitats around ponds on successional spoil banks, whereas the ratios of landscape types in pond surroundings on reclaimed

Table 4
Log-linear frequency analysis of pond numbers according to reclamation status (R – reclaimed, S – successional) and the particular level of the given variable (numbers from one to five). Only the interactions between particular variables and the reclamation status are presented as the results of the analyses (see Section 2). The percentages in parentheses represent pond ratios within a particular reclamation status and the level of the given variable. For an explanation of the levels of variables (see Table 2).

Variable		Pond numbers (%)					df	p
		1	2	3	4	5		
Maximum depth	S	252 (36.3)	253 (36.5)	189 (27.2)			2	<10 ⁻⁶
	R	63 (27.4)	60 (26.1)	107 (46.5)				
Shore slope	S	515 (74.2)	145 (20.9)	34 (4.9)			2	<10 ⁻⁶
	R	129 (56.1)	45 (19.6)	56 (24.3)				
Insolation	S	127 (18.3)	342 (49.3)	225 (34.4)			2	<10 ⁻⁶
	R	34 (14.8)	37 (16.1)	159 (69.1)				
Vegetation cover	S	54 (7.8)	381 (54.9)	259 (37.3)			2	<10 ⁻⁶
	R	45 (19.6)	131 (56.9)	54 (23.5)				
Surrounding environment	S	0 (0.0)	3 (0.4)	48 (6.9)	180 (25.9)	463 (66.7)	4	<10 ⁻⁶
	R	17 (7.3)	25 (10.9)	58 (25.2)	58 (25.2)	72 (31.3)		

sites were more balanced (Fig. 3 and Table 4). In the case of the Kopistská and Teplická spoil banks, this was due to forest reclamation in the past (Table 1). Forest steppes prevailed on the other successional spoil banks. Most Central European amphibians prefer forest steppe or forest habitats during their terrestrial period (Denoël and Lehmann, 2006; Hartel and Öllerer, 2009). Although they usually use more insolated ponds not under the canopy for reproduction, continuity on micro-climatically suitable terrestrial habitats is important for many species (Laan and Verboom, 1990; Ponsero and Joly, 1998). The higher proportion of arable fields and intensively managed grassland on reclaimed sites may decrease spoil bank permeability for amphibians (Marsh and Trenham, 2001; Ray et al., 2002).

4.3. Connectivity of water habitats

The main cause of the significantly higher ratio of water habitat area, higher number of ponds per hectare of spoil bank, and higher number of ponds within 300 m for successional spoil banks (Fig. 2 and Table 3) is the heterogeneous surface of unreclaimed post-mining sites (Bejček, 1982). For European amphibians, ponds are crucial not only as reproduction habitats. Clusters of suitable and accessible ponds also maintain amphibian (meta)populations (Laan and Verboom, 1990; Marsh and Trenham, 2001; Petranka et al., 2007) and support the colonization of new sites (Sjögren, 1991; Cushman, 2006; Hartel and Öllerer, 2009), including spoil banks (Vojar, 2006). Although the presence of water bodies regardless of amphibian presence is not itself decisive for persistence of amphibian (meta)populations (Denoël and Lehmann, 2006), the pure effect of pond incidence has been regarded as a significant habitat feature (Vos and Stümpel, 1996; Marsh et al., 1999; Zanini, 2006). Thus the considerably higher pond connectivity on successional parts of spoil banks should lead to more stable amphibian (meta)populations and should enhance spoil bank colonization by amphibians better than on reclaimed sites.

4.4. Reclamation status vs. spoil bank specificity

Although the effect of reclamation status (succession vs. technical reclamation) was significant in both pond area and the number of ponds within 300 m, spoil bank specificity also accounted for a considerable amount of variability, particularly in the case of pond numbers. Furthermore, most of the variability was explained by reclamation status and spoil bank specificity combined. The reasons for such results probably arise from the specificity of

reclamation of some spoil banks. For instance, only on a small part of the reclaimed Růžodolská spoil bank, and not on other reclaimed spoil banks, was a relatively high number of small ponds (39) created. Two spoil banks (Střimická, Lochočice) were established as a hillside, and only on some terraces were water bodies created. Special types of recreation reclamations on some spoil banks (e.g. creation of a hippodrome and golf course on the Velebudická spoil bank) negatively affected the number of ponds there. It is likely that spoil bank specificity could involve other factors (e.g. age and location of spoil bank, composition of overburden, dumping method) that significantly affect environmental features.

5. Conclusions

Our results showed that primary succession leads to more preferable pond features for amphibians than does technical reclamation. The most important characteristics of successional ponds, however, are their variability and high numbers, allowing the generation of functional amphibian (meta)population structures. It has been hypothesized that the abundance of amphibian populations will increase with the density of suitable habitats (Vos and Stümpel, 1996; Zanini, 2006). This is consistent with our results, where we found the most abundant amphibian populations on technically unreclaimed sections of spoil banks with a variety of ponds (Smolová et al., 2010). Thus, successional post-mining sites represent great potential for nature conservation (Tropek et al., 2010). In the Czech Republic, for instance, lignite mines and spoil banks cover about 500 km² (Řehounek et al., 2010), an area comparable to the total area of all Czech national nature reserves.

The question of how to use the ecological potential of post-mining sites is a prevailing one in the Czech Republic. On the one hand, considerable costs are allocated to nature conservation (Konvička et al., 2005), while, on the other hand, valuable habitats on post-mining sites often arise naturally, without the need of any additional costs (Prach and Hobbs, 2008). Furthermore, expensive technical reclamation has a negative effect on these sites, whereby it destroys habitat and species diversity (Hodačová and Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Leaving parts of spoil banks to primary succession could have a crucial positive effect not only for amphibians (Pižl, 2001; Hodačová and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2009).

To effectively protect the ecological value of post-mining sites, finances should be used not only for ecological restoration immediately after the end of mining, but also for subsequent habitat

management and its monitoring. Using appropriate conservation measures, e.g. partial elimination of littoral vegetation, pond silt control, grass mowing, pasture or maintenance of open forests by selective harvesting (Petříček, 1999), the variety of successional stages of both water and terrestrial habitats on post-mining sites should be maintained (Fog, 1997; Vojar, 2007).

Acknowledgments

This study was supported by the Czech University of Life Sciences Prague (grants nos. 42110/1313/3111 and 42110/1312/3148), by Technology Agency of the Czech Republic (grant no. TA01020881) and by Research Project of the Faculty of Agrobiology, Food and Natural resources, Czech University of Life Sciences Prague (grant no. 6046070901). We are grateful to K. Šebková, M. Mildorfová, J. Gučík, M. Jílková and other colleagues for their help in the field, to Gale A. Kirking and M. Knapp for useful comments to the manuscript.

References

- Antwi, E.K., Krawczynski, R., Wiegler, G., 2008. Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape Urban Plan.* 87, 22–32.
- Baker, J.M.R., Halliday, T.R., 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetol. J.* 9, 55–63.
- Bejček, V., 1982. Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypky v mostecké kotlině. *Sbor. Okr. Muz. v Mostě, ř. přír.* 4, 61–86 (in Czech).
- Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecol. Eng.* 8, 255–269.
- Brändle, M., Durka, W., Altmörs, M., 2000. Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodivers. Conserv.* 9, 1297–1311.
- Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biol. Conserv.* 128, 231–240.
- Denoël, M., 2007. Le Triton alpestre, *Triturus alpestris* (Laurenti, 1786). In: *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Namur, Aves-Rainne & Région wallonne, pp. 62–71 (in French).
- Denoël, M., Lehmann, A., 2006. Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biol. Conserv.* 130, 495–504.
- Dolný, A., Harabiš, F., 2011. Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogetic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2011.10.020, in press.
- Duellman, W.E., Trueb, L., 1994. *Biology of Amphibians*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- ESRI, 2007. ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA).
- Ficetola, G.F., De Bernardi, F., 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biol. Conserv.* 119, 219–230.
- Ficetola, G.F., Padoa-Schioppa, E., De Bernardi, F., 2009. Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conserv. Biol.* 23, 114–123.
- Ficetola, G.F., Valota, M., De Bernardi, F., 2006. Within-pond spawning site selection in *Rana dalmatina*. In: Zuffi, M.A.L. (Ed.), *Atti del V Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica*. Firenze University Press, Florence, pp. 113–116.
- Fog, K., 1997. A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Mem. Soc. Fauna Flora Fenn.* 73, 91–100.
- Galán, P., 1997. Colonization of spoil benches of an open-cast lignite mine in north-west Spain by amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 79, 187–195.
- Griffiths, R.A., 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquat. Conserv.* 7, 119–126.
- Harabiš, F., Dolný, A., 2011. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *J. Insect. Conserv.* doi:10.1007/s10841-011-94000-0, in press.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.I., Demeeter, L., 2007a. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583, 173–182.
- Hartel, T., Öllerer, K., Nemes, S., 2007b. Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Acta Sci. Transylv.* 15, 109–132.
- Hartel, T., Öllerer, K., 2009. Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North-West. J. Zool.* 5, 40–52.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A., 2008. Invertebrate communities in managed and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *J. Lands. Stud.* 1, 169–187.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M., 2009. Bird communities of forest stands on spoil heaps after brown coal mining. *Sylvia* 45, 177–189 (in Czech).
- Hodačová, D., Prach, K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restor. Ecol.* 11, 1–7.
- Holec, M., Frouz, J., 2005. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49, 345–357.
- Jochimsen, M.E.A., 1996. Reclamation of colliery mine spoil founded on natural succession. *Water Air Soil Pollut.* 91, 99–108.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., 2001. Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 15, 239–248.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc (in Czech).
- Kopecký, O., Vojar, J., Denoël, M., 2010. Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31, 109–116.
- Kovář, R., Brabec, M., Víta, R., Bocek, R., 2009. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30, 367–378.
- Laan, R., Verboom, B., 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol. Conserv.* 54, 251–262.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*, second English ed. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J. (Eds.), 2007. *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Blackwell Publishing, London.
- Marsh, D.M., Fegras, E.H., Harrison, S., 1999. Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *J. Anim. Ecol.* 68, 804–814.
- Marsh, D.M., Trenham, P.C., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15, 40–49.
- Nicolau, J.M., 2003. Trends in relief design and construction in open-cast mining reclamation. *Land Degrad. Dev.* 14, 215–226.
- Novák, J., Prach, K., 2003. Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. *Appl. Veg. Sci.* 6, 111–116.
- Oldham, R.S., Keeble, J., Swan, M.J.S., Jeffcote, M., 2000. Evaluating the suitability of habitat for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). *Herpetol. J.* 10, 143–155.
- Pekár, S., Brabec, M., 2009. Moderní analýza biologických dat, Zobecněné lineární modely v prostředí R. *Scientia*, Praha (in Czech).
- Petránek, J.W., Harp, E.M., Holbrook, C.T., Hamel, J.A., 2007. Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biol. Conserv.* 138, 371–380.
- Petříček, V. (Ed.), 1999. *Péče o chráněná území. I. Nelesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Prague (in Czech).
- Pieczynska, E., 1990. Littoral habitats and communities. In: Jorgensen, S.E., Hoffer, H. (Eds.), *Guidelines of Lake Management*, vol. 3. ILLEC, UNEP, Otsu, Japan.
- Pižl, V., 2001. Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. *Restor. Ecol.* 9, 359–364.
- Ponsero, A., Joly, P., 1998. Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 142, 343–352.
- Pope, S.E., Fahring, L., Merriam, H.G., 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog population. *Ecology* 81, 2498–2508.
- Portal of Public Administration, 2011. *Cenia – maps* (Online). <http://geoportal.cenia.cz/mapsphere>, cit. 5. 1. 2011.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restor. Ecol.* 16, 363–366.
- R Development Core Team, 2009. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ray, N., Lehmann, A., Joly, P., 2002. Modelling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodivers. Conserv.* 11, 2143–2165.
- Řehounek, J., Řehouneková, K., Prach, K. (Eds.), 2010. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice (in Czech).
- Rundel, P.W., Montenegro, G., Jaksic, F.M. (Eds.), 1998. *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-type Ecosystems*. Springer, Berlin.
- Schulz, F., Wiegler, G., 2000. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degrad. Dev.* 11, 99–110.
- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conserv. Biol.* 12, 1129–1133.
- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv. Biol.* 17, 1219–1228.
- Sjögren, P., 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biol. J. Linn. Soc.* 42, 135–148.
- Sklenička, P., Lhota, T., 2002. Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape Urban Plan.* 58, 147–156.
- Smolová, D., Doležalová, D., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J., 2010. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Scientiae Naturales, Liberec* 28, 155–163 (in Czech).
- Tischew, S., 1998. Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohle-tagebauen. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*. Halle SH 1, 42–53 (in German).
- Toy, T.J., Chuse, W.R., 2005. Topographic reconstruction: a geomorphic approach. *Ecol. Eng.* 24, 29–35.

- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, P., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňář, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvička, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147.
- Van Buskirk, J., 2003. Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. *Divers. Distrib.* 9, 399–410.
- Van Buskirk, J., 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86, 1936–1947.
- Vojar, J., 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Sci. Agric. Bohem.* 37, 35–40.
- Vojar, J., 2007. Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny (in Czech).
- Vos, C.C., Stümpel, A.H.P., 1996. Comparison of habitat isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecol.* 11, 203–214.
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják J., Šoch, M., Dejmal, I., Jirásek, P., Neruda, M., Zahálka, J., 2008. Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, I. část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem (in Czech).
- Wellborn, G.A., Skelly, D.K., Werner, E.E., 1996. Mechanism creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27, 337–363.
- Wells, K.D., 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Zanini, F., 2006. *Amphibian Conservation in Human Shaped Environments: Landscape Dynamics, Habitat Modelling and Metapopulation Analyses*. PhD Thesis. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Switzerland.

II. a

**Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog
(*Rana dalmatina*): A conservation perspective**

Jiří Vojar, Milič Solský, Jana Doležalová, Miroslav Šálek, Oldřich Kopecký

Environmental Changes and Biological Assessment IV 1 (2008): 386–390.

Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A conservation perspective

Jiří VOJAR, Milič SOLSKÝ, Jana DOLEŽALOVÁ, Miroslav ŠÁLEK & Oldřich KOPECKÝ

Abstract: We examined the impact of ecological features of ponds and their surroundings on the abundance of agile frog (*Rana dalmatina*) clutches at about 200 ponds in the Hornojířetínská spoil bank (North Bohemian coal mining district, Czech Republic), during the spring periods in 2005, 2006 and 2007. The number of ponds where clutches occurred did not differ from year to year, but the total numbers of clutches and also the numbers in the same ponds differed significantly. We found that effects of habitat characteristics were not significant in all three years, whereas the distance from the source of colonization by this species was the only stable significant factor. This variable in relation to the population dynamic may mask or greatly influence the effects of habitat preferences. Thus, it is necessary to provide connectivity of post-mining areas with their valuable surroundings.

Keywords: amphibians, conservation management, habitat preferences, monitoring, spoil heaps

Introduction

There is a need for retrospective monitoring of conservation and reclamation activities for the purposes of effective conservation management and restoration planning (Vojar 2007). Monitoring the effects of habitat features on population sizes of particular species has been widely used in species conservation strategies, including those for amphibians (e.g., Lehtinen & Galatowitsch 2001, Denoël & Lehmann 2006, Loman & Andersson 2007). Knowledge about preferences for certain habitat features could be useful in creating or revitalizing a species environment (Banks et al. 1994, Beebee 1996), including post-mining landscapes exploited by humans (Vojar 2006a).

Open-cast mining has caused large-scale total destruction of the original ecosystem, and changes in the surrounding areas (Sklenička & Lhota 2002, Hüttl & Gerwin 2005). As soon as mining operations and reclamations are finished, these locations are taken over by plants and animals in the process of primary succession (Majer 1989). Successful colonization of man-made habitats by amphibians usually depends on their habitat features, location, distance from suitable habitats, and the permeability of the surrounding landscape for certain species (e.g., Stumpel & van der Voet 1998, Baker & Halliday 1999, Ray et al. 2002, Ficetola & DeBernardi 2004, Vojar 2006b). As amphibians typically exhibit great population fluctuations from year to year (Marsh 2001, Marsh & Trenham 2001), it is difficult to distinguish between natural fluctuation and human influence without long-term studies (Green 2003, Pechmann 2003). It is also not easy to make a reliable evaluation of the impact of conservation and reclamation actions.

The goal of this study was to examine the effect of habitat features of ponds and their surroundings on the abundance of the agile frog (*Rana dalmatina*) over a period of three successive years, and to discuss the results from the perspective of amphibian conservation management in post-mining areas.

Material and Methods

The study area, the Hornojířetínská spoil bank in the Most mining district (North-west Bohemia, Czech Republic, 50°34'N, 13°34'E), was described in detail by Vojar (2006b). Most of the bank has never been reclaimed. Therefore, the geomorphology of the terrain has remained rugged, with more than 250 ponds of various types and sizes established in natural depressions. The opportunity for colonization by organisms from

the surroundings is limited, due to the prevailing disturbed landscape for a distance of several km (particularly consisting of mining and industrial areas). The only way for amphibians to colonize this spoil heap is from the alluvial plain situated close to the north-western edge of the bank.

The number of agile frog clutches was counted over a period of three years (from 2005 till 2007) at all ponds that were found (182 clutches in 2005, 191 in 2006 and 217 in 2007), in order to examine the effect of ecological factors determining abundance and spatial distribution of this species. In total, 155 ponds were monitored for all three years. The data was analyzed using a generalized linear model (GLM, Type III test) with Poisson distribution of the dependent variable (the number of clutches). The Bonferonni rule was applied to adjust the level of significance. The following features of the pond and its surroundings were used as explanatory factors: area, maximum depth of the pond, slope of its shores (gentle, steep), vegetation cover of the pond surface-area occupied by macrophytes (cover <5%, 5 – 70%, >70%), type of reclamation in the surroundings (without reclamation, technical reclamation, biological reclamation, both technical and biological reclamation) and prevalent surrounding habitat (continuous forests, open landscape with dispersed trees). The distance of the pond from the source of colonization and the number of ponds within a distance of 100 m and 300 m were also included in the model. The statistical computations were performed with S-Plus for Windows (S – Plus 1999).

Results

The number of clutches in the permanently monitored ponds (N = 155) differed significantly between the years (1041 in 2005, 506 in 2006 and 911 clutches in 2007: $\chi^2 = 190$; $df = 1$; $p < 10^{-6}$). We did not find the difference in the numbers of occupied and unoccupied ponds between particular seasons (Tab. 1).

The effects of the ecological characteristics on the number of clutches differed from year to year and were not significant (Table 2). On the other hand, the distance from the source of colonization was the only significant factor in all three years (Tab. 2).

Tab. 1. Presence of the agile frog at permanently monitored localities (N = 155)

Year	Presence	Absence
2005	65	93
2006	59	96
2007	76	79
$\chi^2 = 4.35$, $df = 2$; $P = 0.11$		

Tab. 2. Effect of ecological factors on the abundance of the agile frog in the Hornojřetínská spoil heap from 2005 to 2007. Bonferonni rule was applied to adjust the level of significance. Significant results are highlighted.

Factor / year	2005		2006		2007	
	F	P	F	P	F	P
Pond area	1.72	0.19	2.08	0.15	3.97	0.05
Depth of the pond	1.20	0.30	0.15	0.86	0.53	0.59
Slope of the shores	1.81	0.17	2.69	0.07	1.56	0.21
Vegetation cover	2.51	0.09	0.58	0.56	2.74	0.07
Type of reclamation	0.21	0.89	0.52	0.67	0.44	0.73
Prevalent surrounding habitat	0.81	0.37	0.31	0.57	0.24	0.63
Number of ponds within a distance of 100 m	1.35	0.25	2.46	0.12	5.25	0.02
Number of ponds within a distance of 300 m	0.18	0.66	0.11	0.74	0.31	0.58
Distance from the source of frog colonization	22.19	<10⁻⁵	33.06	<10⁻⁶	40.81	<10⁻⁶

Discussion

We found significant differences in total numbers of clutches between the years. Such population dynamics are specific for amphibians (e.g. Marsh 2001, Pechmann 2003) and depend particularly on environmental conditions and demographic parameters (Duellman & Trueb 1994). The habitat variables and human influence were constant during all seasons, so we assume that the fluctuation in population density was due to major differences in the course of the weather in the previous winter. Higher densities were observed after the warm winters 2004/2005 and 2006/2007, whereas lower density was determined after the long and cool winter 2005/2006. Therefore, long-term studies are needed to untangling the causes of fluctuations in population size.

Taking into consideration the complex life cycles of amphibians (Duellman & Trueb 1994), we analyzed habitat selection at three scales (see Pope et al. 2000, Cushman 2006, Denoël & Lehmann 2006), i.e., the characteristics of the pond, its surroundings, and the density of ponds in the surroundings and the distance of the pond from the source of colonization.

Interesting results were given by comparing the statistical significances of the ecological characteristics in time, when some of them partially differed from year to year. The number of clutches depended only on the distance from the source of colonization – the alluvial plain situated close to the north-western edge of the bank. This variable in relation to the population dynamic may mask or greatly influence the effects of habitat preferences. Despite the old succession stage of the monitored spoil bank (about 35 years after heaping) and the large number of water bodies, the abundance of the agile frog in the spoil bank still depends on colonization from its surroundings. Unreclaimed spoil banks seem to be a specific environment containing a mosaic of suitable and unsuitable patches. Suitable ponds, i.e. ponds with a high number of clutches recorded in any season, situated further from the source of colonization, were unoccupied during the year with overall low population density. When the overall population size was higher, ponds situated further from the alluvial plain were also colonized (own unpublished data).

An alluvial plain provides a suitable terrestrial habitat (particularly for overwintering), but not a suitable reproduction habitat (due to the absence of water bodies). Although the occupancy of new ponds by amphibians often depends on the distance from the nearest water pond (e.g. Baker & Halliday 1999, Joly et al. 2001, Lehtinen & Galatowitsch 2001), our results did not clearly confirm these findings. We argue that the terrestrial habitats surrounding wetlands are also essential to the conservation of semiaquatic species (see Semlitsch & Bodie 2003). For effective conservation of amphibian populations, we must protect both water and the terrestrial environment suitable for overwintering and provide connectivity of post-mining areas with their valuable surroundings. However, this is often underappreciated or overlooked by managers and conservation planners (Semlitsch & Bodie 2003).

Acknowledgements

We thank Kateřina Maříková, Jiří Mařík, Kamila Šebková, Kristýna Rejzková, Jindřich Gučík and Magda Jílková for their great help in field works, and Robin Healey for his language revision of the text. This study was supported by a grant from the University of Life Sciences in Prague, no. 42110/1313/3178 (2007), and a grant from the Faculty of Life Science, no. 41110/1312/3157 (2005).

References

- Baker, J. M. R. & Halliday, T. R. 1999: Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55-63.
- Banks, B., Beebee, T. J. C. & Cooke, A. S. 1994: Conservation of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain over the period 1970–1990 in relation to site protection and other factors. *Biological Conservation*, 67: 111-118.
- Beebee, T. J. C. 1996: *Ecology and Conservation of Amphibians*. Chapman & Hall, London.
- Cushman, S. A. 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231-240.
- Denoël, M. & Lehmann, A. 2006: Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 130: 495-504.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994: *Biology of Amphibians. Second Edition*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Ficetola, F. G. & De Bernardi, F. 2004: Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119: 219-230.
- Green, D. M. 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation*, 111: 331-343.
- Hüttl, R. F. & Gerwin, W. 2005: Landscape and ecosystem development after disturbance by mining. *Ecological Engineering*, 24: 1-3.
- Joly, P. & Grolet, O. 1996: Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing Alpine newts, *Triturus alpestris*. *Acta Oecologica*, 17: 599-608.
- Lehtinen, R. M. & Galatowitsch, S. M. 2001: Colonization of restored wetlands by amphibians in Minnesota. *The American Midland Naturalist*, 145: 388-396.
- Loman, J. & Andersson, G. 2007: Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation*, 135: 46-56.
- Majer, J. D. 1989: Long-term colonization of fauna in reclaimed land. In: Majer, J. D. (ed.): *Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge University Press, Cambridge, New York etc., pp. 143-174.
- Marsh, D. M. 2001: Fluctuation in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 101: 327-335.
- Marsh, D. M. & Trenham, P. C. 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15: 40-49.
- Pechmann, J. H. K. 2003: Natural population fluctuations and human influences: null models and interactions. In: Semlitsch, R. D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London, pp. 85-93.
- Pope, S. E., Fahring, L. & Merriam, H. G. 2000: Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog population. *Ecology*, 81: 2498-2508.
- Ray, N., Lehmann, A. & Joly, P. 2002: Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2143-2165.
- Semlitsch, R. D. & Bodie, J. R. 2003: Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, 17: 1219-1228.
- Sklenička, P. & Lhota, T. 2002: Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning*, 58: 147-156.
- Stumpel, A. H. P. & van der Voet, H. 1998: Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*, 19: 125-142.
- S-PLUS® 1999: *S-Plus for Windows 2000, Guide to Statistics*. Data Analysis Products Division. MathSoft, Seattle.
- Vojar, J. 2006a: Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 37: 35-40.
- Vojar, J. 2006b: Spatial pattern and abundance of the agile frog, *Rana dalmatina*, in the Hornojřetínská spoil bank (North Bohemian coal mining district, Czech Republic). In: Kočárek, P., Plášek, V. & Malachová, K. (eds): *Environmental changes and biological assessment III. Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis Nr. 163*, Ostrava: 239-241.
- Vojar, J. 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.

Jiří Vojar, Milič Solský, Jana Doležalová, Miroslav Šálek & Oldřich Kopecký
Department of Ecology and Environment
Faculty of Environmental Science
Czech University of Life Sciences Prague
Kamýcká 1176
CZ - 165 21
Praha 6 – Suchdol
Czech Republic
e-mail: vojar@fzp.czu.cz

II. b

Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách

Daniela Smolová, Jana Doležalová, Jiří Vojar, Milič Solský, Oldřich Kopecký, Jindřich Gučík

Sborník Severočeského Muzea, Přírodní vědy, Liberec **28** (2010): 155–163.

Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách

Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia

Daniela SMOLOVÁ¹⁾, Jana DOLEŽALOVÁ¹⁾, Jiří VOJAR¹⁾, Milič SOLSKÝ¹⁾,
Oldřich KOPECKÝ²⁾ & Jindřich GUČÍK¹⁾

¹⁾Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze, Kamýcká 1176, CZ – 165 21 Praha 6 - Suchdol; e-mail: Daniela.Smolova@seznam.cz

²⁾Katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze, Kamýcká 1129, CZ – 165 21 Praha 6 - Suchdol

Abstract. More than 1 250 faunistic records of nine amphibian species were collected on 21 spoil banks in the north-Bohemian brown coal field in 1998–2009. Our results show that particularly technically unreclaimed spoil banks can be a suitable environment for endangered amphibians.

Key words: Amphibians, spoil banks, open-cast mining, spontaneous succession, reclamation

ÚVOD

V severozápadních Čechách došlo během 20. století k významnému úbytku přírodních či přírodě blízkých biotopů, především pak v souvislosti s rozvojem těžebního průmyslu. Díky povrchové těžbě nerostných surovin byla původní krajina nejprve velkoplošně odvodněna, aby posléze ustoupila povrchovým lomům a výsypkám skrývkového materiálu. Řada rostlin i živočichů nachází v povrchových lomech a výsypkách po ukončení těžby, ale i v jejím průběhu, vhodná prostředí a spontánně je osídluje (Bejček & Tyrner 1980; Bejček & Šťastný 1984; Prach & Pyšek 2001; Hodačová & Prach 2003). Obojživelníci nejsou výjimkou, úspěšně osídlují především nerekulitované, morfologicky členité výsypky s řadou vodních ploch (Přikryl 1999; Vojar 2000, 2007; Zavadil 2007), které vznikají v terénních sníženinách na nepropustném podloží skrývaných třetihorních jíílů (Vojar 1999).

Kompletní inventarizace obojživelníků na rozsáhlých územích po těžbě v severozápadních Čechách nebyla dosud provedena. Většina publikovaných prací se věnuje batrachofauně v jejich okolí a nálezy z výsypek jsou zde uváděny sporadicky (např. Voženilek 2000; Zavadil 2002). Údaje o výskytu obojživelníků na výsypkách lze najít především v nepublikovaných výzkumných zprávách Šťastného & Bejčka (1993, 1999), Reháka (1994), Zavadila (1998), Tajovského (2002) či diplomových a bakalářských pracích na toto téma (viz kap. Metodika). Nečetné publikace obsahují pouze obecné informace (Bejček & Šťastný 1999, 2000; Přikryl 1999) nebo jsou zaměřeny na plošně omezená území (Doležalová & Mach 2002) či jednotlivé druhy (Vojar & Doležalová 2003).

Z výše uvedeného přehledu vyplývá, že faunistická data o obojživelnících na výsypkách chybí. Znalosti o jejich výskytu jsou přitom základem praktické ochrany (Stumpel & van der Voet 1998; Baker & Halliday 1999; Mikátová & Vlašín 2002) a mohou přinést cenné

informace o významu těžbou ovlivněných ploch pro obojživelníky, přispět k ochraně nejvýznamnějších biotopů a pomoci navrhnout takové způsoby rekultivací, které umožní rozvoj populací obojživelníků i další fauny na výsypkách.

METODIKA

Práce shrnuje údaje o výskytu obojživelníků na 21 výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve (dále jen SHP, obr. 1). Použity byly vlastní údaje autorů a publikované i nepublikované faunistické záznamy jiných pozorovatelů. Jednotlivé faunistické nálezy byly standardním způsobem zaznamenány v elektronické databázi v programu Microsoft Excel, volně dostupné na internetových stránkách (<http://amphibia.webnode.cz/vyskyt-obojzivelniku-na-vysypkach-mostecka/>). K dispozici jsou zde rovněž mapky s lokalitami výskytu jednotlivých druhů. V této práci je prezentována a komentována pouze souhrnná tabulka s celkovými počty lokalit s výskytem daného druhu na konkrétní výsypce (tab. 1). U každé výsypky je současně uvedena její stručná charakteristika (způsob provedené rekultivace a současný typ porostu). Důvodem pro opuštění od kompletního faunistického přehledu je rozsah náleзовé databáze (je zde více než 1 250 záznamů) a také předpoklad doplňování o další nálezy.

Vlastní sledování probíhalo v letech 1998–2009 na celkem 18 plošně nejrozsáhlejších výsypkách SHP – vnitřní výsypka Velkolomu Československé armády (VČSA), vnější a vnitřní výsypka dolu Jan Šverma, výsypka Malé Březno, Velebudická výsypka, v. Slatinice-Hrabák, Vrbenský, Střimická, Radovesická, Kopistská, Hornojřetínská, Růžodolská a Albrechtická výsypka, v. lomu Obránců míru, v. Pokrok, Václav, Žichlice, Lochočice a Teplická oblast. Sledovány byly zejména vodní plochy v období rozmnožování obojživelníků (březen až červen). Na většine výsypky byla přítomnost obojživelníků určována vizuálně, dále na základě hlasových projevů samců a přítomnosti snůšek. Na Radovesické výsypce probíhal v letech 1998–2001 odchyt obojživelníků pomocí zemních padacích pastí a líniových zábran umístěných kolem pěti vodních ploch v různé starých částech výsypky (3, 6–10 a 15–20 let po nasypaní). Stejná metodika byla použita v letech 2001–2003 také na třech lokalitách Hornojřetínské výsypky, dvou lokalitách Růžodolské výsypky a po jedné lokalitě na Kopistské a Albrechtické výsypce. Na čtyřech lokalitách technicky neupravené části Růžodolské výsypky probíhal v letech 2003–2006 pravidelný odchyt čolků podběrákem. Jednorázové odlovy byly v letech 2003–2008 prováděny také u náhodně vybraných vodních ploch na Hornojřetínské, Kopistské a Albrechtické výsypce. Kromě toho probíhal na Hornojřetínské výsypce v letech 2005–2009 intenzivní monitoring obojživelníků, především skokana štihlého (*Rana dalmatina*), procházením litorálu všech nalezonych vodních ploch (více než 250). Zaznamenávány byly především počty snůšek žab a hlasové projevy samic. Tento monitoring byl v sezónách 2008 a 2009 proveden také na Kopistské (sledováno přibližně 300 lokalit), Růžodolské (60 lokalit) a Albrechtické výsypce (30 lokalit).

Odchyt obojživelníků do ruky či podběrákem byl prováděn na základě udělení výjimek podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, ze základních ochranných podmínek zvláště chráněných druhů živočichů (č. rozhodnutí 26849/OOP/8087/ a 00285/LP/2009/AOPK).

Vlastní data byla doplněna o faunistické záznamy z níže uvedených zdrojů. Z větší části jde o již publikované údaje autorského kolektivu této práce. Všechny převzaté údaje byly podrobeny pečlivé revizi a nevěrohodné či nepravděpodobné nálezy byly z přehledu vyloučeny.

Použité zdroje:

- Datový sklad Agentury ochrany přírody a krajiny ČR;
- nálezy evidované na internetovém portálu Biolib.cz (Zicha 1999–2009);
- Národní program MŽP ČR „Ochrana Biodiverzity“, část „Sledování a ochrana obojživelníků“;
- bakalářské a diplomové práce (Vojar 1999; Mikešová 2004; Doležalová 2007; Solský 2008; Mildorfová 2009; Smolová 2009);
- nálezy obojživelníků na výsypkách publikované Vozenilkem & Vondráčkem (1973), Flasarem & Flasarovou (1975), Tišerem (1977), Hromádkou et al. (1982), Bálkem & Peškovou (1987), Bártou (1994), Vozenilkem (1994, 1997, 1999, 2000, 2002), Zavadilem (2002), Doležalovou & Machem (2002), Vojarem & Doležalovou (2003);
- nepublikované výzkumné zprávy (Šťastný & Bejček 1993, 1999; Vojar 2003, 2004, 2006; Doležalová 2005; Jaroš & Holec 2008).

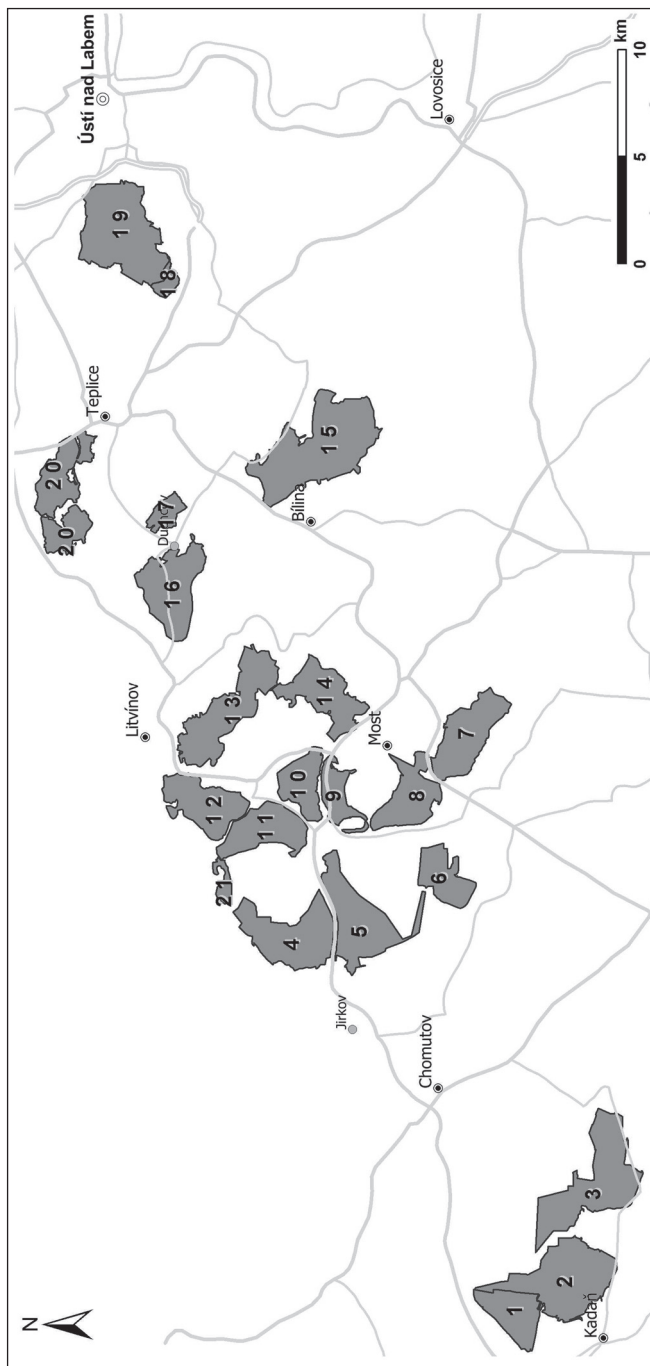
VÝSLEDKY A DISKUSE

Z uvedených výsledků vyplývá, že všech devět dále jmenovaných druhů obojživelníků, vyskytujících se běžně v oblasti SHP, je schopno výsypky úspěšně osídlit. Na výsypkách

Obr. 1. Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve.

Fig. 1. Spoil banks in the north-Bohemian brown coal field.

1 – Pruněřov, 2 – Merkur, 3 – Březno, 4 – VČSA, 5 – J. Šverma, 6 – Malé Březno, 7 – Velebudická, 8 – Slatimice-Hrabák, 9 – Vrbenský, 10 – Kopistická, 11 – Obránců míru, 12 – Hornojířetinská, 13 – Růžodolská, 14 – Střimická, 15 – Radovesická, 16 – Pokrok, 17 – Václav, 18 – Žichlice, 19 – Lochovice, 20 – Teplická oblast, 21 – Albrechtická.



se nevyskytoval pouze mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), čolek horský (*Mesotriton alpestris*) a skokan ostronosý (*Rana arvalis*), kteří, až na posledně jmenovaný druh, obývají spíše bučiny a vyšší nadmořské výšky Krušných hor, a v nížinných částech podkrušnohorské pánve bývají nalézáni výjimečně (Voženílek 2000; Táborský 2008).

Počty lokalit s výskytem jednotlivých druhů na výsypkách uvádí tab. 1. Nejvíce rozšířenými druhy jsou skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), skokan štíhlý (*Rana dalmatina*) a kuňka obecná (*Bombina bombina*). Skokan skřehotavý je eurytopní druh nižších poloh (Král 1992; Moravec 1994; V. Zavadil et al., in litt.), který osídluje výsypky již v časných stádiích sukcese (Vojar 2000). Naproti tomu skokan štíhlý a kuňka obecná byli nacházeni spíše na středně starých a starších částech výsypek lesostepního charakteru (Vojar et al. 2006). Mezi druhy, které se na výsypkách hojně vyskytují, náleží i ropucha obecná (*Bufo bufo*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) a čolek velký (*Triturus cristatus*), především pak na výsypkách středních a starších sukcesních stádií.

Mezi vzácnější druhy patří dle současných výsledků skokan hnědý (*Rana temporaria*), ropucha zelená (*Pseudepidalea viridis*) a blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*). Nízký počet nálezů blatnice může být daný skrytým (nočním) způsobem života (Arnold & Ovenden 2002) a obecnou vzácností druhu v této oblasti (Táborský 2008). Za vzácnými nálezy ropuchy zelené a skokana hnědého budou, kromě rapidního plošného ubývání obou druhů v České republice (V. Zavadil et al., in litt.), zřejmě nevyhovující podmínky prostředí výsypek. Důležité je v tomto smyslu stáří výsypky. Iničiální stádia, v nichž početně dominuje ropucha zelená (Příkryl 1999; Vojar 2000), se v průběhu sukcese mění v prostředí pro tento druh méně vyhovující (vodní biotopy postupně zarůstají vegetací). Skokan hnědý naopak preferuje střední až pozdní fáze sukcese charakteristické lesním prostředím a vlhkým mikroklimatem (Rehák 1992; Moravec 1994), nejlépe v přímé návaznosti na vhodné biotopy v okolí.

Údaje o výskytu jednotlivých druhů odpovídají také obtížnosti jejich identifikace v terénu a použité metodice průzkumů. Nejlépe zjiřitelné jsou hlasité vokalizující druhy žab (skokan skřehotavý, kuňka obecná, ropucha obecná) a druhy kladoucí kompaktní či nápadné snůšky vajec (skokan štíhlý, skokan hnědý, ropucha obecná). Naopak hůře se zjišťuje přítomnost ocasatých obojživelníků, zejména ve větších vodních plochách.

Počet záznamů určitého druhu na výsypce byl do značné míry ovlivněn také intenzitou terénních prací. Poměrně důsledně byly sledovány výsypky Obránců míru a Střimická včetně Teplické oblasti, ale ani zde není údajů o výskytu obojživelníků mnoho. Intenzivní monitoring obojživelníků, zejména pak skokana štíhlého, probíhal na Hornojřetínské, Kopistské, Albrechtické a Růžodolské výsypce. To částečně vysvětluje výrazně vyšší počet lokalit s výskytem skokana štíhlého, ale i dalších druhů, na zmíněných převážně technicky nerekulitovaných výsypkách. Hlavní příčinou je ale vysoká stanovištní rozmanitost a přítomnost řady vhodných vodních biotopů na zmíněných výsypkách. Nerekulitované plochy jsou z hlediska druhové pestrosti významnější i pro vyšší rostliny (Hodačová & Prach 2003) či ptáky (M. Šálek, in litt.). Technicky upravované výsypky s jednoduchou modelací terénu, jako např. výsypky Václav, Slatinice, Lochočice, Pokrok, Malé Březno, dolu Jana Švermy, Velebudice a Vrbenský, se vyznačují podstatně nižší druhovou rozmanitostí i početností obojživelníků. Na výsypkách Pruněrov, Březno, Merkur, VČSA nebo Žichlice nebyly v dostupné literatuře zmíněny dokonce žádné nálezy.

Tab. 1. Počet lokalit s výskytem obojživelníků na výspěchách Severočeské hnědouhelné pánve.

Druh: LV – čolek obecný, TC – čolek velký, BoB – kuňka obecná, PF – blatnice skvrnitá, BB – ropucha obecná, PV – ropucha zelená, RT – skokan hnědý, RD – skokan štíhlý, PR – skokan střehotavý.

Rekultivace: T – technická, BT – beztechnické rekultivace, L – lesnická, S – sukcesní plocha bez výsadby, Z – zemědělská, H – hydriická.

Sukcesní stádium: I – iniciální a časné stádium, TR – traviny, LS – lesostep, LP – lesní porost, P – pole, VN – vodní nádrž.

Tab. 1. Number of localities on spoil banks in the north-Bohemian brown coal field where amphibians were recorded.

Species: LV – Smooth Newt, TC – Great Crested Newt, BoB – Fire-bellied Toad, PF – Common Spadefoot, BB – Common Toad, PV – Green Toad, RT – Common Frog, RD – Agile Frog, PR – Marsh Frog.

Reclamation: T – technical, BT – without technical reclamation, L – forest, S – spontaneous succession without planting, Z – agricultural, H – hydrologic.

Succession stage: I – initial and early stage, TR – grasses, LS – forest steppe, LP – forest, P – field, VN – water basin.

Výsypka / Spoil bank	Druh / Species											Soutěžný stav většiny území výsypky / Current state of prevalent part of spoil bank	
	LV	TC	BoB	PF	BB	PV	RT	RD	PR	Rekultivace / Reclamation	Sukcesní stádium / Succession stage		
Pruněřov										T, Z, L	LP, P		
Merkur										T, Z, L	LP, P		
Březno										BT, L, Z	LP, P		
VČSA										T, Z, L	LP, TR		
J. Sverma					1				1	T, L	LP, TR		
Malé Březno	1								1	T, Z, L	LP, P		
Velebudická					1				1	T, L, Z, H	LP		
Slatimice-Hrabák					1				1	T, Z, L	LP, P		
Vrbenský									1	L, H	LP, VN		
Kopistká	8	4	35		6			26	9	BT, L, Z	LP, TR		
Obranců míru					1				1	BT, S, L, Z	I, TR, LP		
Albrechtická	1	1	1		2			12	1	BT, L	LS, LP		
Hornojitřetínská	10	7	38		52			136	16	BT, S, L	LS, LP		
Růžodolská	4	5	18		13			6	8	T, BT, L, Z	LS, LP, TR		
Střimická	1	1	2						1	T, L, Z	LP, TR		
Radovesická	3	3	1		2				2	T, Z, L	LP, TR		
Pokrok									1	T, L, Z	P, LP		
Václav									1	BT, L	LP		
Zichlice										T, L	P, LP		
Lochočice									1	T, Z, L	LP		
Teplická oblast			2		1				1	BT, L, S	LP, LS		
Celkový počet lokalit / Total number of localities	28	21	98	2	81	7	15	183	45				

ZÁVĚR

Pro obojživelníky mají význam zejména technicky nerekulтивované části výsypek, na nichž byl zachován členitý reliéf terénu a probíhala zde spontánní sukcese. Její využití při obnově krajiny je však komplikováno legislativou, která upřednostňuje technické úpravy výsypek v celém jejich rozsahu. Nerekulтивované plochy jsou z pohledu ochrany biologické rozmanitosti velmi významné a hostí celou řadu ohrožených druhů rostlin a živočichů. Ponechání alespoň částí vytěžených ploch samovolnému vývoji tak může výrazně zvýšit přírodovědnou hodnotu těžbou a průmyslem poznamenaného mosteckého regionu.

Poděkování. Práce vznikla za podpory Celouniverzitní grantové agentury ČZU Praha (projekt č. 42110/1313/3111) a Grantové agentury České republiky (projekt č. 105/09/1675). Za pomoc v terénu děkujeme Marcelle Mildorfové, Kamile Šebkové, MagdĚ Jilkové, Kristýně Rejzkové, Michaele Bílé, Heleně Šifrové, Katce Štefúnové, Vítku Dvořákovi a Václavu Machovi.

LITERATURA

- ARNOLD E. N. & OVENDEN D. 2002: *A Field Guide to the Reptiles and Amphibians of Britain and Europe (second edition)*. Harper Collins Publishers Ltd., London, 288 pp.
- BAKER J. M. R. & HALLIDAY T. R. 1999: Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55-63.
- BÁLEK J. & PEŠKOVÁ A. 1987: Další údaje o rozšíření obojživelníků a plazů na území Severočeského kraje. (The further knowledge about the distribution of Amphibians and Reptiles in North Bohemia region). *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Ústí nad Labem, 12: 41-47 (in Czech, English summary).
- BÁRTA Z. 1994: K výskytu skokana štíhlého, *Rana dalmatina* Bonaparte 1839, v okolí Litvínova, okr. Most. (Zum Vorkommen des Springfrosches, *Rana dalmatina* Bonaparte 1839, in der Umbelung der Stadt Litvínov, Kreis Most). *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, Most, 15-16: 61-63 (in Czech, German summary).
- BEJČEK V. & TYRNER P. 1980: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (north-western Bohemia). *Folia Zoologica*, 29: 67-77.
- BEJČEK V. & ŠTASTNÝ K. 1984: The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska*, 32: 245-259.
- BEJČEK V. & ŠTASTNÝ K. 1999: *Fauna Tušimicka*. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha, 71 pp (in Czech).
- BEJČEK V. & ŠTASTNÝ K. 2000: *Fauna Bilinska*. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha, 155 pp (in Czech).
- DOLEŽALOVÁ J. 2005: *Odhad početnosti a vybrané aspekty bionomie rodu Triturus z prostředí výsypek Mostecka*. Závěrečná zpráva interního grantu FLE ČZU v Praze č. 41110/1312/413166. Msc., dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 16 pp (in Czech).
- DOLEŽALOVÁ J. 2007: *Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka. (Amphibians of spoil banks in Most region)*. Msc., dipl. práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 97 pp (in Czech, English summary).
- DOLEŽALOVÁ J. & MACH V. 2002: Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojířetinské a Kopistické výsypky. (Das Vorkommen der Lurche an den ausgewählten Wasserlokalitäten der Kippen Horní Jiřetín und Kopisty). *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, Most, 24: 75-79 (in Czech, German summary).
- FLASAR I. & FLASAROVÁ M. 1975: Die Wirbeltierfauna Nordwestböhmens (severozápadní Čechy). Die bisherigen Ergebnisse ihrer Forschung. *Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden*, 33: 1-150.
- HODAČOVÁ D. & PRACH K. 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*, 11: 1-7.
- HROMÁDKA J., PEŠKOVÁ A. & VOŽENÍLEK P. 1982: Rozšíření obojživelníků a plazů na území Severočeského kraje. (The Distribution of Amphibians and Reptiles in Nord Bohemia Region). *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Ústí nad Labem, 7: 65-121 (in Czech, English summary).

- JAROŠ P. & HOLEC M. 2008: *Orientační průzkum obojživelníků v EVL Ústeckého kraje – Kopistská výsypka, Háj u Oseka, Strádoavský rybník, Kateřina – mokřad*. Msc., dep. in Krajský úřad Ústeckého kraje, Ústí nad Labem, 37 pp (in Czech).
- KRÁL B. 1992: *Rana ridibunda Pallas, 1771 – Skokan skřehotavý*, pp. 188-199. In: BARUŠ V. & OLIVA O. (eds): *Fauna ČSFR: Obojživelníci – Amphibia. (Fauna of Czechoslovakia: Amphibians – Amphibia)*. Academia, Praha, 338 pp (in Czech, English summary).
- MILDORFOVÁ M. 2009: *Fluktuace početnosti skokana štihlého (Rana dalmatina) na Horňojiřetínské výsypce. (Population dynamics of the agile frog, Rana dalmatina in Horňojiřetínská spoil heap)*. Msc., dipl. práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 47 pp (in Czech, English summary).
- MIKÁTOVÁ B. & VLAŠÍN M. 2002: *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum Brno, 137 pp (in Czech).
- MIKEŠOVÁ E. 2004: *Společenstva obojživelníků na výsypkových plochách Sokolovska*. Msc., dipl. práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 123 pp (in Czech).
- MORAVEC J. (ed.) 1994: *Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. (Atlas of Czech Amphibians)*. Národní muzeum, Praha, 136 pp (in Czech, English summary).
- PRACH K. & PYŠEK P. 2001: *Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. Ecological Engineering*, 17: 55-62.
- PŘIKRYL I. 1999: *Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. (A new Chance in the Landscapes – the Heaps of the brown-coal Mines)*. *Ochrana Přírody*, 54(6): 190-192 (in Czech, English summary).
- REHÁK I. 1992: *Rana temporaria Linnaeus, 1758 – Skokan hnědý*, pp. 217-239. In: BARUŠ V. & OLIVA O. (eds): *Fauna ČSFR: Obojživelníci – Amphibia. (Fauna of Czechoslovakia: Amphibians – Amphibia)*. Academia, Praha, 338 pp (in Czech, English summary).
- REHÁK I. 1994: *Batrachologická část komplexního biologického hodnocení rekultivačních možností v hnědouhelném revíru na Sokolovsku*. Msc., dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 5 pp (in Czech).
- SMOLOVÁ D. 2009: *Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách. (The occurrence of amphibians on spoil banks in North Bohemia)*. Msc., bakal. práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 59 pp (in Czech, English summary).
- SOLSKÝ M. 2008: *Populační dynamika a biotopové preference skokana štihlého (Rana dalmatina) na Horňojiřetínské výsypce. (Population dynamics and habitat preferences of the Agile frog, Rana dalmatina in Horňojiřetínská spoil heap)*. Msc., dipl. práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 50 pp (in Czech, English summary).
- STUMPEL A. H. P. & VAN DER VOET H. 1998: *Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. Amphibia-Reptilia*, 19: 125-142.
- ŠŤASTNÝ K. & BEJČEK V. 1993: *Obojživelníci, plazi a savci zájmového území Doly Bílina*, pp. 78-89. In: CIBULKA J. (ed.): *Závěrečná zpráva o výsledcích pedologického, botanického a zoologického zhodnocení území v areálu Dolu Bílina*. Msc., dep. in Unico Agric, Česká zemědělská univerzita v Praze, 102 pp (in Czech).
- ŠŤASTNÝ K. & BEJČEK V. 1999: *Zpráva o sledování ohrožených druhů fauny před postupem výsypky Pokrok a postupem I. řezu lomu Bílina ze dne 14.IV., 15.IV., 15.V., 16.V. a 22.V.1999*. Msc., dep. in Unico Agric, Česká zemědělská univerzita v Praze, 16 pp (in Czech).
- TÁBORSKÝ I. 2008: *Výskyt skokana ostronosého Rana arvalis Nilsson, 1842 a blatnice skvrnité Pelobates fuscus (Laurenti, 1768) na Mostecku (Bohemia bor. occ.). (Das Vorkommen von Moorfrosch Rana arvalis Nilsson, 1842 und Knoblauchskröte Pelobates fuscus (Laurenti, 1768) in der Umgebung von Most (Bohemia bor. occ.))*. *Sborník Oblastního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, Most, 29-30: 124-125 (in Czech, German summary).
- TAJOVSKÝ K. 2002: *Iybrané skupiny organismů a procesy v předpolí lomu Jiří a na výsypkách*. Zpráva o plnění smlouvy „Sledování výskytu vybraných organismů“ uzavřené mezi Sokolovskou uhelnou a.s. a Ústavem půdní biologie Akademie věd ČR v Českých Budějovicích. Msc., dep. in Ústav půdní biologie Akademie věd ČR České Budějovice, 222 pp (in Czech).
- TIŠER J. 1977: *Batrachofauna a herpetofauna Duchcova a okolí. (Batrachofauna and herpetofauna at Duchcov and vicinity)*. *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Ústí nad Labem, 2: 69-72 (in Czech, English summary).
- VOJAR J. 1999: *Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí*. Msc., dipl. práce, dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 60 pp (in Czech).
- VOJAR J. 2000: *Sukcese obojživelníků na výsypkách. (Succession of amphibian community in brown coal mining deposits)*. *Živa*, 48: 41-43 (in Czech, English summary).

- VOJAR J. 2003: *Sukcese obojživelníků na výsypkách Mostecká*. Závěrečná zpráva z interního grantu LF ČZU v Praze č. 41110/1312/413103. Msc., dep. in Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 16 pp (in Czech).
- VOJAR J. 2004: Závěrečná zpráva z herpetologického průzkumu, 9 pp. In: SKLENIČKA P. (ed.): *Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypků v SZ Čechách*. Projekt MŽP ČR VaV/640/2/02. CD-ROM, dep. in Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.
- VOJAR J. 2006: *Vytvoření centrální databáze výskytů obojživelníků z mapování za rok 2005*. Závěrečná zpráva projektu č. 02021006 programu Ochrana biodiverzity. Msc., dep. in Kancelář Ústřední výkonné rady Českého svazu ochránců přírody, Praha, 2 pp (in Czech).
- VOJAR J. 2007: Výsypky – nová příležitost pro obojživelníky?, pp. 220-224. In: GROHMANOVÁ L. (ed.): *Ekologie krajiny v ČR – těžba nerostných surovin a ochrana přírody. Sborník ze 7. ročníku semináře věnovaného ekologii krajiny v ČR, konaného 14.-15. září 2007 v Horce nad Moravou*, 245 pp (in Czech).
- VOJAR J. & DOLEŽALOVÁ J. 2003: Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. (The occurrence of the marsh frog (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) on spoil heaps of Ústí n. L. district). *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Ústí nad Labem, 28: 143-152 (in Czech, English summary).
- VOJAR J., DOLEŽALOVÁ J., SOLSKÝ M. & ČUHELOVÁ L. 2006: Preference prostředí, početnost a prostorová distribuce skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojitětinské výsypce, Severočeský kraj, p. 23. In: ZASADIL P. & PODSKALSKÁ H. (eds): *II. ročník konference mladých vědeckých pracovníků – Biodiverzita, sborník příspěvků*. Fakulta lesnická, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 25 pp (in Czech).
- VOŽENÍLEK P. 1994: Změny v rozšíření obojživelníků a plazů na území bývalého severočeského kraje po deseti letech. (Changes in the Distribution of Amphibians and Reptiles on the Past Nord Bohemian Region up till Ten Years). *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Ústí nad Labem, 19 (Suppl. 1): 3-112 (in Czech, English summary).
- VOŽENÍLEK P. 1997: Obojživelníci a plazi Chomutovska. (Amphibians and Reptiles of the Chomutov district). *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, Most, 19: 59-74 (in Czech, English summary).
- VOŽENÍLEK P. 1999: Obojživelníci a plazi Mostecká. (Amphibians and reptiles of the Most district). *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, Most, 20-21: 55-65 (in Czech, English summary).
- VOŽENÍLEK P. 2000: Obojživelníci a plazi bývalého Severočeského kraje za léta 1992 až 2000. (Amphibians and reptiles living on the last north-bohemian region during years 1992 until 2000). *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Ústí nad Labem, 25: 119-163 (in Czech, English summary).
- VOŽENÍLEK P. 2002: Obojživelníci a plazi Teplicka. (Amphibians and reptiles of the Teplice district). *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, Most, 24: 49-59 (in Czech, English summary).
- VOŽENÍLEK P. & VONDRÁČEK J. 1973: Obojživelníci a plazi severočeského kraje. *Vlastivědný Sborník Litoměřicko*, Litoměřice, 10: 119-120 (in Czech).
- ZAVADIL V. 1998: *Výsledky průzkumu obojživelníků, plazů a ptáků Sokolovské oblasti v roce 1998*. Msc., dep. in Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 7 pp (in Czech).
- ZAVADIL V. 2002: Historický a současný výskyt obojživelníků a plazů v okolí Sokolova s přihlédnutím k jejich možnostem spontánního osídlení nově vzniklých biotopů na výsypkách a k introdukci na výsypky. (Historic and recent occurrence of amphibians and reptiles in the Sokolov region (western Bohemia), with respect to their ability to occupy newly established habitats of spoil grounds and their repatriation or introduction). In: CEPÁKOVÁ E. (ed.): *Rozšíření a ochrana živočichů v České republice. Příroda*, Praha, 13: 85-105 (in Czech, English summary).
- ZAVADIL V. 2007: Je nutný management pro obojživelníky?, pp. 122-123. In: BRYJA J., ZUKAL J. & ŘEHÁK Z. (eds): *Zoologické dny Brno 2007. Sborník abstraktů z konference 8.-9. února 2007*, Brno, 224 pp (in Czech).
- ZICHA O. 1999-2009: *Biolib*. Available online at <http://www.biolib.cz> (as of 2.vi.2009).

SUMMARY

Worldwide amphibian decline is mainly a result of landscape destruction and changes, including open-cast mining. After the end of mining, interesting habitats start to appear, which are gradually colonized by many organisms, including amphibians. This paper summarizes our data and literature findings on the occurrence of amphibians on 21 spoil banks

in the north-Bohemian brown coal field. All of nine species common in the surrounding landscape are able to colonize these spoil banks. The Marsh Frog (*Pelophylax ridibundus*), Agile Frog (*Rana dalmatina*), Fire-bellied Toad (*Bombina bombina*), Common Toad (*Bufo bufo*), Smooth Newt (*Lissotriton vulgaris*) and Great Crested Newt (*Triturus cristatus*) were the most abundant species at the study sites. The Common Frog (*Rana temporaria*), Common Spadefoot (*Pelobates fuscus*) and Green Toad (*Pseudepidalea viridis*) were less common. We found that post-mining areas, and particularly technically unreclaimed spoil banks, can provide a suitable environment for amphibians. The rugged topography generates higher habitat diversity, including a number of various sky ponds. Though spontaneous succession is generally a better and cheaper reclamation alternative, technical reclamation is widely used in the Czech Republic. For effective conservation of amphibian populations in post-mining areas, it is necessary to protect both the water and terrestrial environment, and also to ensure connectivity of these areas with their valuable surroundings.

II. c

**A new, harmless mesocosm design for field rearing ranid embryos
and determining clutch sizes**

Jiří Vojar, Jana Doležalová, Milič Solský

Herpetological Review **43(4)** (2012), in press.

1 **A New, Harmless Mesocosm Design for Field Rearing Ranid Embryos and**
2 **Determining Clutch Sizes**

3 **JIŘÍ VOJAR***

4 **JANA DOLEŽALOVÁ**

5 **MILIČ SOLSKÝ**

6 *Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences*
7 *Prague, Kamýcká 129, Prague 6-Suchdol 165 21, Czech Republic*

8 **Corresponding author; e-mail: Jiří Vojar; vojar@fzp.czu.cz*

9

10 As an important life history trait of amphibians, clutch size has been frequently used in
11 a variety of ecological studies (e.g., Cooper et al. 2008; Morrison and Hero 2003; Woodward
12 1987). Since size and shape of egg masses vary considerably among amphibians (Duellman
13 and Trueb 1994; Wells 2007), different methods may be required for counting eggs in taxa
14 differing by these traits. Majority of temperate ranid frogs are characteristic for their large and
15 compact egg masses (Arnold and Ovenden 2002), with a certain proportion of unapparent
16 embryos within the clutch interior (Karraker 2007). In such case, it is problematic to
17 accurately count the eggs without harming them, and this usually requires manipulating the
18 clutches (Ponsero and Joly 1998; Woodward 1982). It is clear that such handling can damage
19 the disrupted eggs directly or increase their sensitivity to microbial or fungal attack (e.g.,
20 Ficetola and De Bernardi 2009; Karraker 2007). On the other hand, mere visual estimation
21 may under- or overestimate clutch size because of difficulties associated with the counting of
22 interior eggs (Karraker 2007).

23 *Methods*.—Here we present a new, simple device that was created and tested during
24 studies on the Agile Frog, *Rana dalmatina*, at the North Bohemian brown coal basin in the
25 Czech Republic (Smolová et al. 2010; Vojar et al. 2008) that allows counting frog eggs in the
26 field without harmful impact to clutches. The device is positioned around a clutch and
27 consists of a floating polystyrene ring placed inside fine elastic netting (Fig. 1f). The
28 diameter of the ring depends upon the clutch size of a particular frog species. In the case of
29 *Rana dalmatina*, we use rings with inside diameter of 15 cm. The polystyrene rings are used
30 to hold the device on the water surface. We use nylon pantyhose as netting, which offers
31 many advantages. The stockings are commonly available, inexpensive, sufficiently elastic,
32 resistant to perforation, and, very importantly, they are permeable to water and tadpoles' food
33 (floating algae, small organic particles) while at the same time impermeable for hatching
34 larvae and their predators. Device preparation is outlined in Fig. 1.

35 In the case of a clutch attached to a stem, as is often true for *Rana dalmatina* (Rehák
36 1992), the stem must be cautiously cut off both below and above the clutch before the device
37 is installed. The stocking should be tied closed from above, as well (Fig. 1g), to protect eggs
38 against numerous potential predators (Henrikson 1990). To maintain the same position of the
39 clutch on the water's surface, and particularly when the stem had to be cut off, the device
40 might be attached to a stick. After the larvae hatch, the entire contents of the ring (i.e., larvae,
41 undeveloped eggs and egg jelly) may be transferred to a basin with a little water and
42 examined there. Immediately after their being counted, the larvae together with the original
43 egg jelly should be returned carefully to the same place in the water.

44 *Results*.—The device was tested on 193 *Rana dalmatina* egg masses during two
45 breeding seasons, in 2007 (N = 80) and in 2010 (N = 113). Only those clutches from 2010
46 were protected from above. The hatching success, i.e., the ratio of embryos that developed to

47 hatching to total clutch size, varied significantly between the seasons (2007 mean \pm SE: 0.86
48 \pm 0.02; 2010: 0.91 \pm 0.01; Wilcoxon rank-sum test: $W = 5334$, $p = 0.03$). Even though such
49 inconclusive difference could be due to factors other than egg protection (e.g., environmental
50 conditions that varied between years, inclusion of different individuals in the samples), we
51 observed egg predation by diving beetles (*Dytiscus* spp.) only in the case of unprotected
52 clutches.

53 *Discussion.*—Using this device has several limitations. It can be used only for a
54 certain range of amphibians spawning separate, compact egg masses near the water surface, as
55 well as having herbivorous larvae. The method should not be applied in case of clutches
56 placed deeper in the water column. The change of clutch position in a water column can lead
57 to changes in environmental conditions (e.g., water temperature, intensity of UV-B radiation)
58 between the original, deeper location and a new one on the water's surface. This could have
59 possible negative effect on embryonic survival (Pounds 2001). The stocking's inner surface
60 quickly becomes covered by algae and organic particles. Thus, the device provides
61 appropriate food conditions mainly for generalized grazers scraping the substrate (Duellman
62 and Trueb 1994). The method is particularly suitable for ranid frogs. Since cannibalism has
63 been observed in ranid tadpoles (reviewed in Alford 1999), counting should be performed
64 directly after the larvae hatch. Nevertheless, clutch size may be slightly underestimated and
65 hatching success overestimated, as the first hatching tadpoles may eat dying, dead or decaying
66 embryos.

67 The main advantages of the method are its reasonable accuracy and simultaneously its
68 relatively non-invasive handling of amphibian clutches. As distinct from other methods, it is
69 not necessary to disrupt all (Berven 1982; Woodward 1982) or even a part (Ponsero and Joly
70 1998) of the egg masses. As there is no manipulation of the clutches (except for cutting the

71 stem in the case of stem-attached clutches), the use of floating rings is likely to be more
72 harmless than flattening egg masses (Harris 1980; Karraker 2007) or using standard
73 mesocosms (Skelly and Keisecker 2001).

74 The method represents a new and inexpensive mesocosm design that allows increased
75 mixing of water, and thus fairly natural conditions. Presented design will be also useful for
76 people who have to hike long distances to research ponds because of the lightweight
77 materials. The device could be deployed in a wide range of ecological studies in a field due
78 not only to its reasonable accuracy but also to its lack of invasiveness. Considering the
79 evident global amphibian decline (Barinaga 1990; Houlahan et al. 2000; Wake 1991),
80 conservation requirements and ethical principles should be strictly followed in amphibian
81 research.

82 *Acknowledgments.*—This study was supported by Research Project of the Faculty of
83 Environmental Science, Czech University of Life Sciences Prague, No. 42900/1312/3114 and
84 Research Project of the Technology Agency of the Czech Republic No. TA01020881. Thanks
85 to Kamila Šebková, Jindřich Gučík, Magdalena Jílková and others for help in the field and to
86 Oldřich Kopecký, Gale A. Kirking and two anonymous reviewers for useful comments on the
87 manuscript. The study was carried out under permit number 00285/LP/2009/AOPK from the
88 Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic.

89 LITERATURE CITED

- 90 ARNOLD, E. N., AND D. W. OVENDEN. 2002. A Field Guide to the Reptiles and Amphibians of
91 Britain and Europe. 2nd ed. HarperCollins Publishers, London. 288 pp.
- 92 BARINAGA, M. 1990. Where have all the froggies gone? *Science* 247:1033–1034.

- 93 BERVEN, K. 1982. The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog *Rana sylvatica*. I.
94 An experimental analysis of life history traits. *Evolution* 36:962–983.
- 95 COOPER, N., J. BIELBY, G. H. THOMAS, AND A. PURVIS. 2008. Macroecology and extinction
96 risk correlates of frogs. *Global Ecol. Biogeogr.* 17:211–221.
- 97 DUELLMAN, W. E., AND L. TRUEB. 1994. *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins
98 University Press, Baltimore and London. 670 pp.
- 99 FICETOLA, G. F., AND F. DE BERNARDI. 2009. Offspring size and survival in the frog *Rana*
100 *latastei*: from among-population to within-clutch variation. *Biol. J. Linn. Soc.* 97:845–
101 853.
- 102 HARRIS, R. N. 1980. The consequences of within-year timing of breeding in *Ambystoma*
103 *maculatum*. *Copeia* 1980:719–722.
- 104 HENRIKSON, B.-I. 1990. Predation on amphibian eggs and tadpoles by common predators in
105 acidified lakes. *Holarct. Ecol.* 13:201–206.
- 106 HOULAHAN, J. E., C. S. FINDLAY, B. R. SCHMIDT, A. H. MEYER, AND S. L. KUZMIN. 2000.
107 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404:752–755.
- 108 KARRAKER, N. E. 2007. A New Method for Estimating Clutch Size of Ambystomatid
109 Salamanders and Ranid Frogs: Introducing the Ovagram. *Herpetol. Rev.* 38:46–48.
- 110 MORRISON, C., AND J. M. HERO. 2003. Geographic variation in life-history characteristics of
111 amphibians: a review. *J. Anim. Ecol.* 72:270–279.
- 112 PONSERO, A., AND P. JOLY. 1998. Clutch size, egg survival and migration distance in the agile
113 frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 142:343–352.

- 114 POUNDS, J. A. 2001. Climate change and amphibian declines. *Nature* 410:639–640.
- 115 REHÁK, I. 1992. *Rana dalmatina* Bonaparte, 1839 – Skokan štíhlý. In V. Baruš, and O. Oliva
116 (eds.), *Obojživelníci – Amphibia*. Fauna ČSFR, pp. 257–271. Academia, Prague (in
117 Czech).
- 118 ALFORD, R. A. 1999. Ecology: Resource Use, Competition, and Predation. In R. W.
119 McDiarmid, and R. Altig (eds.), *Tadpoles. The Biology of Anuran Larvae*, pp. 240–
120 278. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- 121 SKELLY, K., AND J. M. KEISECKER. 2001. Venue and outcome in ecological experiments:
122 manipulation of larval anurans. *Oikos* 94:198–208.
- 123 SMOLOVÁ, D., J. DOLEŽALOVÁ, J. VOJAR, M. SOLSKÝ, O. KOPECKÝ, AND J. GUČÍK. 2010.
124 Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks
125 in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Scientiae Naturales, Liberec*,
126 28:155–163 (in Czech).
- 127 VOJAR, J., M. SOLSKÝ, J. DOLEŽALOVÁ, M. ŠÁLEK, AND O. KOPECKÝ. 2008. Factors
128 influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A
129 conservation perspective. *Scripra Facultatis Rerum Naturalium Environmental*
130 *Changes Universitatis Ostraviensis* 186:386–390.
- 131 WELLS, K. D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago
132 Press, Chicago and London.
- 133 WAKE, D. B. 1991. Declining amphibian populations. *Science* 253:860.
- 134 WOODWARD, B. D. 1982. Local intraspecific variation in clutch parameters in the spotted
135 salamander (*Ambystoma maculatum*). *Copeia* 1982:157–160.

136 WOODWARD, B. D. 1987. Intra- and interspecific variation in spadefoot toad (*Scaphiopus*)
137 clutch parameters. Southwest. Nat. 32:13–19.

138

139

140 Figure Caption

141 Fig. 1a–g (clockwise from upper left). Device preparation: Stocking legs should be cut off
142 about 25 cm below the crotch of the pantyhose (a). One leg is then inserted into the second
143 and both legs are tied into a knot together at the free end (b). A stone is inserted into the
144 pocket thus formed (c). This provides weight (d) and creates sufficient space for a clutch (e).
145 Since this weighting object is inserted from outside of the device (c), it can be later removed
146 with no necessity for potentially harmful contact with tadpoles before their counting. The
147 entire device is then positioned around a clutch (f). To protect eggs against numerous
148 potential predators, the stocking should be tied shut from above (g).

Fig. 1a



Fig. 1b



Fig. 1c



Fig. 1d



Fig. 1e



Fig. 1f



Fig. 1g



II. d

Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky

Jiří Vojar, Jana Doležalová, Milič Solský

Ochrana přírody **67(3)** (2012): 8–11.

Hnědouhelné výsypky

– nová příležitost (nejen) pro obojživelníky

Jiří Vojar, Jana Doležalová, Milič Solský

O biologickém významu ploch dotčených těžbou nerostných surovin je v současné době mezi odbornou veřejností již poměrně značné povědomí. Zjištění, že výsypky či lomy mohou fungovat jako refugia pro řadu ohrožených druhů organismů včetně těch, co z „normální“ krajiny rapidně ubývají, by v ochranářských kruzích nemělo již nikoho překvapit či dokonce pohoršit.

Přestože celá řada našich i zahraničních studií potvrdila biologický význam sukcesních ploch vzniklých v důsledku těžební činnosti (např. GALÁN 1997, PŘIKRYL 1999, VOJAR 2000, PRACH & PYŠEK 2001, WIEGLEB & FEHLINKS 2001, HODAČOVÁ & PRACH 2003, NOVÁK & PRACH 2003, HOLEC & FROUZ 2005, HENDRYCHOVÁ *et al.* 2008, TROPEK & KONVIČKA 2008, SMOLOVÁ *et al.* 2010, TROPEK *et al.* 2010, KABRNA 2011, HARABIŠ & DOLNÝ 2012), jsou u nás výsypky stále ještě v naprosté většině případů kompletně rekultivovány. Jejich původně členitý povrch je urovnán, odvodněn a následně zpravidla zemědělsky či lesnický obhospodařován. V řadě případů jsou tak zničeny rozsáhlé biologicky hodnotné plochy, jež snesou srovnání s nejedním zvláště chráněným územím. Biotopy, ekosystémy

a krajina jsou tak často zbytečně, definitivně a navíc velmi drazo degradovány podruhé (CÍLEK 2002, VOJAR 2007, ŘEHOUNEK *et al.* 2010, TROPEK & ŘEHOUNEK 2011).

Rekultivace území po těžbě by měla zohledňovat mimo jiné i zájmy ochrany přírody. Biologové, kteří v této nově vznikající krajině organismy studují, poukazují na pestrost prostředí ponechaného samovolnému vývoji a volají po uplatnění spontánní sukcese v rámci rekultivací (viz citace výše). Ochrana nově vznikajících cenných biotopů na výsypkách, v lomech či pískovnách není samozřejmě zájmem jediným. Je však přinejmenším stejně legitimní jako navrácení produkčních funkcí zemědělsky a lesnický rekultivovaným plochám či vytváření míst pro sport a rekreaci.

Při míchání toho správného rekultivačního mixu, který zohledňuje různorodé požadavky na využití krajiny po těžbě, je třeba diskuse a porozumění všech zúčastněných – těžebních společností, rekultivačních firem, orgánů státní správy, vědců, místních obyvatel i široké veřejnosti. Zájmy ochrany přírody je ovšem nutno podpořit argumenty o biologickém významu těchto ploch. Je také důležité odůvodnit, proč se člověkem totálně narušená krajina stává pro některé rostliny a živočichy tak atraktivní.

Proč obojživelníci a výsypky?

Výběr obojživelníků jakožto modelového taxonu a hnědouhelných výsypky coby řeše-



Obr. 1 (vlevo): Členitá morfologie hnědouhelných výsypky je dána způsobem jejich založení a podmiňuje pestrost stanovišť, která zde vznikají. Vnitřní výsypka lomu Šverma v rané fázi sukcese

Obr. 2 (vpravo): V terénních depresích nerekulitovaných výsypky vznikají na nepropustném podloží třetihorních jíílů četné vodní plochy dotované pouze srážkovou vodou – nebeská jezírka. Radovesická výsypka, část ponechaná 12 let přirozené sukcese



Obr. 3 (vlevo): Při technických rekultivacích je terén zarovnan, odvodněn a případně zúrodněn navezením ornice. V horní části obrázku z Radovesické výsypky je vidět prostředí vzniklé spontánní sukcesí, ve spodní části výsledek technické rekultivace.

Obr. 4 (vpravo): I při technických rekultivacích jsou zakládány vodní plochy. Namísto četných a tvarem i rozlohou rozmanitých vodních ploch to jsou však zpravidla jednotlivé větší nádrže s retenční funkcí. Slatinická výsypka

ného území má svá opodstatnění. Hnědouhelné výsypky jsou v ČR plošně nejrozšířenějším typem území s ukončenou těžbou. Společně s haldami hlušiny po těžbě černého uhlí zaujmají kolem 270 km² (PRACH 2010 in Řehounek *et al.*). Jde o plochu srovnatelnou s rozlohou všech národních přírodních rezervací v České republice (279 km²). Rozhodně bychom tedy neměli ochranný potenciál výsypek i dalších ploch s ukončenou těžbou surovin podceňovat.

Obojživelníci jsou zase specifíci svými biotopovými nároky – vyžadují různé typy vodních a terestrických vzájemně propojených biotopů, jež v průběhu roku i života střídají. Mají poměrně omezené pohybové schopnosti a jsou velmi citliví vůči bariérám v krajině. Jsou tak vhodnými indikátory komplexnosti prostředí odrážejícími kvalitu, pestrost i propojení jednotlivých biotopů. Pokud se tedy na daném místě dlouhodobě vyskytují, lze takové prostředí považovat za cenné i z pohledu dalších skupin organismů. A naopak, jejich úbytek signalizuje, že se s krajinou něco děje.

Vznik pestrého prostředí na výsypkách

Výsypky jsou zpravidla rozsáhlé útvary (řádově o stovkách hektarů) vzniklé sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí. Vypĺňují značnou část podkrušnohorských pánví na Mostecku a Sokolovsku. Podobně jako další člověkem vytvořená prostředí (např. lomy a pískovny) jsou i výsypky spontánně osidlovány orga-

nismy z okolní krajiny. Obojživelníci nejsou výjimkou; často jsou zde hojnější než v okolní krajině (ZAVADIL 2007).

Tento zdánlivý paradox je způsoben ekologickými nároky obojživelníků i charakterem prostředí, které na výsypkách vzniká. Většina našich druhů je vázána na pestrou krajinu s dostatkem rozmanitých vodních ploch a vhodným terestrickým prostředím, navíc udržovanou disturbancemi v různých fázích sukcese (ZAVADIL *et al.* 2011). Pestrá mozaika „normální krajiny“ společně s faktory, které ji udržovaly (hlavně tradiční zemědělské a lesnické hospodaření), je ovšem minulostí. Přitom na výsypkách vzniká takové rozmanité prostředí spontánně, což je dáno způsobem jejich založení.

V případě povrchové těžby hnědého uhlí je nadložní zemina sypána zakladači do víceméně pravidelných, avšak vertikálně značně členitých tvarů (obr. 1). Členitá morfologie podmiňuje heterogenitu stanovišť – v terénních depresích (sníženinách) se na nepropustném podloží třetihorních jílu vytvářejí jezírka rozmanitých tvarů a velikostí (obr. 2); výše položené partie mají naopak charakter stepí či polopouští. Kromě těchto tzv. „nebeských jezírek“ vznikají vodní plochy při patě výsypky, kde je voda vytlačována na povrch obrovským tlakem nasypaného tělesa. Zavodněné lemy kolem výsypek mají zásadní význam při jejich osidlování (slouží jako tzv. „nášlapné kameny“). Heterogenitu vodního prostředí dále zvyšují zatopené příkopy či odvodňovací strouhy a četné drobné vodní plochy vytvářené pojezdy těžké techniky (VOJAR 1999, 2007).

Vliv technické rekultivace na vodní biotopy výsypek

Základním problémem technických rekultivací je zarovnání a odvodnění povrchu výsypky (obr. 3). Původně pestré prostředí zaniká a je nahrazeno urovanou plání. Namísto četných drobných tůň (obr. 2 a 6) jsou zakládány nebo ponechávány jednotlivé, zpravidla větší nádrže (obr. 4). Na technicky nerektivovaných částech výsypek lze naproti tomu vodní plochy počítat po stovkách (tab. 1). Důležité je, že převažují menší tůně bez významnějšího podílu ryb. Díky vysokému počtu jsou si navíc jednotlivá jezírka navzájem blízká, a tím pro obojživelníky dosažitelná (obr. 2 a 6). Vytvářejí se tak ideální podmínky pro rozvoj životaschopných (meta)populačních struktur, ve volné krajině ubývající. Kupř. na Hornojířetínské výsypce u Litvínova se v nerektivované části nachází do vzdálenosti 300 m od jezírka v průměru dalších 18 vodních ploch (z nichž většina je obojživelníky obsazena), zatímco na technicky upravených partiích pouze čtyři (DOLEŽALOVÁ *et al.* 2012).

Také suchozemské prostředí sukcesních a rekultivovaných výsypek se liší. Ať již úživností půd (během zemědělské rekultivace jsou oligotrofní jíly a písky zpravidla překryty ornici), či charakterem vegetace, která je zápojem i výškovou strukturou mnohem různorodější na sukcesních plochách (obr. 5 a 6). Na nerektivovaných částech výsypek tak vzniká samovolně a zadarmo prostředí (nejen) pro obojživelníky daleko atraktivnější než s vynaložením nemalých prostředků v rámci rekultivací (DOLEŽALOVÁ *et al.* 2012).



Obr. 5 (vlevo): Lesnické rekultivace často vedou ke vzniku stejnověkých lesních porostů s hustým zápojem. Výsypka Merkur

Obr. 6 (vpravo): Na sukcesních výsypkách se terestrické prostředí samo vyvíjí dle charakteru substrátu i morfologie terénu v pestrou mozaiku různých biotopů. Vedle sebe tak najdeme nezarostlá iniciální stadia i lesostep. Hornojiřetínská výsypka

Tabulka 1 Vlastnosti vodního prostředí a početnost skokana štíhlého na technicky rekultivovaných (TR) a nerektivovaných (N) výsypkách (VP) Severočeské hnědouhelné pánve

Výsypka	Typ rekultivace	Rozloha VP [ha]	Rozloha VB [ha]	VB/VP [%]	Prům. rozloha VB [ha]	n VB	n VB/ha VP	n snůšek	n snůšek/ha VP
Technicky rekultivované části výsypek									
Březno	T, L, Z	231,36	1,61	0,70	0,40	4	0,02	0	0
Čepirohy	T, Z, L	496,77	9,66	1,94	0,25	39	0,08	15	0,03
Hornojiřetínská – TR	T, L, H	351,28	16,37	4,66	2,05	8	0,02	24	0,07
Kopistská – TR	T, Z, TP	119,94	4,74	3,95	2,37	2	0,02	0	0
Lochočice	T, Z, L	847,81	2,13	0,25	0,30	7	0,01	8	0,01
Malé Březno	T, L, Z	306,62	1,35	0,44	0,23	6	0,02	0	0
Merkur	T, L, Z	100,45	3,97	3,95	0,23	17	0,17	0	0
Pokrok	T, L, Z, TP	289,39	5,28	1,83	0,53	10	0,03	75	0,26
Pruněřov	T, L, Z	261,31	4,67	1,79	0,67	7	0,03	5	0,02
Radovesická – TR	T, Z, L	1 483,00	14,34	0,97	0,42	34	0,02	136	0,09
Růžodolská – TR	T, L, TP	952,99	33,52	3,52	0,44	76	0,08	298	0,31
Střimická	T, L, Z	743,55	16,98	2,28	1,41	12	0,02	0	0
Velebudická	T, L, Z	729,32	1,32	0,18	0,16	8	0,01	0	0
Žichlice	T, L	103,35	0	0	0	0	0	0	0
Rekultivace – průměr		501,22	8,28	1,89	0,68	16,43	0,04	40,07	0,06
Technicky nerektivované části výsypek									
Albrechtická	L, S	89,85	0,24	0,26	0,01	26	0,29	54	0,60
Hornojiřetínská – N	L, S	352,71	33,40	9,47	0,14	242	0,69	1 488	4,22
Kopistská – N	L	359,06	14,64	4,08	0,04	334	0,93	1 294	3,60
Radovesická – N	S	57,34	5,42	9,45	0,09	61	1,06	63	1,10
Růžodolská – N	L, S	31,28	1,76	5,61	0,15	12	0,38	41	1,31
Teplická	L	519,31	23,58	4,54	1,24	19	0,04	399	0,77
Sukcese – průměr		234,93	13,17	5,57	0,28	115,67	0,57	556,50	1,93

Legenda: Typ rekultivace: T – technická, L – lesnická, Z – zemědělská, H – hydrická, TP – trvalý travní porost, S – přirozená sukcese; Rozloha VP [ha] – celková rozloha výsypky v hektarech; Rozloha VB [ha] – celková rozloha vodních biotopů v hektarech; VB/VP [%] – poměr celkové rozlohy vodních biotopů vůči rozloze výsypky vyjádřený v procentech; Prům. rozloha VB [ha] – průměrná rozloha vodních biotopů v hektarech; n VB – počet vodních biotopů na výsypce; n VB/ha VP – počet vodních biotopů na hektar výsypky; n snůšek – počet snůšek skokana štíhlého na výsypce (rok 2010); n snůšek/ha VP – počet snůšek skokana štíhlého na hektar výsypky (2010)

Osidlování výsypek (nejen) obojživelníky

Výsypky jsou od počátku jejich vzniku osidlovány organismy z okolí, často značně industrializované krajiny. Odlišné podmínky prostředí sukcesních a rekultivovaných částí výsypek se odrážejí ve složení druhů, které je osidlují. Zatímco na rekultivacích najdeme spíše běžné druhy, pro sukcese jsou typické druhy vzácné a ohrožené, vázané na ubývající typy stanovišť – iniciální sukcesní stadia, nezarybněné oligotrofní vody, lesostepi či rozvolněné lesní porosty (PRACH 2003, KONVIČKA *et al.* 2005, HENDRYCHOVÁ 2008, HENDRYCHOVÁ *et al.* 2009).

V souvislosti se studiem sukcese obojživelníků na výsypkách bylo zjištěno, že větší na v okolí se vyskytujících druhů je schopna zejména nerekulitované plochy postupně osídlit. Prvními obojživelníky, kteří se zde objevují, jsou na Mostecku ropucha zelená (*Pseudepidalea viridis*), na Sokolovsku i ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*); PŘIKRYL 1999, VOJAR 1999, ZAVADIL 2002. Rozmnožují se zde v mělkých, vegetace prostých vodních plochách, které se rychle prohřívají. Hojně jsou na výsypkách skokani rodu *Pelophylax* – na Mostecku skokan skřehotavý (*P. ridibundus*), na Sokolovsku skokan zelený (*P. esculentus*). Prostřednictvím juvenilů (mláďat) osidlují nejprve okrajové partie výsypek, zavodněné příkopy, vyjeté koleje od těžké techniky i další drobné vodní plochy v iniciálních stadiích sukcese. Dospělci se početněji vyskytují až po několika letech spíše ve větších a hlubších nádržích s vegetací, kde se také rozmnožují (VOJAR 1999, VOJAR & DOLEŽALOVÁ 2003). Pokud je již alespoň částečně vytvořena ponořená či pobřežní vegetace, objevují se na Mostecku poměrně hojně i čolci obecný (*Lissotriton vulgaris*) a velký (*Triturus cristatus*), ze žab skokan štihlý (*Rana dalmatina*), ropucha obecná (*Bufo bufo*) a kuňka obecná (*Bombina orientalis*). Na Sokolovsku se oba čolci, ropucha obecná a skokan hnědý (*Rana temporaria*) objevují ještě o něco dříve – v těsném sledu za ropuchou krátkonohou. U vodních ploch s pobřežní vegetací zde nalezneme i rosič-

ku zelenou (*Hyla arborea*) (ZAVADIL, *in litt.*). Vzácnější je na výsypkách skokan hnědý (zejména na Mostecku) a blatnice skvrnitá (*Pellobates fuscus*). Celkově bylo na mosteckých výsypkách zjištěno devět, na sokolovských deset druhů obojživelníků (VOJAR 1999, ZAVADIL 2002, MIKEŠOVÁ 2004, DOLEŽALOVÁ 2007, SMOLOVÁ *et al.* 2010, ZAVADIL, *in litt.*).

Díky vhodnějšímu prostředí jsou populace většiny druhů obojživelníků na sukcesních plochách výrazně početnější než na plochách po technických rekultivacích. Například jsme zjistili, že na hektar sukcesní části Hornojířetinské výsypky připadá v průměru 4,22 snůšek skokana štihlého, zatímco na technicky upravených částech to bylo pouze 0,07 snůšek. Čolek velký a kuňka obecná jsou na Kopistské výsypce (která je sice lesnický rekultivována, ovšem převážně bez úprav terénu) tak početní, že výsypka byla vyhlášena evropsky významnou lokalitou a je navržena na vyhlášení za přírodní památku. Obě zmíněné výsypky patří mezi přírodovědně nejvýznamnější území na Mostecku, a to nejen z pohledu obojživelníků. V rámci studie biologicky hodnotných částí výsypkových ploch byl např. na Hornojířetinské výsypce potvrzen výskyt více než 150 druhů ptáků, z nichž většina zde hnízdí (BEJČEK 2004).

I spontánní vývoj je nutné usměrňovat

Prostředí nerekulitované výsypky se postupně mění; od na první pohled pusté měsíční krajiny přes víceméně souvislé travní porosty po lesostepi a zapojené porosty náletových dřevin. Podobně zarůstají a zazemňují se i vodní plochy. Kuňka obecná a částečně i čolci sice setrvávají na lokalitách až do jejich úplného zářstu litorálem, tento stav však většině druhů nevyhovuje (k vývoji vajec potřebují alespoň částečně osluněnou hladinu) a druhová diverzita obojživelníků zde postupně klesá (ZAVADIL *et al.* 2011). Nejvíce druhů obojživelníků lze na mosteckých výsypkách najít v jezírkách s částečně vytvořenou vodní vegetací a také při okraji výsypek; zejména tam, kde navazuje volná krajina s výskytem obojživelníků (VOJAR 2000, VOJAR *et al.* 2008). Je proto zřejmé, že

kromě zajištění samotné perspektivy zachování alespoň částí výsypek přirozené sukcese bychom měli do budoucna počítat i s odpovídajícím managementem těchto území (např. s redukcí rákosin, odbahněním či s prosvětlením okolí) a podporovat osidlování těchto ploch jejich vhodným zakládáním (vznik pestřejšího prostředí, viz ČÍLEK 2002) i zajištěním návaznosti na okolní krajinu.

Sukcese, nebo rekultivace? Obojí!

Celkový přístup společnosti k těžbou ovlivněným územím, tedy i k výsypkám, je výstižně popsán v publikaci KONVIČKY *et al.* (2005) společně s důvody, pro které má význam tyto plochy chránit. Přestože jsou výhody spontánní sukcese oproti rekultivacím zřejmé (řádově nižší náklady a vyšší biologická hodnota vzniklých území), rekultivace těžebních jam a výsypek je v řadě případů opodstatněná. Krajinu jsme totálně změnili a teď jí dáváme novou tvář. Je proto pochopitelné, že by měly být zohledněny potřeby lidí, kteří zde žijí. Rekultivace území do podoby, kterou si sami vybereme, je obrovskou příležitostí. Vznikají tak nové rekreační příležitosti – autodromy, hipodromy, sportovní letiště, golfová hřiště či rybářské revíry. Krajině můžeme vtisknout parkovou úpravu a charakter příměstské zeleně či vytvořit rekreační prostory s rozlehlými vodními plochami atp.

Stejně tak bychom ale měli zohledňovat zájmy ochrany přírody. Proč tedy nenechat vybrané části přirozenému vývoji, když víme, jak cenná území to potenciálně jsou (HENDRYCHOVÁ & KABRNA 2008)? ŘEHOUNEK *et al.* (2010) proto navrhuje, aby 20 % území po těžbě bylo ponecháno přirozené sukcesí. Jde o velice rozumný kompromis. Krajinu bychom měli vytvářet nejen s ohledem na člověka, ale i na ostatní organismy.

*Fotografie Markéta Hendrychová
Autoři pracují na katedře ekologie
Fakulty životního prostředí, České
zemědělské univerzity v Praze*

**Seznam použité literatury najdete na
www.casopis.ochranaprirody.cz**

SUMMARY

Vojar J., Doležalová J. & Solský M.: Brown Coal Spoil Banks – A New Opportunity (not only) for Amphibians

Despite the ecological value of unreclaimed post-mining areas, in the Czech Republic, however, rigorous technical reclamation still prevails. Such approach usually leads to a more uniform environment and destroys the habitat diversity and heterogeneity at successional sites, including the variety of water bodies that are crucial habitats for many aquatic and semiaquatic species including amphibians. The role of the ecological importance of spontaneously developed post-mining areas should be sought in the specific habitat arising there – early successional sites, open

forests, forest steppes and variety of oligotrophic ponds without intensive fish management. When comparing water environment on reclaimed and unreclaimed post-mining sites from an "amphibian point of view", the authors found that the proportion of water area and number of ponds were significantly higher on successional sections than on reclaimed sections of spoil banks. In successional areas, they also found a higher proportion of smaller shallow ponds, with gentle shore slopes, partial insolation of water surface, partial vegetation cover and more numerous amphibian populations. The authors conclude that primary succession leads to more preferable habitats not only for amphibians than technical reclamation does. Thus, successional post-mining sites provide a great challenge for nature conservation and primary succession should be considered as an equal type of post-mining site restoration.

II. e

Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou

Jana Doležalová, Jiří Vojar, Milič Solský

Ochrana přírody (odesláno 26.7.2012)

Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou

Jana Doležalová, Jiří Vojar, Milič Solský

Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 1176, Praha 6, Suchbátka, 165 21; e-mail: janadolezalova@email.cz, tel. +420 724 762 046

Ochrannářský potenciál těžbou ovlivněných území, zejména těch nerekulitovaných, je díky výzkumu u nás i v zahraničí evidentní. Otázkou jak tyto poznatky začlenit do rekultivační praxe se u nás intenzivně zabývají vědecká pracoviště i nevládní organizace. Díky tomu již dnes umíme pojmenovat hlavní překážky využití sukcesních ploch při rekultivacích. Rozvíjí se rovněž diskuse mezi těžaři, úředníky i vědci a řada těžebních i rekultivačních firem se principům přírodně blízké obnovy nebrání. Přesto nebyly doposud potřebné legislativní změny přijaty a využití spontánní sukcese v rámci rekultivací je stále kontroverzním tématem.

V tomto příspěvku se proto podrobněji věnujeme důvodům, proč spontánní sukcese stále nenachází významnější uplatnění v rekultivační praxi, a současně navrhuje kroky, které by ji postavily do role rovnocenné alternativy k doposud prováděným rekultivacím. Popisujeme také hlavní principy zakládání a managementu sukcesních ploch, zejména na výsypkách po těžbě hnědého uhlí. Příspěvek tak volně navazuje na článek věnovaný biologickému významu těžbou ovlivněných území pro obojživelníky (VOJAR *et al.* 2012). Kromě vlastních zkušeností vycházíme zejména z Obecných zásad přírodně blízké obnovy těžbou narušených území a deponií (ŘEHOUNEK *et al.* 2010); dokumentu, na jehož vzniku se podíleli přírodovědci, odborníci z oblasti rekultivací i pracovníci státní správy. Obecné zásady rozšiřujeme o praktické návrhy, významné nejen z pohledu obojživelníků.

Úvod do problému

Nejdříve je třeba přiblížit mechanismus tvorby finančních prostředků na rekultivace míst dotčených těžbou a problematiku odvodů za odnětí pozemků ze zemědělského půdního fondu (ZPF) či pozemků určených k plnění funkcí lesa (PUPFL). Podle horního zákona č. 44/1988 Sb., v platném znění, je podmínkou k těžbě schválení Plánu otvírky a přípravy dobývání (POPD) báňským úřadem, jehož součástí je i vyčíslení budoucích nákladů na rekultivaci dotčeného území. Těžební organizace je povinna průběžně ukládat příslušnou výši finančních prostředků do rekultivačního fondu, z něhož bude pod dohledem báňského úřadu hrazena sanace území podle schváleného plánu rekultivací.

Na zemědělských či lesních pozemcích je další podmínkou povolení těžby udělení souhlasu s odnětím těchto pozemků ze ZPF a PUPFL podle zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění, resp. zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, v platném znění. Odnětí může být dočasné nebo trvalé. Při dočasném odnětí platí těžební organizace každoročně odvody ve výši stanovené v rozhodnutí o odnětí. V tomto rozhodnutí jsou také stanoveny podmínky, za kterých příslušný úřad platbu dočasného odvodu ukončí – zpravidla po provedení rekultivací, resp. po navrácení pozemků do ZPF či PUPFL. Podle zákona o ochraně ZPF lze požadovat navrácení pozemků do ZPF především zemědělskou rekultivací, ale také zalesněním (osázením dřevinami nebo keři) či zřízením vodní plochy. Lesní zákon stanoví, že lesní pozemky musí být neprodleně rekultivovány tak, aby mohly být vráceny k plnění funkcí lesa. Při trvalém odnětí není nutné pozemek navracet do ZPF, resp. PUPFL, a těžební organizace za něj zaplatí jednorázový poplatek. K trvalému odnětí by mělo podle zákona docházet pouze v případech, kdy u pozemků nelze obnovit jejich původní funkci.

Co brání širšímu využití spontánní sukcese při rekultivacích?

Legislativní komplikace

Pokud se v rekultivovaném území nachází pozemky v ZPF či PUPFL, komplikuje začlenění sukcesních ploch do rekultivačních plánů především znění zákona o ochraně ZPF a zákona o lesích, jež provádění rekultivací, resp. obnovu původní funkce pozemků v případě jejich dočasného odnětí, požadují.

V souladu s § 11 zákona č. 334/1992 Sb. mohou být zemědělské pozemky rekultivovány i jiným než zemědělským způsobem (zalesněním či zřízením vodní plochy, viz výše). Jde např. o tvorbu retenčních nádrží a lesnické rekultivace na výsypkách či zatápění zbytkových jam lomů. Paradoxní ovšem je, že odvody z dočasného odnětí pozemků ze ZPF či z PUPFL není možné ukončit, pokud zde podobné typy stanovišť (vodní plochy, porosty křovin, lesní porosty) vzniknou spontánně (a zadarmo), přestože tyto sukcesní plochy bývají často biologicky hodnotnější (VOJAR *et al.* 2012) (Obr. 1). Některé úřady se proto s ohledem na znění citovaných zákonů zdráhají považovat rozvolněný spontánně vzniklý lesní porost v členitém terénu za plnohodnotnou formu rekultivace a snaží se vyhnout precedentním rozhodnutím, které by se později mohly obrátit proti nim. To se týká i návrhů územních systémů ekologické stability (ÚSES), jejichž ochrana či zakládání je jiným zákonem, konkrétně z. č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, požadována.

Snaha úřadů zachovávat rozlohu zemědělských a lesních pozemků je pochopitelná, a legislativou vyžadovaná. Nicméně zemědělské a lesnické rekultivace jsou běžně prováděny i na ostatních pozemcích, tedy mimo ZPF a PUPFL. Přestože by měly být sukcesní plochy na výsypkách zakládány přednostně právě na ostatních pozemcích, je zde pro ně prostor i v rámci zemědělských či lesních pozemků, neboť kompenzace původní rozlohy těchto kultur je z výše uvedeného důvodu zpravidla dostatečná.

S ohledem na legislativní komplikace při začleňování sukcesních ploch do rekultivací je potřebná novela zákonů, která umožní rekultivacemi nepodmíněné ukončení plateb odvodů při dočasném odnětí za účelem ochrany přírody a krajiny. Musí být nastavena jasná pravidla využití sukcesních ploch při rekultivacích včetně zabránění zneužívání této formy obnovy krajiny v jiných případech, např. pro budoucí výstavbu. Konkrétní analýzu a návrhy legislativních změn nechalo zpracovat sdružení Calla, které se také snaží o jejich projednání a přijetí (TUHÁČEK 2010, 2011).

Rizika z pohledu těžební organizace

Řada společností se využití spontánní sukcese při rekultivacích nijak nebrání, což dokládají konkrétní projekty (např. Zelený most či Quarry Life Award) i podpora Těžební unie sdružující těžební organizace (TĚŽEBNÍ UNIE 2009). Sukcesní plochy již dnes bývají zahrnovány do POPD. Nicméně firmy nemají za současné legislativy jistotu, že jim budou odvody za odnětí v takových případech ukončeny. I když se totiž příslušné orgány ochrany ZPF či lesa proti sukcesní ploše během schvalování POPD negativně nevyjádří, v rozhodnutí o dočasném odnětí se požadavek na provedení rekultivací, jakožto podmínky ukončení odvodů, objevit může (rozhodnutí o odnětí je schvalováno nezávisle na POPD). V případě rekultivace tohoto území nebude mít investor dostatečnou finanční rezervu, neboť v POPD, který výši rekultivačního fondu stanoví, nebylo s jeho rekultivací počítáno.

Může se také stát, že ponechání sukcesní plochy je vyžadováno jiným orgánem státní správy, např. z důvodu ochrany přírody, a současně příslušný orgán ochrany ZPF či lesa tento přístup neuzná jako obnovu původní funkce. V tom případě musí investor zaplatit jednorázový odvod za trvalé odnětí ve výši stonásobku, resp. padesátinásobku ročního dočasného odvodu. Výše odvodu u zemědělských

pozemků závisí na bonitě půdy a řadě dalších ukazatelů, přičemž u ZPF došlo novelou zákona č. 344/1992 Sb. k jeho výraznému zvýšení. Trvalé odvodny tak mohou směle převýšit náklady na provedení technických rekultivací.

Méně práce pro rekultivační firmy

V případě začlenění sukcesních ploch do plánu rekultivací se mohou celkové náklady na rekultivaci, a tím i objemy zakázek pro rekultivační firmy, snížit (rekultivuje se menší území). To snižuje ochotu některých rekultivačních firem, které zpravidla rekultivační plány připravují, sukcesní plochy navrhopvat.

Absence osvěty

Přes veškerou dosavadní snahu o diskusi a prezentaci argumentů odborné i širší veřejnosti (např. HENDRYCHOVÁ & KABRNA 2008, ŘEHOUNEK 2009, GREMLICA 2010, ŘEHOUNEK *et al.* 2010, TROPEK & ŘEHOUNEK 2011), je nezbytná další komunikace mezi vědci, těžaři, úředníky a zákonodárci. Zejména nyní, při projednávání návrhů legislativních změn. Nesmírně důležitá je spolupráce s veřejností a především se samosprávami dotčených obcí – rekultivace výsypek pro ně představují obrovský potenciál územního rozvoje. Na rekultivovaných pozemcích je možné obnovit jejich hospodářské využívání či rozvíjet jiné funkce, např. pro sportovní či rekreační využití. Současně je ale zapotřebí vysvětlovat, že podpora biologicky hodnotných sukcesních ploch nemusí znamenat absolutní omezení jakýchkoliv aktivit. Naopak se zde otevírá prostor takovým způsobům využití, které by na draze rekultivovaných pozemcích nepřípadaly v úvahu. Jako příklad lze uvést motokros. Zatímco v „normální“ krajině se jen obtížně hledají místa, kde jej lze povolit, na větších sukcesních plochách může fungovat prakticky zdarma jako žádoucí managementový nástroj, který zabrání jejich zarůstání.

Doporučení pro rekultivační praxi

Plánovat sukcesní plochy s předstihem

Sukcesní plochy je potřeba zahrnout již do žádosti o POPD včetně následných plánů sanace a rekultivace, dále do dokumentace posuzování vlivů záměrů a koncepcí na životní prostředí (EIA, SEA) a do žádostí o odnětí pozemků ze ZPF a PUPFL. Dodatečná změna kteréhokoliv z těchto dokumentů je sice možná, ale v případě nesouhlasu dotčených orgánů se může celý proces změn značně zkomplikovat. Při současném znění legislativy je lepší situovat sukcesní plochy na pozemky, které nespádají do ZPF či PUPFL. Značně to zvýší vyhlídky na její úspěšné schválení.

Podporovat pestrost prostředí

Sukcesní plochy je třeba navrhovat na území, kde bude sypán vhodný substrát. Např. v terénních sníženinách na šedých jílech vznikají díky jejich nepropustnosti vodní plochy, na píscích pak velmi zajímavé oligotrofní terestrické i vodní biotopy; naopak díky vyšší úživnosti a propustnosti jsou méně vhodné hnědé jíly. Nesmírně důležité je založení sukcesních ploch s členitým reliéfem terénu, jež podmiňuje vznik pestrého prostředí i diverzitu druhů. Jemná mozaika různorodých biotopů také výrazně zvyšuje prostupnost krajiny i osídlování těchto území, což platí zejména pro okrajové partie výsypek včetně jejich svahů. Nesmírně významné jsou v tomto směru mokřady a vodní plochy, které

vznikají u pat výsypek vytlačováním spodní vody výsypkou. Tyto lokality jsou klíčové pro kolonizaci nového území a ještě desítky let po vzniku výsypky slouží jako „nášlapné kameny“ mezi ní a okolní krajinou (VOJAR 2000, 2007). Tam, kde to bezpečností hlediska týkající se stabilizace svahu dovolí, by měly být tyto cenné biotopy zachovávány.

Propojovat sukcesní plochy v rámci výsypky a s okolní krajinou

Izolované sukcesní plochy uprostřed výsypky, obklopené neprostupným prostředím zemědělských rekultivací, jsou pro některé druhy nedostupné či dokonce ekologickou pastí (VOJAR 2007, Obr. 2). Vhodnější je ponechání několika sukcesních enkláv, vzájemně (volně) propojených vhodným prostředím, např. vodotečemi či rozvolněnými remízky. Sukcesní plochy by také měly navazovat na přírodovědně hodnotnější části krajiny v okolí výsypek (pokud se vyskytují), od kterých by neměly být odděleny migračními bariérami (zástavba, komunikace, aktivní lomy). Značně se tak urychlí osídlování organismy, jejichž populace budou početnější a stabilnější (VOJAR *et al.* 2012).

Vhodně zakládat větší vodní plochy

Na většině výsypek jsou budovány zejména větší vodní plochy, sloužící zpravidla jako retenční nádrže. Nevhodné vlastnosti však jejich biologický význam výrazně snižují (DOLEŽALOVÁ *et al.* 2012, Obr. 3). Jde např. o pravidelné tvary a strmé břehy nádrží bránící rozvoji litorálu. Pro zlepšení by přitom stačilo velmi málo. Například nevysypávat břehy po celém obvodu hrubým štěrkem a kameny, ale ponechat je z části (nejlépe ty jižně exponované) přírodní a s mírným sklonem (do 1 : 10). Podpoří se tím rozvoj litorální vegetace – důležitého biotopu i úkrytu pro mnoho ptáků, obojživelníků i bezobratlých. Namísto pravidelných tvarů nádrží je velmi vhodné vytvářet členité okraje vodních ploch tak, aby vznikaly mělčí zátočiny či úplně oddělené tůně, kam se jen obtížně dostanou ryby. Vodní plochy, u nichž není cíleně plánováno rybářské využití nezarybňovat a ponechat rybí populace samovolnému vývoji, příp. nevhodnou rybí obsádku redukovat. Alespoň některé lokality tak zůstanou bez ryb nebo v jiném druhovém složení než intenzivní rybářské chovy. Vysazování a intenzivní chov ryb představuje jednu z podstatných příčin ubývání většiny obojživelníků (VOJAR 2007, ZAVADIL *et al.* 2011), ale i některých bezobratlých. V okolí retenční nádrže je důležité ponechávat či zakládat drobné tůně a přirozeně zarůstající místa, nejlépe v souvislém pásu kolem nádrže (Obr. 4). Toto opatření má význam zejména u vodních ploch obklopených zemědělsky rekultivovanými pozemky.

Podporovat variabilitu sukcesních stádií vhodným managementem

Živinově chudá iniciální sukcesní stadia výsypek či lomů s výskytem řady ohrožených a vzácných druhů kompenzují úbytek těchto biotopů v okolní krajině (KONVIČKA *et al.* 2005, BOUKAL 2010, TROPEK & ŘEHOUNEK 2011). I tyto lokality však postupně zarůstají. Pro zajištění heterogenity prostředí, a to jak prostorové (různé typy prostředí) i časové (biotopy v různé fázi sukcesního vývoje) se nejlépe hodí nahodilé a mozaikovitě disturbance. Na větších sukcesních plochách lze pro management terestrického prostředí doporučit motokros, horská kola, jízdu na koních, paintball, intenzivnější sešlap v rámci kulturních akcí či rekreačních a sportovních aktivit, příp. pastvu. U vodních ploch zarůstajících litorály je vhodné jejich kosení před počátkem metání květenství na začátku června; zimní kosení či vypalování naopak litorály podpoří (PETŘÍČEK *et al.* 1999). Vhodné je prosvětlení břehových porostů (přednostně s jižní až jihozápadní expozicí) v okolí vodních ploch pro zvýšení oslunění vodní hladiny a snížení rychlosti zazemňování tůní opadem listů. V případě úplného zazemnění tůně je vhodné její odbahnění (bližší VOJAR 2007, ZAVADIL *et al.* 2011).

V rámci biologických rekultivací není vhodné provádět velkoplošnou lesnickou rekultivaci, která zpravidla vede ke vzniku stejnověkých a druhově chudých porostů (HENDRYCHOVÁ & KABRNA 2008, HENDRYCHOVÁ *et al.* 2009). Vhodnější je výsadba domácích dřevin a křovin ve skupinách či na menších plochách, bez předchozí navážky kulturních vrstev půdy, aby se zabránilo šíření invazních či ruderálních druhů rostlin a eutrofizaci prostředí.

Zpětný monitoring a ochrana biologicky hodnotných stanovišť

Pro zajištění následné praktické ochrany těchto území i projektování dalších sukcesních ploch je nutné znát faktory, a to jak ohrožující i působící pozitivně na osídlování a přežívání organismů. Dopad managementových zásahů je zapotřebí průběžně vyhodnocovat. Výsledky se musí bezprostředně odrážet v úpravě provádění biologických rekultivací.

Pokud se na základě monitoringu význam sukcesní plochy pro organismy potvrdí, je velmi vhodné začlenit ji do ÚSES, případně zajistit její ochranu vyhlášením obecně či zvláště chráněného území. V úvahu připadají vyhlášení přechodně chráněné plochy či registrace významného krajinného prvku, resp. vyhlášení přírodní památky. V případě zvláště chráněných území se tím legitimizuje potřeba stanovení managementu území a usnadní se i získávání finančních prostředků na jeho realizaci (např. z krajinných programů). Nabízí se také možnost výkupu či pronájmu pozemků soukromými osobami nebo nevládními organizacemi (např. pozemkové spolky), jež potřebnou péči zajistí.

Závěrem

Na výsypkách, ale i jiných těžbou ovlivněných územích, vzniká spontánně a zdarma unikátní prostředí preferované mnoha ohroženými a vzácnými organismy. Jde většinou o ubývající iniciální sukcesní stádia, pro které bychom v případě jejich cíleného zakládání v „normální“ krajině těžko nacházeli prostor, o úspoře finančních prostředků ani nemluvě.

Na místo jejich využití jsou však tyto biotopy s vynaložením nemalých prostředků likvidovány, nezřídka paradoxně právě za účelem provádění biologických rekultivací. Mnohé těžební organizace již využití sukcesních ploch při obnově krajiny po těžbě podporují. Přesto jsou sukcesní plochy často zamítány pouze z důvodu protichůdného znění některých zákonů. Nicméně i při současném stavu legislativy sukcesní plochy při rekultivaci využívat lze a měl by jim být poskytnut daleko větší prostor. Řehounek s kolektivem (2010) navrhuje ponechat bez technických rekultivací zhruba 20 % dotčených území, konkrétní podíl sukcesních ploch však musí být navrhován s ohledem na místní podmínky.

Sukcesní plochy výrazně přispívají k obnově ekologických funkcí krajiny a kompenzují tím ztráty biotopů původní krajiny i úbytek řady druhů. K většímu využívání přírodě blízké obnovy při rekultivacích mohou přispět nejen orgány ochrany přírody při schvalování rekultivačních plánů, ale také samotné těžební organizace, rekultivační firmy a ostatní dotčené subjekty tím, že budou začlenění sukcesních ploch do rekultivací podporovat a podílet se na úpravách legislativy, jež by uvedené komplikace vyřešily.

Poděkování autorů patří Jiřímu Řehounkovi a Tomáši Kadlecovi za přínosné připomínky k textu a Markétě Hendrychové za poskytnutí leteckých fotografií výsypek.

Literatura

- BOUKAL M. (2010): Zhodnocení usměrněné spontánní obnovy z hlediska vodních brouků na několika vybraných jihočeských pískovnách, doplněné poznámkami k jejich dalšímu managementu. *Elateridarium* 4: 78–93.
- CÍLEK V., GREMLICA T., HÁTLE M., KOVÁŘ P., PRACH K., ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., TICHÝ L. (2008): Stanovisko vědců a dalších odborných pracovníků k problematice obnovy těžbou narušených území. Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice. [On-line:] <http://www.calla.cz/piskovny/mem.php> (cit. 1. 5. 2009).
- CÍLEK V. (2002): Krajiny vnitřní a vnější. Dokořán, Praha.
- DOLEŽALOVÁ J., VOJAR J., SMOLOVÁ D., SOLSKÝ M., KOPECKÝ O. (2012): Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5–12.
- GREMLICA T., CÍLEK V., VRABEC V., FARKAČ J., FROUZ J., GODÁNY J., LEPŠOVÁ A., PŘIKRYL I., RAMBOUSEK P., SÁDLO J., STRAKA J., STARÝ J., VOLF O., ZAVADIL V. (2009): Rekultivace a management nepřirodních biotopů v České republice. Závěrečná zpráva z projektu VaV SP/2d1/141/07. Ústav pro ekopolitiku, Praha [On-line:] <http://ekopolitika.cz/cs/nepuvodni-biotopy/rekultivace-a-management-neprirodnich-biotopu-v-ceske-repu.html>.
- GREMLICA T. (2010): Ekologická rekultivace nepřirodních biotopů v České republice. Odborný seminář, 23. 9. 2010, MŽP ČR & Ústav pro ekopolitiku, o.p.s., Praha.
- HENDRYCHOVÁ M., KABRNA M. (2008): Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe – možnost uplatnění spontánní sukcese. *Zprav. Hnědé uhlí* 4: 2–9.
- HENDRYCHOVÁ M., ŠÁLEK M., ŘEHOŘ M. (2009): Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45: 177–189.
- HODAČOVÁ D., PRACH K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 1–7.
- ŘEHOUNEK J. (2009): Obnova území narušených těžbou nerostných surovin. Odborný seminář, 27. 1. 2009, Calla – Sdružení pro záchranu prostředí & Katedra botaniky PFF JU, České Budějovice.
- ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., PRACH K. [eds] (2010): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice. On-line http://www.calla.cz/piskovny/wordpress/wp-content/uploads/sbornik_internet.pdf (cit. 4. 12. 2011).
- TĚŽEBNÍ UNIE (2009): Tisková zpráva – Shoda těžářů a ekologů ze dne 11. 11. 2009 [On-line:] http://www.calla.cz/piskovny/wordpress/wp-content/uploads/tz_brno_09.doc (cit. 1. 1. 2010).
- TROPEK R., ŘEHOUNEK J. [eds] (2011): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice. [On-line:] http://www.calla.cz/data/hl_stranka/ostatni/sbornik_1.pdf.
- TUHÁČEK M. (2010): Shrnutí analýz nedostatků legislativy týkající se ekologické obnovy po těžbě. Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice. [On-line:] <http://www.calla.cz/piskovny/legislativa.php> (cit. 4. 12. 2011).
- TUHÁČEK M. (2011): Návrh paragrafového znění novely zákona o lesích a zákona o ochraně zemědělského půdního fondu. Calla – Sdružení pro záchranu prostředí, České Budějovice. [On-line:] <http://www.calla.cz/piskovny/legislativa.php> (cit. 4. 12. 2011).
- VOJAR J. (2000): Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa* 48(1): 41–43.
- VOJAR J. (2007): Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.
- VOJAR J., DOLEŽALOVÁ J., SOLSKÝ M. (2012): Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67(3): 8–11.
- ZAVADIL V., SÁDLO J., VOJAR J. [eds] (2011): Biotopy našich obojživelníků a jejich management. Metodika AOPK ČR. AOPK ČR, Praha.

Obr 1: Na sukcesních plochách vzniká spontánně mozaika prostředí odpovídající zákony definovaným kategoriím (lesní porosty, vodní plochy). Současná legislativa však požaduje, aby tato stanoviště byla cíleně vytvořena rekultivacemi. Hornojiřetínská výsypka.



Obr. 2: Množství vodních ploch ponechaných na výsypce je adekvátní, chybí však jejich vzájemné propojení dobře prostupným prostředím. Méně technické provedení odvodňovacích kanálů zajistí vznik liniových mokřadních prvků. Lze také snadno spojit protierozní funkci remízků s funkcemi biokoridorů. Nejen oboživelníci, ale i jiné druhy živočichů tyto prvky ve špatně prostupném prostředí využívají. Značně se tím snižuje mortalita, roste vzájemný kontakt populací a tím i celkový význam nových biotopů. Také estetická hodnota krajiny a její struktura se více přiblíží krajině původní. Tato řešení nepředstavují vyšší nároky na prostor nebo finanční prostředky, ale komplexnější přístup k vytvářeným krajinným prvkům. Statinická výsypka.



Obr. 3: Vodních plochy zakládáné na rekultivovaných výsypkách jsou charakteristické větší rozlohou a hloubkou, pravidelným tvarem, zpevněnými a příkrými břehy s minimem mělkých a členitých okrajových partií. Podobná vodní plocha může být dobrým rybářským revírem či vodní nádrží na koupání, ale ostatní funkce plní v minimální míře. Přitom lze s vynaložením stejných nebo i menších nákladů koncipovat velké vodní plochy daleko efektivněji (viz Obr. 4). Doly Nástup Tušimice.



Obr. 4: Mírný sklon a větší členitost břehů velkých vodních ploch umožní rychlé vytvoření litorálního pásma a vznik mělkých partií oddělených od volné vodní hladiny. Ponechaná spontánně vytvořená nebeská jezírka v okolí mohou využívat druhy citlivé vůči zarybnění. Toto uspořádání vyhovuje většímu počtu druhů zároveň a vytváří v okolí velkých vodních ploch potřebnou „narázníkovou zónu“, v níž mohou živočichové celoročně přežívat. Vzniká tak skutečně funkční biologický prvek. Dala by se doporučit pouze ještě větší členitost břehů a lepší propojení velkých vodních ploch. Vnitřní výsypka velkolomu ČSA.



Obr. 5: Heterogenní krajinu s větším spektrem vodních ploch je možné vytvářet i při zatápění zbytkových jam lomů. Příkladem může být jezero Most, které se v současnosti napouští. Ve chvíli, kdy bylo napuštěno zhruba ze 60 %, rozlévala se voda do okolních menších vodních lagun a vzniklo zde několik izolovaných vodních ploch, které okamžitě osídlily stovky kuněk, čolků a mnoho dalších ohrožených druhů. Dnes, ke konci napouštění, jsou břehy zarovnané a více příkré. Vhodné biotopy se zde prakticky nevyskytují. Z důvodu vlnové abraze a rekreačního využití musí být velká část břehů zpevněna a speciálně upravena. Přesto ještě lze zajistit alespoň částečný rozliv vody do navazujícího systému vodních a mokřadních biotopů, které podpoří biologické funkce území.

2009



2012



III. a

Věrnost biotopům a osidlování nových území

Jiří Vojar, Jana Doležalová, Roman Kovář

In: Vojar, J. 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. ČSOP ZO Hasina – Louny, Praha: 49–52.

5.4 Věrnost biotopům a osidlování nových území

Být věrný původním stanovištím či snaha kolonizovat nová prostředí jsou vlastně dva způsoby jak dosáhnout téhož – reprodukčního úspěchu. V ochrannářských souvislostech může být věrnost svému stanovišti vnímána jako překážka, neboť představuje určitý hendikep při osidlování nových lokalit (Box 9). Striktní preference jednoho místa má v případě jeho poškození vážné následky na celou populaci. Na druhou stranu je trvalá vazba na perspektivní a „osvědčený“ biotop méně riskantní než výpravy krajinou s nejistým výsledkem. Pro konkrétní populaci je asi nejlepší kombinace těchto možností. Ty se přitom vzájemně nevylučují, jak by se na první pohled mohlo zdát. Je známo, že tendence vracet se na svá rodiště (filopatrie) je vlastní především dospělcům. Juvenilové jsou v tomto směru méně konzervativní a snáze pronikají do nových prostředí (Berven & Grudzien 1990, Vojar & Doležalová 2003). Byly zjištěny i mezupohlavní rozdíly – věrnější původním stanovištím bývají samci (Reading et al. 1991, Sinsch & Siedel 1995, Almhagen 2007). Uvnitř populace tak nalezneme mnoho způsobů pohybu krajinou partikulárně výhodných pro konkrétní jedince a celkově zvyšujících odolnost populace. Nic na tom nemění fakt, že existují značné rozdíly v intenzitě filopatrie mezi jednotlivými druhy (Box 10).

Při současném antropogenním tlaku je schopnost obojživelníků **osidlovat nové lokality** tou největší nadějí. Vcelku oprávněně neboť obojživelníci spontánně kolonizují nejen nádrže budované pro jejich podporu, ale rovněž zatopené pískovny, opuštěné lomy či výsypky. Je opravdu trestuhodné, že tuto jedinečnou šanci většinou zahazujeme v podobě nevhodných rekultivací a způsobu využívání těchto lokalit (blíže Kap. 9.4.5).

Úspěšnost nalezení a perspektivu dalšího vývoje populací na nových lokalitách ovlivňuje řada faktorů, které bychom měli zohlednit při zakládání nových biotopů. Závisí zejména na mobilitě a kolonizačních schopnostech osidlujících jedinců i druhů, velikosti a vzdálenosti zdrojových populací, charakteru osidlovaných biotopů a (opět) prostupnosti prostředí.

Obecně se obojživelníci vyznačují omezenou mobilitou a jejich šíření krajinou probíhá ve srovnání s ostatními obratlovci (i některými bez-

obratnými) pomaleji (Marsh & Trenham 2001, Ray et al. 2002, Ficetola & De Bernardi 2004). Oproti žábám je schopnost šíření prostorem u oca-satých obojživelníků mnohem nižší a zpravidla kolonizují nové biotopy do vzdálenosti několika set metrů od původních stanovišť (Baker & Holliday 1999, Joly et al. 2001). U žab nejsou výjimkou ani toulky nad 10 km (Smith & Green 2005). Při osidlování nových území je tudíž rozhodující přítomnost vodních lokalit a vhodných terestrických biotopů v dosažitelné vzdálenosti. Tyto biotopy slouží při kolonizaci jako „nášlapné kameny“ (Marsh & Trenham 2001, Ficetola & De Bernardi 2004). Nesmíme zapomenout na rozdílnou citlivost dospělců a mláďat při pohybu v otevřené krajině, která je pro mladé jedince zpravidla bariérou. Zohlednit bychom měli také rozdílné efekty izolace mezi samotnými vodními biotopy a vhodným terestrickým prostředím (Kap. 9.4.4).



BOX 10

JAK JSOU SVÝM BIOTOPŮM VĚRNÍ NAŠI OBOJŽIVELNÍCI?

Věrnost reprodukčním i terestrickým stanovištím je popsána u všech druhů našich obojživelníků. Téměř legendární je u **ropuchy obecné**, ale pravidlem to rozhodně není. Zatímco Reading et al. (1991) zaznamenávali více než 80% návratnost ke stálým reprodukčním nádržím, Schlupp & Podloucky (1994) došli k téměř opačnému výsledku. Telemetrováním ropuch bylo zjištěno, že dospělá zvířata hibernují v okolí rozmnožovací nádrže do 420 m, po ukončení hibernace míří přímo do nádrže a účastní se reprodukce (Sinsch 1988). Po rozmnožování se šíří až na vzdálenost 1600 m, zpravidla do pravidelně obývaných terestrických stanovišť. Během podzimu se vrací zpět do blízkosti reprodukčních biotopů a na obvyklých stanovištích hibernují. Průměrná délka jejich migračních cest se pohybuje od několika málo metrů do 3 km (Ray et al. 2002), ale často byly zaznamenány migrace mnohem delší (Almhagen 2007). Velmi podobné chování mají také jedinci dalších dvou druhů našich ropuch s běžnými migračními vzdálenostmi 500–4500 m. U **ropuchy krátkonohé** byla zjištěna větší míra filopatrie u samců (Sinsch & Seidel 1995). Věrnost nádržím je závislá zejména na stabilitě a početnosti vodních biotopů. Zatímco mnoho nestabilních

vodních ploch k věrnosti lokalitě příliš nemotivuje, stabilní (byť ojedinelé) biotopy jsou vyhledávány zákonitě pravidelněji (Hustlé et al. 2006). Podobně se chovají i naše kuňky (Barandun & Reyer 1998, Ogurtsov 2004). U **vodních skokanů** bylo zjištěno, že míra disperze byla v reprodukčním období nejvyšší u skokana krátkonohého a nejnižší u skokana skřehotavého (Peter 2001). **Zemní skokani** se vzhledem k explozivnímu způsobu rozmnožování v naprosté většině případů vracejí do svých pravidelných rozmnožovacích nádrží (Hartel 2005). Předpokládá se, že samice migrují do původních lokalit stejně jako samci, avšak během cesty mohou být zlákány vokalizujícími samci v jiné blízké nádrži a cíl migrace změnit. Většina jedinců hnědých skokanů se vrací do tradičních letních biotopů a zimuje ve stálých úkrytech. Vzdálenosti běžných migrací se pohybují okolo 700 m. Mohou však absolvovat i více než 7 km (Smith & Green 2005). Většina sledovaných populací **rosničky zelené** využívala každoročně stejných reprodukčních nádrží, terestrických biotopů i zimovišť (Pellet 2005). Nově vybudovaná jezírka však byla rychle osídlena také adultními jedinci, z čehož lze usuzovat, že část dospělců, podobně jako mladí jedinci, je schopna nové lokality osídlit. **Blatnice skvrnitá** je druhem značně vázaným na stálá vodní i terestrická stanoviště (Hels 2002).

Ocasatí obojživelníci jsou méně pohybliví než žáby, proto je jejich spjatost s původním místem rozmnožování výraznější. **Mlok skvrnitý** má silnou tendenci zdržovat se na malém území svého domovského okrsku, klást larvy ve stejných místech vodních biotopů a hibernovat ve stálých úkrytech (Degani & Warburg 1978, Schulte et al. 2007). Také veškeré druhy našich **čolků** jsou věrné svým rozmnožovacím nádržím (Joly et al. 2001). Jedinci **čolka horského** z části střídali nádrže pouze v dosahu 25 m, na větší vzdálenosti již mezi nádržemi nemigrovali (Joly & Miaud 1989). Také u čolků platí, že s rostoucí nestabilitou vodních lokalit v místě výskytu či s nárůstem počtu nových vhodných biotopů tendence k filopatrii klesá a část dospělé populace osídluje nové biotopy (Perret et al. 2003). Zpětná migrace většiny jedinců míří většinou do obvyklých lokalit.

Z výše uvedeného vyplývá, že existují mezidruhové rozdíly ve věrnosti původním nádržím. Jedno je zřejmé – strategie jednotli-

vých druhů nebude stálá a bude ji ovlivňovat charakter a četnost biotopů. Daleko větší škody tak napácháme při likvidaci kvalitní tůně, kam se pravidelně vrací většina zvířat z širokého okolí, než ovlivněním biotopu, který není pro přežívání (meta)populace zásadní (viz Kap. 5.3).

IV. a

Colonization of water habitats on the Hornojřetínská spoil heap by the agile frog (*Rana dalmatina*)

Jana Doležalová, Milič Solský, Jiří Vojar,

Harabiš, F., Suvorov, P. (eds.) 2009: *Proceedings of the 2nd conference Environmental Sciences 2009*, 12.–13. Marz 2009: 12–14.

Colonization of water habitats on the Hornojiřetínská spoil heap by the agile frog (*Rana dalmatina*)

Jana Doleřalová, Milič Solský, Jiří Vojar

Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamycka 1176, Prague 6-Suchdol, 165 21, Czech Republic

Abstract

Open-cast mining operations have caused large-scale total destruction of the original ecosystem and changes in the surrounding areas. After finishing mining operations and reclamations, suitable areas (especially unreclaimed spoil banks) are colonized by many species, including amphibians. We examined the effect of pond features, pond surroundings and spatial pond characteristics on the abundance of agile frog (*Rana dalmatina*) clutches at about 200 ponds in the Hornojiřetínská spoil bank (North Bohemian coal mining district, Czech Republic), during four breeding seasons (2005–2008). The number of occupied ponds did not differ from year to year, but the overall number of clutches differed significantly. The number of clutches at individual ponds was particularly affected by spatial pond attributes (number of ponds within 100m, distance to the edge of the spoil heap), whilst littoral area was the only significant pond variable.

Introduction

Amphibians are in decline worldwide, due to their ecological requirements and their sensitivity to the quality of the environment (Wake 1991, Gibson & Freeman 1997, Houlahan et al. 2000, Beja & Alcazar 2003, Green 2003). The chief causes of this phenomenon include destruction and changes of the landscape (Alford & Richards 1999, Collins & Storfer 2003), as a result of, for example, mining. Open-cast mining operations, in particular, have caused large-scale total destruction of the original ecosystem and changes in the surrounding areas (Sklenička & Lhota 2002, Hüttl & Gerwin 2005). As soon as mining operations and reclamations are finished, these locations are taken over by plants and animals, including amphibians, in the process of primary succession (Majer 1989). In unreclaimed spoil banks, a large number of various water habitats occur and form a suitable environment for amphibians. Successful colonization of these habitats by amphibians usually depends on the suitability of the arising environment (i.e., its character, successional stage, vegetation cover, occurrence and type of reclamation), the biological potential of the surrounding landscape (contact with the source population, number of ponds), and the permeability of the surrounding landscape for dispersion of particular species (Stumpel & van der Voet 1998, Baker & Halliday 1999, Ray et al. 2002, Ficetola & DeBernardi 2004, Vojar 2006).

Material and Methods

The study area, the Hornojiřetínská spoil bank, is located in the Most mining district (North-west Bohemia, Czech Republic. Most of the older succession stage spoil bank has never been reclaimed, due to future plans to mine the underlying coal seam. On the main part of the bank (about 6 km² in size) which has a forest steppe character, more than 250 various sky ponds have been established in depressions. The permeability of the spoil heap surrounding for organisms is very low, due to the prevailing disturbed landscape within a

distance of several kilometres (particularly consisting of mining and industrial areas). The only way for amphibians to colonize this spoil heap is from the alluvial plain situated close to the north-western edge of the bank.

A model species, the agile frog, was chosen for its high abundance in the study area and for the easy identification of its compact isolated clutches. The number of clutches was counted over a period of four years (from 2005 till 2008) at all ponds that were found (182 clutches in 2005, 191 in 2006, 217 in 2007 and 229 in 2008). As explanatory variables of the abundance of agile frog clutches we used the following pond characteristics (area, maximum depth of the pond, slope of its shores, rate of insolation, vegetation cover of the pond surface), its surroundings (type of habitat within 50m, presence and type of reclamation, permeability of the surrounding landscape) and spatial pond characteristics (distance to the edge of the heap, distance to the alluvial plain, number of ponds within 100m and 300m).

Results

We did not find a difference in the numbers of colonized and uncolonized ponds between particular seasons ($\chi^2=4.23$, $p=0.237$, $n=151$). The total number of clutches varied significantly in years ($\chi^2=1095.74$, $p<10^{-7}$, $n=151$). The number of clutches in particular ponds differed from year to year ($\chi^2=53.03$, $p<10^{-6}$, $n=151$). The fluctuations tend to be lower in the vicinity of the alluvial plain and higher in the centre of the spoil heap.

We found four variables affecting the frog clutches: the number of ponds within 100m ($F=17.33$, $p<10^{-4}$), the distance to the edge of the spoil heap ($F=10.07$, $p=0.002$), the presence of littoral vegetation ($F=4.37$, $p=0.012$), and the interaction between pond depth and season ($F=2.35$, $p=0.012$).

Acknowledgements

This study was supported by the Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences in Prague (grant no. 42110/1313/423111).

References

- Alford R. A. & Richards S. J.** 1999: Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 133-165.
- Baker J. M. R. & Halliday T. R.** 1999: Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetol. J.*, 9: 55-63.
- Beja P. & Alcazar R.** 2003: Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.*, 114: 317-326.
- Collins J. P. & Storfer A.** 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Divers. Distrib.*, 9: 89-98.
- Ficetola F. G. & De Bernardi F.** 2004: Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biol. Conserv.*, 119: 219-230.
- Gibson R. C. & Freeman M.** 1997: Conservation at home: recovery programme for the agile frog *Rana dalmatina* in Jersey. *Dodo*, 33: 91-104.
- Green D. M.** 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biol. Conserv.*, 111: 331-343.
- Houlahan J. E., Findlay C. S., Schmidt B. R., Meyer A. H. & Kuzmin S. L.** 2000: Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- Hüttl R. F. & Gerwin W.** 2005: Landscape and ecosystem development after disturbance by mining. *Ecol. Eng.*, 24: 1-3.
- Majer J. D.** 1989: Long-term colonization of fauna in reclaimed land. In: Majer J. D. (ed.): *Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands.* Cambridge University Press, Cambridge, New York, etc.
- Ray N., Lehmann A. & Joly P.** 2002: Modelling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodivers. Conserv.*, 11: 2143-2165.

- Sklenička P. & Lhota T.** 2002: Landscape heterogeneity — a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape Urban Plan.*, 58: 147-156.
- Stumpel A. H. P. & van der Voet H.** 1998: Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*, 19: 125-142.
- Vojar J.** 2006: Spatial pattern and abundance of the agile frog, *Rana dalmatina*, in the Hornojiřefínská spoil bank (North Bohemian coal mining district, Czech Republic). In: Kočárek P., Plášek V. & Malachová K. (eds): *Environmental changes and biological assessment III*. Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis, Nr. 163, Ostrava: 239-241.
- Wake D. B.** 1991: Declining amphibian populations. *Science*, 253: 860.

IV. b

Arsenic movement among the environment, egg coats and tadpoles of Agile frog (*Rana dalmatina*) at Hornojiřetínská spoil heap

Kamila Šebková, Jiří Vojar, Milič Solský, Jana Doležalová

UCOLIS 2010 (University Conference in Life Sciences) 2010, Praha [CD-ROM]

ARSENIC MOVEMENT AMONG THE ENVIRONMENT, EGG COATS AND TADPOLES OF AGILE FROG (*RANA DALMATINA*) AT HORNOJIŘETÍNSKÁ SPOIL HEAP

Authors: K. Šebková, J. Vojar, M. Solský, J. Doležalová

Institution: Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences

Abstract: Arsenic (As) transmissions in the environment, i.e. between the sediment, water, mucoid egg capsules and tadpoles of the agile frog (*Rana dalmatina*), were investigated in the Hornojiřetínská spoil heap (mostly mining districts, North-West Bohemia, Czech Republic). We randomly selected 33 clutches at 11 localities to analyse As concentration using Atomic Absorption Spectroscopy (AAS). Samples of water, sediment, egg coats and tadpoles were used to determine the concentrations of As in the ponds. We found relatively high concentrations of As in the environment (the concentrations ranged from 10.98 to 35.93 mg/kg in the sediment, 0.608 – 2.920 µg/kg in water, 1.091 – 18.875 mg/kg in egg coats, and 2.406 – 29.964 mg/kg in the tadpoles), but any potential movement of As between the environment and the tadpoles cannot be excluded, either.

Keywords: amphibians, agile frog, *Rana dalmatina*, heavy metals, ecotoxicology, spoil heap.

INTRODUCTION

Amphibians are in decline worldwide due to their ecological requirements and their sensitivity to the quality of the environment (e.g. Wake 1991, Houlahan et al. 2000, Green 2003). One of the chief causes of this phenomenon is the destruction and changing of the landscape (Alford & Richards 1999, Collins & Storfer 2003), for example through mining. Open-cast mining operations, in particular, have caused large-scale total destruction of the original ecosystem and changes in the surrounding areas (Sklenička & Lhota 2002, Hüttl & Gerwin 2005). As soon as mining operations and reclamations are finished, these locations are taken over by plants and animals in a process of primary succession (Majer 1989). The

most obvious feature of post-mining landscapes is the large number of post-mining ponds, which generally form in unreclaimed spoil banks.

The study area lies in the major Bohemian brown coal basin, along the Ore Mountains (which follow the north-west boundary of the Czech Republic). Burning this brown coal in large power plants inflicts environmental damage because it contains high concentrations of sulphur and arsenic. Generally, in the selected spoil bank area of Hornojiřetínská, high concentrations of arsenic can be found, as well as many endangered species. A study of the movement of heavy metals in these areas can be used to protect habitats and the organisms which live in them.

In this study, we evaluated the movement of Arsenic between the environment and the developmental stage. Specifically, we monitored the relationship between environmental concentrations of As and the ability of egg coats to attract this heavy metal (HM). First, we took samples to analyse the concentrations of As. The second objective was to evaluate the movement of arsenic among the environment, egg coats and tadpoles of agile frog.

METHODS AND MATERIALS

Study area

Hornojiřetínská spoil heap is situated in the industrial zone of the North-Bohemian Brown Coal Basin. It is found southwest of Litvínov Town (50°34' N, 13°34' E), 240 – 270 m above sea level. Predominant parts of the area where deposition took place from 1954 until the end of the 80ies of the past century lack any technical and forestry reclamation activities. Due to this fact, an articulated nature of the terrain with numerous water reservoirs has been preserved (Doležalová 2007). The ponds vary in sizes (several square metres up to thousands of sq. m), and they are of periodic or permanent nature depending on their size and depth. Besides exceptional cases, rich littoral zones are typical for the ponds whose depth ranges from tens of cm to approx. 3 metres. Insolation of the ponds is most intensive in unforested parts of the spoil heap, and the inclination of the banks is usually moderate. The spoil heap has the nature of a forest steppe and is an ideal biotope for the agile frog, but also for numerous other amphibian species (Vojar 2003).

Study species – agile frog

The Hornojiřetínská spoil heap provides a suitable biotope for agile frog, a typical representative of flood-plain forests up to forest-steppe formations (Baruš & Oliva 1992); moreover, this species can be found at the aforementioned spoil heap in much higher numbers than in its surroundings (Vojar 2003). According to Mikátová & Vlašín (1998), this species prefers shallow, well heated, clean water reservoirs with rich littoral vegetation.

Agile frogs create clearly visible and separated egg clusters, they can be thus well distinguished from other species. The mucoid egg coats break after 2 – 3 weeks when the tadpoles hatch (Zavadil 1986), they thus represent suitable objects for subsequent analysis.

Selection of ponds and agile frog clutches

Numbers of agile frog clutches in all the ponds found within the Hornojiřetínská spoil heap were determined by walking through the littoral zone and marginal areas of the water reservoirs (200 localities), while observing a standard walking speed. Eleven ponds were selected according to the following criteria: Distance from the spoil heap edge (ponds at the spoil heap edge, in the centre, near the industrial zone), number of clusters on the pond (up to 10, up to 20, more than 20 clusters). Ten clusters were moreover picked randomly for each of the selected ponds. When the tadpoles had started to swim, the mucoid coats of these clutches were collected to determine As concentrations.

Collection of samples (sediment, water, coats, tadpoles)

Based on preliminary analyses of heavy metals, primarily arsenic was determined in detectable and at the same time highly variable quantities in the Hornojiřetínská spoil heap. Three samples of the sediment, coats and tadpoles were collected at every locality. The collections were done at the same time (in the initial swimming phase of the tadpoles) and using standard methods (Horáková et al. 1986). Always one water sample was taken for every locality as according to Vojar (2004), more samples from the same pond showed considerable similarity of the concentrations found. It was proceeded carefully while taking the samples not to raise the sediment, which would have affected the sample concentrations.

The sediment was collected using a hollow plastic tube, 1.5 m long and 7 cm in diameter. A cylindrical sample approx. 8 cm high was taken from the bottom sediment. The samples were taken in the littoral zone, from uniform depth of 60 cm, at the place of the clutches oviposition. Mucoid coats of the eggs were collected when the tadpoles had started to swim. To make sure that the analyzed sample would not be distorted, residues of unhatched eggs, dead embryos and fallen organic materials were removed from the egg coats.

In order to determine the extent to which the amphibians or tadpoles, respectively, absorb heavy metals from the environment, the prescribed quantity (5 g) of tadpoles had to be collected, as well. The samples were weighed with precision and they were stabilized for their transport to the analytical laboratory.

All samples were duly labelled immediately upon their taking (using a specific number of the locality, collection date), deposited in a portable refrigerator, and kept in a freezing box at -18 °C upon their transport.

Chemical analyses

The supplied frozen samples of the sediments were dried at the laboratory temperature (25 °C) and granulated in a Philips mixer. Upon their homogenizing, the samples were weighed into extraction tubes. Arsenic (As) concentration was measured using Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectrometry method (ICP OES).

Upon defrosting by standing at laboratory temperature (25 °C), the frozen samples were then subjected to Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometry (HG-AAS).

The egg coat and tadpole samples were lyophilized using the device LYOVAC GT 2. Without any prior homogenization, the samples were weighed with the precision of 0.1 mg for dry decomposition. Weight of the samples ranged between 60 – 150 mg for the tadpoles, and 200 – 400 mg for the frog egg coats. The samples were processed according to an adapted Standard Operating Procedure – SOP (Miholová et al. 1993). The samples were decomposed using the dry pathway in the device Apion (Tessek, ČSR) in the super-oxygenation atmosphere of nitrogen oxides, oxygen and ozone for 18 hours in the temperature range of 110 to 400 °C, while the temperature of the oven was raised from 110 °C to 400 °C during 4 hours, and the samples were mineralized at 400 °C for 14 hours.

Statistical analysis

At first, mean As concentrations were calculated for three samples of the sediment, egg coats and tadpoles from the same pond. Non-parametric Spearman's rank correlation was used to test any potential relationship between mean As concentrations in particular parts of the environment (sediment, water), egg coats and tadpoles.

RESULTS AND DISCUSSION

Arsenic content exceeded the detection limit in all the taken samples of the sediment. The determined content of As in the sediment reached the values from 10.98 – 35.93 mg/kg (Table 1). Upon comparing the effect of mean As concentrations in the sediment on organisms with other studies, the difference between the types of taken samples cannot be omitted. Thus the fact that heavy metals form bonds with various soils at a faster or slower rate, which may have a potential effect on As release back to the water environment or its deposition in the sediment. The uniform way of collecting the samples and their subsequent processing in the laboratory also represent an important factor for any possible comparisons.

For example, the authors Rowe et al. (1996) provide approx. 3 times higher arsenic concentrations in the sediment than the mean value of our results (19.73 mg/kg); however, it is not clear whether the authors determined arsenic concentrations that represent a biological hazard for organisms. At the same time, they confirm the negative impact on the development of teeth in the tadpoles of American bullfrog (*Rana catesbeiana*); however, their research has not provided any evidence of the same effect on European treefrog (*Hyla arborea*). It is thus apparent that various ways of life of individual species predetermine the susceptibility of the examined organisms to negative impacts of the environment.

The determined As content in water reached the values of 0.608 – 2.92 µg/l (Table 1). LC50 (mortality of 50 % individuals) found by laboratory tests in various amphibian species ranged from 40 – 71,000 µg/l (Sparling et al. 2000). However, agile frog was not found among the investigated species, and therefore the potential negative effect on individuals can be derived only with difficulty for our determined values. However, upon its comparison with the development success of all monitored clutches it can be concluded that As concentrations in water do not achieve lethal values.

As for the egg coats, the highest HM values were determined at the locality near the industrial zone, and the lowest ones on the opposite side of the spoil heap (1.091 – 18.875 mg/kg – see Table 1). However, the question still remains whether the egg coats are capable of binding certain HM quantities and thus protect the developing embryos.

Our calculated mean As concentrations in the tadpole samples were 10.42 mg/kg (see Table 1) compared to almost 5 times higher values mentioned by the authors Rowe et al. (1996) in their study for American bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles, while arsenic concentrations in the sediment in the Rowe et al. (1996) study were only 3 times higher than the mean value of our results. It can be concluded based on this comparison that interspecies variability in the ability to absorb HM neither the amounts of metals contained in the environment or the resistance of individual species to certain substances can be omitted.

Evaluation of arsenic transfer in the monitored series (sediment – water – coats – tadpoles) provided no evidence of any relationship of metal contents between individual monitored components of the aforementioned series (Table 2). This fact is important because in general, heavy metals accumulate in sediments, plants and organisms (for example, Prokop et al. 2003, Sparling & Lowe 1996, Wall 1999). It is possible that arsenic is not found in an active form in the monitored environment, but rather that arsenic pollutants are cumulated in the sediment.

CONCLUSION

This paper provides an overview of arsenic transfer in the environment of Hornojřetínská spoil heap for the monitored series (sediment – water – coats – tadpoles) and contributes to closer understanding and explanation of ecological demands of agile frog at Hornojřetínská spoil heap. Particularly in the field of heavy metals movement in the environment, the paper thus widens our knowledge of the effect of arsenic on the model species.

REFERENCES

- ALFORD, R. A., RICHARDS, S. J. 1999: Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 30: pp. 133-165.
- BARUŠ, V., OLIVA, O. (eds) 1992: *Obojživelníci – Amphibia. Fauna ČSFR*. Academia, Praha, pp. 340.
- COLLINS, J. P., STORFER, A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: pp. 89-98.
- DĚDINA, J. 2006: *Atomová absorpční spektrometrie II, kurz pro pokročilé*, 35 - 52.
- DOLEŽALOVÁ, J. 2007: *Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka. Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze, diplomová práce (nepublikováno)*.
- GREEN, D. M. 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111: 331-343
- HORÁKOVÁ, M., LISCHKE, P. AND GRÜN WALD, A. 1986: *Chemické a fyzikální analýzy vod*. SNTL, Praha.

HOULAHAN, J. E., FINDLAY, C. S., SCHMIDT, B. R., MEYER, A. H., KUZMIN, S. L. 2000: Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: pp. 752-755.

HÜTTL, R. F. , GERWIN, W. 2005: Landscape and ecosystem development after disturbance by mining. *Ecological Engineering*, 24: 1-3.

MAJER, J. D. 1989: Long-term colonization of fauna in reclaimed land. In: Majer, J. D. (ed.): *Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands.* Cambridge University Press, Cambridge, New York etc., pp. 143-174.

MIHOLOVÁ, D., MADER, P., SZÁKOVÁ, J., SLÁMOVÁ, A., SVATOŠ, Z. 1993: Czechoslovakian biological certified reference materials and their use in the analytical quality assurance system in a trace element laboratory. *Fresenius J Anal Chem* ;345:256-260.

MIKÁTOVÁ, B., VLAŠÍN, M. 1998: *Ochrana obojživelníků.* EkoCentrum Brno, pp. 135.

PROKOP, Z., VANGHELUWE, M. L., VAN SPRANG, P. A., JANSSEN, C. R., HOLOUBEK, I. 2003: Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land, in: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54: 65-73.

ROWE, C.L., KINNEY, O.M., FIORI, A.P., CONGDON, J.D. 1996: Oral deformities in tadpoles (*Rana catesbeiana*) associated with coal ash deposition: effects on grazing ability and growth. *Freshwater Biology* 36, 723–730.

SKLENIČKA, P., LHOTA, T. 2002: Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning*, 58: 147-156. SPARLING, D.W., LOWE, T.P. 1996: Metal concentrations of tadpoles in experimental ponds. *Environmental Pollution* 91: 149 – 159.

SPARLING, D.W., LINDER, G., BISHOP, C.A., eds. 2000: *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles.* SETAC Press, Pensacola, FL.

VOJAR, J. 2003: Sukcese obojživelníků na výsypkách Mostecka. Závěrečná zpráva z interního grantu LF ČZU v Praze č. 41110/1312/413103.

VOJAR, J. 2004: Analýza těžkých kovů a jejich přenos mezi abiotickým prostředím a vývojovými stádii skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na výsypkách Mostecka. Závěrečná zpráva z interního grantu LF ČZU v Praze č. 41110/1312/413164, 7 pp. (nepublikováno).

WAKE, D.B. 1991: Declining amphibian populations. *Science*, 253,860.

WALL, A. J. 1999: Correlation between frog malformities and heavy metals in Ward Marsh, West Haven, VT, and Mud Creek, Alburg, VT: Unpublished senior thesis, Middlebury College, Department of Geology, Middlebury, VT 05753, 67.

ZAVADIL, V. 1986: Pozorování skokana hnědého a skokana štíhlého v době rozmnožování. *Živa* 34: pp. 150-151.

TABLES AND FIGURES

Pond No.	Sediment mg/ kg	Water µg/l	Egg coats mg/ kg	Tadpoles mg/ kg
1	35.930	2.920	3.590	13.922
4	22.503	2.552	3.083	14.779
18	10.980	1.988	1.850	29.964
22	18.393	1.166	1.363	2.406
23		0.786	1.810	
50	15.927	0.979	1.091	7.893
54	21.540	0.608	1.949	6.796
100		4.860	18.875	
130	20.383	0.888	6.076	6.566
169	17.297	2.442	3.498	7.642
173	16.080	2.182	11.663	9.286

Table 1: Means of As concentrations in the sediment, water, egg coats and tadpoles for each pond

	S	W	C	T
S	1.000	0.369	-0.016	-0.141
p		0.328	0.968	0.717
W		1.000	0.252	0.440
p			0.514	0.236
C			1.000	-0,097
p				0.804

Table 2: Matrix of correlation coefficients (Non-parametric Spearman's rank correlation): S – correlation coefficient in sediment, W – correlation coefficient in water, C – correlation coefficient in egg coats, T – correlation coefficient in tadpoles, p – significance level.

Contact adress: Ing. Kamila Šebková, Ing. Jiří Vojar Ph.D., Ing. Milič Solský, Ing. Jana Doležalová, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbát, Postcode 165 21, e-mail: sebkovak@fzp.czu.cz, tel. +420 22438 3782.
