



Česká zemědělská univerzita v Praze
**Fakulta životního
prostředí**

**ČESKÁ ZEMĚĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE**

Obojživelníci výsypkových ploch v severních Čechách

Doktorská disertační práce

Ing. Milič Solský

Vedoucí práce: prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Praha 2013

Obsah

1. Úvod.....	3
2. Cíle práce.....	6
3. Nabídka vodních biotopů na výsypkách	8
3.1 Úvod.....	8
3.2 Metodika.....	10
3.3 Výsledky	14
3.4 Diskuze	16
4. Výskyt obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných výsypkách	18
4.1 Úvod.....	18
4.2 Metodika.....	19
4.2.1 Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách.....	19
4.2.2 Srovnání výskytu obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných plochách.....	20
4.3 Výsledky	21
4.4 Diskuze	23
5. Dlouhodobý monitoring skokana štíhlého na výsypkách	24
5.1 Úvod.....	24
5.2 Metodika.....	25
5.2.1 Sledované území	25
5.2.2 Modelový druh.....	29
5.2.3 Sběr dat.....	29
5.3 Výsledky	30
5.4 Diskuze	31
6. Velikost snůšek skokana štíhlého.....	33
6.1 Úvod.....	33

6.2 Metodika	34
6.3 Výsledky	36
6.4 Diskuze	37
7. Zařízení pro přesné a šetrné zjišťování velikosti snůšek	41
7.1 Úvod	41
7.2 Metodika	41
7.3 Výsledky	43
7.4 Diskuze	43
8. Obojživelníci Prahy	45
9. Závěr	47
10. Použitá literatura	50
11. Seznam publikací autora	67
12. Odborný životopis	71
13. Přílohy	74

1. Úvod

Především z důvodu vysoké citlivosti ke změnám prostředí (Gibson & Freeman, 1997; Beja & Alcazar, 2003; Green, 2003) patří obojživelníci v současné době k nejvíce ohroženým skupinám obratlovců (Alford & Richards, 1999; Pounds, 2001; Storfer, 2003; Stuart et al., 2004). Vysoké nároky na kvalitu obývaného prostředí jsou důsledkem některých specifických vlastností obojživelníků. Během života jsou vázáni na různá prostředí, přes relativně nízkou pohyblivost pravidelně migrují mezi různými stanovišti a jejich vysoce permeabilní pokožka je citlivá na vysychání, a nepředstavuje tak dostatečnou ochranu před toxickými látkami v okolním prostředí (Scribner et al., 2001; Cushman, 2006; Hartel et al., 2009).

Kromě těchto omezení, obojživelníkům vlastních, jsou tito ohrožováni dalšími vnějšími faktory, které se podílejí na celosvětovém poklesu jejich početnosti a diverzity. Mezi hlavní příčiny patří: i) UV-B záření a globální změny klimatu (Cummins, 2002; Carey & Alexander, 2003), ii) vliv nepůvodních druhů, predátorů a kompetitorů (Funk & Dunlap, 1999; Kiesecker, 2003), iii) infekční nemoci, působení patogenních hub a plísní (Blaustein et al., 1994; Carey et al., 1999), iv) znečištění prostředí toxickými polutanty (např. pesticidy) (Horne & Dunson, 1994; Greulich & Pflugmacher, 2003) a v neposlední řadě v) destrukce či změny původních biotopů (Beebee, 1997; Alford & Richards, 1999; Dodd & Smith, 2003; Cushman, 2006). Působení některých faktorů je známé již dlouhou dobu, vliv jiných pozorujeme zatím relativně krátce (Collins & Storfer, 2003). Identifikaci působení jednotlivých faktorů značně ztěžuje jejich časté synergické či skryté působení (Kiesecker et al., 2001; Gendron et al., 2003). Další komplikace v určování jejich dopadu na konkrétní populace působí přirozené fluktuace početnosti obojživelníků (Pechmann et al., 1991; Gendron et al., 2003; Pechmann, 2003). Značnou část negativně působících faktorů je možné přímo spojovat s lidskou činností (Pounds, 2001; Collins & Storfer, 2003; Baillie et al., 2004). Snad nejlépe popsáním faktorem, snižujícím druhovou rozmanitost obecně, jsou změny ve využívání krajiny a destrukce biotopů (Alford & Richards, 1999; Collins & Storfer, 2003)

V České republice je možné spojit nejvýznamnější příčiny ohrožení obojživelníků právě s činností člověka v krajině. Negativní vliv má především: i) zhušťování dopravní sítě (mortalita jedinců na silnicích, destrukce jejich biotopů při výstavbě komunikací, fragmentace biotopů a populací) a rozvoj lidských sídel či průmyslu, ii) intenzivní zemědělství (používání pesticidů, rozsáhlé pěstební plochy mohou představovat neprostupné prostředí – migrační bariéru, odvodňování

podmáčených ploch), iii) úbytek vody v krajině (meliorace, regulace vodních toků a protipovodňová opatření), iv) intenzivní využívání vodních ploch (zvýšení predačního tlaku vysokými osádkami ryb, eutrofizace, nevhodné způsoby odbahňování) a v) destrukce vhodných biotopů (akvatických i terestrických). Nepřímý vliv na úbytek obojživelníků mají i jisté legislativní nedostatky v ochraně přírody (přísná ochrana jedinců na úkor nedostatečné ochrany prostředí) a nedoceňování některých vhodných stanovišť, například post-těžebních území (např. Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010; Zavadil et al., 2011; Doležalová et al., 2012 – Příloha 1).

Výrazný vliv na likvidaci biotopů v České republice má těžba nerostných surovin. V severozápadních Čechách jde především o povrchovou těžbu hnědého uhlí a s ní spojenou tvorbu výsypek. Touto činností jsou zde ovlivněny rozsáhlé oblasti o rozloze několika desítek tisíc hektarů (zhruba 90 % plochy Severočeské hnědouhelné pánve) (Štýs, 1998; Vráblíková et al., 2008).

Při zakládání výsypek, kam se ukládají nadložní vrstvy ležící nad hnědouhelnými ložisky, vzniká poměrně členitý reliéf terénu. Heterogenní terén, v kombinaci s nepropustným jílovitým materiálem, ze kterého jsou výsypky tvořeny (Štýs & Výborová, 1966) umožňuje vznik značného počtu rozmanitých vodních ploch, jež jsou dotovány téměř výhradně srážkami (Vojar et al., 2008). Na výsypkách tak může vznikat biologicky hodnotné prostředí, kombinující vodní plochy či mokřadní stanoviště v terénních depresích s xerothermními biotopy na vrcholcích terénních vln (Bejček, 1982; Toy & Chuse, 2005; Vojar, 2007). Tato území bývají velmi rychle po nasypání osidlována rozmanitými druhy organismů z okolní krajiny. Často se jedná o vzácné druhy raně sukcesních stádií, které v okolní intenzivně využívané krajině ubývají, přežívají pouze v refugiích a na výsypkách tak mohou nalézat vhodné prostředí (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; Hendrychová et al., 2008; Tropek et al., 2010; Dolný & Harabiš, 2012; Šálek, 2012). Tato území zároveň představují vhodné prostředí pro řadu ekologických studií. Díky známým údajům o vzniku těchto ploch a jejich značným rozlohám, představují ideální prostředí pro studium primární sukcese (Bejček & Šťastný, 1984).

V souladu s postupem sukcese a skladbou zdrojových populací v okolí se mění i druhové složení a početnost populací vyskytujících se na výsypkách. Na

výsypkových plochách severních Čech byla již v minulosti provedena řada studií, věnujících se různým taxonomickým skupinám. Byl zde sledován výskyt ptačích společenstev (Bejček & Tyrner, 1980; Bejček & Šťastný, 1984; Hendrychová et al., 2009), savců (Bejček, 1982; Bejček & Jirouš, 1983) a bezobratlých živočichů (Pižl, 2001; Tajovský, 2001; Holec & Frouz, 2005; Frouz et al., 2006; Hendrychová et al., 2008; Tropek et al., 2010; Harabiš & Dolný, 2012). Pozornost byla věnována také obojživelníkům, např. Zavadil (1998), Bejček & Šťastný (1999, 2000), Tajovský (2002). Systematický dlouhodobý výzkum obojživelníků výsypkových ploch v severních Čechách započal Vojar (např. Vojar, 2000; Vojar & Doležalová, 2003; Vojar et al., 2003). V severozápadním Španělsku sledoval batrachofaunu hnědouhelných výsypek Galán (1997), ve státě Illinois (USA) potom Lanoo et al. (2009).

2. Cíle práce

Cílem předkládané disertační práce je popis a analýza vodního prostředí sukcesních a rekultivovaných výsypkových ploch (srovnání nabídky vodních biotopů), dále provedení systematického faunistického průzkumu obojživelníků a bližší studium početnosti a vybraných aspektů ekologie modelového druhu, skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Jednotlivé dílčí studie zpracovávají řešené téma na různých úrovních (viz přehled cílů).

Popisem prostředí výsypek z pohledu obojživelníků se zabývá práce, která sledovala počet a vlastnosti vodních biotopů a jejich význam pro obojživelníky na většině výsypek Severočeské hnědouhelné pánve (Kap. 3, Příloha 1). Cílem práce bylo zmapování všech vodních biotopů v oblasti, jejich popis a srovnání nabídky v různých oblastech, především s ohledem na způsob jejich rekultivace. Dalším cílem byl popis výskytu jednotlivých druhů obojživelníků na výsypkách. (Kap. 4, Příloha 2, 3). Podrobnější sledování jednoho vybraného druhu mělo za cíl podhalit zákonitosti fungování jeho populací ve specifickém prostředí výsypek. Na několika stovkách lokalit na Mosteckých výsypkách probíhá od roku 2005 nepřetržitý monitoring výskytu a početnosti skokana štíhlého (Kap. 5). K detailnějšímu poznání ekologie modelového druhu měla přispět studie, která sledovala časovou a prostorovou variabilitu velikosti snůšek na několika lokalitách Hornojířetínské výsypky (Kap. 6, Příloha 4). Pro úspěšné a šetrné zjišťování velikosti snůšek v terénu byla vyvinuta nová metoda použitelná pro více druhů skokanů rodu *Rana* (Kap. 7, Příloha 5).

Znalost lokalit výskytu a ekologie druhů je základem pro jejich účinnou ochranu. To platí především pro intenzivně ovlivněné oblasti, které vedle výsypek představuje i prostředí velkých měst. V případě našeho hlavního města je však díky unikátní morfologii terénu možné i zde nalézt řadu herpetologicky významných území, jejichž přehled je součástí této práce (Kap. 8, Příloha 7). Pro účelnou ochranu přírody je nezbytná aplikace výsledků výzkumu do praxe. Doporučení, která je možné použít při budoucí obnově těžbou narušených území, jsou uvedena v závěru předkládané práce (Kap. 9, Příloha 6).

Cíle v bodech:

- 1) Zjištění nabídky vodních biotopů na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve z pohledu obojživelníků – Kapitola 3, Příloha 1, 3.
- 2) Popis výskytu obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných plochách – Kapitola 4, Příloha 2, 3.
- 3) Dlouhodobý monitoring skokana štíhlého na mosteckých výsypkách – Kapitola 5.
- 4) Sledování variability velikosti snůšek skokana štíhlého na Hornojířetínské výsypce – Kapitola 6, Příloha 4.
- 5) Vývoj vhodné metody pro šetrné zjišťování velikosti snůšek v terénu – Kapitola 7, Příloha 5.
- 6) Vymezení herpetologicky cenných oblastí na území Hl. m. Prahy – Kapitola 8, Příloha 7.
- 7) Doporučení pro ekologickou obnovu těžbou narušených oblastí se zřetelem na ochranu obojživelníků – Závěr, Příloha 6.

3. Nabídka vodních biotopů na výsypkách

3.1 Úvod

Zásadní vliv na podobu prostředí výsypek má uplatňování rekultivačních postupů. Výše popsaný charakter rozmanitého prostředí výsypek zůstává zachován pouze v místech, kde není uplatňována technická rekultivace. V důsledku jejího použití je pestrá mozaika různých typů biotopů nahrazována výrazně uniformním prostředím (Hodačová & Prach, 2003; Sklenička, 2004; Vojar, 2007; Hendrychová et al., 2009), které většinou neposkytují vhodné prostředí pro širší spektrum druhů. Oproti tomu na plochách ponechaných především bez technických, ale i biologických zásahů (spontánní sukcesní plochy) prokázala řada studií větší druhovou diverzitu (např. Wiegleb & Felinks, 2001; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008; Smolová et al., 2010 – Příloha 2) i častější výskyt vzácných druhů (Brändle et al., 2000; Mrzljak & Wiegleb, 2000; Tropek et al., 2010; Harabiš & Dolný, 2012). I přesto bývá většina výsypek na našem území kompletně technicky rekultivována, a tak podruhé, navíc s vynaložením nemalých finančních prostředků, zcela degradována (Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010; Tropek & Řehounek, 2011).

Studium obojživelníků na výsypkových plochách má své opodstatnění hned v několika ohledech. Především se na sukcesních, tj. technicky nerekulitovaných plochách nachází značné množství rozmanitých vodních biotopů (až několik stovek na 1 km²). Ty mají nejrůznější charakter jak z pohledu velikosti, zárůstu litorální vegetací, sklonu břehů, oslunění, typu okolního prostředí a mnoha dalších (Vojar et al., 2008; Doležalová et al., 2012 – Příloha 1). Studium kolonizace (resp. presence druhů) na těchto rozličných biotopech umožňuje sledování mnoha faktorů ovlivňujících výskyt a početnost jednotlivých druhů. Díky pestrosti biotopů je možné zjišťovat vliv jednotlivých vlastností prostředí i prostorového uspořádání stovek lokalit.

Nerekulitované výsypky představují vhodné prostředí pro řadu druhů našich obojživelníků. Krom četných vodních biotopů (viz výše) zde nacházejí i vhodná terestrická stanoviště, která obojživelníci v průběhu sezóny i života střídavě využívají (Duellman & Trueb, 1994; Hartel et al., 2007b; Wells, 2007). Druhové složení batrachofauny výsypek je ovlivněno několika faktory. Mimo jiné hraje významnou roli doba od nasypání výsypky, resp. její sukcesní stáří. Různé druhy preferují různá sukcesní stadia. S postupem sukcese se tak na výsypkách průběžně

mění i druhové zastoupení obojživelníků (Vojar, 2000; Smolová et al., 2010 – Příloha 2). Klíčový význam má přítomnost populací jednotlivých druhů v dostupném okolí výsypky, neboť obojživelníci jsou schopni migrace na relativně krátké vzdálenosti a jejich pohyb výrazně snižují četné bariéry v krajině (Ray et al., 2002; Cushman, 2006). Jejich přítomnost tak může poukazovat na vhodné komplexní vlastnosti prostředí a vhodnost takových lokalit i pro řadu dalších skupin organismů (Duellman & Trueb, 1994; Vojar et al., 2012).

Zásadní význam pro vývoj těchto lokalit a jejich osidlování konkrétními druhy organismů má způsob následného managementu, respektive způsob rekultivace. Po nasypání se na výsypkách vyskytují raně sukcesní biotopy, na které jsou vázány dnes již vzácné druhy organismů, které jinak v posledních desítkách let mizí z evropské krajiny v důsledku intenzivního zemědělství, lesnictví, rozvoje průmyslu a lidských sídel (Rundel et al., 1998; Konvička et al., 2005). V případě provedení technické rekultivace je tento členitý terén srovnán do roviny, plochy jsou odvodněny, připraveny pro následné zemědělské či lesnické využití a namísto velkého počtu různorodých vodních biotopů (Sklenička & Lhota, 2002; Vojar, 2007; Řenounek et al., 2010) zde vznikne několik málo velkých vodních nádrží sloužících převážně k retenci vody či hospodářským účelům. Velké a hluboké vodní nádrže, které jsou intenzivně rybářsky využívány, nepředstavují prostředí vhodné pro obojživelníky a mohou pro ně v krajině představovat dokonce migrační bariéru (Joly et al., 2001; Ray et al., 2002; Hartel et al., 2007b). Drobné tůňe naopak mohou být ohroženy vysycháním a z důvodů omezené kapacity jsou schopny hostit pouze méně početné populace (Hartel et al., 2007b; Kopecký et al., 2010). Pro některé druhy však představují zásadní stanoviště a nacházejí-li se ve větším počtu, zvyšují prostupnost krajiny pro obojživelníky a mohou v nich prosperovat i početné populace (Griffiths, 1997; Denöel, 2007; Hartel & Öllerer, 2009).

Charakter prostředí sukcesních ploch je odlišný od rekultivovaného území. V důsledku rekultivace bude pravděpodobně ovlivněn počet a velikost vodních ploch, které mohou hrát významnou roli při osidlování těchto území četnými druhy organismů. Velmi výrazně se projeví například v případě akvatických a semiakvatických druhů s omezenou pohyblivostí (Wellborn et al., 1996). Obojživelníci jsou tak velmi vhodným modelovým taxonem pro studie tohoto typu. Díky využívání vodních i terestrických biotopů poukazuje jejich výskyt na širší spektrum vlastností sledovaného území (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007). Pro význam sledování nabídky vodních ploch jako faktoru ovlivňujícího výskyt

obojživelníků v krajině hovoří jejich využívání nejen jako reprodukčního biotopu ale i jako nášlapných kamenů (stepping stones) při kolonizaci nových území (Duellman & Trueb, 1994; Semlitsch & Bodie, 2004; Cushman, 2006). Podstatná není pouze samotná přítomnost vodních ploch, ale také počet sousedních vodních lokalit v nejbližším okolí a jejich celková konektivita (Semlitsch & Bodie, 2003; Cushman, 2006).

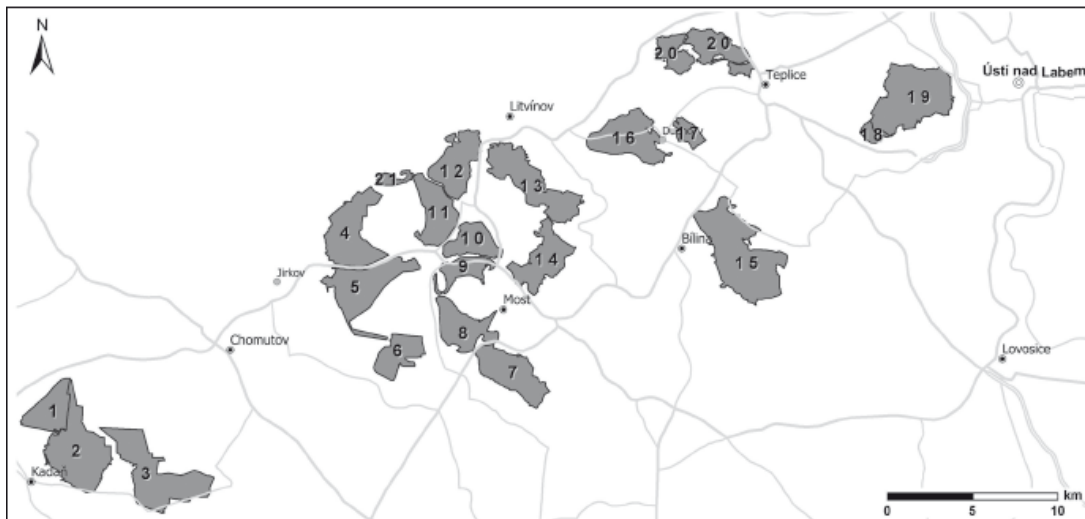
Studie byla zaměřena na zmapování a porovnání vodních biotopů na výsypkách a zjištění jejich významu pro obojživelníky. I přes nároky obojživelníků jak na akvatický, tak terestrický biotop (např., Duellman & Trueb, 1994), hrají vodní plochy pro jejich výskyt zásadní roli (Semlitsch & Bodie, 2003; Cushman, 2006). Existuje několik prací, zabývajících se vodním prostředím na výsypkách z technického, krajinářského či ekologického pohledu (např., Schulz & Wiegand, 2000; Nicolau, 2003; Toy & Chuse, 2005; Antwi et al., 2008). Dosud však chyběla práce srovnávající počty vodních ploch na rekultivovaných a sukcesních částech výsypek. Cílem tedy bylo zmapování všech vodních biotopů na těchto plochách z pohledu obojživelníků. Snahou bylo vyhodnotit samotný efekt rekultivačního postupu (technická rekultivace X ponechání sukcese), který nebude ovlivněn příslušností k dané výsypce (různě staré, odlišný sypaný materiál atp.). Z toho důvodu, a pro možnost zobecnění získaných výsledků a jejich použití při dalších rekultivačních opatřeních, bylo zmapováno více než 900 lokalit na všech větších výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve.

3.2 Metodika

Vodní biotopy byly mapovány v oblasti Severočeské hnědouhelné pánve. Ta představuje nejrozsáhlejší těžební oblast v České republice a jednu z největších v celé Evropě (Vráblíková et al., 2008). V rozsáhlém území mezi městy Kadaň a Ústí nad Labem (cca 2500 km²) bylo prozkoumáno 17 výsypkových ploch. Území některých výsypek bylo technicky rekultivováno jen z části. Celkem tak průzkum probíhal ve 14 technicky rekultivovaných oblastech a v 6 oblastech bez technické rekultivace o celkové rozloze 84,3 km² (Obr 3.1).

Obr. 3.1: Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve

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



Na základě ortofoto snímků a průzkumu v terénu byly popsány všechny sledované vodní plochy. Bylo určeno, zda bylo jejich okolí technicky rekultivováno nebo ponecháno spontánní sukcesi, typ případné rekultivace (například zemědělská, lesnická), rozloha sledované plochy, celková rozloha vodních ploch, poměrné zastoupení vodních ploch, průměrná velikost vodních ploch, počet vodních ploch v daném území a počet vodních ploch na hektar sledované výsypky (Tabulka 3.1).

Tabulka 3.1: Popis výsypkových ploch (VP)

TR = technicky rekultivovaná část výsypky, TN = technicky nerektivovaná 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.

Název výsypky	Rek.	Roz. VP [ha]	Roz. VB [ha]	Pom. VB/VP [%]	Prům. roz. VB [m ²]	n VB	n VB/ha VP
<i>Technicky rekultivované</i>							
Březno	T, L, Z	231,36	1,61	0,70	4025	4	0,02
Čepirohy	T, Z, L	496,77	9,66	1,94	2476	39	0,08
Hornojířetínská – TR	T, L, H	351,28	16,37	4,66	20,461	8	0,02
Kopistská – TR		119,94	4,74	3,95	23,704	2	0,02
Lochočice	T, Z, L	847,81	2,13	0,25	3045	7	0,01
Malé Březno	T, L, Z	306,62	1,35	0,44	2257	6	0,02
Merkur	T, L, Z	100,45	3,97	3,95	2333	17	0,17
Pokrok	T, L, Z, TP	289,39	5,28	1,83	5285	10	0,03
Pruněfov	T, L, Z	261,31	4,67	1,79	6672	7	0,03
Radovesická – TR	T, Z, L	1483,00	14,34	0,97	4216	34	0,02
Růžodolská – TR	T, L, TP	952,99	33,52	3,52	4410	76	0,08
Střimická	T, L, Z	743,55	16,98	2,28	14,148	12	0,02
Velebudická	T, L, Z	729,32	1,32	0,18	1644	8	0,01
Žichlice	T, L	103,35	0	0,00	0	0	0,00
<i>Technicky nerektivované</i>							
Albrechtická	L, S	89,85	0,24	0,26	91	26	0,29
Hornojířetínská – TN	L, S	352,71	33,40	9,47	1380	242	0,69
Kopistská – TN	L	359,06	14,64	4,08	438	334	0,93
Radovesická – TN	S	57,34	5,42	9,45	888	61	1,06
Růžodolská – TN	L, S	31,28	1,76	5,61	1463	12	0,38
Teplická	L	519,31	23,58	4,54	12,410	19	0,04

Vlastní dohledávání vodních ploch probíhalo ve dvou fázích. Nejprve byly na základě ortofoto snímků vyhledány v prostředí ArcGIS (ESRI, 2007) všechny viditelné vodní plochy a následně bylo studované území systematicky procházeno v terénu. Celkem bylo nalezeno 924 vodních ploch, 694 na sukcesních plochách a 230 na technických rekultivacích. Jejich poloha byla stanovena pomocí GPS přístroje. Dále byly popsány vlastnosti lokalit důležité pro obojživelníky (Pope et al., 2000; Denoěl & Lehmann, 2006). Popisovány byly vlastnosti vodního biotopu (rozloha, maximální hloubka, sklon břehů, oslunění vodní hladiny a zárůst litorální

vegetací), typ okolního převládajícího prostředí a prostorové charakteristiky (Tabulka 3.2).

Tabulka 3.2: Kategorie popisovaných charakteristik

Charakteristika [jednotka]	Kategorie	Rozmezí hodnot
Maximální hloubka [m]	1	< 0.5
	2	0,5–1,5
	3	> 1.5
Sklon břehů [°]	1	< 30
	2	30–55
	3	> 55
Oslunění [%]	1	< 5
	2	5–75
	3	> 75
Vegetace [%]	1	< 5
	2	5–75
	3	> 75
Typ okolního prostředí	1	Iniciální sukcese
	2	orná půda
	3	trvalé travní porosty
	4	lesostep
	5	zapojené porosty
Technická rekultivace	1	rekultivováno
	0	bez rekultivace
Rozloha [m ²]		
Počet sousedních lokalit do 300 m		

Některé z charakteristik byly popsány přímo v terénu, jiné později v prostředí ArcGIS (ESRI, 2007). V terénu byla změřena rozloha menších vodních ploch, rozloha větších byla změřena na základě ortofoto snímků. Maximální hloubka byla měřena pomocí svinovacího metru v metrech. Sklon břehů (ve stupních) představoval svazitost břehů pod vodní hladinou, která může mít významný vliv na výskyt vodní vegetace (Pieczynska, 1990). Oslunění vodní plochy bylo stanoveno jako procento plochy, která nebyla zastíněna stromy a křovinami rostoucími v blízkosti. Aby byly stanovené hodnoty oslunění srovnatelné a neobsahovaly zkreslení způsobené posunem slunce během dne, byly lokality navštěvovány pouze za slunných dnů mezi 10 a 15 hodinou. Stanovení podílu zárůstu litorální vegetací byl prováděn pomocí metody, kterou popsal Oldham et al. (2010). Jako významná byla brána jakákoli vodní vegetace stejně jako zatopené traviny či ponořené větve a keře, které mohou obojživelníci také využívat pro uchycování svých snůšek (Ficetola et al., 2009). Na základě publikovaných studií o významu přilehlého terestrického biotopu pro obojživelníky (Semlitsch & Bodie, 2003; Zanini, 2006; Ficetola et al., 2009), byl

určován typ převládajícího okolního prostředí nacházející se do 150 metrů od vodní plochy. Typ okolního prostředí byl určován v rámci pěti kategorií – iniciální sukcesní stádia, orná půda, trvalé travní porosty, rozvolněné porosty křovin a stromů (lesostep) a zapojené porosty. Na základě známé polohy a velikosti všech lokalit pak byla popsána konektivita jednotlivých vodních biotopů jako počet sousedních vodních ploch v okolí do 300 metrů. Vzdálenost 300 metrů byla stanovena na základě známosti běžné disperzní schopnosti středoevropských druhů obojživelníků (Ponsero & Joly, 1998; Baker & Halliday, 1999; Kovář et al., 2009). Vzdáleností mezi jezírky byla myšlena nekratší vzdálenost okrajů vodních ploch. Pro tento výpočet byly vytvořeny 300metrové buffers zones okolo každé lokality a pomocí nástroje Spatial Join zjištěny vzájemné vzdálenosti jednotlivých vodních ploch v prostředí ArcGIS (ESRI, 2007).

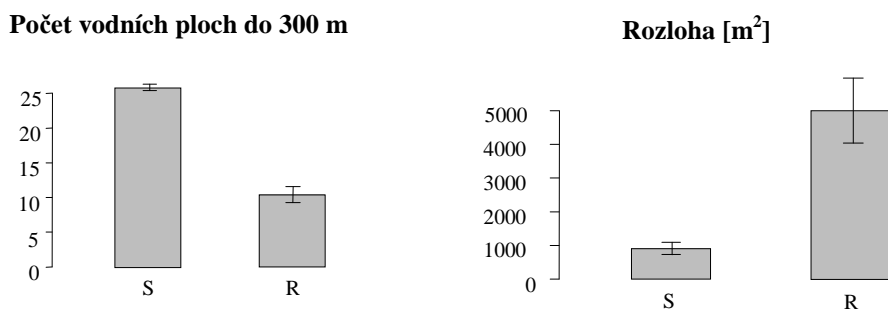
3.3 Výsledky

Na základě získaných dat bylo možné porovnat nabídku vodních biotopů na plochách technicky rekultivovaných s oblastmi ponechanými spontánní sukcesi. Celkový podíl vodních ploch byl vyšší na sukcesních plochách, kde bylo také nacházeno více vodních ploch na hektar výsypky. Vodní plochy zaujímaly od 0 do 4,6 % (medián = 1,81 %) rozlohy rekultivovaných území, v případě sukcesních ploch to bylo od 0,26 do 9,47 (5,08). Na hektaru technicky rekultivované výsypky bylo nacházeno průměrně 0 až 0,17 (0,02) vodních ploch, na hektaru sukcesních ploch potom 0,04 až 1,06 (0,53). I přesto, že vodní biotopy na sukcesních plochách zaujímaly celkově větší podíl území, byly zde, díky jejich výrazně vyššímu počtu, nacházeny výrazně mešší vodní nádrže. Počet sousedních vodních ploch ve vzdálenosti do 300 metrů od dané lokality byl vyšší na sukcesních plochách (Graf 3.1). Na základě získaných dat byl vytvořen mapový soubor zobrazující všechny nalezené vodní plochy na výsypkách (Solský et al., 2011d).

Průkazný vliv mělo provedení rekultivace také na rozlohu vodních ploch a počet sousedních lokalit. Četnost výskytu jednotlivých kategorií některých sledovaných charakteristik byla průkazně odlišná (Graf 3.2 a Tabulka 3.3). Na rekultivovaných výsypkách převládaly hlubší nádrže se strmějšími břehy. Na sukcesních plochách oproti tomu převládaly mělké a středně hluboké vodní plochy s pozvolnými břehy. Většina lokalit na rekultivovaných plochách byla zcela osluněna, na sukcesních plochách bylo oslunění většinou pouze částečné. Na obou typech ploch převažovaly částečně zarostlé vodní plochy. Výskyt zcela zarostlých nádrží byl však průkazně vyšší na sukcesních plochách. Rozdílný byl také typ převládajícího okolí lokalit. Na

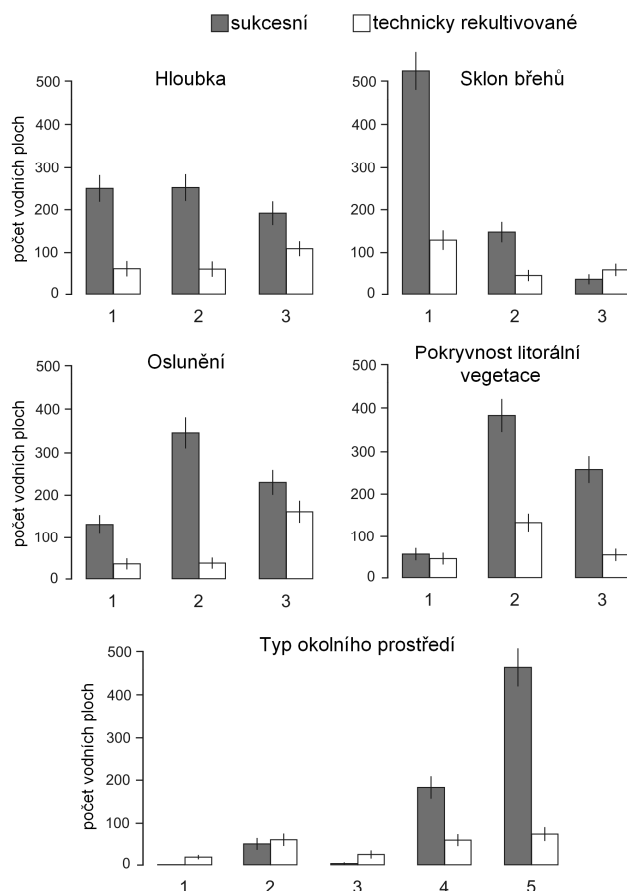
sukcesních plochách převládaly zapojené porosty a otevřené plochy s rozptýlenými dřevinami, ostatní typy prostředí se téměř nevyskytovaly. Oproti tomu na rekultivovaných plochách byl poměr zastoupení jednotlivých typů prostředí mnohem vyváženější (Graf 3.2).

Graf 3.1: Rozdíly ve velikosti vodních ploch (vpravo) a počtu sousedních vodních ploch v okolí do 300 metrů (vlevo) na rekultivovaných (R) a sukcesních (S) výsypkách



Graf 3.2: Počet vodních ploch v jednotlivých kategoriích sledovaných faktorů na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách

Popis hladin kategoriálních proměnných je uveden v Tabulce 3.2.



Tabulka 3.3: Četnosti výskytu jednotlivých kategorií sledovaných faktorů na sukcesních (S) a technicky rekultivovaných (TR) výsypkách

Procenta v kulatých závorkách představují podíly vodních biotopů v jednotlivých kategoriích. Popis hladin kategoriálních proměnných je uveden v Tabulce 3.2.

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

3.4 Diskuze

Středoevropské druhy obojživelníků preferují většinou středně velké, ne příliš hluboké, stabilní vodní plochy částečně zarostlé litorální vegetací (Ficetola & De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005; Hartel et al., 2007a). Velké nádrže, které jsou často využívány k rybářskému hospodaření, nepředstavují vhodný biotop a mohou být dokonce migrační bariérou v krajině (Joly et al., 2001; Ray et al., 2002; Hartel et al., 2007b). Velmi drobné nádrže jsou pak ohroženy vysycháním (Kopecký et al., 2010), a mohou tak hostit pouze méně početné populace (Hartel et al., 2007a). Významnou roli však mohou hrát při kolonizaci nových území a pro fungování rozsáhlejších metapopulačních struktur (Denoël, 2007; Hartel & Öllerer, 2009).

Vodní biotopy nacházené na sukcesních plochách byly menší rozlohy, mělčí, částečně osluněné s pozvolnými břehy částečně zarostlými litorální vegetací. Na rekultivovaných částech byly vodní lokality spíše větších rozměrů, hlubší, plně osluněné s příkrými břehy a částečně vyvinutou litorální vegetací. Pro obojživelníky tak představují z hlediska vlastností jednotlivých biotopů vhodnější prostředí sukcesní plochy (menší a mělčí nádrže). Litorální vegetace (s jejímž výskytem často souvisí sklon břehů a hloubka) byla většinou vyvinutá částečně jak na sukcesních plochách, tak na územích, kde byla provedena rekultivace. Částečný litorál má však výrazně odlišný charakter na velkých vodních plochách (kde často tvoří jen několik metrů široký hustý pás po obvodu) a na menších plochách (cca stovky metrů

čtverečných) kde dochází k zárůstu větší části vodní plochy, a obojživelníci tak zde nalézají více prostoru pro kladení vajec a úkryt před možnými predátory (Pieczynka, 1990; Joly et al., 2001).

Oslunění vodní hladiny jednotlivých lokalit je výrazně ovlivněno velikostí vodní plochy a typem prostředí v jejím okolí (Ponsero & Joly, 1998). Velké vodní plochy na rekultivovaných výsypkách tak bývají intenzivněji osluněny, než menší nádrže v prostředí sukcesních ploch s různě vyvinutým porostem v okolí. Okolí vodních lokalit na sukcesních plochách bylo tvořeno většinou zcela či částečně zapojenými porosty. Na rekultivovaných plochách bylo zastoupení jednotlivých typů prostředí více vyvážené. Výrazný vliv na vzhled prostředí má provádění následných biologických (lesnických, zemědělských) rekultivací. Velké plochy intenzivně obdělávané zemědělské půdy mohou snižovat průchodnost takových oblastí pro obojživelníky (Marsh & Trenham, 2001; Ray et al., 2002). Lesostepní prostředí sukcesních ploch více odpovídá přirozeným terestrickým biotopům většiny středoevropských obojživelníků (Denoël & Lehmann, 2006; Hartel & Öllerer, 2009).

Obojživelníci nevyužívají vodní plochy pouze jako reprodukční biotopy. Soustavy vhodných a dobře dostupných nádrží podporují fungování populací obojživelníků a zlehčují jim i kolonizaci nových území, včetně výsypek (Laan & Verboom, 1990; Sjögrn, 1991; Marsh & Trenham, 2001; Cushman, 2006; Vojar, 2006; Petranka et al., 2007). Na sukcesních plochách mohou právě díky zachovanému členitému terénu po nasypání vznikat velké počty rozmanitých vodních ploch (Bejček, 1982). Z toho důvodu je na nich průkazně vyšší počet vodních ploch (celkově i vztaženo na 1 ha výsypky) a jednotlivé plochy mají i více sousedních ploch ve vzdálenosti do 300 metrů, čímž je takové území pro obojživelníky dostupnější.

4. Výskyt obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných výsypkách

4.1 Úvod

Výsypky představují pro řadu organismů atraktivní prostředí. Pokud se jejich populace vyskytují v dostupné vzdálenosti od těchto nově vzniklých ploch, bývají jimi výsypky ihned po nasypání osidlovány v procesu primární sukcese (např. Prach, 1987; Pižl, 2001; Bröring & Wiegleb, 2005; Rathke & Bröring, 2005), včetně obojživelníků (Galán, 1997; Vojar, 2000; 2006; Lannoo et al., 2009; Smolová et al., 2010 – Příloha 2). V některých případech pak tyto populace obojživelníků početně převyšují původní populace v okolní krajině (Zavadil, 2007). Většina našich druhů obojživelníků je totiž vázána na pestrou mozaiku rozmanitých vodních i suchozemských biotopů (Zavadil, 2007). Ta ovšem z dnešní středoevropské kulturní krajiny mizí, především v důsledku zániku tradičního zemědělského a lesnického hospodaření (Konvička et al., 2005; Tropek & Řehounek 2011). Některé výsypkové plochy však toto rozmanité prostředí nabízí (Konvička et al., 2005; Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010; Tropek & Řehounek, 2011). Zásadní vliv na podobu prostředí výsypek a jejich biologickou hodnotu má způsob rekultivace (Wiegleb & Fehlinks, 2001; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008). Z dosavadních výsledků průzkumů je patrné, že vhodnější prostředí nalézají obojživelníci na sukcesních plochách bez technické rekultivace (Sklenička, 2004; Smolová et al., 2010 – Příloha 2, Doležalová et al., 2012 – Příloha 1). Znalost o výskytu jednotlivých druhů je základem pro ochranu těchto významných stanovišť.

Komplexní zmapování výskytu jednotlivých druhů obojživelníků výsypkových ploch v severozápadních Čechách dosud nebylo provedeno. Dílčí informace je možné získat z doposud publikovaných studií, které se věnovaly především okolní krajině a záznamy z výsypek jsou pouze ojedinělé (např. Voženílek, 1994, 1999, 2000; Zavadil, 2002), často omezené pouze na určité druhy či menší území (Vojar, 2000; Doležalová & Mach, 2002; Vojar & Doležalová, 2003) nebo jsou pouze obecného charakteru (Bejček & Šťastný 1999, 2000; Prikryl, 1999). Další údaje o výskytu druhů poskytují nepublikované výzkumné zprávy (Šťastný & Bejček, 1993, 1999; Rehák, 1994; Zavadil, 1998; Tajovský, 2002) a bakalářské a diplomové práce věnované tomuto tématu (Vojar, 1999; Mikešová, 2004; Doležalová, 2007; Solský, 2008; Mildorfová, 2009; Smolová, 2009).

Na základě dostupných informací z realizovaných mapování je možné označit za první kolonizátory výsypek ropuchu zelenou (*Pseudepidalea virisis*) na Mostecku a ropuchu krátkonohou (*Epidalea calamita*) na Sokolovsku, které využívají jako reprodukční biotopy mělké, nezarostlé vodní plochy (Příkryl, 1999; Vojar, 1999; Zavadil, 2002). Drobné vodní nádrže (vyjeté koleje, zatopené příkopy) v iniciálních sukcesních stádiích postupně osidlují juvenilní jedinci rodu *Pelophylax* – na Mostecku především skokan skřehotavý (*P. ridibundus*) a na Sokolovsku skokan zelený (*P. esculentus*) (Vojar, 1999). Dospělí jedinci osidlují později hlubší nádrže s rozvinutou vegetací, které využívají i pro reprodukci (Vojar, 1999; Vojar & Doležalová, 2003). Společně s dalším postupem sukcese vodních ploch spojeným především se zárůstem litorální vegetací se začínají objevovat další druhy obojživelníků. Na Mostecku se jedná o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a čolka velkého (*Triturus cristatus*), ze žab potom o skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), ropuchu obecnou (*Bufo bufo*) a kuňku obecnou (*Bombina bombina*). Na Sokolovsku se navíc častěji vyskytuje skokan hnědý (*Rana temporaria*). V příhodných vodních plochách s litorální vegetací se vyskytuje i rosnička zelená (*Hyla arborea*). Vzácnější je výskyt blatnice skvrnitá (*Pelobates funus*) a na Mostecku skokana hnědého. Celkem byl na mosteckých výsypkách potvrzen výskyt 9 druhů, na sokolovských 10 druhů obojživelníků (Vojar, 1999; Voženílek, 2000; Zavadil, 2002; Mikešová, 2004; Doležalová, 2007; Smolová et al., 2010 – Příloha 2).

Výskyt obojživelníků na výsypkách je ovlivněn řadou faktorů. Jejich určení a objasnění vlivu na jednotlivé druhy je velmi důležité pro ochranu druhů nejen v posttěžebních oblastech (Stumpel & van der Voet 1998; Ficetola & De Bernardi, 2004; Zanini, 2006; Hartel & Öllerer, 2009). Jak bylo již uvedeno, z prostředí severočeských výsypek zatím chyběla studie sledující komplexně výskyt obojživelníků, včetně popisu vodních i suchozemských biotopů. Cílem studie tedy bylo zmapování vodních lokalit na výsypkách v rámci celé Severočeské hnědouhelné pánve. Sledovány byly přítomné druhy, biotopové charakteristiky vodních ploch, charakter terestrického prostředí a typ rekultivace a prostorové uspořádání lokalit.

4.2 Metodika

4.2.1 Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách

Pro vytvoření faunistického přehledu výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách bylo použito publikovaných i nepublikovaných záznamů a výsledků

vlastního průzkumu v terénu. Vlastní průzkum v terénu probíhal v několika etapách na různých výsypkách. Celkem bylo sledováno 21 výsypek (Obr. 3.1). Sledovány byly především reprodukční biotopy obojživelníků v období rozmnožování. Přítomnost obojživelníků byla určována jak vizuálně, tak na základě vokalizace samců či přítomnosti snůšek a larev. V některých případech byly používány zemní padací pasti v kombinaci liniiovými zábranami či prolovování lokalit podběrákem. Detailní přehled používaných metod a oblastí, kde byl prováděn vlastní sběr dat, je uveden v Příloze č. 2. 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 z dostupných nálezoých zdrojů. Všechny převzaté informace byly podrobeny pečlivé revizi a nevěrohodné nálezy byly z konečné databáze odstraněny. Kompletní přehled použitých zdrojů je uveden v Příloze č. 2.

Na základě získaných dat byly vytvořeny mapové soubory zobrazující přehledně výskyt obojživelníků na jednotlivých výsypkách. Vzhledem ke značnému počtu záznamů a značné rozloze sledované oblasti, byly mapové výstupy rozděleny do tří oblastí – Bílinsko, Kadaňsko, Mostecko (blíže viz Solský et al., 2011a,b,c).

4.2.2 Srovnání výskytu obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných plochách

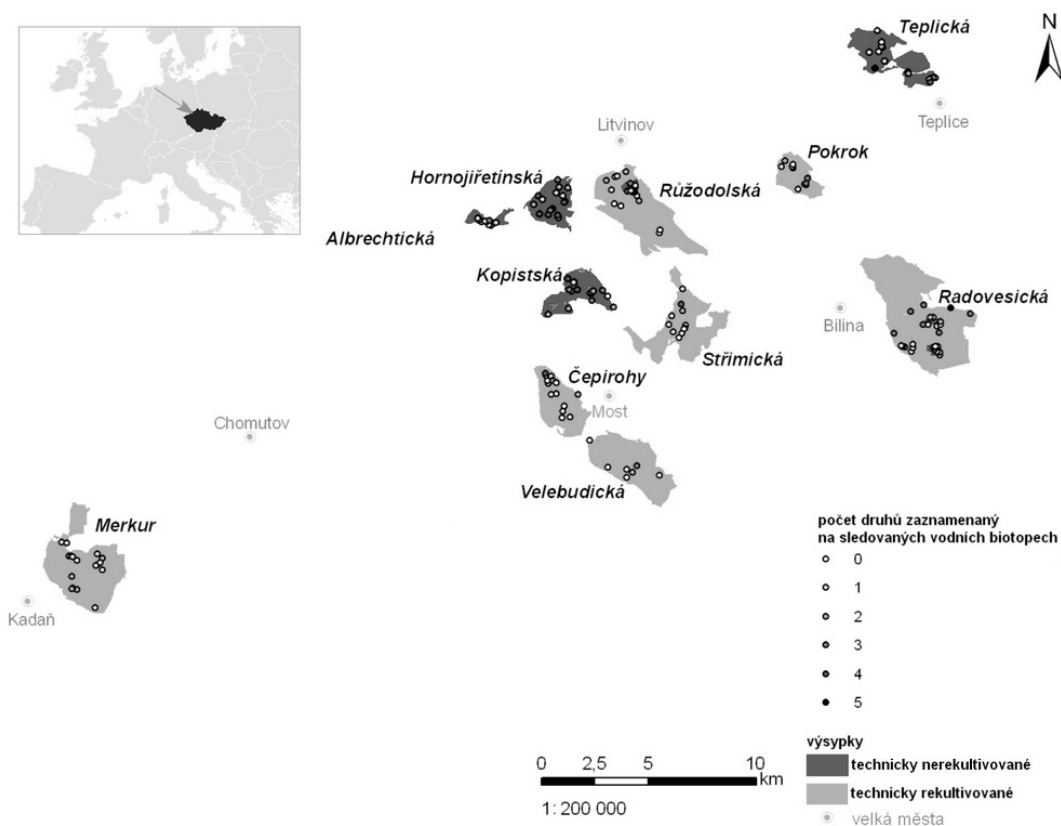
Na základě předchozího zmapování vodních ploch na výsypkách (Kapitola 3) bylo pro zjišťování presence druhů vybráno 176 vodních ploch – 78 lokalit na šesti sukcesních částech výsypek a 98 vodních ploch na sedmi technicky rekultivovaných oblastech (Obr 4.1). V jednotlivých oblastech bylo vybráno 6 až 22 vodních ploch. V případě výskytu většího počtu vodních biotopů v rámci jednoho území (tedy nacházelo-li se na dané části výsypky více než 22 vodních ploch) byl pro veden jejich náhodný výběr.

Všechny sledované lokality byly navštíveny dvakrát v jedné sezóně (duben a červen 2010). Pro zjišťování přítomnosti byly použity standardní mapovací metody s ohledem na jednotlivé druhy obojživelníků (Heyer et al., 1994; Dodd, 2010). Bylo používáno vizuálního pozorování (odskoky žab – především u skokana skřehotavého, snůšky vajíček – především v případě skokana štíhlého, s. hnědého, ropuchy obecné, přímé pozorování všech druhů), sledování hlasových projevů (vokalizace samců kuňky obecné, skokana skřehotavého, blatnice skvrnitá, ropuchy

zelené a ropuchy krátkonohé) a odchyty podběrákem (především čolci a pulci všech druhů).

Pro zjišťování početnosti přítomných druhů byly na základě předchozích zjištění (Vojar, 2000; Vojar & Doležalová, 2003; Smolová et al., 2010 – Příloha 2) vybrány druhy, které ve sledovaných oblastech dosahují větších početností, aby jejich početnost byla na jednotlivých lokalitách kvantifikovatelná. Odhady početnosti byly stanoveny u těchto druhů: skokan skřehotavý, s. štíhlý, ropucha obecná, kučka obecná, čolek obecný a č. velký.

Obr. 4.1: Sledované vodní biotopy na sukcesních a rekultivovaných plochách



4.3 Výsledky

Ze zjištěných výsledků vyplývá, že všech devět druhů obojživelníků, vyskytujících se v oblasti SHP, je schopno výsypky osidlovat. Nejvíce rozšířeným druhem byl skokan skřehotavý, který se, jako eurytopní druh nižších poloh (Král, 1992; Moravec, 1994), vyskytoval již v raných sukcesních stádiích (Vojar, 2000). Další dva nejčetnější druhy, skokan štíhlý a kučka obecná, byly nacházeny na středně starých a starších výsypkách lesostepního charakteru (Vojar et al., 2006). Mezi další, hojně se vyskytující druhy patřily: ropucha obecná, čolek obecný a čolek velký. Méně častý

byl výskyt skokana hnědého, ropuchy zelené a blatnice skvrnitě. Četnost výskytu jednotlivých druhů na konkrétních výsypkách uvádí Tab. 4.1.

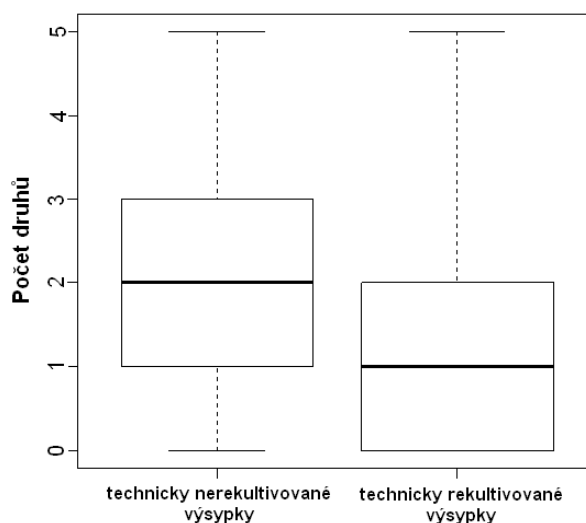
Tab. 4.1: Četnosti výskytu obojživelníků zaznamenaných na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve

druh: LV – čolek obecný, TC – čolek velký, BoB – kuřka obecná, PF – blatnice skvrnitá, BB – ropucha obecná, PV – ropucha zelená, RT – skokan hnědý, RD – skokan štíhlý, PR – skokan skřehotavý; rekultivace: T – technická, L – lesnická, S – sukcesní plocha bez výsadby, Z – zemědělská, H – hydriká; sukcesní stádium: I – iniciální a časné stádium, TR – traviny, LS – lesostep, LP – lesní porost, P – pole, trvalý travní porost, VN - vodní nádrž

Výsypka / Spoil bank	Druh / Species										Současný 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	
Pruněfov										T, Z, L	LP, P	
Merkur										T, Z, L	LP, P	
Březno										BT, L, Z	LP, P	
VČSA										T, Z, L	LP, TR	
J. Šverma					1				1	T, L	LP, TR	
Malé Březno	1								1	T, Z, L	LP, P	
Velebudická					1				1	T, L, Z, H	LP	
Slatinice-Hrabák					1				1	T, Z, L	LP, P	
Vrbenský									1	L, H	LP, VN	
Kopistská	8	4	35		6		3	26	9	BT, L, Z	LP, TR	
Obránců míru					1	1	1	1	1	BT, S, L, Z	I, TR, LP	
Albrechtická	1	1	1		2	1	1	12		BT, L	LS, LP	
Homojiřetínská	10	7	38		52	1	5	136	16	BT, S, L	LS, LP	
Růžodolská	4	5	18		13	1	3	6	8	T, BT, L, Z	LS, LP, TR	
Střimická	1	1	2			1			1	T, L, Z	LP, TR	
Radovesická	3	3	1	2	3	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	1	1	BT, L, S	LP, LS	
Celkový počet lokalit / Total number of localities	28	21	98	2	81	7	15	183	45			

Průkazně vyšší počty druhů ($df = 1$; $F = 13,79$; $p < 10^{-3}$) byly zaznamenány na sukcesních plochách oproti plochám rekultivovaným (Graf 4.1). Rozdílných abundancí dosahoval ze sledovaných běžných druhů pouze skokan štíhlý, jehož početnosti byly průkazně vyšší na sukcesních plochách ($df = 1$; $F = 5,256$; $p = 0,023$).

Graf 4.1: Porovnání počtu druhů obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných výsypkách



4.4 Diskuze

Zjištěné druhové složení obojživelníků na výsypkách odpovídá jejich výskytu v okolní krajině. Všechny druhy nacházející se v okolí výsypek jsou schopny je kolonizovat. Iničiální sukcesní stádia preferuje například ropucha zelená, která je ve srovnání s jinými obojživelníky odolná vůči ztrátě vody a může tak osidlovat lokality bez vegetačního krytu s minimem podmáčených míst (Degani et al., 1984). Představuje tedy typický pionýrský druh, který často osidluje antropogenní stanoviště ihned po jejich vzniku (Vojar, 2000). Na druhé straně na starších výsypkách byl nalézán např. skokan hnědý, který preferuje starší lesní porosty a rozmnožuje se v jejich blízkosti (Van Buskirk, 2005; Loman & Anderson, 2007; Hartel & Öllerer, 2009).

Jednotlivé druhy zde nacházejí vhodné prostředí v pestré mozaice biotopů. Většina druhů je schopna osidlovat i relativně izolované vodní biotopy na rekultivovaných plochách. Větší druhové zastoupení a vyšší početnost (v případě skokana štíhlého) ve vodních biotopech sukcesních ploch může souviset s výrazně vyšší nabídkou vodních ploch a prostupnějším prostředím. S počtem vodních ploch a prostupností prostředí, totiž roste početnost obojživelníků v krajině (Laan & Verboom, 1990; Vos & Stumpel, 1996; Marsh et al., 1999; Ficetola & De Bernardi, 2004; Zanini, 2006). Oba tyto parametry naplňují lépe sukcesní plochy, než rekultivovaná území.

5. Dlouhodobý monitoring skokana štíhlého na výsypkách

5.1 Úvod

Z porovnání nabídky vodních biotopů na sukcesních a rekultivovaných plochách je patrné, že vhodnější prostředí nacházejí obojživelníci v oblastech ponechaných spontánní sukcesí (Smolová et al., 2010 – Příloha 2, Doležalová et al., 2012 – Příloha 1). Členitý terén výsypek, na kterých nebyla provedena technická rekultivace, umožňuje vznik velkého množství rozmanitých vodních biotopů. Dostatečná nabídka vhodných lokalit je zásadní pro úspěšnou kolonizaci těchto nových území, vytvoření funkčních populací a pozitivně ovlivňuje i jejich abundanci (Laan & Verboom, 1990; Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007). Preference jednotlivých lokalit je ovlivněna jejich komplexními vlastnostmi, resp. kombinací jejich vlastností. Pro popis a snahu o pochopení principů osidlování těchto nových území je nutné dlouhodobé sledování místních populací včetně popisu vlastností vodních biotopů a okolního terestrického prostředí.

Příkladem vhodného území pro studium biotopových nároků obojživelníků představují výsypky, vznikající v důsledku těžby hnědého uhlí. Jejich výhodou je umístění v geograficky a klimaticky ohraničeném území, velká rozloha a dostupné informace o době jejich vzniku (Bejček 1982). V rámci disertační práce byl na čtyřech výsypkách v severozápadních Čechách dlouhodobě sledován vybraný modelový druh, skokan štíhlý.

Na Hornojřetínské výsypce byla sledována početnost skokana štíhlého v letech 2005 až 2013. Od roku 2008 bylo studované území rozšířeno o Kopistskou, Růžodolskou a Albrechtickou výsypku. Celkově je tak přítomnost a početnost skokana štíhlého, resp. jeho snůšek, každoročně sledována v několika stovkách lokalit. Jejich počet se v průběhu let zvyšoval, tak jak jsou průběžně nacházeny stále nové lokality. Snůšky byly sčítány ve všech nalezených vodních biotopech, kterých bylo v posledních letech zhruba 900.

Vyhodnocení vlivu biotopových charakteristik na populace obojživelníků je možné na základě přesných údajů o početnosti konkrétního druhu na jednotlivých lokalitách. Přesné stanovení abundance však bývá u obojživelníků značně problematické (Dodd, 2010). V případě vybraného modelového druhu je stanovení početnosti relativně snadno proveditelné na základě počtu izolovaných, dobře

viditelných snůšek v reprodukčních biotopech (Lesbarrerès & Lodé, 2002; Lodé et al., 2005; Hartel & Öllerer, 2009), které jsou kladeny na začátku reprodukční sezóny při nízkých teplotách, čímž je prodloužena inkubace vajíček (Bernini et al., 2004). To poskytuje dostatek času pro zjištění počtu snůšek na několika stovkách lokalit před vykulením pulců i v náročném terénu výsypek. Počet snůšek pak odpovídá počtu rozmnožujících se samic, přičemž někteří samci se mohou účastnit reprodukce opakovaně (Lodé et al., 2005).

Tento druh je v oblasti SHP také relativně hojný (Smolová et al., 2010 – Příloha 2). Na sledovaných výsypkách nachází jakožto druh lužních lesů až lesostepních formací vhodné prostředí (Baruš & Oliva, 1992; Gibson & Freeman, 1997). Jedná se o typického představitele obojživelníků, pro něž hraje značnou roli charakter vodních i terestrických biotopů a prostupnost krajiny (Ray et al., 2002; Ficetola & De Bernardi, 2004, Hartel & Öllerer, 2009). Je tedy vhodným modelovým druhem pro zhodnocení vlivu různých vlastností prostředí na početnost obojživelníků. Cílem práce bylo zjišťování počtu snůšek skokana štíhlého na všech nalezených vodních plochách čtyřech výsypek SHP a popsat vývoj těchto početností v čase a do budoucna i v závislosti na klimatických podmínkách (průběhu počasí).

5.2 Metodika

5.2.1 Sledované území

Studie byla prováděna na čtyřech výsypkách středních až pozdních sukcesních stádií na Mostecku, na kterých se nachází dostatečně velký počet vodních ploch s výskytem skokana štíhlého. Některé části těchto výsypek byly technicky a/nebo lesnicky rekultivovány, jiné byly ponechány bez úprav. Okolí výsypek je značně heterogenní, prostupnost krajiny se mění od snadno prostupných a pro obojživelníky obyvatelných niv, lesů a křovinatých luk, přes hůře prostupná pole, rozsáhlé trvalé travní porosty a silnice, po prakticky neprůchozí průmyslové areály, města a velkolomy.

Hornojřetínská výsypka

Výsypka se nachází jihozápadně od města Litvínov a jihovýchodně od města Horní Jiřetín (50°34' N, 13°34' E) v nadmořské výšce 240–270 m n. m. Rozloha výsypky, která byla sypána v šedesátých letech 20. století, činí cca 6 km². Na severu sousedí s intravilánem města Litvínov, východní hranici tvoří dopravní koridor Most-Litvínov

a železniční trať. Za těmito komunikacemi se ve směru k městu Litvínov nachází Růžodolská výsypka a směrem k městu Most průmyslová zóna chemických závodů. Na jihu odděluje Hornojiřetínskou výsypku od momentálně sypané a částečně již rekultivované výsypky Obránců míru silnice III. třídy spojující Horní Jiřetín s chemickými závody, podél této komunikace protéká Jiřetínský potok. Při jihozápadním okraji výsypky se nachází spodní část intravilánu města Horní Jiřetín. Západní okraj výsypky navazuje na měkký luh potoka Loupnice, který je pásmem lesů a luk spojen s bukovými porosty svahů Krušných hor. Tento pás je na dvou místech přerušen náspeem bývalé železnice vysokým cca 15 m a silnicí III. třídy vedoucí z Litvínova-Janova do Horního Jiřetína. Silnice i násep jsou v několika místech přerušené.

Technická rekultivace byla realizována především na východní části a při jižním okraji výsypky. Větší část byla ponechána bez technické úpravy terénu. Výsypka byla v různých enklávách zalesněna, velká část povrchu byla ponechána bez osázení a probíhá na ní primární sukcese vegetace. Hlavními dřevinami na zalesněných částech výsypky jsou olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*), dále pak javor jasanolistý (*Acer negundo*), topol osika (*Populus tremula*) a trnovník akát, místy byly vysázeny skupiny modřínů opadavých (*Larix decidua*) a dubu letního (*Quercus robur*). Na sukcesních plochách vzniklo prostředí lesostepního charakteru, které determinuje především třtina křovištní a nálety dřevin, zejména břízy pýřité, bezu černého (*Sambucus nigra*) a ostružiníku obecného (*Rubus fruticosus*). Díky poměrně členitému reliéfu vzniklo na výsypce zhruba 300 nebeských jezírek, několik velkých vodních ploch bylo založeno v rámci rekultivací. Nebeská jezírka mají rozlohu od několika málo do několika tisíc metrů čtverečních, v závislosti na velikosti a hloubce mají periodický či stálý charakter. Většinou je při jejich březích bohatě vyvinutý litorální porost rákosu obecného, ale nejsou výjimkou ani jezírka zcela bez vegetace. Hloubka jezírek se pohybuje od desítek centimetrů po cca tři metry. Oslunění jezírek je intenzivnější v rozvolněných, nezalesněných částech výsypky, sklon břehů je ve většině případů mírný. Jezírka spontánně vznikala spíše ve středních a západních partiích výsypky, kde nebyl povrch významněji technicky zarovnan. Díky členitému reliéfu zde vznikly desítky herpetologicky cenných lokalit (Vojar 2004 in Sklenička).

Albrechtická výsypka

Výsypka menší rozlohy se nachází jižně od Černic a jihozápadně od Horního Jiřetína (50°33' N, 13°31' E – 50°33' N, 13°32' E) v nadmořské výšce 250–280 m.

n.. Výsypka byla dosypána počátkem padesátých let 20. století. Na jižní straně sousedí s velkolomem ČSA, od jehož předpolí je oddělena cca 40 m vysokým srázem. Na východě sousedí s výsypkou Obránců míru, jejíž sypání je v současné době dokončováno. Při severním okraji výsypky se nachází Černický rybník. Výsypka byla částečně technicky rekultivována, lesnická výsadba proběhla v pásu procházejícím střední částí území, velká část území byla ponechána spontánní sukcesi. Z dřevin byly pro rekultivaci použity především olše lepkavá, dub letní, jasan ztepilý, javor mléč a bříza pýřitá. Porosty dřevin na okrajové jižní až západní části výsypky jsou vzrostlé, ve středních partiích jsou nově vysázené dřeviny výšky cca tři m. Mezi skupinami dřevin se nachází rozsáhlé plochy porostlé třtinou křovištní s nálety břízy pýřité a růže šípkové (*Rosa canina*). Při patě výsypky se nachází mokřad protékaný Černickým potokem, který ústí do Černického rybníka. Na ploše výsypky vznikly přibližně tři desítky nebeských jezírek a podmáčených ploch, z nichž většina se nachází v nerekulitovaných částech výsypky. Jedná se o herpetologicky významné území (Vojar 2004 in Sklenička).

Kopistská výsypka

Výsypka se nachází mezi městy Most a Litvínov (50°30' N, 13°36' E) v nadmořské výšce 230–280 m n. m. Sypána byla v šedesátých letech 20. století, její celková rozloha činí 196,2 ha. Na severu sousedí výsypka s průmyslovým areálem chemických závodů v Záluží u Litvínova. Podél jejího severovýchodního okraje protéká řeka Bílina, souběžně s ní prochází dopravní koridor Most-Litvínov, za nímž se nachází vlakové nádraží chemických závodů, dále technický areál v místě bývalé obce Kopisty, nevyužívané plochy ruderálního charakteru a okraj bývalého lomu Ležáky. Severozápadní okraj sousedí s částečně rekultivovanou výsypkou Obránců míru, na jihozápadě s technickým areálem Dolů a úpraven Komofany. Podél jižního okraje výsypky prochází dopravní koridor Chomutov-Most, vedle nějž se nachází vodní nádrž Vrbenský. Severozápadní cíp výsypky odděluje od jihovýchodního okraje Hornojířetínské výsypky silnice III. třídy.

Kopistská výsypka byla ponechána na většině území bez technických úprav, provedena byla lesnická rekultivace, výsadba porostu proběhla od konce šedesátých let do počátku let osmdesátých. Hlavními druhy použitých dřevin jsou javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanoides*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), různé druhy vrb (*Salix* sp.), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), dub červený (*Quercus rubra*), z keřů byly použity brslen evropský (*Euonymus europaeus*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), škumpa oacetná

(*Rhus typhina*) a rakytník (*Hippophae rhamnoides*). Před biologickou rekultivací byl na této výsypce proveden čtyřletý zúrodňovací proces, který zlepšil půdní podmínky před lesnickou a zemědělskou rekultivací. Na severovýchodě výsypky byla provedena zemědělská rekultivace o rozloze 5,9 ha, která má dnes charakter rudérálního travnatého porostu. Na výsypce bylo vybudováno několik větších vodních nádrží a spontánně zde vzniklo v terénních sníženinách více než 350 vodních lokalit s charakterem od mělkých periodických tůní až po jezírka o ploše několik set metrů čtverečních, které zaujímají asi 3 % území výsypky (Lipský 2007). Z herpetologického hlediska lze jako nejcennější vymezit jako morfologicky členitá území s řadou vodních ploch a mokřadů, kde se vyskytuje velmi pestré společenstvo obojživelníků i plazů. Celkově se jedná o jednu z nejhodnotnějších výsypkových ploch Severočeské hnědouhelné pánve (Vojar 2004 in Sklenička). Tato výsypka byla z důvodu výskytu čolka velkého navržena na vyhlášení evropsky významnou lokalitou.

Růžodolská výsypka

Plošně rozsáhlá výsypka o rozloze cca 8 km² se nachází jihovýchodně od města Litvínov, jihozápadně od obcí Louka u Litvínova a Mariánské Radčice a východně od průmyslového areálu chemických závodů (50°35' N, 13°36' E – 50°33' N, 13°40' E) ve výšce 250–320 m n. m. Výsypka byla sypána počátkem osmdesátých let 20. století. Její povrch byl většinou terénně upraven a zarovnan, v některých částech byl však zachován velmi členitý reliéf. V terénních sníženinách vznikla necelá stovka nebeských jezírek různých velikostí. Několik vodních ploch bylo založeno i na technicky rekultivovaných částech výsypky. Většina výsypky je zarostlá třtinou křovištní a vysokobylinnou vegetací. Některé části výsypky byly rekultivovány na trvalý travní porost nebo zde byly vysázeny enklávy porostu modřínu evropského, které dnes mají zapojený charakter. V roce 2000 proběhla i na členitých, neupravovaných částech lesnická rekultivace. Vysázeny zde byly především olše lepkavé, modříny evropské a javory mléče, které zatím dorůstají výšky 0,5–2 m. Větší část této výsypky po technických úpravách, zemědělské a částečně lesnické rekultivaci nepředstavuje pro obojživelníky perspektivní území (Vojar 2004 in Sklenička). Výjimku tvoří plošně rozsáhlejší komplex v severozápadní části výsypky, kde se nachází řada drobných až středně velkých vodních ploch s bohatým výskytem obojživelníků. Celkově lze tuto část výsypky zařadit k těm nejhodnotnějším ekosystémům výsypkových ploch a jako

ukázku vhodné rekultivace s využitím nerovností terénu a absence rozsáhlých úprav (Vojar 2004 in Sklenička).

5.2.2 Modelový druh

Skokan štíhlý je teplomilný druh vyskytující se u nás v nižších a středních polohách (zhruba do 800 m n. m., v Čechách nejčastěji do 300 m n. m.) (Rehák 1992 in Baruš & Oliva). Z našich obojživelníků se rozmnožuje jako první, v reprodukčních nádržích se jedinci shromažďují ihned po ukončení hibernace od konce února až poloviny března (Rehák 1992 in Baruš & Oliva; Bousbouras & Ioannidis, 1997; Bernini et al., 2004; Hartel, 2005; Hartel et al., 2008). Samci přicházejí do reprodukčních nádrží zpravidla jako první a zdržují se zde také déle než samice (Lodé et al., 2005; Hartel, 2005). Jedinci se neshlukují do hustých seskupení, ale vytváří odděleně se rozmnožující páry (Rehák 1992 in Baruš & Oliva). Samci obhajují místa vhodná pro úspěšný vývoj snůšek, a jsou proto rozmístěni v odstupech víceméně rovnoměrně v litorálních partiích jezírka (Rehák 1992 in Baruš & Oliva; Lesbarrès & Lodé, 2002; Hartel et al., 2009). Kladení probíhá v amplexu při pohybu ve vodním sloupci zpravidla v blízkosti stébla či ponožené větve, k němuž pár snůšku upevňuje (Rehák 1992 in Baruš & Oliva). Po nabobtnání rosolovitých obalů se snůška protahuje či zcela stoupá k hladině. Rozmnožování končí přibližně v polovině dubna (Riis, 1988; Hartel et al., 2009), celkově období rozmnožování trvá přibližně jeden měsíc (Rehák 1992 in Baruš & Oliva; Hartel et al., 2009). Výsledkem výše popsaného průběhu rozmnožování jsou odděleně umístěné snůšky. Jen výjimečně je několik snůšek blízko sebe v důsledku opakovaného rozmnožování téhož samce, obsazení uvolněného teritoria novým samcem či kladením samice ve více shlucích (Rehák 1992 in Baruš & Oliva). Vývoj vajíček trvá cca 2–3 týdny, pulci poté vypadávají do vodního prostředí. Rosolovité obaly zůstávají na rozdíl od ostatních druh žab ještě po dobu dvou až tří týdnů kompaktní než se postupně rozpadnou (Zavadil & Leyopold, 1986 ex Baruš & Oliva, 1992).

5.2.3 Sběr dat

Početnost skokana štíhlého byla zjišťována ve všech nalezených vodních plochách čtyř sledovaných výsypek. Na Hornojihetínské výsypce byl průzkum prováděn v letech 2005 až 2013. Na výsypce Kopistské, Růžodolské a Albrechtické probíhá monitoring od roku 2008. Počty sledovaných lokalit v jednotlivých letech viz Tabulka 5.1. Počet lokalit pozorovaných v terénu se v průběhu let zvyšoval. V místy neprostupném terénu byly při systematickém procházení území nacházeny

každoročně nové lokality. Vodní plochy mapované v předchozích letech byly dohledávány pomocí GPS zařízení. Sběr dat v terénu je realizován v době po ukončení hlavního období kladení (zpravidla v první polovině dubna), početnost je určována sčítáním nakladených snůšek při procházení litorálních částí jezírek do hloubky 1,5 m. U každé vodní plochy byla stanovena přesná poloha lokality pomocí GPS přístroje. Přítomnost ryb a bezobratlých predátorů (larvy vážek, potápníci) byla určována na základě pozorování, nálezů uhynulých jedinců, přítomnosti rybářských míst.

S využitím geografických informačních systémů (GIS) byla následně v programu ArcGIS 9.1 (ESRI 2007) určena vzdálenost jezírek od okraje výsypky, počet vodních biotopů v okolí do 100, resp. 300 m a rozloha větších vodních ploch (rozloha menších ploch do 500 m² byla stanovena/změřena na místě).

Přímo v terénu byly pro každou sledovanou lokalitu stanoveny základní charakteristiky, které mohou mít významný vliv na výskyt obojživelníků (jednotlivé sledované faktory viz Tab. 3.2), (Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006). Popisovány byly: (i) biotopové charakteristiky vodní plochy – rozloha, maximální hloubka, sklon břehů, oslunění vodní hladiny, pokryvnost litorální vegetace, pH, konduktivita; (ii) typ převažujícího prostředí v okolí vodní plochy, případný typ rekultivace; (iii) prostorové charakteristiky – vzdálenost od okraje výsypky, počet vodních ploch v okolí lokality.

5.3 Výsledky

Data získaná z dlouhodobého sledování početnosti skokana štíhlého jsou postupně zpracovávána a publikována (viz seznam publikací autora) v dílčích pracích kolektivu autorů. Dílčí témata byla také zpracována v několika diplomových a bakalářských pracích. Zde uváděné výsledky představují stručný souhrnný přehled získaných dat za celou dobu studie od roku 2005 do 2013 (Tabulka 5.1).

Tabulka 5.1: Počty a obsazenost lokalit skokanem štíhlým na čtyřech sledovaných výsypkách v jednotlivých letech

Hornojřetínská výsypka	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
celkový počet pozorovaných v. ploch	174	177	200	211	247	261	206	293	296
počet obsazených vodních ploch	66	63	91	95	119	138	114	70	56
podíl obsazených v. ploch	37,9%	35,6%	45,5%	45,0%	48,2%	52,9%	55,3%	23,9%	18,9%
průměrný počet snůšek na obsazených	17	9	11	24	17	13	11	4	4
celkový počet snůšek na všech v.p.	1114	588	1025	2241	1997	1851	1199	295	229

Albrechtická výsypka	2008	2009	2010	2011	2012	2013
celkový počet pozorovaných v. ploch	28	28	27	27	33	49
počet obsazených v. ploch	12	11	9	14	7	14
podíl obsazených v. ploch	42,9%	39,3%	33,3%	51,9%	21,2%	28,6%
průměrný počet snůšek na obsazených v. plochách	6	10	6	5	2	4
celkový počet snůšek na všech v. plochách	71	114	54	64	16	55

Kopistská výsypka	2008	2009	2010	2012	2013
celkový počet pozorovaných v. ploch	158	83	344	348	367
počet obsazených v. ploch	49	37	138	37	37
podíl obsazených v. ploch	31,0%	44,6%	40,1%	10,6%	10,1%
průměrný počet snůšek na obsazených v. plochách	4	7	10	2	1
celkový počet snůšek na všech v.p.	121	95	935	35	22

Růžodolská výsypka	2008	2009	2010	2012	2013
celkový počet pozorovaných v. ploch	56	31	83	86	90
počet obsazených v. ploch	6	4	17	10	2
podíl obsazených v. ploch	10,7%	12,9%	20,5%	11,6%	2,2%
průměrný počet snůšek na obsazených v. plochách	6	18	20	6	8
celkový počet snůšek na všech v. plochách	38	70	339	59	15

5.4 Diskuze

Data získaná na základě dlouhodobého monitoringu jsou velmi cenná. Při zobecňování výsledků získaných na jejich základě bude pravděpodobně docházet k menšímu zkreslení, než v případě krátkodobých studií. Ty mohou být často ovlivněny sezónními výkyvy početnosti, které jsou pro obojživelníky typické. Snahou je na základě analýzy získaných dat bližší porozumění ekologii skokana štíhlého. Díky značnému počtu dlouhodobých dat získaných na stovkách lokalit je možné usuzovat na biotopové preference skokana štíhlého, jejich případnou změnu v čase

či v souvislosti s aktuální abundancí sledované populace. Je možné se zaměřit i na studium kolonizace výsypek či fungování metapopulačních struktur na široké škále propojených vodních biotopů. Dílčí témata byla či budou zpracována v rámci separátních prací, které nejsou přímou součástí této disertační práce.

6. Velikost snůšek skokana štíhlého

6.1 Úvod

Na základě dlouhodobého monitoringu skokana štíhlého byla vytvořena poměrně dobrá představa o výskytu a početnosti tohoto druhu na výsypkách. Pozornost tak mohla být věnována i podrobnějšímu studiu vybraných aspektů jeho ekologie. Další předkládaná studie byla zaměřena na sledování velikosti snůšek skokana štíhlého na několika lokalitách Hornojřetínské výsypky.

Velikost snůšky (reps. počet vajec ve snůšce) včetně její variability (Salthe & Duellman, 1973; Kaplan & Salthe, 1979; Woodward, 1987; Morrison & Hero, 2003; Cooper et al., 2008). Jedná se totiž o reprodukční znak, který je často proměnlivý mezidruhově, mezi jednotlivými populacemi i mezi samicemi jedné populace konkrétního druhu (Kaplan & Salthe, 1979; Cadedu & Castellano, 2012). V rámci populace může vypovídat o velikosti a stáří samic. Přímé zjišťování těchto vlastností je podmíněno odchytem samic a jejich měřením. To výrazně zvyšuje náročnost práce i případná rizika spojená s odchytem a manipulací se zvířaty. Jejich odvození od velikosti nakladených snůšek je tak vhodnou metodou. Existuje totiž předpoklad, že větší (starší) samice produkuje větší (početnější) snůšky (Salthe & Duellman, 1973; Elmberg, 1991; Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007).

Některé studie také spojují velikost těla samice skokana štíhlého s jejím migračním potenciálem. U větších samic se dá předpokládat, že jsou schopny pohybu na větší vzdálenosti než ty menší (Peters, 1983). Většina samic na jaře migruje ze zimovišť do otevřené krajiny, kde nachází vhodné reprodukční biotopy (samci zimují většinou přímo v rozmnožovacích nádržích) (Rehák 1992 in Baruš & Oliva). Z výše uvedeného je tedy možné očekávat výskyt větších snůšek ve větších vzdálenostech od zimoviště, což potvrzuje i studie, kterou provedli Ponsero & Joly (1998). Migrace větších samic do vzdálenějších nádrží může být motivována budoucím menším kompetičním tlakem na jejich pulce, neboť menší samice nejsou schopny je kolonizovat. Vyšší početnost larev v nádrži může zvyšovat stres a mortalitu, snižuje dostupnost potravy a metamorfovaní jedinci v takovém prostředí dosahují menších rozměrů a v dospělosti bývají méně reprodukčně úspěšní (Hartel et al., 2007).

Migrace do vzdálenějších nádrží však nemusí být pro větší samice vždy výhodná. Migrují-li do bližších biotopů, dosáhnou jich pravděpodobně dříve než samice menší (Waringer-Löschenkohl, 1991). Jejich pulci tak budou v konkurenci ostatních starší, a tedy i větší, a pravděpodobně úspěšnější (Riis, 1991; Heusser et al., 2002). Větší

samice také bývají úspěšnější při výběru vhodného pářícího samce podle hlasu na lokalitě (Lesbarrères et al., 2003).

Velikost snůšky však může být ovlivněna i rozdílnými podmínkami prostředí (např. teplota, nadmožská výška) (Morrison & Hero, 2003) a vlastnostmi reprodukčního biotopu (např. teplota vody, hloubka, velikost). Populace stejného druhu z chladnějších oblastí mívají menší snůšky (ale vajíčka větší velikosti), než je tomu u populací z teplejších regionů (Wells, 2007). Variability velikosti snůšek může být určována i geneticky. Fungování populací v odlišných podmínkách může vést ke genetickým odlišnostem, které potom ovlivňují i velikost snůšek (Berven, 1982). Cílem práce bylo zjištění velikosti snůšek skokana štíhlého na několika lokalitách Hornojřetínské výsypky a snaha o vysvětlení její časové a prostorové variability na základě vlastností biotopů, především vzdálenosti od předpokládaného místa hibernace.

6.2 Metodika

Studie zaměřená na zjišťování velikosti snůšek a příčiny její variability byla prováděna na modelovém druhu skokanu štíhlém. Ten byl vybrán jako vhodný hned z několika důvodů. Jedná se o druh, který klade jednotlivé kompaktní snůšky (Baruš & Oliva, 1992), jejichž velikost (resp. počet vajíček v nich) je možné relativně snadno určit a za použití vhodné metody nedochází k nepříznivému ovlivňování sledované populace (viz níže). Z již publikovaných prací je také známé, že velikost jeho snůšek (i vajec) vykazuje značnou proměnlivost jak na úrovni populace, tak na úrovni individuální (McAlister, 1962; Jorgensen, 1981; Berven, 1982). Jedinci tohoto druhu nemají ukončený růst. Velikost jejich snůšek (za předpokladu že velikost snůšky je pozitivně korelována s velikostí těla samice) tak bude proměnlivá i po dosažení dospělosti. Výhodou je i kladení snůšek již velmi brzy na začátku sezóny, kdy relativně nízké teploty inhibují vývoj vajec, čímž je poskytnut dostatek času pro jejich sečtení a instalaci zařízení pro zjišťování velikosti snůšek před vykulením pulců (Bernini et al., 2004).

Výzkum byl prováděn na Hornojřetínské výsypce (viz výše), která představuje vhodné prostředí pro studie tohoto typu. Byl zde potvrzen výskyt osmi druhů obojživelníků, včetně skokana štíhlého (Smolová et al., 2010 – Příloha 2). Část této výsypky nebyla technicky rekultivována a byl zde tedy zachován velmi členitý terén. V terénních depresích tak přirozeně vzniklo zhruba 250 vodních biotopů rozličných vlastností. Okolí výsypky je z větší části pro obojživelníky neprostupné. Jediným

místem odkud mohou výsypky osidlovat, je měkký luh potoka Loupnice při severozápadním okraji výsypky, který zároveň představuje vhodné prostředí pro zimování tohoto druhu (Rehák 1992 in Baruš & Oliva; Vojar et al., 2008). Dostatečný počet vodních ploch a známost kolonizačního zdroje činí území výsypky ideálním pro studium variability velikosti snůšek v závislosti na vzdálenosti od měkkého luhu a na vlastnostech reprodukčních biotopů. Vzhledem ke známé meziroční variabilitě velikosti snůšek obojživelníků v rámci jednotlivých populací (Cummins, 1986; Kaplan & King, 1997) byla studie prováděna po dvě sezóny (2009 a 2010), aby mohl být postižen případný vliv roku pozorování.

Vlastnímu výběru sledovaných lokalit předcházelo zjištění počtu snůšek na všech vodních plochách na výsypce. V roce 2009 byly snůšky nalezeny na 118 z 244 vodních ploch (48 %), v roce 2010 pak na 131 z 247 (53 %). Z nich bylo vybráno 5 (2009) respektive 12 (2010) lokalit s dostatečným počtem snůšek v různých vzdálenostech od měkkého luhu. Tři lokality byly sledovány v obou letech – celkem tak bylo sledováno 14 různých vodních ploch. Lokality byly vzdáleny od 29 do 1315 metrů, přičemž podle jejich prostorového uspořádání je bylo možno rozdělit do čtyř skupin: (i) lokality v blízkosti měkkého luhu – ve vzdálenosti do 100 m (tři lokality vzdálené 29 až 82 m); (ii) lokality do cca 500 metrů (pět lokalit vzdálených od 300 do 512 m); (iii) lokality do 1000 metrů (tři lokality od 807 do 891 m) a lokality ve větší vzdálenosti než jeden kilometr (tři lokality od 1124 do 1315 m). Vzdálenost od luhu byla v prostředí ArcGIS (ESRI, 2007) počítána jako nejkratší vzdálenost nejbližšího okraje jezírka k měkkému luhu. Všechny lokality byly zaměřeny pomocí GPS přístrojů a v terénu byly popsány i jejich charakteristiky (např. rozloha vodní plochy, hloubka, sklon břehů, míra oslunění, typ převládajícího prostředí v okolí – detailně viz výše).

V rámci lokalit s dostatečným počtem snůšek pak byly náhodně vybírány snůšky pro určování velikosti. Před vlastním výběrem byly předem vyloučeny snůšky, které vykazovaly jakékoliv poškození (např. větrem, predací či průchodem zvěře). Vzhledem k celkově nízkému počtu snůšek v roce 2009 bylo možné vybírat snůšky pouze na pěti lokalitách, kde byl jejich počet značně rozdílný (od 4 do 18). V roce 2010 bylo možné vybrat 12 lokalit s minimálním počtem 7 snůšek. Pro určování velikosti snůšek byla použita metoda využívající jednoduchého zařízení omezující jejich jakékoliv poškození (detailní popis metody viz níže). Použitá metoda byla naprosto shodná v obou letech pozorování.

6.3 Výsledky

Během studie byla zjištěna velikost 160 snůšek skokana štíhlého. Průměrná velikost byla 1295 ± 596 , medián byl 1224. Nejmenší snůška měla 205 vajíček, největší 3300. Ze 160 spočtených snůšek mělo 56 (35 %) méně než 100 vajíček, 89 (56 %) mezi 1000 a 2000 vajíček, 13 (8 %) mělo více než 2000 vajíček a pouze ve dvou snůškách byl počet vajec vyšší než 3000. Velikost snůšek byla výrazně meziročně variabilní. V roce 2009 byla průměrná velikost i směrodatná odchylka dvakrát nižší (744 ± 254) než v roce následujícím (1531 ± 507). Podobný trend byl patrný i při srovnání třech lokalit, které byly pozorovány v obou sledovaných sezónách (2009: 849 ± 247 ; 2010: 1707 ± 596). Průměrné velikosti snůšek a jejich směrodatné odchylky na jednotlivých lokalitách v obou letech pozorování jsou uvedeny v Tabulce 6.1.

Tabulka 6.1 Počty snůšek, jejich velikosti a vlastností biotopové charakteristiky sledovaných vodních ploch

Vysvětlivky: Vzdál.: nejkratší vzdálenost ke zdroji osidlování (v metrech); pH: pH vody v jezírku; K: konduktivita (v mS); Area: rozloha vodní plochy v m²; Hl.: maximální hloubka v metrech rozdělená do kategorií – 1 (<0,5m), 2 (0,5–1,5), 3 (>1,5); Veg.: procento pokrytí odní hladiny vegetací, používané kategorie – 1 (<5%), 2 (5–75), 3 (>75); Skl.: sklon břehu ve stupních, kategorie – 1 (<30°), 2 (30–55), 3 (>55); Osl: podíl osluněné části vodní plochy v procentech, kategorie – 1 (<5%), 2 (5–75), 3 (>75); Ok.: typ převládajícího prostředí v okolí – 1 (forest steppes), 2 (forests); TnS: celkový počet snůšek na lokalitě; SnS: počet snůšek jejichž velikost byla sledována na dané lokalitě; VS \pm SD: průměrná velikost snůšky na sledované lokalitě a směrodatná odchylka (SD).

Lokalita (rok)	Vzdál	pH	K	Plocha		Hl.	Veg.	Skl.	Osl.	Ok.	TnS	SnS	VS \pm SD
				Area	[m ²]								
1 (2009)	29	7,78	1,29	702	2	2	1	3	1	476	10	731 \pm 223	
1 (2010)	29	7,92	1,28	702	2	2	1	3	1	321	9	1435 \pm 461	
2 (2010)	71	8,01	0,98	322	2	2	1	2	1	54	10	1206 \pm 219	
3 (2009)	82	7,93	1,49	1057	2	2	1	3	1	84	10	899 \pm 256	
3 (2010)	82	8,02	1,08	1057	2	2	1	3	1	47	10	1675 \pm 731	
4 (2009)	300	7,57	1,31	1000	2	3	1	3	1	80	20	574 \pm 196	
5 (2010)	325	7,92	1,24	1000	3	2	2	3	2	33	10	1478 \pm 484	
6 (2010)	441	7,80	1,45	2242	3	2	1	3	2	13	10	1497 \pm 420	
7 (2009)	490	7,78	1,34	1201	2	2	1	3	1	84	4	861 \pm 81	
8 (2010)	512	7,85	1,38	250	3	2	1	3	1	98	7	1832 \pm 299	
9 (2010)	807	7,96	1,55	2000	3	2	1	3	1	10	10	1422 \pm 411	
10 (2010)	875	7,81	2,20	2500	3	3	1	2	1	32	10	1454 \pm 458	
11 (2010)	891	7,94	1,36	500	2	3	1	2	2	49	10	1371 \pm 374	
12 (2010)	1124	7,82	1,39	250	2	3	1	2	2	7	7	1793 \pm 634	
13 (2010)	1310	7,83	1,63	200	2	2	1	3	2	19	10	1096 \pm 269	
14 (2009)	1315	7,75	1,91	4500	3	2	2	3	2	26	4	874 \pm 210	
14 (2010)	1315	7,76	1,74	4500	3	2	2	3	2	84	9	1592 \pm 505	

Velikost snůšek vykazovala jak sezónní tak prostorovou variabilitu. Při analýze většího souboru dat (14 lokalit) se průkazně lišily velikosti snůšek jak mezi jednotlivými lokalitami, tak mezi roky pozorování. I přesto, že byl zjištěn významný rozdíl mezi velikostmi snůšek na jednotlivých lokalitách v obou letech, nebyla interakce těchto faktorů průkazná. Překvapivě také nebyla zjištěna průkazná závislost velikosti snůšky na vzdálenosti od měkkého luhu. V rámci menšího souboru dat (tři lokality, které byly sledovány v obou letech) byla také prokázána významná variabilita velikosti snůšek mezi roky pozorování, nicméně rozdíl mezi jednotlivými lokalitami již průkazný nebyl.

Zjišťován byl také vliv biotopových charakteristik na velikost snůšky. Žádná ze sledovaných vlastností lokalit však neměla průkazný vliv na velikost (blíže viz Tabulka 6.2).

Tabulka 6.2: Výsledky zobecněných lineárních modelů (GLM)

Vliv biotopových a prostorových charakteristik na velikost snůšek. Proměnná Pond:year značí interkaci lokality a roku pozorování. Výsledky jsou uváděny odděleně pro všech 14 sledovaných lokalit a pro tři lokality sledované v obou letech. Symbol “-“ značí nulový výsledek analýzy GLM, neboť veškerá variabilita dané proměnné byla vysvětlena příslušností k dané lokalitě, která byla umístěna jako kovariáta na první místo v modelu.

Proměnná	Všechny lokality (n=14)			Lokality sledované v průběhu obou let (n=3)		
	df	F	p	df	F	p
Rok	1	59,58	<10 ⁻⁶	1	49,59	<10 ⁻⁶
Lokalita	13	3,03	<10 ⁻³	2	1,17	0,32
Rozloha	1	0,33	0,57	-	-	-
pH	1	0,31	0,58	1	0,25	0,62
Vzdálenost	1	0,05	0,82	-	-	-
Koduktivita	1	0,02	0,90	1	0,01	0,91
Pond:year	2	0,16	0,85	2	0,13	0,88

6.4 Diskuze

Snůšky sledované v předkládané studii dosahovaly větších průměrných velikostí ve srovnání s jinými publikovanými pracemi (Tabulka 6.3). Ze známých publikací nelze vyvodit přímý vliv geografické polohy na velikost snůšek ve sledovaných populacích. Námi zjištěné velikosti také vykazují v tomto srovnání největší rozptyl (od 205 do 330 vajíček ve snůšce), což mohlo být způsobeno sledováním výrazně většího počtu snůšek (160), než tomu bylo ve srovnávaných studiích (většinou 20–30

snůšek). V každém případě přispívá tato studie k dalšímu poznání ekologie skokana štíhlého získáním dat ze severního okraje areálu rozšíření ve střední Evropě.

Tabulka 6.3: Přehled výsledků prací popisujících velikost snůšek skokana štíhlého.

Průměr(\pm SD) = průměrná velikost snůšek a směrodatná odchylka (SD); Rozptyl = rozptyl velikosti snůšek; n_{clutch} = počet sledovaných snůšek. Ponsero & Joly (1998) ve své studii zjišťovali velikosti snůšek odděleně ve třech různých typech prostředí – 21 snůšek v luhu (A), 15 v rašeliništích (P) a 28 v rašeliništích a otevřené krajině (PO). Prázdná místa značí chybějící data v konkrétních studiích.

Průměr(\pm SD)	Rozptyl	Stát	n_{clutch}	Zdroj
823(\pm 59)	526–2086	Francie	21 (A)	Ponsero & Joly (1998)
842(\pm 58)			15 (P)	
1066(\pm 97)			28 (PO)	
950(\pm 246)		Německo	29	Weddeling et al. (2005)
996	548–1755	Rumunsko	22	Hartel (2003)
1068(\pm 38)	706–1529	Maďarsko	33	Hettyey et al. (2005)
1211	692–3725	Francie		Lesbarrères in Hartel (2003)
1295(\pm 596)	205–3300	Česká republika	160	This study
	600–2250	Česká republika		Baruš & Oliva (1992)
	600–1400	Ukrajina		Kuzmin (1999)
	445–1761	Řecko		Sofianidou & Kyriakopoulou-

V otázce závislosti velikosti snůšky na délce migrace ze zimoviště nepotvrdila naše data výsledky studie, kterou provedli Ponsero & Joly (1998). Ti nacházeli větší snůšky (které pravděpodobně produkovali větší samice) ve větších vzdálenostech od luhu, kde většina samic zimovala. Předpokládali tedy, že větší samice jsou schopny migrovat na větší vzdálenosti a lokality, které jsou dále od zimoviště tak budou dostupné jenom jim. V nich pak nacházejí výhodu menšího kompetičního tlaku pro jejich pulce. V místech s vysokými početnostmi pulců dochází ke zvýšení stresu a mortality, relativně se snižuje potravní nabídka, metamorfování jedinci dosahují menších rozměrů a mají nižší pravděpodobnost úspěšné reprodukce v dospělosti (Hartel et al., 2007b). Tento předpoklad však nemusí být jediným možným vysvětlením. Velké samice sice mohou migrovat na větší vzdálenosti, zároveň jsou však schopny dosáhnout bližších reprodukčních biotopů dříve než samice menší (Waringer-Löschenkohl, 1991). Pulci větších samic tak mají více času na růst a v kompetičním boji tak mají díky své velikosti a stáří výhodu oproti ostatním pulcům, kteří se vykulili později (Riis, 1991; Heusser et al., 2002). Větší samice skokana štíhlého také dosahují větší plodnosti (Sofianidou & Kyriakopoulou-Sklavounou, 1983; Hettyey et al., 2005) a bývají preferovány samci (Krupa, 1995). Větší a tedy starší samice s více zkušenostmi, bývají úspěšnější při výběru partnera (Howard, 1978) a mají i větší šanci na výběr vhodného partnera na základě jeho

vokalizace (Lesbarrères et al., 2003). Velké samice tak nemusí být nuceny investovat energii do migrace na velké vzdálenosti k dosažení lokalit, které jsou pro malé samice nedostupné, neboť mají zřejmé výhody i v dostupnějších lokalitách, kterých dosáhnou i samice menší, leč o něco později.

Neprokázaná závislost velikosti snůšek na vzdálenosti od měkkého luhu může být způsobena také tím, že část samic využívá pro hibernaci vlastní prostředí výsyvky. Tento aspekt však nebylo možné na tak rozsáhlém území (cca 7 km²) podchytit. Nicméně při instalaci zábran do prostoru mezi luh a vlastní výsyvku byly v padacích pastech nacházeny desítky samic skokana štíhlého (nepublikovaná data). Hibernaci samic v měkkém luhu také potvrzuje lokalita se stabilně nejvyššími počty snůšek (pozorování od roku 2005), která se nachází v jeho těsné blízkosti. Na této lokalitě jsou každoročně pozorovány desítky až stovky snůšek. Ve shodě s výsledky, které publikovali Ponsero & Joly (1998) bývá většina snůšek na výsyvce nacházena ve vzdálenosti do 100 metrů od lužního lesa (např. 82 % snůšek v roce 2009 a 79 % v roce 2010).

Rozdíl mezi velikostmi snůšek na jednotlivých lokalitách byl prokázán pouze v rámci většího souboru dat ze 14 sledovaných lokalit. V případě tří lokalit sledovaných po obě sezóny tento rozdíl průkazný nebyl, což mohlo být způsobeno slabou silou testu v tomto omezeném souboru dat. Meziroční rozdíly ve velikosti snůšek (i vajíček) mohou být způsobeny různými vlastnostmi prostředí jednotlivých lokalit. Nicméně žádná ze sledovaných biotopových charakteristik neměla významný vliv na velikost snůšek. Příčinou může být i to, že byly vybírány lokality s dostatečným počtem snůšek skokana štíhlého, aby bylo možné v rámci nich náhodně vybírat snůšky pro zjišťování velikosti. Tím mohlo dojít k výběru vodních biotopů podobných vlastností, které vyhovující sledovanému druhu a proto již nebylo možné odhalit významný efekt jednotlivých biotopových charakteristik. Biotopové preference se také mohou mezisezóně lišit (Vojar et al., 2008), což by podpořilo vliv faktoru sezóny na úkor variability vysvětlené některými z charakteristik prostředí.

Vliv prostředí na velikost snůšek

Velikost snůšky může být dále ovlivněna jinými faktory než velikostí těla samice. Některé samice mohou být schopny lépe využít získanou energii z potravy a investovat tak více do rozmnožování. Vliv může mít také časově a prostorově různě distribuovaná potravní nabídka (Kaplan, 1987; Madsen & Shine, 1999; Reading, 2004; Santos et al., 2005). Například u ryb je známý vliv teploty vody, potravní

nabídky a denzity populace na velikost vajec a snůšek (Shrode & Gerking, 1977). Stejně tak byl prokázán vliv teploty a množství potravy na snůšky ropuch a dalších obojživelníků (Fraser, 1980; Kaplan, 1987). Samice, které mají k dispozici dostatečné zdroje tak mohou investovat více jak do vlastního růstu, tak do reprodukce (de Jong & van Noordwijk, 1992; Roff & Fairbairn, 2007).

Časová variabilita velikosti snůšek

Předpokládáme-li, že velikost snůšky je závislá na velikosti těla samice, je pravděpodobné, že s tím, jak samice v průběhu let rostou a mění se zastoupení jednotlivých velikostních tříd v populaci, bude se měnit i velikost snůšek (Berven, 1988). Některé studie sledující velikost snůšek u žab však došli k jiným závěrům. Ve studii, kterou prováděl Cummins (1986) byl počet vajíček skokana hnědého stejný v průběhu let i když velikosti těl samic byly různé. Stejně tak Cadeddu & Castellano (2012) nezjistily průkazný rozdíl ve velikosti snůšek rosničky *Hyla intermedia* mezi jednotlivými lety pozorování.

Z výsledků předkládané studie je však patrné, že velikost snůšek skokana štíhlého na Hornojřetínské výsypce se výrazně meziročně lišila. Snůšky v roce 2010 byly v průměru zhruba dvakrát větší než v předchozím roce. Meziroční variabilita ve velikosti byla i výrazně větší než variabilita prostorová (mezi jednotlivými lokalitami). To mohlo být způsobeno rozdílným charakterem počasí v jednotlivých letech. Příčinou mohly být i změněné vlastnosti prostředí či změny v populační struktuře způsobené právě změnou těchto podmínek (Ryser, 1989; Reading & Clarke, 1995; Harper & Semlitsch, 2007).

7. Zařízení pro přesné a šetrné zjišťování velikosti snůšek

7.1 Úvod

Sledování velikosti snůšek tedy může být výhodné pro zjišťování různých ekologických vlastností určitých druhů obojživelníků. Pokud je snaha o studium těchto aspektů v přirozeném prostředí, je nutné vyřešit problematiku vhodné metodiky zjišťování velikosti snůšek (tedy počtu vajíček v konkrétní snůšce). Jakákoliv manipulace se snůškou může totiž způsobit její přímé poškození nebo zvýšit možnost mikrobiální či plísňové infekce (Ficetola & DeBernardi, 2009; Karraker, 2007). Odhadování počtu vajec pouhým pohledem pak může vést k výraznému podhodnocení či nadhodnocení z důvodu velmi špatné spočítatelnosti vajec uvnitř snůšky (Karraker, 2007). V rámci disertační práce tak byla vyvinuta nová metoda pro šetrné zjišťování velikosti snůšek některých druhů obojživelníků.

Pro stanovení velikosti snůšky je používána řada různých metod. Většina z nich se ale neobejde bez částečné manipulace se snůškou. V některých studiích byla vajíčka přímo počítána (Berven, 1988; Brodman, 1995) či byl jejich počet odhadován (Stenhouse, 1987). Cummins (1986) vyoperoval vaječníky samic a v nich pak zjišťoval přesný počet vajec. Kuramoto (1978) vytlačoval vajíčka z březích samic a následně je počítal fixovaná v 10% formalínu. Ponsero & Joly (1998) odhadovali velikosti snůšek měřením jejich objemu v odměrném válci. Vztah mezi počtem vajíček a objemem snůšky pak definovali na základě přímého spočítání vajec ve 30 snůškách položených do nádoby s pravidelnou čtvercovou sítí na dně. Harris (1980) pro lepší počítání vajíček zploštil snůšku stlačením pod skleněným talířem. Karraker (2007) používal „ovagram“ sestávající ze dvou průhledných plastových misek, mezi které byla snůška pro lepší počítání vajec vkládána. Jedná se o méně invazivní metodu, ale stále zde probíhá určitá manipulace (v případě *Rana sylvatica* byly snůšky dokonce rozdělovány na několik částí). Každá z výše popsaných metod tak zahrnuje určitou míru manipulace (a tedy možného poškození) se snůškou. Cíle práce bylo tedy vyvinout novou metodu zjišťování velikosti snůšek, která bude mít minimální negativní dopad na samotná vajíčka, přičemž bude zachována dostatečná přesnost.

7.2 Metodika

V rámci zjišťování velikosti snůšek skokana štíhlého na Hornojřetínské výsypce proto byla vyvinuta nová metoda. Ta využívá jednoduchého zařízení, které umožní

spočítání vajíček ve snůšce bez negativního dopadu na její vývoj. Zařízení sestává z plovoucího polystyrenového kruhu a jemné sítě, která je umístěna okolo něj. Velikost kruhu odpovídá průměru snůšek sledovaného druhu (v případě skokana štíhlého byly používány kruhy o vnitřním průměru 15 cm).

Zařízení je umístěno okolo snůšky. Polystyrenový kruh zajišťuje setrvání celého zařízení u hladiny. Do jemné sítě natažené okolo kruhu je pak opatrně vložena snůška. Požadavkům na jemnou síťovinu vyhovovaly silonové punčochy, které mají řadu výhod, podporujících jejich využití. Jedná se o velmi dostupný a levný materiál, dostatečně elastický a pevný. Zároveň je výborně prostupný pro vodu a vhodnou potravu pro pulce (plovoucí řasy a drobný organický materiál), přičemž zadrží vylíhnuté pulce uvnitř a naopak zamezí proniknutí případných predátorů ke snůšce.

Silonové punčochy jsou nataženy okolo polystyrenového věnce. Nohavice jsou ustříženy zhruba 25 cm pod rozkrokem, vložena jedna do druhé a na spodním konci pevně svázané. Takto vytvořená kapsa je ideálním místem pro vložení oblého kamene (či jiného vhodného oblého a dostatečně těžkého předmětu), který síť zatíží, ta klesne pod vodu, čímž je vytvořen dostatečný prostor pro snůšku. Výhodou je, že tato kapsa je přístupná zvenku (tedy z místa odděleného od prostoru, kde se nachází snůška) a vložený předmět tak není v přímém kontaktu s vajíčky a snadnější je i jeho vyndávání při kterém tak nejsou vylíhnutí pulci před vlastním počítáním nikterak ohroženi. V případě, že je snůška uchycena na stéblo litorální vegetace, což je právě u sledovaného skokana štíhlého velmi časté (Rehák 1992 in Baruš & Oliva), musí být nad a pod snůškou před vlastním vložení do sítě opatrně ustříženo. Aby byla zajištěna stejná poloha snůšky na hladině i po odstřížení od stébla, může být celé zařízení přichyceno ke kolíku zapuštěnému pevně do dna, případně k jiným vhodným stéblům či větvím v těsné blízkosti původní polohy snůšky. Pohyb po hladině (způsobený např. větrem či procházející zvěří) může znamenat přenos snůšky do jiné pozice, která by vykazovala odlišné vlastnosti (oslunění, hloubka apod.) oproti původní, což by mohlo ovlivnit vývoj vajíček. Nakonec je zařízení ještě překryto jemnou sítí i z vrchní části (může být použito zbylého materiálu po odstřížení nohavic) z důvodu zamezení vniknutí případných predátorů (Henrikson, 1990). V takto uzpůsobeném zařízení jsou vajíčka zadržena po celou dobu inkubace a těsně po vylíhnutí pulců dochází k jejich počítání.

Před počítáním je celý obsah zařízení (včetně nevyvinutých vajíček a rosolovitých obalů) opatrně přemístěn do nádob s trochou vody, kde jsou následně spočítány.

Výhodou této metody je i možnost spočítání nevylihnutých vajíček, čímž je možno usuzovat na úspěšnost líhnutí v jednotlivých snůškách. Okamžitě po sečtení je veškerý materiál navrácen na původní místo ve vodním biotopu. Při umístění pravidelné čtvercové sítě na dno nádob a jejich vyfotografováním za shodných podmínek, je možné provést sčítání pulců a vajíček následně z pořízených fotografií. Výhodou je přenesení části práce z často náročných terénních podmínek do přívětivějších a tím celkové zrychlení sběru dat v terénu. To může hrát významnou roli v případě zjišťování velikosti více desítek snůšek, neboť kompletní sčítání musí být provedeno v krátkém časovém intervalu těsně po vylíhnutí, aby získaná data nebyla ovlivněna případnou mortalitou pulců po vylíhnutí. Nevýhodou tohoto postupu je znemožnění odlišení mrtvých pulců od pohyblivých, což může přinášet zásadní zkreslení při snaze o určení úspěšnosti vývoje.

7.3 Výsledky

Výše popisovaná metoda byla použita při studii sledující velikosti snůšek skokana štíhlého na Hornojihetínské výsypce ve třech reprodukčních sezónách. Celkem byla zjištěna velikost 240 snůšek (80 v roce 2007 na 11 lokalitách, 48 v roce 2009 na 5 lokalitách a 112 v roce 2010 na 12 lokalitách). Nejmenší nalezená snůška v průběhu tří sezón měla 205 vajíček, největší 3300, průměrný počet byl 1129 ± 563 (směrodatná odchylka, SD), medián 1042. V jednotlivých letech byly zjištěny tyto průměrné hodnoty: 2007: 797 ± 354 ; 2009: 744 ± 254 a 2010: 1531 ± 507 . V prvním sledovaném roce bylo používáno zařízení bez vrchního krytí (viz výše) a část snůšek byla v průběhu inkubace predována brouky potápníky (*Dytiscus* spp.). Na základě těchto zkušeností byla v dalších letech chráněna snůška jemnou sítí i z vrchní strany a k predaci již nedocházelo.

7.4 Diskuze

Výše popsaná metoda zjišťování početnosti snůšek má řadu výhod a samozřejmě i určitá omezení. Hlavním přínosem je možnost zjištění přesného počtu vajíček ve snůšce bez jejího porušení. Na rozdíl od jiných metod není nutné snůšku nikterak porušovat (např. Berven, 1982; Woodward, 1983; Ponsero & Joly, 1998). Manipulace se snůškou je (kromě případného odstřihávání od stébla) zcela omezena. Použití tohoto zařízení představuje nižší riziko poškození snůšky, než při její stlačování mezi různými objekty (Harris, 1980; Karraker, 2007), přičemž dosažená přesnost je srovnatelná. Oproti vizuálním odhadům počtu vajec (Stenhouse, 1987) je dosahováno přesnosti vyšší.

Omezení metody spočívají především v její použitelnosti pouze pro některé druhy obojživelníků. Je vhodná pro druhy kladoucí jednotlivé kompaktní snůšky, které jsou umístovány v blízkosti vodní hladiny (např. skokani rodu *Rana*). V případě snůšek umístovaných hlouběji ve vodním sloupci by jejich přenos ke hladině mohl znamenat negativní ovlivnění vhodných podmínek pro jejich vývoj (rozdílná teplota vody či UV záření) (Pounds, 2001). Vhodné je použití především pro druhy s herbivorními larvami. Povrch jemné síťoviny v krátké době poroste vodními řasami, které pak poskytují dostatek potravy vylíhlým pulcům (Duellman & Trueb, 1994). Vzhledem k možnému kanibalismu, především u pulců rodu *Rana*, je vhodné provádět jejich sčítání v krátkém časovém intervalu po vylíhnutí.

Popsaná metoda je tedy použitelná v řadě ekologických studií obojživelníků nejen díky své přesnosti ale i minimálnímu poškozování snůšek při výzkumu. Vzhledem ke známému celosvětovému snižování početnosti obojživelníků (např. Barinaga, 1990; Alford & Richards, 1999; Wake, 1991; Houlahan et al., 2000) by měl být brán ohled, nejen z etických důvodů, na jejich ochranu i při vědeckých výzkumech.

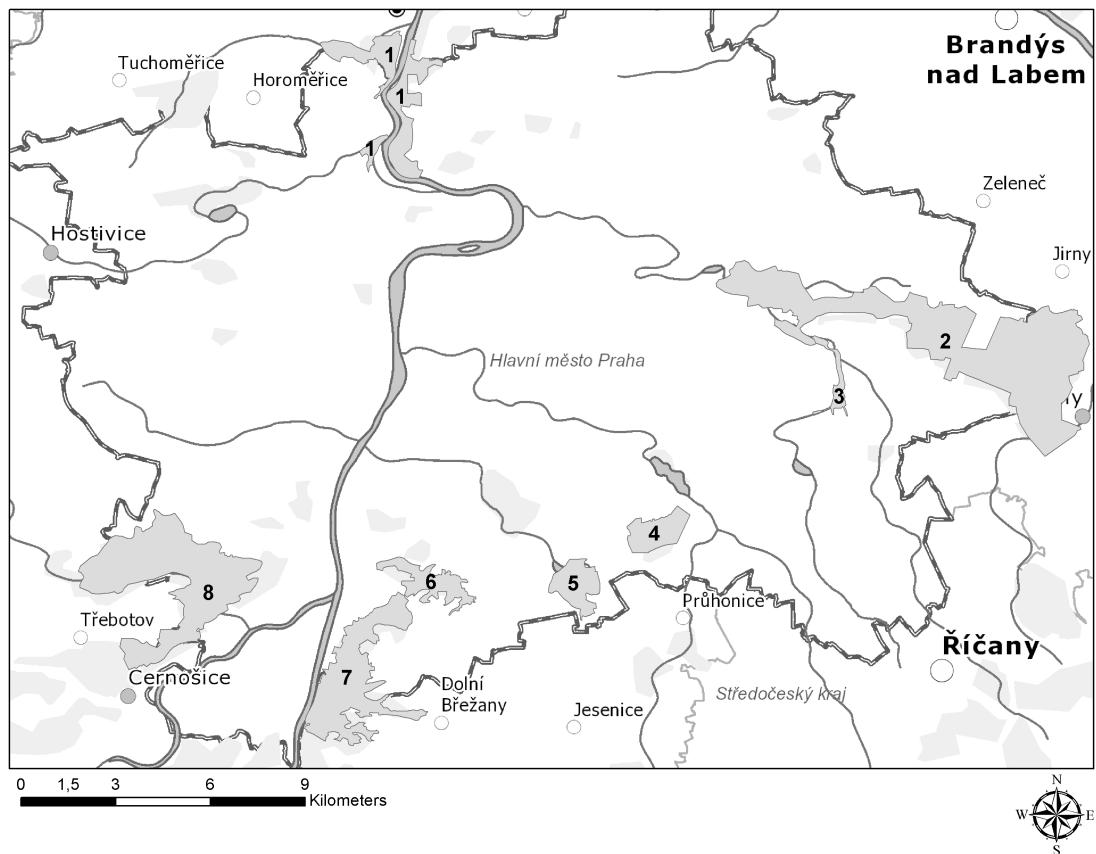
8. Obojživelníci Prahy

Stejně jako výsypky, představují i velká města prostředí výrazně ovlivněné činností člověka. I přesto, že se jedná o velmi ovlivněné prostředí, nachází zde vhodné biotopy řada druhů organismů. Díky velmi různorodým geomorfologickým podmínkám na území Prahy, je zde diverzita obojživelníků a plazů vysoká. Z 21 druhů obojživelníků vyskytujících se na území ČR, je možné najít 11 z nich (52 %) v Praze. Podobně je tomu i v případě plazů (šest druhů z 12). Právě geomorfologické podmínky v kombinaci s tradičním způsobem hospodaření (pastva, lokální těžba nerostných surovin, udržování řady vodních ploch) saly vzniknout řadě cenných lokalit. Příkladem mohou být svahy vltavského údolí s xerothermními trávníky, početné vodní toky a nádrže, podmáčená území či vlhké louky. Kombinace historických zahrad, četných zahrádkářských kolonií a lesů představují vhodné prostředí pro vznik pestré mozaiky biotopů s vhodnými podmínkami pro řadu druhů obojživelníků a plazů.

V druhé polovině 20. století byla však přírodní hodnota území Prahy často negativně ovlivňována. Většina ohrožujících faktorů, které měly negativní vliv na obojživelníky a plazy souvisela s fragmentací a ztrátou biotopů způsobenou rozvojem výstavby a dopravní infrastruktury. Významnou roli hrálo také znečištění půdního a vodního prostředí, intenzifikace zemědělského a lesního hospodaření a rekreace obyvatel Prahy, která je často soustředěna do těch přírodně nejcennějších lokalit (např. cyklostezky při březích Vltavy). Nejvýznamnější lokality pro obojživelníky a plazy na území Prahy jsou zobrazeny na Obr. 8.1. Podrobný přehled výskytu jednotlivých druhů je uveden v tabulce v manuskriptu v Příloze č. 7.

Obr. 8.1: Nejcennější lokality pro výskyt obojživelníků a plazů na území Hl. města Prahy

1 – Trojská kotlina, 2 – Klánovice-Čihadla, 3 – Říčanka, 4 – Milíčovský les a rybníky, 5 – Hrnčířské louky, 6 – Modřanské rokle, 7 – Komořany, Cholupice and Břežanské údolí, 8 – Radotín.



9. Závěr

Předložená práce má snahu díky novým informacím přiblížit ekologii obojživelníků ve specifickém prostředí výsypek. Představuje nabídku vodního prostředí na výsypkách, protože přítomnost vody v krajině je klíčová nejenom pro obojživelníky (Příloha 1). Popsán je i výskyt jednotlivých druhů obojživelníků na těchto plochách (Příloha 2 a 3). Bližší pozornost je věnována některým aspektům ekologie vybraného druhu – skokana štíhlého. Data získaná dlouhodobým sledováním jeho početnosti na čtyřech výsypkách umožňují bližší nahlédnutí na způsob osidlování nových ploch a výběru vhodných vodních biotopů. Některé zákonitosti rozmnožování byly sledovány na základě zjištěných velikostí snůšek, pro jejíž stanovení byla vyvinuta nová metoda (Příloha 4 a 5). Práce obsahuje i některá doporučení pro využívání sukcesních ploch při obnově narušených území (Příloha 6). V poslední části práce poukazují na batrachologickou hodnotu jiného typu antropogenního prostředí na území našeho hlavního města (Příloha 7).

Nabídka vodních ploch byla sledována při srovnání technicky rekultivovaných ploch a výsypek ponechaných spontánní sukcesi. Z našich výsledků vyplývá, že na sukcesních plochách vznikají vodní biotopy pro obojživelníky vhodnější. Významnou roli hraje především vysoká početnost a pestrost vodních biotopů. Široké spektrum vodních habitatů představuje vhodné prostředí pro fungování populací různých druhů obojživelníků. Je možné předpokládat, že s počtem vhodných biotopů se bude zvyšovat abundance obojživelníků. Tomu odpovídá i naše zjištění nejpočetnějších populací obojživelníků na technicky nerekulturních plochách.

Posttěžební plochy ponechané spontánní sukcesi představují území s vysokým potenciálem pro ochranu přírody (Tropek et al., 2010). Bez nutnosti dalších investic zde vznikají často velmi cenná území (Prach & Hobbs, 2008). Hnědouhelné lomy a výsypky vznikající v důsledku jejich činnosti zabírají v České republice rozlohu zhruba 500 km² (Řehounek et al., 2010), což je území srovnatelné s celkovou rozlohou všech zákonem chráněných území. Do ochrany přírody jsou zároveň investovány nemalé prostředky (Konvička et al., 2005). Velmi finančně jsou potom náročné i technické rekultivace na výsypkách, které však často vedou k destrukci cenných území a snižují jak druhovou, tak biotopovou diverzitu prostředí (Hodačová & Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Ponechání části posttěžebních ploch (nejenom výsypek) spontánní sukcesi by tak mohlo mít výrazný pozitivní efekt nejenom pro společenstva obojživelníků (Pižl, 2001; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2009). Uspořené finanční prostředky,

keré nebyly proinvestovány při rekultivacích, by mohly sloužit pro následný management cenných území a soustavný monitoring. S ohledem na cílové druhy a biotopy bude nutné blokovat proces sukcese v určitém stadiu za využití vhodných managementových opatření. Příkladem může být částečné odstraňování litorálních porostů, kosení travných porostů, pastva či selektivní těžba dřevin umožňující zachování žádaných rozvolněných porostů (Petříček, 1999), čímž zůstane zachována pestrá mozaika různorodých terestrických i akvatických biotopů na výsypkách (Fog, 1997; Vojar, 2007). Neméně důležité je i zajištění návaznosti výsypkových ploch na okolní krajinu. 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. Výrazně pozměněná krajina dostává novou tvář. Je proto pochopitelné, že by měly být zohledněny potřeby lidí, kteří zde žijí. Stejně tak by měly být zohledněny zájmy ochrany přírody. Vhodné by tedy bylo ponechání vybraných částí přirozenému vývoji. V současné době je odborníky (souhrně v Řehounek et al., 2010) navrhováno, aby 20 % území po těžbě bylo ponecháno přirozené sukcesi. Tím by byla nová krajina vytvářena nejen s ohledem na člověka, ale i na ostatní organismy. Důležité je zakládat sukcesní plochy s členitým terénem, který umožní vznik pestré mozaiky biotopů, včetně velkého množství vodních ploch. V rámci rekultivací bývají budovány rozsáhlé vodní nádrže, jejichž nevhodné vlastnosti však snižují možný biologický význam. Vhodné je ponechání části břehů s mírným sklonem bez kamenného zásypu, což podpoří rozvoj litorální vegetace, který poskytuje vhodný biotop řadě obojživelníků, ptáků i bezobratlých. Nepravidelná linie břehů umožňuje vznik mělkých zátočin, či zcela oddělených tůní, do kterých neproniknou ryby. Ty představují jednu z podstatných příčin ubývání obojživelníků. Vhodná by byla i regulace rybí osádky v některých vodních nádržích, případně nevysazovat do rybářsky nevhodných lokalit ryby vůbec. Pro zajištění následné praktické ochrany těchto území i pro projektování dalších sukcesních ploch je nutné znát faktory, které ovlivňují osidlování a přežívání organismů. Dopad managementových zásahů je zapotřebí průběžně vyhodnocovat. Výsledky se musejí bezprostředně odrážet v úpravě provádění biologických rekultivací.

Krom konkrétních výsledků jednotlivých studií je patrné, že výsypky představují hodnotné biotopy preferované řadou druhů, nejen obojživelníků. Nabízejí také vhodné prostředí pro různé výzkumné cíle, ať už se jedná o sledování konkrétních jedinců, populací či celých společenstev. V kulturní středoevropské krajině představují především nerekulturnované výsypky, nejen kvůli dnes již dobře známé

biologické hodnotě, ale i díky svému specifickému rázu, hodnotná území, která mohou částečně kompenzovat hodnotu zaniklých původních biotopů.

10. Použitá 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.
- Antwi, E.K., Krawczynski, R., Wiegleb, 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.
- Baillie, J.E.M., Hilton–Taylor, C., Stuart, S.N. (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.
- Barinaga, M. 1990: Where have all the froggies gone? *Science* 247: 1033–1034.
- Baruš, V., Oliva, O. (eds) 1992: Obojživelníci – Amphibia. Fauna ČSFR. Academia, Praha.
- 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. 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., 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., 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.
- 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.
- Berven, K.A. 1982: The genetic basis of altitudinal variation in the Wood frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits. Evolution 36: 962–983.
- Berven, K.A. 1988: Factors affecting variation in reproductive traits within a population of wood frogs (*Rana sylvatica*). Copeia 3: 605–615.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B., Sousa, W.P. 1994: Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology 8: 60–71.
- 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. Biodiversity & Conservation 9: 1297–1311.
- Brodman, R. 1995: Annual variation in breeding success of two syntopic species of *Ambystoma salamanders*. Journal of Herpetology 29: 111–113.
- Bröring, U., Mrzljak, J., Niedringhaus, R., Wiegleb, G. 2005: Soil zoology I: arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. Ecological Engineering 24: 121–133.
- Bröring, U., Wiegleb, 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.
- Cadeddu, G., Castellano, S. 2012: Factors affecting variation in the reproductive investment of female treefrogs (*Hyla intermedia*). Zoology Pages 6: 372–378.
- Carey, C., Alexander, M.A. 2003: Climate change and amphibian declines: is there a link? Diversity and Distributions 9: 111–121.
- Carey, A.B., Lippke, B.R., Sessions, J. 1999: Intentional ecosystem management: managing forests for biodiversity. Journal of Sustainable Forestry 9(3-4): 83–125.

- Collins, J.P., Storfer, A. 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- Cooper, N., Bielby, J., Thomas, G.H., Purvis, A. 2008: Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography* 17: 211–221.
- Covaciu-Marcov, S.D., Sas, I., Cupsa, D. 2008: On the presence of *Rana (Pelophylax) lessonae* in south-western Romania: distribution, biogeographical signification and status. *North-Western Journal of Zoology* 4: 129–133.
- Cummins, C.P. 1986: Temporal and spatial variation in egg size and fecundity in *Rana temporaria*. *Journal of Animal Ecology* 55: 303–316.
- Cummins, F. 2002: On synchronous speech. *Acoustic Research Letters Online* 3(1): 7–11.
- Cushman, S.A. 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231–240.
- De Jong, G. & Van Noordwijk, A.J. 1992: Acquisition and allocation of resources: genetic (co) variates, selection, and life histories. *American Naturalist* 139: 749–770.
- Degani, G., Silanikove, N., Shkolnik, A. 1984: Adaptations of Green Toad (*Bufo viridis*) to terrestrial life urea accumulation. *Comparative Biochemistry and Physiology* 77A, 585–587.
- Denoël, M., 2007. Le Triton alpestre, *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). In: Jacob, J.P., Percsy, C., De Wavrin, H., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., Paquay, M., Percsy, N., Remacle, A. (eds): *Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves-Raîenne & Région wallonne*, Namur: 62–71.
- 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.
- Dodd, C.K. 2010: *Ecology and Conservation of Amphibians: A Handbook of Techniques*. K. Dodd (ed.). Oxford University Press.
- Dodd, C.K., Smith, L.L. 2003: Habitat destruction and alteration. 94–112, In: Semlitsch, R.D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Inst. Press, Washington: 94–112.

- Doležalová J. 2007: Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka. (Amphibians of spoil banks in Most region). Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze, Diplomová práce (nepublikováno).
- Doležalová, J., Mach, V. 2002: Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojřetínské a Kopistské výsypky. Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná 24: 75–79.
- 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.
- Dolný, A., Harabiš, F. 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation* 145: 109–117.
- Duellman, W.E., Trueb, L. 1994: *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Elmberg, J. 1991: Factors affecting male yearly mating success in the common frog, *Rana temporaria*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 28(2): 125–131.
- ESRI, 2007: ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- 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. 2009: Offspring size and survival in the frog *Rana latastei*: from among-population to within-clutch variation. *Biological Journal of the Linnean Society* 97: 845–853.
- 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: 114–123.
- Fog, K. 1997: A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 73: 91–100.
- Fraser, D.F. 1980: On the environmental control of oocyte maturation in a Plethodontid salamander. *Oecologia* 46: 302–307.

- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V., 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.
- Funk, W.C., Dunlap, W.W. 1999: Colonization of high-elevation lakes by long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) after extinction of introduced trout populations. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1759–1767.
- Galán, P. 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 79: 187–195.
- 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.
- Green, D.M. 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111: 331–343.
- Greulich, K., Pflugmacher, S. 2003: Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology*. 65: 329–336.
- Griffiths, R.A. 1997: Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation*. 7: 119–126.
- 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.
- Harris, R.N. 1980: The consequences of within-year timing of breeding in *Ambystoma maculatum*. *Copeia* 4: 719–722.

- 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., 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., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Moga, C.I., Lesbarreres, D., Demeter, L. 2009: Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. Acta Oecologica. 35: 53–59.
- 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.
- 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.
- Henrikson, B.I. 1990: Predation on amphibian eggs and tadpoles by common predators in acidified lakes. Holarctic Ecology 13: 201–206.
- Hettyey, A., Töroök, J., Hévízi, G. 2005: Male Mate Choice Lacking in the Agile Frog, *Rana dalmatina*. Copeia 2: 403–408.
- Heusser, H., Lippuner, M., Schmidt, B.R. 2002: Laichfressen durch Kaulquappen des Springfroschs (*Rana dalmatina*) und syntopes Vorkommen mit andern Anuren-Arten. Zeitschrift für Feldherpetologie 9: 75–87.
- Heyer, W. R., Donnelly, M., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C. & Foster, M. S. 1994: Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington.
- 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.
- Horne, M.T., Dunson, W.A. 1994: Exclusion of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*, from some potential breeding ponds in Pennsylvania: effects of pH, temperature, and metals on embryonic development. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 323–330.
- 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.
- Jochimsen, M.E.A. 1996: Reclamation of colliery mine spoil founded on natural succession. *Water, Air & Soil Pollution* 91: 99–108.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O. 2001: Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15: 239–248.
- Jorgensen, C.B. 1981: Ovarian cycle in a temperate zone frog, *Rana temporaria* with special reference to factors determining number and size of eggs. *Journal of Zoology* 195: 449–458.
- Kaplan, R.H. 1987: Developmental plasticity and maternal effects of reproductive characteristics in the frog, *Bombina orientalis*. *Oecologia* 71: 273–279.
- Kaplan, R.H., King, E.G. 1997: Egg size is a developmentally plastic trait: evidence from long term studies in the frog *Bombina orientalis*. *Herpetologica* 53: 149–165.
- Kaplan, R.H., Salthe, S.N. 1979: The allometry of reproduction: an empirical view in salamanders. *The American Naturalist* 113: 671–689.
- Karraker, N.E. 2007: A New Method for Estimating Clutch Size of Ambystomatid Salamanders and Ranid Frogs: Introducing the Ovagram. *Herpetological Review* 38: 46–48.
- Kiesecker, J.M., 2003: Invasive species as a global problem: toward understanding the worldwide decline of amphibians. In: Semlitsch, R.D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Inst. Press, Washington: 113–126.
- Kiesecker J.M., Blaustein A.R., Belden L.K. 2001: Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681–684.

- 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(1): 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.
- Král, B. 1992: *Rana ridibunda* Pallas, 1771 – Skokan skřehotavý, pp. 188–199. In: Baruš, V. & Oliva, O. (eds): Fauna ČSFR: Obojživelníci – Amphibia. Academia, Praha.
- Krupa, J.J. 1995: How likely is male mate choice among anurans? *Behaviour* 132: 643–664.
- Kuramoto, M. 1978: Correlations of quantitative parameters of fecundity in amphibians. *Evolution* 32: 287–296.
- Kuzmin S.L. 1999: The Amphibians of the Former Soviet Union. Pensoft, Sofia and Moscow.
- Laan, R., Verboom, B. 1990: Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54: 251–262.
- Lannoo, M.J., Kinney, V.C., Heemeyer, J.L., Engbrecht, N.J., Gallant, A.L., Klaver, R.W. 2009: Mine spoil prairies expand critical habitat for endangered and threatened amphibian and reptiles species. *Diversity* 1(2): 118–132.
- Lesbarrères, D, Lodé, T. 2002: *Rana dalmatina*: evidence for a dear enemy effect. *Ethology Ecology and Evolution* 14: 287–295.
- Lesbarrères, D., Pagano, A., Lodé, T. 2003: Inbreeding and road effect zone in Ranidae: the case study of agile frog *Rana dalmatina* Bonaparte 1840. *Comptes Rendus Biologies* 326: 68–72.
- 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.
- Madsen, T., Shine, R. 1999: The adjustment of reproductive threshold to prey abundance in a capital breeder. *Journal of Animal Ecology* 68: 571–580.
- 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.
- McAlister, W.H. 1962: Variation in *Rana pipiens* Schreber in Texas. *American Midland Naturalist* 67: 334–363.
- 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).
- Mildorfová, M. 2009: Fluktuace početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojřetínské výsypce. Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze. Diplomová práce (nepublikováno).
- Moravec, J. (ed.) 1994: Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. (Atlas of Czech Amphibians). Národní muzeum, Praha.
- Morrison, C., Hero, J.M. 2003: Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 72: 270–279.
- Mrzljak, J., Wiegand, G., 2000: Spider colonization of former brown coal mining areas – time or structure dependent? *Landscape Urban Planning* 51: 131–146.
- Nicolau, J.M. 2003: Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation & Development* 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.

- Novák, J., Prach, K. 2003: Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 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*). *Herpetological Journal* 10: 143–155.
- 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: 85–93.
- 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.
- Peters, R.H. 1983: *The Ecological Implications of Body Size*. 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.
- 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. *Guidelines of Lake Management* 3: 39–71.
- 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 effects on leopard frog population. *Ecology* 81: 2498–2508.
- Pounds, J.A. 2001: Climate change 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., Hobbs, R.J. 2008: Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- Příkryl I. 1999: Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. *Ochrana Přírody* 54(6): 190-192.
- 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: Modelling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity & Conservation* 11: 2143–2165.
- Reading, C.J. 2004: The influence of body condition and prey availability on female breeding success in the smooth snake (*Coronella austriaca* Laurenti). *Journal of Zoology* 264: 61–67.
- 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: 453–459.
- Rehák, I. 1992: *Rana dalmatina* Bonaparte, 1839 – Skokan štíhlý. In: V. Baruš, O. Oliva (eds): *Obojživelníci – Amphibia*. Fauna ČSFR. Academia, Praha: 257–271.
- Rehák, I. 1994: Batrachologická část komplexního biologického hodnocení rekultivačních možností v hnědouhelném revíru na Sokolovsku. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. Manuscript (nepublikováno).
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K. (eds) 2010: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.
- 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.
- Riis, N. 1991: A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* larvae. *Amphibia-Reptilia* 12(3): 229–243.
- Roff, D.A., Fairbairn, D.J. 2007: The evolution of trade-offs: where are we? *Journal of Evolutionary Biology* 20(2): 433–447.

- Ryser, J. 1989: Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria*. *Oecologia* 78: 264–268.
- Rundel, P.W., Montenegro, G., Jaksic, F.M. (eds) 1998: Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-type Ecosystems. Springer, Berlin.
- Salthe, S.N., Duellman, W.E. 1973: Quantitative constraints associated with reproductive modes in anurans. In: Vial, J.L. (ed.): *Evolutionary Biology of the Anurans*. University Missouri Press, Columbia: 229–249.
- Santos, X., Llorente, G.A., Feriche, M., Pleguezuelos, J.M., Casals, F., de Sostoa, A. 2005: Food availability induces geographic variation in reproductive timing of an aquatic oviparous snake (*Natrix maura*). *Amphibia-Reptilia* 26: 183–191.
- 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.
- Schulz, F., Wiegleb, G. 2000: Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation & Development* 11: 99–110.
- 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.
- Shrode, J.B., Gerking, S.D. 1977: Effects of constant and fluctuating temperatures on reproductive performance of a desert pupfish, *Cyprinodon n. nevadensis*. *Physiological Zoology* 50: 1–10.
- Sjögren, P. 1991: Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 135–148.
- 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.
- Sklenička, P., Lhota, T. 2002: Landscape heterogeneity—a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning* 58: 147–156.
- Smolová D. 2009: Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách. Bakalářská práce, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze (nepublikováno).

- Smolová, D., Doležalová, D., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J. 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. Sborník Severočeského muzea - Přírodní vědy, Liberec 28: 155–163.
- Sofianidou, Th.S., Kyriakopoulou-Sklavounou, P. 1983: Studies on the biology of the frog *Rana dalmatina* Bonaparte during the breeding season in Greece (Amphibia: Anura: *Ranidae*). Amphibia-Reptilia 4: 125–136.
- Solský M. 2008: Populační dynamika a biotopové preference skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojířetínské výsypce. Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, Praha. Diplomová práce (nepublikováno).
- Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., Moudrý, V. 2011a: Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve – Bílinsko. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.
- Solský, M., Moudrý, V., Doležalová, J., Vojar, J. 2011b: Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve – Kadaňsko. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.
- Solský, M., Vojar, J., Moudrý, V., Doležalová, J. 2011c: Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve – Mostecko. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.
- Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., Moudrý, V., Smolová, D. 2011d: Výskyt vodních biotopů na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.
- Stenhouse, S.L. 1987: Embryo mortality and recruitment of juveniles of *Ambystoma maculatum* and *Ambystoma opacum* in North Carolina. Herpetologica 43: 496–501.
- Storfer, A. 2003: Amphibian declines: future directions. Diversity and Distribution 9: 151–163.
- Strugariu, A., Gherchel, I., Huțuleac-Volosciuc, M.V., Pușcașu, C.M. 2007: Preliminary aspects concerning the herpetofauna from urban peri-urban environments from Northern-Eastern Romania: a case study in the city of Suceava. Herpetologica Romanica 1: 53–61.

- 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.
- Šálek, M. 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 1417–1425.
- Štýs, S. 1998: Návraty vypůjčených krajín. Bílý slon, Praha.
- Štýs, S., Výborová, A. 1966: Vegetace výsypek SHR. *Ochrana přírody* 9: 133-136.
- Šťastný K., Bejček, V. 1993: Obojživelníci, plazi, ptáci a savci zájmového území Dolu Bílina, pp. 78-89. In: Cibulka J. (ed.): Závěrečná zpráva o výsledcích pedologického, botanického a zoologického zhodnocení území v areálu Dolu Bílina. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. Manuscript (nepublikováno).
- Šťastný K., Bejček, V. 1999: Zpráva o sledování ohrožených druhů fauny před postupem výsypky Pokrok a postupem 1. řezu lomu Bílina ze dne 14.IV., 15.IV., 15.V., 16.V. a 22.V.1999. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. Manuscript (nepublikováno).
- 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.
- Tischew, S. 1998: Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohletagebauen. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen – Anhalt. Halle SH 1: 42–53.*
- Toy, T.J., Chuse, W.R. 2005: Topographic reconstruction: a geomorphic approach. *Ecological Engineering* 24: 29–35.
- Tropek, R., Řehounek, J. (eds) 2011: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České

http://www.calla.cz/data/hl_stranka/ostatni/sbornik_1.pdf.

- 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. *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.
- Van Buskirk, J. 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86: 1936–1947.
- 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. 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. 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): COYOUS konference mladých vědeckých pracovníků, ČZU Fakulta lesnická a environmentální, Praha: 64–68.
- 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. *Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis* 186: 386–390.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. 2012: A New, Harmless Mesocosm Design for Field Rearing Ranid *Rana dalmatina* Embryos and Determining Clutch Sizes. *Herpetological Review* 43: 588–590.

- 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.
- 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. 1999: Obojživelníci a plazi Mostecka. Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná, 20/21: 55-65.
- Voženílek, P. 2000: Obojživelníci a plazi bývalého sveročeského 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 disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.
- Wake, D.B. 1991: Declining amphibian populations. *Science* 253: 860.
- Waringer-Löschenkohl, A. 1991: Breeding ecology of in lower Austria: a 7-years study. *Alytes* 9(4): 121–134.
- 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*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Wiegleb, G., Fehlinks, B. 2001: Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia—chance or necessity. *Ecological Engineering* 17: 199–217.
- Woodward, B.D. 1983: Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. *Ecology* 6: 1549–1555.

- Woodward, B.D. 1987: Intra- and interspecific variation in spadefoot toad (*Scaphiopus*) clutch parameters. *The Southwestern Naturalist* 32:13–19.
- Zanini, F. 2006: Amphibian conservation in human shaped environments: landscape dynamics, habitat modeling and metapopulation analyses. PhD Theses, École Polytechnique Fédérale De Lausanne, Suisse.
- Zavadil, V. 1986: Pozorování skokana hnědého a skokana štíhlého v době rozmnožování. *Živa* 34: 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 možnostem 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., Zuka J. & Řehák Z. (eds): *Zoologické dny Brno 2007. Sborník abstraktů z konference 8.-9. února 2007*, 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.

11. Seznam publikací autora

Vědecké časopisy s IF

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.

Solský, M., Vojar, J., Smolová, D., Doležalová, J., Šebková, K. (odesláno): Clutch size variation in the agile frog *Rana dalmatina*: a case study from Czech post-mining sites. *Polish Journal of Ecology*.

Recenzované časopisy

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. *Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis* 186: 386–390.

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.

Vojar, J., Doležalová, J., **Solský, M.** 2012: A New, Harmless Mesocosm Design for Field Rearing Ranid Embryos and Determining Clutch Sizes. *Herpetological Review* 43(4): 588–590.

Odborné časopisy

Vojar, J., Doležalová, J., **Solský, M.** 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67(3): 8–11.

Doležalová, J., Vojar, J., **Solský, M.** 2012: Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody* 67(5): 10–13.

Kapitola v odborné knize

Vojar, J., Kerouš, K., Rom, J., **Solský, M.** (odesláno): Amphibians and reptiles of Prague. In: *Vertebrates (Excluding Birds) and Invertebrates of European Cities*.

Sborníky abstraktů z mezinárodních konferencí

Vojar, J., Doležalová, J., **Solský, M.** 2009: Colonization of spoil banks by amphibians. In: *2nd European Congress of Conservation Biology, Book of abstracts*. Prague, Czech Republic, 01 – 05 September 2009, Czech University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences, Prague: 223.

Vojar, J., Doležalová, J., **Solský, M.** 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. World Congress of Herpetology. August 2012, Vancouver: 753.

Sborníky článků z domácích konferencí

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, Praha: 12–14.

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, [CD-ROM]

Solský, M., Smolová, D., Vojar, J. 2013: Porovnání vlastností prostředí post-těžební krajiny s okolními typy krajin. In: Devátý, J., Dočkal, M., Klímová, M., Lipták, M., Štich, M., Weyskrabová, L. (eds): Voda a krajina 2013 – sborník příspěvků, Praha: 291–300.

Sborníky abstraktů z domácích konferencí

Doležalová, J., Vojar, J., **Solský, M.** 2007: Faktory ovlivňující početnost skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojřetínské výsypce. In: Bryja, J., Zukal, J. (eds) : Sborník abstraktů z konference Zoologické dny 2007, Brno: 111–112.

Solský, M., Vojar, J., Doležalová, J. 2007: Prostorové rozšíření skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojřetínské výsypce v závislosti na faktorech prostředí. In: Podskalská, H., Zasadil, P. (eds): Biodiverzita 2007, III. ročník konference mladých vědeckých pracovníků 10.11.–11.11.2007, ČZU Fakulta životního prostředí, Praha: 25.

Vojar, J., **Solský, M.**, Doležalová, J. 2008: Ovlivňuje populační dynamika biotopové preference obojživelníků? In: Bryja, J., Nedvěd, O., Sedláček, F., Zukal, J. (eds): Sborník abstraktů z konference Zoologické dny 2008, České Budějovice: 215–216.

Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J. 2008: Fluktuace početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojřetínské výsypce. In: Harabiš, F., Suvorov, P. (eds): Kostelecké inspirování 2008, 2. ročník konference 28.–29. listopadu 2008, sborník abstraktů, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kostelec nad Černými lesy: 41.

- Vojar, J., Miholová, D., Koliňová, D., Rejzková, K., Šebková, K., **Solský, M.**, Doležalová, J., Maříková, K., Gučík, J., Kopecký, O. 2008: Vliv prostředí na velikost a úspěšnost vývoje snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). In: Harabiš, F., Suvorov, P. (eds): Environmental sciences, sborník abstraktů 1. ročníku konference 13.–14. března 2008. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha: 45.
- Vojar, J., Zavadil, V., Doležalová, J., **Solský, M.**, Kopecký, O. 2008: Obojživelníci na výsypkách. In: Tuf, I., H., Kostkan, V. (eds): Výzkum v ochraně přírody, Sborník abstraktů z konference uspořádané 9.–12. září v Olomouci. Tribun EU, Brno: 93.
- Šebková, K., Vojar, J., Doležalová, J., **Solský, M.** 2009: Vliv polohy lokality a umístění snůšky na úspěšnost vývoje snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). In: Bryja, J., Řehák, Z. & Zukal J. (eds): Zoologické dny Brno 2009. Sborník abstraktů z konference 12.–13. února 2009, Brno: 186.
- Doležalová, J., **Solský, M.**, Vojar, J., Smolová, D., Šebková, K., Gučík, J. 2010: Diversity of habitats and communities of amphibians on reclaimed and unreclaimed spoil banks. UCOLIS 2010 (University Conference in Life Sciences), Praha.
- Smolová, D., Doležalová, D., **Solský, M.**, Vojar, J., Kopecký, O., Gučík, J. 2010: Faunistický přehled obojživelníků na severočeských výsypkách. In: Bryja, J & Zasadil, P. (eds): Zoologické dny Praha 2010. Sborník abstraktů z konference 11.–12. února 2010: 193.
- Doležalová, J., **Solský, M.**, Smolová, D., Gučík, J., Šebková, K., Kopecký, O., Vojar, J. 2011: Porovnání vlastností vodních ploch a výskytu obojživelníků na rekultivovaných a nerekulitovaných výsypkách Mostecka. In: Bryja, J., Řehák, Z. & Zukal J. (eds): Zoologické dny Brno 2011. Sborník abstraktů z konference 17.–10. února 2011: 53–54.
- Solský, M.**, Vojar, J., Doležalová, J., Kopecký, O., Smolová, D. 2011: Rozdíly v nabídce vodních biotopů na sukcesních a rekultivovaných výsypkách v Severočeské hnědouhelné pánvi. In: Harabiš, F., Solský, M. (eds): Kostecké inspirování 2011, Sborník abstraktů z 3. ročníku konference konané 23.–24. listopadu 2011, Praha: 43–44.
- Smolová, D., **Solský, M.**, Holcman, R., Vojar, J. 2013: Porovnání nabídky a vlastností vodních ploch na nerekulitovaných výsypkách s ostatními typy krajín. In: Harabiš, F., Solský, M. (eds): Kostecké inspirování 2013, Sborník abstraktů 5. ročníku konference 21. – 22. listopadu 2013, Praha: 82.

Mapové výstupy

Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., Moudrý, V. 2011: Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve – Bílinsko. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.

Solský, M., Moudrý, V., Doležalová, J., Vojar, J. 2011: Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve – Kadaňsko. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.

Solský, M., Vojar, J., Moudrý, V., Doležalová, J. 2011: Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve – Mostecko. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.

Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., Moudrý, V., Smolová, D. 2011: Výskyt vodních biotopů na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve. Soubor map. KAGUP, KEKO FŽP ČZU v Praze.

Funkční vzorky

Vojar, J., **Solský, M.**, Doležalová, J. 2011: Zařízení pro přesné a šetrné stanovení velikosti snůšek u skokanů. FŽP, ČZU v Praze.

Solský, M., Děd P., Linda, M., Vojar, J. 2011: Půdní teplotní snímač. FŽP, ČZU v Praze.

12. Odborný životopis

Jméno, příjmení: Ing. Milič Solský

Nrozen: 19. 12. 1982 v Praze

Zaměstnání:

2011–dosud Technik pro technický rozvoj, výzkum a vývoj

Katedra ekologie, FŽP, ČZU v Praze

Vzdělání:

2008–dosud prezenční doktorské studium,
FŽP, ČZU v Praze, Obor: Ekologie

2003–2008 prezenční magisterské studium
FŽP, ČZU v Praze, Obor: Aplikovaná ekologie

1993–2000 Gymnázium Ohradní
Ohradní 55, Praha 4

Řešené granty:

2011–2014 Vývoj technických zařízení pro dočasné umístění
chráněných rostlin a živočichů. Technologická
agentura ČR (TA01020881)
spoluřešitel – technický pracovník

2010–2011 Zákonitosti sukcese, rozšíření a početnosti vybraných
taxonů (obožživelníků Amphibia a žížal čeledi
Lumbricidae) na výsypkách, Celouniverzitní interní
grantová agentura (CIGA) ČZU v Praze, spoluřešitel

2010 Cílená detekce chytridiomykózy obožživelníků na
území České republiky, Interní grantová agentura
(IGA) FŽP, ČZU v Praze, hlavní řešitel

2009 Detekce chytridiomykózy obožživelníků na území
České republiky, IGA FŽP, ČZU v Praze, hlavní řešitel

2009 Vliv prostředí na rozšíření a početnost skokana
štíhlého (*Rana dalmatina*) na post-těžebních územích
– východiska k ochraně obožživelníků, CIGA ČZU
v Praze, hlavní řešitel

- 2008 Vliv biotopových a prostorových charakteristik na rozšíření, početnost a průběh osídlování Hornojířetínské výsypky skokanem štíhlým (*Rana dalmatina*) v roce 2008, IGA FŽP, ČZU v Praze, hlavní řešitel
- 2007 Prostorová distribuce, početnost a průběh osídlování Hornojířetínské výsypky skokanem štíhlým (*Rana dalmatina*), IGA FLE, ČZU v Praze, hlavní řešitel
- 2006 Prostorová distribuce, početnost a průběh osídlování Hornojířetínské výsypky skokanem štíhlým (*Rana dalmatina*), IGA FLE, ČZU v Praze, hlavní řešitel

Další odborná činnost:

- 2013 Organizace konference Kostecké inspirování 2013, FŽP, ČZU v Praze.
Harabiš, F., Solský, M. (eds). 2013: Kostecké inspirování 2013, Sborník abstraktů 5. ročníku konference 21. – 22. listopadu 2013. ISBN 978-80-213-2415-2
- Organizace konference Biodiverzita 2013, Katedra ekologie, FŽP, ČZU v Praze.
Solský, M. (ed.) 2013: Biodiverzita 2013. Sborník abstraktů z konference 2.–3. března 2013. ISBN 978-80-213-2364-3.
- 2012 Organizace konference Kostecké inspirování 2012, FŽP, ČZU v Praze.
Harabiš, F., Solský, M. (eds) 2012: Kostecké inspirování 2012, Sborník abstraktů 4. ročníku konference 29.–30. listopadu 2012. ISBN 978-80-213-2317-9.
- Organizace konference Biodiverzita 2012, Katedra ekologie, FŽP, ČZU v Praze.
Solský, M. (ed.). 2012: Biodiverzita 2012. Sborník abstraktů z konference 25.–26. února 2012. ISBN 978-80-213-2263-9.

- 2011 Organizace konference Kostelecké inspirování 2011, FŽP, ČZU v Praze.
Harabiš, F., Solský, M. (eds) 2011: Kostelecké inspirování 2011, Sborník abstraktů 3. ročníku konference 23.–24. listopadu 2011. ISBN 978-80-213-220-2.
- 2010 Organizace konference UCOLIS 2010 – sekce FŽP ve dnech 25. – 26. listopadu 2010. ČZU v Praze.

13. Přílohy

Příloha 1: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering*.

Příloha 2: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. Sborník Severočeského Muzea, Přírodní vědy.

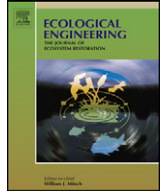
Příloha 3: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody*.

Příloha 4: Clutch size variation in the agile frog *Rana dalmatina*: a case study from Czech post-mining sites. *Polish Journal of Ecology* (odesláno).

Příloha 5: A new, harmless mesocosm design for field rearing ranid embryos and determining clutch size. *Herpetological Review*.

Příloha 6: Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*.

Příloha 7: Amphibians and reptiles of Prague. In: *Vertebrates (Excluding Birds) and Invertebrates of European Cities* (odesláno).



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: vojar@fzp.czu.cz (J. Vojar).

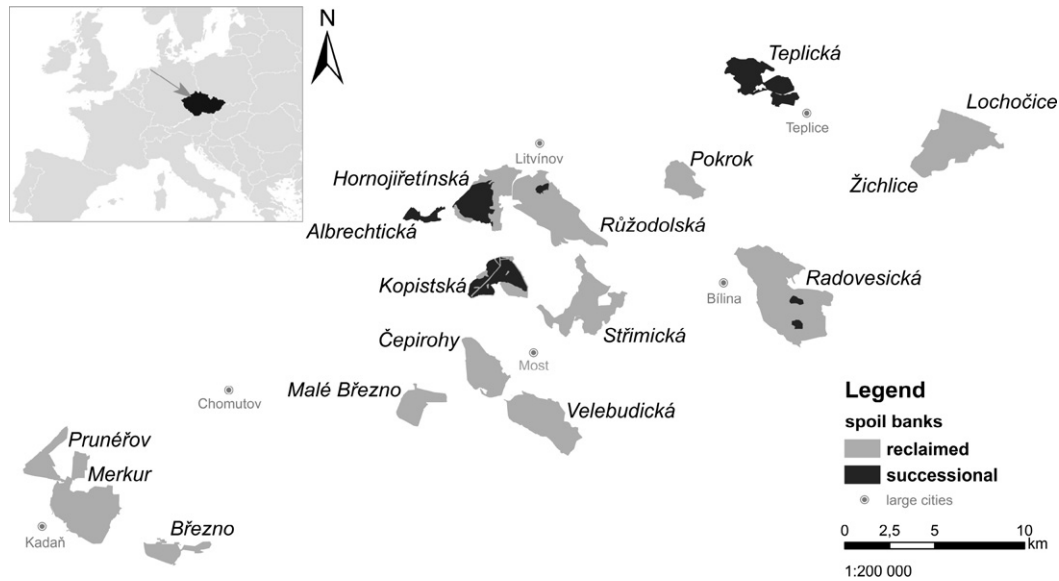


Fig. 1. Surveyed spoil banks in North Bohemian brown coal basin (Czech Republic).

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 Wiegler, 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 (Vrāblíková 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
Hornojířetinská – 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
Hornojířetinská – 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,

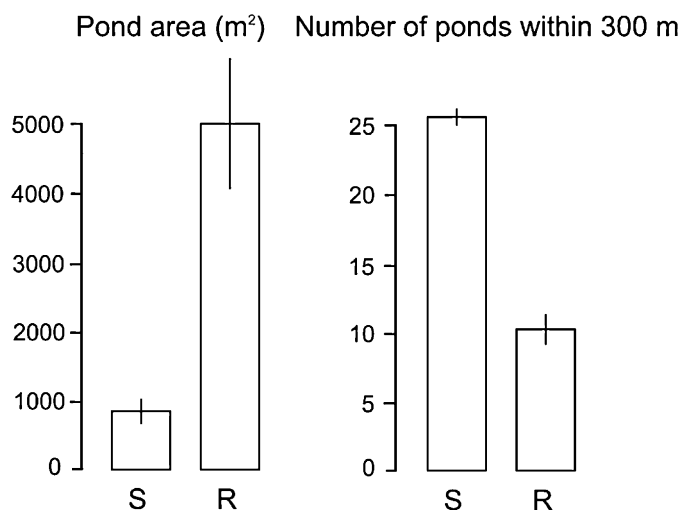


Fig. 2. Differences in pond area and number of ponds within 300 m on technically reclaimed (R) and spontaneous (S) spoil bank sites. Vertical lines represent 95% confidence intervals of the mean. See Table 3 for the results of statistical analyses.

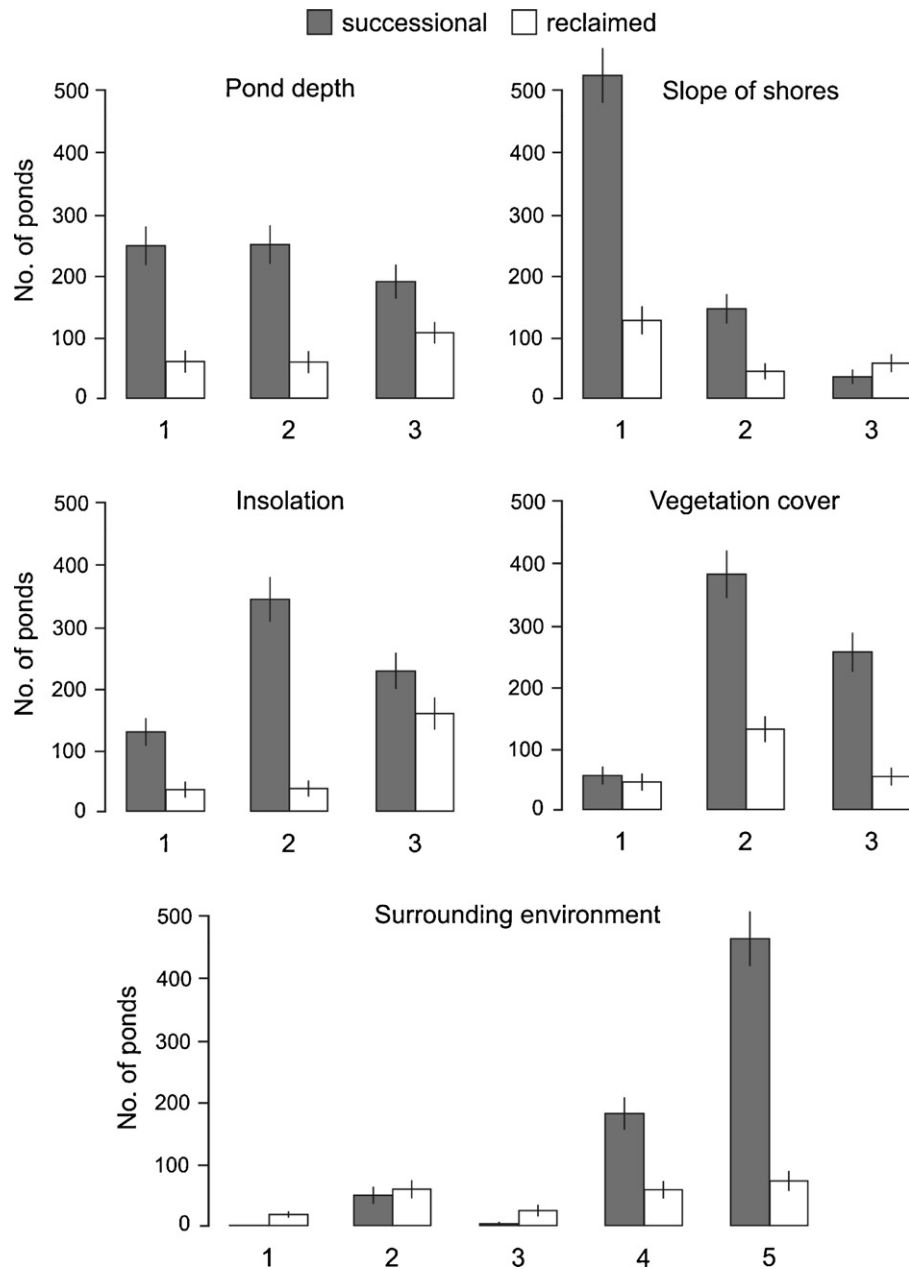


Fig. 3. Number of ponds according to the particular level of the given variable and the reclamation status (successional vs. technically reclaimed). For an explanation of the levels of variables (see Table 2).

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 insulated 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 výsypků 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., Altmoos, 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 opencast 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 man-made 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., 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*. *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 opencast 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.

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 nereaktivované, 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), Zavádilem (2002), Doležalovou & Machem (2002), Vojarem & Doležalovou (2003);
- nepublikované výzkumné zprávy (Šťastný & Bejček 1993, 1999; Vojar 2003, 2004, 2006; Doležalová 2005; Jaroš & Holec 2008).

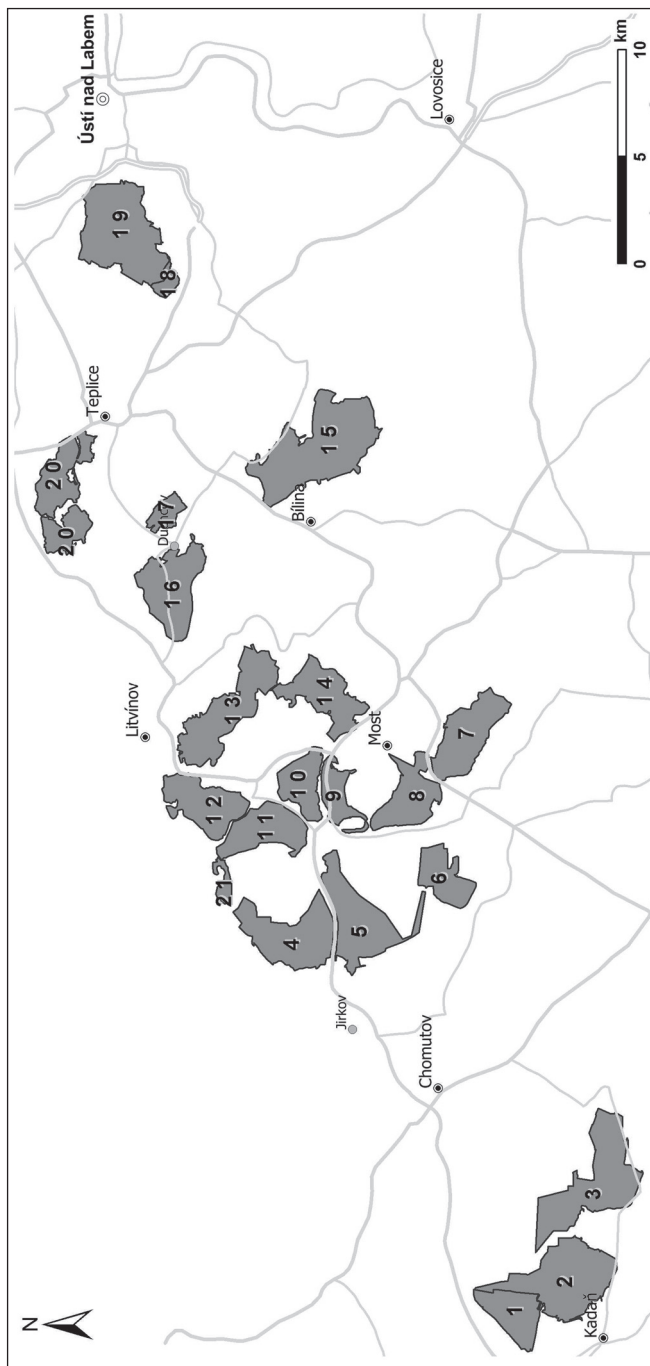
VÝSLEDKY A DISKUSE

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 Dřezno, 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					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 Bílinska*. 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 Hornojiřetínské výsypce. (Population dynamics of the agile frog, Rana dalmatina in Hornojiřetínská 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 Hornojiřetínské výsypce. (Population dynamics and habitat preferences of the Agile frog, Rana dalmatina in Hornojiřetínská 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 Mostecka*. 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 Hornojitětínské 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 Mostecka. (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.

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 ochranných 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, HO-DAČOVÁ & 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 draze 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 zaujímají 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).

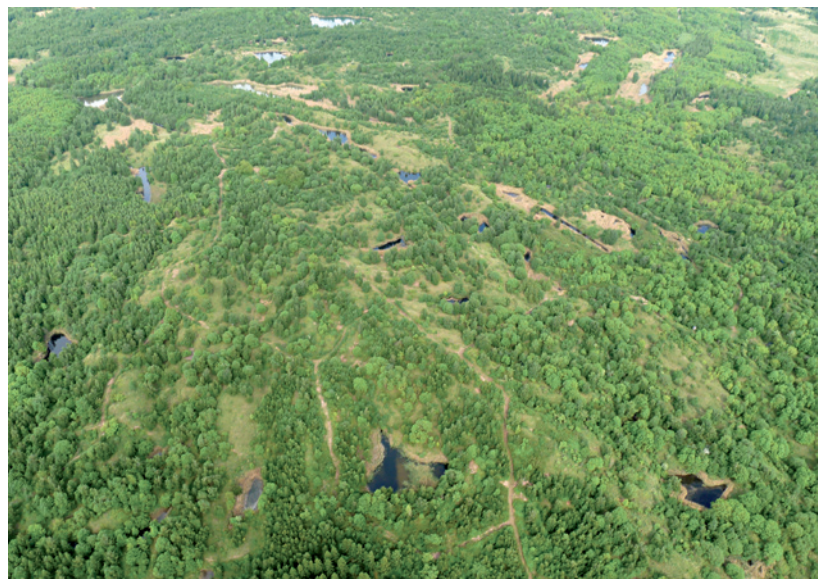
Tento zdánlivý paradox je způsoben ekologickými nároky obojživelníků i charakterem prostředí, které na výsypkách vzniká. Většina našich druhů je vázána na pestrou krajinu s dostatkem rozmanitých vodních ploch a vhodným terestrickým prostředím, navíc udržovanou disturbancemi v různých fázích sukcese (ZAVADIL *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 nerektulivovaných 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 Hornojihetínské výsypce u Litvínova se v nerektulivované 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 nerektulivovaných 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 – inerciální 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 inerciálních 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 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 sukcesy 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.

Clutch size variation in the Agile Frog *Rana dalmatina*: A case study from Czech post-mining sites

Running page headline: **Clutch size variation in *Rana dalmatina***

Milič Solský^{1*}, Jiří Vojar¹, Daniela Smolová¹, Jana Doležalová¹, Kamila Šebková¹

¹ Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

**Correspondence: Milič Solský, Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague CZ 16521, Czech Republic. E-mail: solsky@fzp.czu.cz*

Abstract

Clutch size is an important life history trait in amphibians, and it varies among and within species, populations and individuals. Within a population, variation has been attributed to a positive relationship between females' age or size and their fecundity as well as to spatio-temporal differences in environmental conditions. Therefore, clutch size has been shown to be both spatially and seasonally variable. We examined spatial and seasonal clutch size variation based upon two years of extensive study involving 160 clutches of the Agile Frog *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840 in 14 ponds within one spoil bank in North Bohemian brown coal basin, Czech Republic. The overall mean clutch size was 1295 ± 596 (SD), which is one of the largest that has been reported. However, both clutch size and its variance differed considerably between the years. Clutch size also varied among the ponds. We found no relationship between clutch size and the distance of a breeding pond from alluvial forest, a typical wintering habitat. Despite the existence at the site of many suitable reproduction habitats, the spoil bank does not offer the complex of all habitats needed for persistence of the *R. dalmatina* population. To protect that population, it is necessary to preserve not only breeding ponds on the spoil bank but also alluvial forest and, most importantly, the connectivity between these two crucial habitats.

Key words: body size, colonization, fecundity, habitat connectivity, spoil bank

INTRODUCTION

Clutch size (i.e. number of eggs), or fecundity, is an important life history trait in amphibians which varies among taxonomic groups, among populations, among individual females within the same population, and even within clutches produced by individual females (e.g. Kaplan and Salthe, 1979; Cadeddu and Castellano, 2012). Adaptive explanations for both inter- and intraspecific variations in clutch size (together with egg size) have been examined in many ecological studies on amphibians (summarized in Salthe and Duellman, 1973; Kaplan and Salthe, 1979).

Variation in clutch and egg size among populations of a given species has been attributed to differences in such environmental conditions as temperature, altitude and latitude (Morrison and Hero, 2003). Populations from cooler regions often have smaller clutches (and larger eggs) than do populations in warmer conditions. It also has been assumed that such environmental variables at aquatic breeding sites as physico-chemical water parameters (e.g. temperature or amount of dissolved oxygen) and habitat features (e.g. size or depth) can explain these variations (Wells, 2007). An experimental study by Berven (1982) with the Wood Frog *Rana sylvatica* showed that such variation in clutch size could be genetically determined and that differential selection occurring in divergent environmental conditions leads to genetic differences among populations that affect variation in clutch size.

Within a given population, many studies have reported positive age- or size-fecundity relationships, with older or larger females producing larger clutches (Salthe and Duellman, 1973; Elmberg, 1991; Duellman and Trueb, 1994; Wells, 2007). Furthermore, in ectothermic species, including northern temperate anurans and taking the Agile Frog *Rana dalmatina* as the model species for study, body size of individuals is also related to the animals' potential for movement. Larger individuals are expected to surmount longer distances than do smaller ones (Peters, 1983). *Rana dalmatina* females generally migrate for breeding from wintering sites that are usually situated in alluvial forests to breeding ponds often located outside the forest in open landscape (with some exceptions, see Kuzmin, 1999), whereas males hibernate mainly in breeding ponds (Baruš and Oliva, 1992). Therefore, larger clutches might be found in ponds more distant from wintering sites, as shown by the study of Ponsoero and Joly (1998).

The latter mentioned authors underscore some implications for conservation of *R. dalmatina*, a species which has been listed as endangered in Appendix II of the Bern Convention. It is necessary to preserve both forest and natural habitats for breeding while including connectivity between them. Moreover, these rules are applicable, too, for ecological restoration of human-affected areas. It has been increasingly recognized that such post-mining sites as quarries, sandpits or spoil banks have considerable ecological value and could be home to numerous threatened species (e.g. Hendrychová *et al.*, 2008; Tropek *et al.*, 2010; Harabiš and Dolný, 2012; Šálek, 2012, Kompala-Baba and Baba 2013), including amphibians (Galán, 1997; Vojar, 2006), that mainly have colonized there areas left to spontaneous succession (Smolová *et al.*, 2010; Doležalová *et al.*, 2012).

Therefore, we focused our study on a landscape affected by brown coal mining, specifically on spoil bank situated in the Czech Republic's North Bohemian brown coal basin (50°35'N, 13°35'E). About half of that bank has never been reclaimed. Thus, the geomorphology of the terrain has remained rugged, and about 250 water bodies of various types and sizes have established themselves in natural depressions. The opportunity for colonization by some species from the surroundings is limited, due to the prevailing disturbed landscape there (consisting particularly of mining and industrial areas). The only way for amphibians to colonize this spoil bank is from alluvial forest that is situated close to the north-western edge of the bank (Fig. 1) (Vojar *et al.*, 2008).

In this respect, our study area constitutes a unique environment for investigating spatial variation in clutch size within a population of *R. dalmatina* including the relation to distance from alluvial forest. To our knowledge, this is the first such study from a post-mining site. Notwithstanding that these areas represent peculiar habitats, their large expanse and eminent ecological value create the basis for increasing interest in them among scientists and conservationists. We therefore suggest some implications for conservation of the species in post-mining areas. Furthermore, because year-to-year variation in clutch size within populations has been also detected in amphibians (Cummins, 1986; Kaplan and King, 1997), we extended our

study to examine possible seasonal effects and, accordingly, conducted our study during two years.

METHODS

Study Area and Species

Covering an area of about 7 km², the Hornojiřetínská spoil bank (50°35'N, 13°35'E) is one of the largest spoil banks in the North Bohemian brown coal basin. Approximately one-half of the spoil bank (351.28 ha) was technically reclaimed. For that portion, primarily heterogeneous terrain was planned, and instead of their being hundreds of ponds in terrain depressions, only eight larger water bodies were left or newly created. In the second, unreclaimed half of the spoil bank, on the other hand, 242 water bodies have been identified on an area of 352.71 ha (Doležalová *et al.*, 2012). A diverse vegetative cover, usually consisting of grass stands, shrubs, forest steppes and forests, corresponds there to a later succession stage, aged about 30–45 years since heaping (Vojar, 2006). The successional portion is situated mainly in the western part of the spoil bank, close to the alluvial forest (Fig. 1). Eight species of amphibians, including a large population of *R. dalmatina*, have been recorded on the spoil bank (Smolová *et al.*, 2010).

The studied species, *R. dalmatina*, is representative of European ranid frogs and is among the northern temperate anurans. The species has relatively frequently been the subject of studies on clutch size variation, because these frogs are typically iteroparous, continue to grow beyond sexual maturity, and show considerable variation in the numbers and sizes of their eggs at both the individual and population levels (McAlister, 1962; Jorgensen, 1981; Berven, 1982). It is the case, too, that *R. dalmatina* is a convenient species for study because it spawns early in the season, when low temperature inhibits eggs development. This allows sufficient time for counting clutches and to examine clutch sizes before they hatch (Bernini *et al.*, 2004).

Sample Design

Pond features, clutch numbers and clutch sizes were examined during two successive seasons in 2009 (48 clutches at 5 ponds) and 2010 (112 clutches at 12 ponds). Three of the ponds were examined during both years. Thus, clutch sizes were investigated at 14 different ponds. To select these ponds, we first determined clutch numbers in all of the ponds within the studied spoil bank (ca 250 ponds in all). Clutches were detected and counted by walking at constant speed in littoral vegetation and in parts of a pond with maximum depth of 1.3 m, as these are well-suited to clutch laying by *R. dalmatina* (Baruš and Oliva, 1992). Counting was carried out after the main phase of clutch laying (during the second half of April). Clutches were found in 118 of 244 ponds (48%) observed in 2009 and in 131 of 247 ponds (53%) observed in 2010.

From among those ponds with clutches present, we then selected 5 (in 2009) or 12 (in 2010) ponds at varying distances from the alluvial forest situated close to the north-western edge of the bank. The distances of selected ponds from the forest varied from 29 to 1315 m, and constituted four distinct groups of ponds: (i) the proximate ponds, up to 100 m from alluvial forest (three ponds 29 to 82 m distant); (ii) the ponds up to ca 500 m (five ponds from 300 to 512 m), (iii) the ponds up to ca 1000 m (three ponds from 807 to 891 m), and (iv) the ponds distant more than 1 km (three ponds from 1124 to 1315 m). Distances were taken as the shortest distance of the nearest edge of each pond to the alluvial forest, as determined by tracing in ArcGIS (ESRI, 2007). Each pond was located by GPS navigation and its terrain features described (i.e. the pond's area, depth, slope of shores, amount of vegetation cover, and water surface insolation). Also, pH and conductivity of water in each pond were measured using Greisinger instruments (GMH3530 and GMH3430). The manner of describing the examined features is thoroughly explained in the study of Doležalová *et al.* (2012). The specific distances and environmental features for all ponds are presented in Table 1.

Within each pond, we randomly selected about 10 clutches for subsequent clutch size determination. We excluded clutches that were apparently broken up by the wind, by animals, or if they were damaged in any manner whatsoever. Due to the low numbers of clutches in 2009, we were able to assess clutch sizes in only five ponds, and the selected numbers of clutches varied greatly there (from 4 to 18). In

the second year, however, it was no problem at all to find 12 ponds with at least 7 undamaged clutches in each pond. To determine clutch size, we used a simple device that allows counting the eggs in the field without harmful effect upon the clutches. The device was positioned around a clutch and consists of a floating polystyrene ring placed inside fine elastic netting. Detail description of the device is in the study of Vojar *et al.* (2012). After the larvae hatch, the entire contents of each ring (i.e. larvae, undeveloped eggs and egg jelly) were transferred to a basin with a small amount of water and examined there. We counted all live larvae, and also all dead embryos and undeveloped eggs (i.e. we determined overall clutch size). Immediately after their being counted, the larvae together with the original egg jelly were carefully returned to the same place in the water. The device and counting method did not differ in any way between the years, and field work was performed by the same persons during both years.

Statistical Analysis

We used generalized linear models (GLM) to analyse clutch size in relation to seasonal and spatial explanatory variables. Because clutch size (the response variable) was characterized by overdispersion (as the variance exceeded the mean), we used a quasi-Poisson distribution of the variable (Crawley, 2007). As explanatory variables, we examined seasonal effect (year as the nominal variable), the effect of distance between the pond and alluvial forest, and the effects of selected habitat conditions (including pH, conductivity, pond area, depth, slope of shores, amount of vegetation cover, water surface insolation, and type of pond surroundings). Inasmuch as other environmental characteristics of a pond could also affect breeding of amphibians, and as each pond constitutes a unique combination of environmental features, we used the identity of the pond as a co-variable, and thus we controlled the significance of each variable against this factor.

Because clutch size was examined only in three ponds in common during the two years, we created another data set consisting of data solely from these three ponds, and then we repeated all the aforementioned analyses within that subset. Furthermore, to compare variance in clutch size between the two years and among ponds, as these variables had been the only significant ones within the GLM analyses, we performed two separate non-parametric Fligner-Killeen tests (due to the

absence of normality in our data) in the restricted data set. By means of this test, we could assess not only whether clutch size (analysed by GLM) differed among the ponds and between the years but also whether its variance so differed.

The significance of each explanatory variable in GLM was tested using deletion tests. Each final model was checked in the end using standard statistical diagnostics (Crawley, 2007). All analyses were computed using R statistical software, version 2.15.0 (R Development Core Team, 2009).

RESULTS

Descriptive Characteristics for Clutch Size

In total, we examined 160 clutches of *R. dalmatina*. The overall mean clutch size was 1295 ± 596 (SD), and the median was 1224. The smallest clutch size was 205, the largest 3300. Out of 160 clutches, 56 (35%) had fewer than 1000 eggs, 89 (56%) had between 1000 and 2000 eggs, 13 (8%) clutches had more than 2000 eggs, and in only 2 cases did the clutch size exceed 3000 eggs. Clutch sizes varied greatly between years (see below). In 2009, the mean and SD were only about half (744 ± 254 , $n_{clutches}=48$) those of the following year (1531 ± 507 , $n=112$). We obtained similar results if we compared just the three ponds observed during both years (2009: 849 ± 247 , $n=24$; 2010: 1707 ± 596 , $n=28$). The mean clutch sizes and their SDs for each pond are listed in Table 1.

Spatial and Seasonal Variability in Clutch Size

The clutch sizes showed both seasonal and spatial variability (see Table 2). In case of the larger data set, consisting of all 14 ponds, clutch size varied significantly between the years and also among the ponds. The interaction between these two variables was not significant, however, which is to say that clutch sizes differed similarly among ponds during both years. We also found no relationship between clutch size and distance from the alluvial forest.

In the data set limited to the three ponds examined in both years, we found significant differences in clutch sizes only between the years but not among the ponds. That probably was due to the lower power of the test (Crawley, 2007). While

we conclude that there does exist spatial clutch size variability in the *R. dalmatina* population, in the smaller subset of three ponds we had insufficient sample sizes to detect differences in clutch sizes among the ponds. The variance of clutch size in the restricted data set, meanwhile, did not differ among the three ponds ($\chi^2=1.01$, $df=2$, $p=0.60$) but it did differ between the years ($\chi^2=7.23$, $df=1$, $p=0.007$).

We furthermore analysed the influence of environmental characteristics on clutch size. In both data sets, there was no effect on clutch size of those habitat features evaluated (Table 2). Moreover, the variable pond identity, being placed in the first position of each model as a co-variable and which consists of a unique combination of pond features (both measured and unmeasured), did not allow to analyse the effects of some examined pond characteristics (Table 2). Probably, this was due to sharing of the variance.

DISCUSSION

Clutch Size Descriptive Characteristics

The overall mean clutch size in our study was higher in comparison with the results of other studies of *R. dalmatina* (Table 3). Summarizing the available data, there is no obvious geographical pattern in clutch sizes across the examined populations. We only are able to conclude that mean clutch size of *R. dalmatina* is about 1000 eggs per clutch (exact weighted mean was 1142). We also found that our clutch sizes showed one of the widest reported ranges (from 205 to 3300 eggs, Table 3), which probably is due to the relatively higher number of examined clutches ($n=160$) versus other studies (typically from 20 to 30 clutches). Therefore, our extensive study augments current knowledge by adding data from the northern boundary of the species' presence in Central Europe.

Spatial and Seasonal Variability in Clutch Size

Effect of Distance from Alluvial Forest

In examining the distance from alluvial forest, as the wintering site for at least part of the population, our results did not confirm the findings of Ponsoero and Joly (1998), who had found larger clutches (produced by larger females) in ponds more distant

from fluvial forest. According to their explanation, larger females are able to migrate over longer distances, and distant ponds are, therefore, available only to them. Such behaviour should reduce competition among tadpoles in a pond, which is important because high abundance of larvae increases tadpoles' stress and mortality, and the metamorphosed individuals from more stressed tadpoles are smaller and have lower reproductive success as adults (Hartel *et al.*, 2007).

However, the proposition of Ponsero and Joly (1998) may not be so straightforward. For example, larger females often arrive to reproduction habitats earlier than do smaller ones (Waringer-Löschenkohl, 1991). Their tadpoles are older and larger and, therefore, more successful in the competition among larvae than are tadpoles that develop later (Riis, 1991; Heusser *et al.*, 2002). Furthermore, larger *R. dalmatina* females have higher fecundity (Sofianidou and Kyriakopoulou-Sklavounou, 1983; Hetteyey, *et al.*, 2005) and they are usually preferred by males (Krupa, 1995; but see also Hetteyey *et al.*, 2005). Regarding female choice, larger (i.e. older and more experienced) females are generally better at choosing larger males (Howard, 1978), or they have a better chance to choose an equal sexual partner by his voice (Lesbarrères *et al.*, 2003). Thus, large females should be less stressed to find a breeding pond with lower density and invest energy into a longer migration while the smaller females could be forced into the less favourable or more distant sites.

Finally, the absence of a relationship between clutch size and the distance from alluvial forest could be also be affected in part by the fact that probably not all females come into the spoil bank from alluvial forest and a portion of them probably hibernate directly in the spoil bank. We did not examine the proportion of such females exactly, because it is nearly impossible to control so closely ca 250 ponds over an area of about 7 km². By using barriers and pitfall traps situated between the forest and the spoil bank, however, we found that dozens of males and females do move to the spoil bank during spring migration (unpublished data). Furthermore, by far the highest densities of clutches were each year determined in pond no. 1, which was situated closest to the alluvial forest (Fig. 1, Table 1), and most of the clutches (82% in 2009 and 79% in 2010) were found within 100 m of the alluvial forest. These findings are nearly the same as in the study of Ponsero and Joly (1998, 75% of clutches within 100 m of forest border) from a natural marsh in France. Because

those authors did not consider the hibernation of females outside the forest in the open environment, we conclude that a considerable proportion of females migrate each year from the alluvial forest in order to breed in the spoil bank.

Spatial Clutch Size Variability

We found differences in clutch size among the ponds only in the larger data set containing all 14 ponds but not within the 3 ponds examined during both years. We attribute this fact to the low power of the test in the smaller data set. The effect of pond identity could be caused by specific habitat features and their combinations for each pond. Environmental variables have been cited to explain year-to-year variation in clutch size and egg size, and these may have been indicative of growing conditions during the given periods (Berven, 1988; Cadeddu and Castellano, 2012). In any case, none of our observed environmental variables showed significant effect on *R. dalmatina* clutch size in either the larger or reduced data set. To address the possible effect of distance from the alluvial forest, we had to choose ponds with a sufficient number of clutches to allow random selection of clutches at each pond. We thus selected ponds preferred by *R. dalmatina* for breeding, and these inevitably had similar habitat features. The similarity of the ponds, therefore, did not allow analysing the effect of most environmental variables (Table 2). The reproduction biotope preferences may also change during the seasons (Vojar *et al.*, 2008), and this may support the effect of year in contrast to those of explanatory habitat characteristics.

The effect of pond identity could be produced by other, unexamined causes. It is possible, for example, that some individuals of certain size or age hibernate in a pond (Baruš and Oliva, 1992; Kuzmin, 1999). Clutch size is then determined by the size of wintering animals. Alternatively, the presence of larger females in the same pond could be affected by the interpopulation structure and dynamic (e.g. Trenham and Schaffer, 2005).

Clutch size may also be affected by factors other than female body size, as some females may be genetically more efficient than others in converting external resources into metabolic energy or they may experience different environmental conditions because of the spatial or seasonal heterogeneity of prey abundance (Kaplan, 1987; Madsen and Shine, 1999; Reading, 2004; Santos *et al.*, 2005). In fish,

egg size and clutch size are known to be proximally influenced by temperature, nutritional state, and population density (Shrode and Gerking, 1977). Temperature and nutritional state also affect clutch size and egg size in toads and other anurans (Kaplan, 1987). Similarly, in salamanders the size of an egg has been shown to be affected by food levels (Fraser, 1980). Females that have larger resources at their disposal may invest more both into growth and into reproduction than do females with few resources (de Jong and van Noordwijk, 1992; Roff and Fairbairn, 2007).

Seasonal Clutch Size Variability

Since body size is closely and positively correlated with age of females in frogs, it is probable that clutch size varies among years (Berven, 1988). Nevertheless, some studies on frogs have led to different conclusions. In a study by Cummins (1986), the number of eggs of *Rana temporaria* was observed to be consistent from year to year within populations, notwithstanding that body size distributions of breeding females varied between years at a given site. Moreover, Cadeddu and Castellano (2012) observed no significant differences in clutch size among breeding seasons in *Hyla intermedia*.

In our study, mean clutch size varied significantly between the years, as clutch sizes in 2010 were circa twice higher than in the previous year, and the seasonal effect was much more significant than the spatial. The cause of such variation could be attributed to year-to-year variation in weather conditions, changes in habitat conditions, and/or changes in population structure as affected by the environmental conditions and internal demographic causes during previous seasons (e.g. Ryser, 1989; Reading and Clarke, 1995; Harper and Semlitsch, 2007). Comprehensive assessment of all these factors is beyond the aims of this study. For ascertaining the effects of separate variables, experimental studies under controlled conditions would be required. Our results do show that clutch sizes may vary greatly between seasons, and therefore future research on variation in clutch sizes should be based on a longer time series of observations in order to avoid distortion of the results by the specific conditions within an observation year.

Implications for Conservation

Despite the fact that *R. dalmatina* is categorized as Severely Endangered (SE) according to Czech law and is listed as Near Threatened (NT) on the Czech Red List of Amphibians (Zavadil and Moravec, 2003), the species has in recent years been a relatively common amphibian in the Czech Republic. This is due in part to its ability successfully to colonize new sites, including post-mining areas. If they are not spoiled for such possibilities by technical reclamation, these areas could become suitable new habitats not only for *R. dalmatina* but also for other species.

As we had assumed, a substantial portion of *R. dalmatina* females probably do hibernate in the alluvial forest situated on the western border of the spoil bank. Such forests constitute one of the important habitats for *R. dalmatina*, as has been proven in many other studies (e.g. Wederkinch, 1988; Ponsero and Joly, 1998; Hartel, 2005; Strugariu *et al.*, 2007). On the other hand, reproduction – as well as hibernation for a part of the population (Baruš and Oliva, 1992; Kuzmin, 1999) – often occurs in ponds outside of the forests in open environments due to the more favourable conditions there for tadpole development (Ponsero and Joly, 1998). Despite the relative late succession stage of the spoil bank and the existence of many suitable reproduction habitats there, the bank does not itself offer a complex of all habitats need for persistence of the *R. dalmatina* population. To protect this population, it is necessary not only to preserve breeding ponds on the spoil bank but also alluvial forest and, very importantly, the connectivity between these two crucial habitats.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by Research Project of the Faculty of Environmental Science, Czech University of Life Sciences Prague, No. 42900/1312/3114 and Research Project of the Technology Agency of the Czech Republic No. TA01020881. Thanks to Magdalena Jílková, Jindřich Gučík and others for help in the field. The study was carried out under permit number 00285/LP/2009/AOPK from the Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic.

REFERENCES

- Baruš V., Oliva O. 1992 - Obojživelníci - *Amphibia*. Fauna ČSFR – Academia, Praha, pp. 338 (in Czech, English summary).
- 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.
- Berven K.A. 1982 - The genetic basis of altitudinal variation in the Wood Frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits – *Evolution*, 36: 962-983.
- Berven K.A. 1988 - Factors affecting variation in reproductive traits within a population of wood frogs (*Rana sylvatica*) – *Copeia*, 1988: 605-615.
- Cadeddu G., Castellano S. 2012 - Factors affecting variation in the reproductive investment of female treefrogs (*Hyla intermedia*) - *Zoology Pages*, 6: 372-378.
- Crawley M.J. 2007 - *The R book* - John Wiley & Sons, pp. 1076.
- Cummins C.P. 1986 - Temporal and spatial variation in egg size and fecundity in *Rana temporaria* - *Journal of Animal Ecology*, 55: 303-316.
- De Jong G., Van Noordwijk A.J. 1992 - Acquisition and allocation of resources: genetic (co) variates, selection, and life histories - *American Naturalist*, 139: 749-770.
- 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.
- Duellman W.E., Trueb L. 1994 - *Biology of amphibians (Second Edition)* - John Hopkins University Press, Baltimore, London, pp. 670.

- Elmberg J. 1991 - Factors affecting male yearly mating success in the common frog, *Rana temporaria* - Behavioral Ecology and Sociobiology, 28(2): 125-131.
- ESRI 2007 - ArcGIS 9.2. Redlands CA - Environmental Systems Research Institute, USA.
- Fraser D.F. 1980 - On the environmental control of oocyte maturation in a Plethodontid salamander – Oecologia, 46: 302-307.
- Galán, P. 1997 - Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles - Biological Conservation, 79: 187-195.
- 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: 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 2003 - The breeding biology of the frog *Rana dalmatina* in Târnava Mare Valley, Romania - Russian Journal of Herpetology, 10: 169-174.
- 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., Öllerer K., Nemes S. 2007 - 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 Sz., Cogălniceanu D., Öllerer K., Moga C.I., Lesbarrères D., Demeter L. 2009 - Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape - Acta Oecologica, 35: 53-59.

- 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: 916-187.
- Hettyey A., Tőroök J., Hévízi G. 2005 - Male mate choice lacking in the Agile Frog, *Rana dalmatina* - *Copeia*, 2005(2): 403-408.
- Heusser H., Lippuner M., Schmidt B.R. 2002 - Laichfressen durch Kaulquappen des Springfroschs (*Rana dalmatina*) und syntopes Vorkommen mit andern Anuren-Arten - *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 9: 75-87.
- Howard R.D. 1978 - The evolution of mating strategies in bullfrogs, *Rana catesbeiana* - *Evolution*, 32: 850-871.
- Jorgensen C.B. 1981 - Ovarian cycle in a temperate zone frog, *Rana temporaria*, with special reference to factors determining number and size of eggs - *Journal of Zoology*, 195: 449-458.
- Kaplan R.H. 1987 - Developmental plasticity and maternal effects of reproductive characteristics in the frog, *Bombina orientalis* - *Oecologia*, 71: 273-279.
- Kaplan R.H., King E.G. 1997 - Egg size is a developmentally plastic trait: evidence from long term studies in the frog *Bombina orientalis* - *Herpetologica*, 53: 149-165.
- Kaplan R.H., Salthe S.N. 1979 - The allometry of reproduction: an empirical view in salamanders - *The American Naturalist*, 113: 671-689.
- Kompala-Baba A., Baba W. 2013 - The spontaneous succession in a sand-pit - the role of life history traits and species habitat preferences - *Pol. J. Ecol.* 61: 13-22.
- Krupa J.J. 1995 - How likely is male mate choice among anurans? - *Behaviour*, 132: 643-664.
- Kuzmin S.L. 1999 - The amphibians of the former Soviet Union - Pensoft, Sofia, Moscow, pp. 538.

- Lesbarrères D., Pagano A., Lodé T. 2003 - Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case study of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840 - Comptes Rendus Biologies, 326: 68-72.
- Lesbarrères D., Merilä J., Lodé T. 2008 - Male breeding success is predicted by call frequency in a territorial species, the agile frog (*Rana dalmatina*) - Canadian Journal of Zoology, 86: 1273-1279.
- Madsen T., Shine R. 1999 - The adjustment of reproductive threshold to prey abundance in a capital breeder - Journal of Animal Ecology, 68: 571-580.
- McAlister W.H. 1962 - Variation in *Rana pipiens* Schreber in Texas - American Midland Naturalist, 67: 334-363.
- Morrison C., Hero J.M. 2003 - Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review - Journal of Animal Ecology, 72: 270-279.
- Peters R.H. 1983 - The ecological implications of body size - Cambridge University Press, Cambridge, pp. 344.
- Ponsero A., Joly P. 1998 - Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain - Archiv für Hydrobiologie, 142: 343-352.
- R Development Core Team 2007 – R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.r-project.org/>.
- Reading C.J. 2004 - The influence of body condition and prey availability on female breeding success in the smooth snake (*Coronella austriaca* Laurenti) - Journal of Zoology, 264: 61-67.

- 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: 453-459.
- Riis N. 1991 - A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* larvae - *Amphibia-Reptilia*, 12(3): 229-243.
- Roff D.A., Fairbairn D.J. 2007 - The evolution of trade-offs: where are we? - *Journal of Evolutionary Biology*, 20(2): 433-447.
- Ryser J. 1989 - Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria* - *Oecologia*, 78: 264-268.
- Šálek M. 2012 - Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity - *Journal of Applied Ecology*, 49: 1417-1425.
- Salthe S.N., Duellman W.E. 1973 - Quantitative constraints associated with reproductive modes in anurans (in: *Evolutionary Biology of the Anurans*, Ed: J.L. Vial) - University of Missouri Press, Columbia, pp. 229-249.
- Santos X., Llorente G.A., Feriche M., Pleguezuelos J.M., Casals F., de Sostoa A. 2005 - Food availability induces geographic variation in reproductive timing of an aquatic oviparous snake (*Natrix maura*) - *Amphibia-Reptilia*, 26: 183-191.
- Shrode J.B., Gerking S.D. 1977 - Effects of constant and fluctuating temperatures on reproductive performance of a desert pupfish, *Cyprinodon n. nevadensis* - *Physiological Zoology*, 50: 1-10.
- 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, English summary).

- Sofianidou Th.S., Kyriakopoulou-Sklavounou P. 1983 - Studies on the biology of the frog *Rana dalmatina* Bonaparte during the breeding season in Greece (Amphibia: Anura: Ranidae) - Amphibia-Reptilia, 4: 125-136.
- Strugariu A., Gherghel I., Huțuleac-Volosciuc M.V., Pușcașu C.M. 2007 - Preliminary aspects concerning the herpetofauna from urban and peri-urban environments from North-Eastern Romania: a case study in the city of Suceava - Herpetologica Romanica, 1: 53-61.
- Trenham P.C., Schaffer H.B. 2005 - Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability - Ecological Applications, 15: 1158-1168.
- 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 - Journal of Applied Ecology, 47: 139-147.
- Vojar J. 2006 - Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review - Scientia Agriculturae Bohemica, 37: 35-40.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M. 2012 - A New, Harmless Mesocosm Design for Field Rearing Ranid Embryos and Determining Clutch Sizes - Herpetological Review, 43: 588-590.
- 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 - Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis: 186: 386-390.
- Waringer-Löschenkohl A. 1991 - Breeding ecology of *Rana dalmatina* in lower Austria: a 7-years study - Alytes, 9(4): 121-134.

Weddeling K., Bosbach G., Hatchel M., Sander U., Schmidt P., Tarkhnishvili D.

2005 - Egg size versus clutch size: variation and trade-offs in reproductive output of *Rana dalmatina* and *R. temporaria* in a pond near Bonn (Germany) (in: Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica, Eds: N. Ananjeva, O. Tsinenko) - Societas Europaea Herpetologica, St. Petersburg, pp. 238-240.

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.

Wells K.D. 2007 - The Ecology and Behavior of Amphibians - The University of Chicago Press, Chicago, pp. 1400.

Zavadil V., Moravec J. 2003 - Red List of Amphibians and Reptiles of the Czech Republic (in: Red List of Threatened Species in the Czech Republic Vertebrates, Eds: J. Plesník, V. Hanzal, L. Brejšková) - AOPK ČR Prague, Příroda, pp. 83-93 (in Czech, English summary).

Table 1. Number of clutches, clutch sizes and environmental characteristics of monitored ponds. 'Dist.', shortest distance (in m) to the colonization source; 'pH', pH of water in pond; 'C', conductivity in mS of water in pond; 'Area', area of the pond in m²; 'Depth', maximum depth, expressed in categories 1 (<0.5 m), 2 (0.5–1.5 m), 3 (>1.5 m); 'Veg.', vegetation cover on water surface, in categories 1 (<5%), 2 (5–75%), 3 (>75%); 'Slope', shore slope, in categories 1 (<30°), 2 (30–55°), 3 (>75°); Sun: proportion of insolated water surface, in categories 1 (<5%), 2 (5–75%), 3 (>75%); 'Sur.', type of surrounding environment, in categories 1 (forest steppe), 2 (forest); 'TnC', total number of clutches in pond; 'EnC', examined number of clutches in pond; 'CS±SD', mean clutch size and standard deviation for examined clutches in pond.

Pond (year)	Dist.	pH	C	Area [m ²]	Depth	Veg.	Slope	Sun	Sur.	TnC	EnC	CS±SD
1 (2009)	29	7.78	1.29	702	2	2	1	3	1	476	10	731±223
1 (2010)	29	7.92	1.28	702	2	2	1	3	1	321	9	1435±461
2 (2010)	71	8.01	0.98	322	2	2	1	2	1	54	10	1206±219
3 (2009)	82	7.93	1.49	1057	2	2	1	3	1	84	10	899 ±256
3 (2010)	82	8.02	1.08	1057	2	2	1	3	1	47	10	1675±731
4 (2009)	300	7.57	1.31	1000	2	3	1	3	1	80	20	574±196
5 (2010)	325	7.92	1.24	1000	3	2	2	3	2	33	10	1478±484
6 (2010)	441	7.80	1.45	2242	3	2	1	3	2	13	10	1497±420
7 (2009)	490	7.78	1.34	1201	2	2	1	3	1	84	4	861±81
8 (2010)	512	7.85	1.38	250	3	2	1	3	1	98	7	1832±299
9 (2010)	807	7.96	1.55	2000	3	2	1	3	1	10	10	1422±411
10 (2010)	875	7.81	2.20	2500	3	3	1	2	1	32	10	1454±458
11 (2010)	891	7.94	1.36	500	2	3	1	2	2	49	10	1371±374
12 (2010)	1124	7.82	1.39	250	2	3	1	2	2	7	7	1793±634
13 (2010)	1310	7.83	1.63	200	2	2	1	3	2	19	10	1096±269
14 (2009)	1315	7.75	1.91	4500	3	2	2	3	2	26	4	874±210
14 (2010)	1315	7.76	1.74	4500	3	2	2	3	2	84	9	1592±505

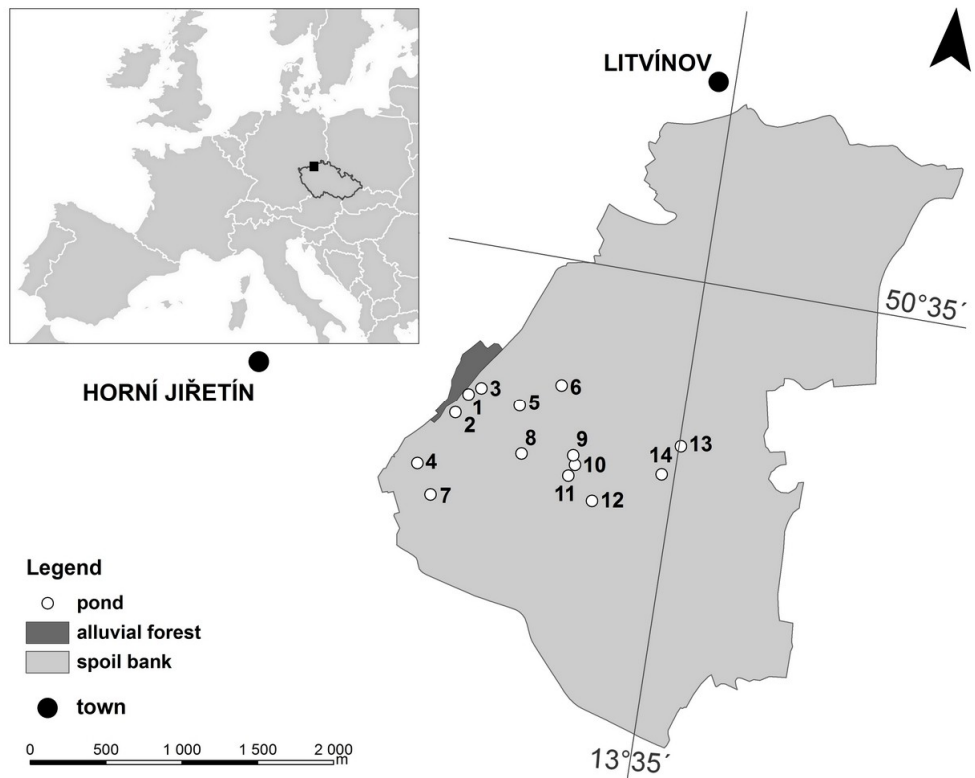
Table 2. Results of generalized linear models (GLM) with effect of seasonal and spatial variables on clutch sizes of *Rana dalmatina*. Variables are explained in Table 1. Variable Pond:year is the interaction between these two variables. Results are presented separately for all 14 examined ponds and for those ponds examined during both years. Symbol '-' indicates that GLM gave 'null results' in the given analysis, because all potential variability of the variable was explained by the identity of the pond, which is a co-variable in the first position within the model.

Variable	All ponds (n=14)			Ponds examined during both years (n=3)		
	df	F	p	df	F	p
Year	1	59.58	<10 ⁻⁶	1	49.59	<10 ⁻⁶
Pond	13	3.03	<10 ⁻³	2	1.17	0.32
Area	1	0.33	0.57	-	-	-
pH	1	0.31	0.58	1	0.25	0.62
Distance	1	0.05	0.82	-	-	-
Conductivity	1	0.02	0.90	1	0.01	0.91
Pond:year	2	0.16	0.85	2	0.13	0.88

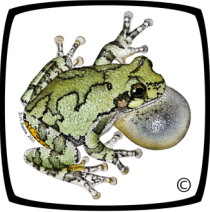
Table 3. Summary of studies which examined clutch size in *Rana dalmatina*. ‘Mean(\pm SD)’, mean of clutch size and its standard deviation; ‘Range’, range of clutch size; ‘ n_{clutch} ’, number of examined clutches. In the study of Ponsero & Joly (1998), the authors examined clutches at three habitat types separately: 21 clutches in alluvium (A), 15 in peat (P), and 28 in peat + open field (PO). Empty cells indicate missing data. Studies are presented in ascending order according to mean clutch size.

Mean(\pm SD)	Range	Country	n_{clutch}	Reference
211	0–2500	Romania		Hartel <i>et al.</i> (2009)
823(\pm 59)			21 (A)	
842(\pm 58)	526–2086	France	15 (P)	Ponsero and Joly (1998)
1066(\pm 97)			28 (PO)	
950(\pm 246)		Germany	29	Weddeling <i>et al.</i> (2005)
996	548–1755	Romania	22	Hartel (2003)
1068(\pm 38)	706–1529	Hungary	33	Hettyey <i>et al.</i> (2005)
1002(\pm 254)	564–1588	France	33	Lesbarreres <i>et al.</i> (2008)
1295(\pm 596)	205–3300	Czech Republic	160	This study
	600–1400	Ukraine		Kuzmin (1999)
	445–1761	Greece		Sofianidou & Kyriakopoulou- Sklavounou (1983)

Fig. 1. Map of study area, with alluvial forest and ponds where clutch sizes were examined on Hornojřetínská spoil bank in the Czech Republic's North Bohemian brown coal basin.



SOCIETY FOR THE STUDY OF AMPHIBIANS AND REPTILES



Publisher of *Journal of Herpetology*, Facsimile Reprints in *Herpetology*, *Herpetological Review*,
Catalogue of American Amphibians and Reptiles, *Herpetological Circulars*,
Contributions to Herpetology, and *Herpetological Conservation*

Officers and Editors for 2011

President

JOSEPH R. MENDELSON III
Zoo Atlanta
Atlanta, GA 30315, USA

President-Elect

ROBERT D. ALDRIDGE
Department of Biology
Saint Louis University
St Louis, MO 63103, USA

Secretary

MARION PREEST
Joint Science Department
The Claremont Colleges
Claremont, CA 91711, USA

Treasurer

KIRSTEN NICHOLSON
Department of Biology
Central Michigan University
Mt Pleasant, MI 48859, USA

Publications Secretary

BRECK BARTHOLOMEW
P.O. Box 58517
Salt Lake City, UT 84158, USA

Immediate Past-President

BRIAN CROTHER
Department of Biological Sciences
Southeastern Louisiana University
Hammond, LA 70402, USA

Directors (Class and Category)

DAVID CUNDALL (2012 R)
Lehigh University, USA
KEVIN de QUEIROZ (2012 R)
Smithsonian Institution, USA
TIFFANY DOAN (2014 R)
Central Connecticut State Univ., USA
PATRICK GREGORY (2012 Non-US)
University of Victoria, CANADA
TRAVIS LADUC (2014 Reg Soc)
University of Texas, USA
ANN PATERSON (2012 R)
Williams Baptist College, USA
JENNIFER PRAMUK (2014 Cons)
Woodland Park Zoo, USA
CAROL SPENCER (2014 R)
University of California, USA

Trustee

GEORGE PISANI
University of Kansas, USA

Journal of Herpetology

ERIN MUTHS, Co-Editor
U.S. Geological Survey
Fort Collins, CO 80526, USA
GAD PERRY, Co-Editor
Texas Tech University
Lubbock, TX 79409, USA

Herpetological Review

ROBERT W. HANSEN, Editor
16333 Deer Path Lane
Clovis, CA 93619, USA

Contributions to Herpetology

KRAIG ADLER, Editor
Cornell University
Ithaca, NY 14853-2702, USA

Facsimile Reprints in Herpetology

AARON BAUER, Editor
Villanova University
Villanova, PA 19085, USA

Catalogue of American Amphibians & Reptiles

ANDREW H. PRICE, Editor
Texas Natural Science Center
Austin, TX 78758, USA

Herpetological Circulars

JOHN J. MORIARTY, Editor
3261 Victoria Street
Shoreview, MN 55126, USA

Herpetological Conservation

JOSEPH C. MITCHELL, Editor
Mitchell Ecol. Res. Service
P.O. Box 5638
Gainesville, FL 32627-5638, USA

Dear Author,

Attached please find a gratis pdf file of your article/note published in *Herpetological Review*. You are receiving this pdf at no charge as a benefit of SSAR membership, and it is for your personal use only (see copyright notice below).

Sincerely,

SSAR Publications Office

Notice warning concerning copyright restrictions: The copyright law of the United States (title 17, United States Code) governs the making of copies or other reproductions of copyrighted material such as PDFs. One of these specific conditions is that the copy or reproduction is not to be "used for any purpose other than private study, scholarship, or research." If a user makes, or later uses, a PDF, copy, or reproduction for purposes in excess of "fair use," that user may be liable for copyright infringement. The Society for the Study of Amphibians and Reptiles (SSAR) holds the copyright to this PDF. SSAR authorizes the author to use this PDF to fill reprint requests for private study, scholarship and research purposes. It is a violation of SSAR's copyright to distribute this PDF via mass emails, or by posting this pdf on any website for download — Except the author's own personal (not business) website / webpage.

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

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

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

In the case of a clutch attached to a stem, as is often true for *Rana dalmatina* (Rehák 1992), the stem must be carefully cut

both below and above the clutch before the device is installed. The stocking should be tied off from above (Fig. 1G), to protect eggs against potential predators (Henrikson 1990). To maintain the same position of the clutch on the water's surface, and particularly when the stem had to be cut off, the device might be attached to a stick. After the larvae hatch, the entire contents of the ring (i.e., larvae, undeveloped eggs and egg jelly) may be transferred to a basin with a little water and examined there. Immediately after their being counted, the larvae together with the original egg jelly should be returned carefully to the same place in the water.

Results.—The device was tested on 193 *Rana dalmatina* egg masses during two breeding seasons, in 2007 (N = 80) and in 2010 (N = 113). Only those clutches from 2010 were protected from above. The hatching success, i.e., the ratio of embryos that developed to hatching to total clutch size, varied significantly between seasons (2007 mean \pm SE: 0.86 ± 0.02 ; 2010: 0.91 ± 0.01 ; Wilcoxon rank-sum test: $W = 5334$, $p = 0.03$). Even though such inconclusive differences could be due to factors other than egg protection (e.g., environmental conditions that varied between years, inclusion of different individuals in the samples), we observed egg predation by diving beetles (*Dytiscus* spp.) only in the case of unprotected clutches.

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

The main advantages of the method are its reasonable accuracy and simultaneously its relatively non-invasive handling of amphibian clutches. As distinct from other methods, it is not necessary to disrupt all (Berven 1982; Woodward 1982) or even a

JIŘÍ VOJAR*
JANA DOLEŽALOVÁ
MILIČ SOLSKÝ

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

*Corresponding author; e-mail: vojjar@fzp.czu.cz

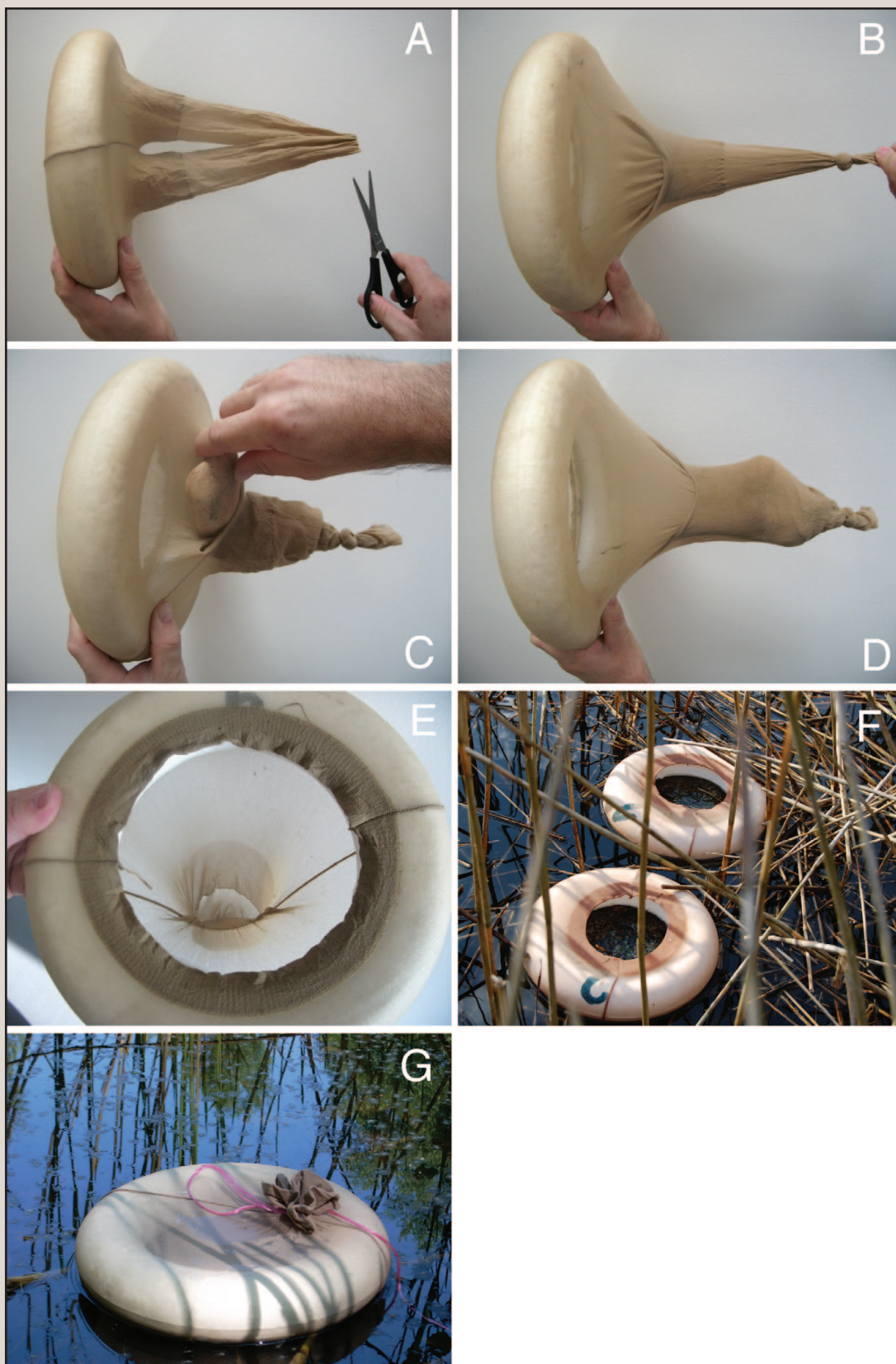


FIG. 1A–G. Device preparation: stocking legs should be cut off about 25 cm below the crotch of the pantyhose (A). One leg is then inserted into the second and both legs are tied into a knot together at the free end (B). A stone is inserted into the pocket thus formed (C). This provides weight (D) and creates sufficient space for a clutch (E). Since this weighting object is inserted from outside of the device (C), it can be later removed without making potentially harmful contact with tadpoles before their counting. The entire device is then positioned around a clutch (F). To protect eggs against numerous potential predators, the stocking should be tied shut from above (G).

part (Ponsero and Joly 1998) of the egg masses. As there is no manipulation of the clutches (except for cutting the stem in the case of stem-attached clutches), the use of floating rings is likely to be more harmless than flattening egg masses (Harris 1980; Karraker 2007) or using standard mesocosms (Skelly and Keisecker 2001).

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

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

LITERATURE CITED

- ARNOLD, E. N., AND D. W. OVENDEN. 2002. A Field Guide to the Reptiles and Amphibians of Britain and Europe. 2nd ed. HarperCollins Publishers, London. 288 pp.
- BARINAGA, M. 1990. Where have all the froggies gone? *Science* 247:1033–1034.
- BERVEN, K. 1982. The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits. *Evolution* 36:962–983.
- COOPER, N., J. BIELBY, G. H. THOMAS, AND A. PURVIS. 2008. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecol. Biogeogr.* 17:211–221.
- DUCELLMAN, W. E., AND L. TRUEB. 1994. Biology of Amphibians. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 670 pp.
- FICETOLA, G. F., AND F. DE BERNARDI. 2009. Offspring size and survival in the frog *Rana latastei*: from among-population to within-clutch variation. *Biol. J. Linn. Soc.* 97:845–853.
- HARRIS, R. N. 1980. The consequences of within-year timing of breeding in *Ambystoma maculatum*. *Copeia* 1980:719–722.
- HENRIKSON, B.-I. 1990. Predation on amphibian eggs and tadpoles by common predators in acidified lakes. *Holarct. Ecol.* 13:201–206.
- HOULAHAN, J. E., C. S. FINDLAY, B. R. SCHMIDT, A. H. MEYER, AND S. L. KUZMIN. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404:752–755.
- KARRAKER, N. E. 2007. A new method for estimating clutch size of ambystomatid salamanders and ranid frogs: introducing the ova-gram. *Herpetol. Rev.* 38:46–48.
- MORRISON, C., AND J. M. HERO. 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *J. Anim. Ecol.* 72:270–279.
- PONSERO, A., AND P. JOLY. 1998. Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 142:343–352.
- POUNDS, J. A. 2001. Climate change and amphibian declines. *Nature* 410:639–640.
- REHÁK, I. 1992. *Rana dalmatina* Bonaparte, 1839 – Skokan štíhlý. In V. Baruš, and O. Oliva (eds.), *Obojživelníci – Amphibia*. Fauna ČSFR, pp. 257–271. Academia, Prague (in Czech).
- ALFORD, R. A. 1999. Ecology: resource use, competition, and predation. In R. W. McDiarmid and R. Altig (eds.), *Tadpoles: The Biology of Anuran Larvae*, pp. 240–278. University of Chicago Press, Chicago and London.
- SKELLY, K., AND J. M. KEISECKER. 2001. Venue and outcome in ecological experiments: manipulation of larval anurans. *Oikos* 94:198–208.
- SMOLOVÁ, D., J. DOLEŽALOVÁ, J. VOJAR, M. SOLSKÝ, O. KOPECKÝ, AND J. GUČÍK. 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).
- VOJAR, J., M. SOLSKÝ, J. DOLEŽALOVÁ, M. ŠÁLEK, AND O. KOPECKÝ. 2008. Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A conservation perspective. *Scripra Facultatis Rerum Naturalium Environmental Changes Universitatis Ostraviensis* 186:386–390.
- WELLS, K. D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago and London.
- WAKE, D. B. 1991. Declining amphibian populations. *Science* 253:860.
- WOODWARD, B. D. 1982. Local intraspecific variation in clutch parameters in the spotted salamander (*Ambystoma maculatum*). *Copeia* 1982:157–160.
- . 1987. Intra- and interspecific variation in spadefoot toad (*Scaphiopus*) clutch parameters. *Southwest. Nat.* 32:13–19.



Obr. 1 Heterogenní krajinu s větším spektrem vodních ploch je možné vytvářet i při zatápění zbytkových jam lomů. Příkladem může být přechodný stav při napouštění jezera Most (fotografie je z roku 2009, napuštěno z cca 60 %), kdy se voda rozlévala do okolních menších vodních lagun a vzniklo zde několik izolovaných vodních ploch, které okamžitě osídlily stovky kuněk, čolků a mnoho dalších ohrožených druhů. V současné době, ke konci napouštění, jsou břehy zarovnané a více příkré. Vhodné biotopy se zde prakticky nevyskytují.

Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou

Jana Doležalová, Jiří Vojar, Milič Solský

Ochranný potenciál těžbou ovlivněných území, zejména těch nerektivovaných, je díky výzkumu u nás i v zahraničí evidentní. Otázkou, jak tyto poznatky začlenit do rekultivační praxe, se v ČR intenzivně zabývají vědecká pracoviště i nevládní organizace. Díky tomu již dnes dokážeme 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 přírodě blízké obnovy nebrání. Přesto dosud nebyly přijaty potřebné legislativní změny a využití spontánní sukcese v rámci rekultivací je stále kontroverzním tématem.

Úvod do problému

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 povinná 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 zemědělského půdního fondu (ZPF) a pozemků určených k plnění funkcí lesa (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 těžební organizace platí 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 musejí 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 nacházejí pozemky ZPF či PUPFL, komplikuje zařazení 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 zatápnějí zbytkových jam lomů. Paradoxní ovšem je, že odvodů z dočasně odnětých 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. 2). 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 precedentským rozhodnutím, která by se později mohla obrátit proti nim. To se týká i návrhů územních systémů ekologické stability (ÚSES), jejichž ochrana či zakládání je požadována jiným zákonem, konkrétně zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

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 nepodmíněně 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 občanské sdružení Calla, které se také snaží o jejich projednání a přijetí (TUHÁČEK 2010, 2011).

Rizika z pohledu těžební organizace

Řada společností se nijak nebrání využití spontánní sukcese při rekultivacích,

což dokládají konkrétní projekty (např. Zelený most či Quarry Life Award) i podpora Těžební unie sdružující těžební organizace (Těžební unie 2009). Sukcesní plochy bývají již dnes zahrnovány do POPD. Nicméně firmy nemají za současné legislativy jistotu, že jim budou odvodů 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 vyšší rekultivačního fondu stanoví, nebylo s jeho rekultivací počítáno.

Může se také stát, že ponechání sukcesních ploch vyžaduje jiný orgán 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 vyšší stonásobku, resp. padesátinásobku ročního dočasně 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 odvodů tak mohou směle převýšit náklady na provedení technických rekultivací.

Méne práce pro rekultivační firmy

V případě začleňování 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 má vliv na ochotu některých rekultivačních firem, které zpravidla rekultivační plány připravují, sukcesní plochy navrhovat.

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, kdy jsou projednávány návrhy 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 vysvětlit, 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 zabráni jejich zarůstání.

Doporučení pro rekultivační praxi

Plánovat sukcesní plochy s předstihem

Sukcesní plochy je potřeba zahrnout již do žádosti o POPD včetně následných plánů



Obr. 2 Na sukcesních plochách vzniká spontánně mozaika prostředí odpovídající kategoriím definovaným zákony (lesní porosty, vodní plochy). Současná legislativa však požaduje, aby tato stanoviště byla cíleně vytvořena rekultivacemi. Značně se tím snižuje mortalita, roste vzájemný kontakt populací, a tím i celkový význam nových biotopů. Hornojihetínská výsypka



Obr. 3 Množství vodních ploch ponechaných na výspě je adekvátní, chybí však jejich vzájemné propojení s dobře prostupným prostředím. Méně technické provedení odvodňovacích kanálů zajistí vznik liniových mokřadních prvků. Lze také snadno spojit protierozní funkci remízků s funkcemi biokoridorů. Tyto prvky využívají ve špatně prostupném prostředí nejen obojživelníci, ale i jiné druhy živočichů. Statinická výsypka

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 kteréhokoli 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 písčích pak velmi zajímavé oligotrofní terestrické i vodní biotopy; naopak díky vyšší úživnosti a propustnosti jsou méně vhodné hnědé jílly. 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 osidlování těchto území, což platí zejména pro okrajové partie výsypky včetně jejich svahů. Nesmírně významné jsou v tomto směru mokřady a vodní plochy, které vznikají u pat výsypky 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 bezpečnostní hlediska týkající se stabilizace svahu dovolí, by měly být tyto cenné biotopy zachovávány.

Propojovat sukcesní plochy v rámci výsypky 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. 3). 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 výsypky (pokud se vyskytují), od kterých by neměly být odděleny migračními bariérami (zástavbou, komunikacemi, aktivními lomy). Značně se tak urychlí osidlování organismy, jejichž populace budou početnější a stabilnější (VOJAR *et al.* 2012).

Vhodně zakládat větší vodní plochy

Na většině výsypky jsou budovány zejména větší vodní plochy sloužící zpravidla

jako retenční nádrže. Nevhodné vlastnosti však jejich biologický význam výrazně snižují (DOLEŽALOVÁ *et al.* 2012; obr. 4). 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 druhů ptáků, obojživelníků i bezobratlých. Namísto pravidelných tvarů nádrží je vhodné vytvářet členité okraje vodních ploch tak, aby vznikaly mělké 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 obsádkou 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 sousledném pásu kolem nádrže (obr. 5). Toto opatření má význam zejména u vodních ploch obklopených zemědělsky rekultivovanými pozemky.

Podporovat variabilitu sukcesních stadií vhodným managementem

Živinově chudá iniciální sukcesní stadia výsypky či lomů s výskytem řady ohrožených a vzácných druhů kompenzují úbytek těchto biotopů v okolní krajině (KONVIČKA *et al.* 2005, BOUKAL 2010, TROPEK & ŘEHOUNEK



Obr. 4 Vodní plochy zakládané na rekultivovaných výsypkách jsou charakteristické větší rozlohou a hloubkou, pravidelným tvarem, zpevněnými a příkrymi břehy s minimem mělkých a členitých okrajových partií. Doly Nástup Tušimice

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, případně pastvu. U vodních ploch zarůstajících litorální vegetací je vhodné kosení před počátkem metání květenství na začátku června; zimní kosení či vypalování ji naopak podpoří (PETŘÍČEK *et al.* 1999). Vhodné je prosvětlení běhových porostů (přednostně s jižní až jihozápadní expozicí) v okolí vodních ploch pro zvýšení oslunění vodní hladiny a snížení rychlosti zazemňování tůň opadem listů. V případě úplného zazemnění tůň je vhodné její odbahnění (blíže 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 ruderalních druhů rostlin a eutrofizaci prostředí.

Zpětný monitoring a ochrana biologicky hodnotných stanovišť

Pro zajištění následné praktické ochrany těchto území i pro 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 musejí 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



Obr. 5 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. Vnitřní výsypka velkolomu ČSA

zvláště chráněných území se tím legitimizuje potřeba stanovení managementu území a usnadní se i získávání finančních prostředků na jeho realizaci (např. z krajinnotvorných 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 stadia, pro které bychom v případě jejich cíleného zakládání v „normální“ krajině těžko nacházeli prostor, o úspoře finančních prostředků ani nemluvě.

Namísto jejich využití jsou však tyto biotopy s vynaložením nemalých prostředků likvidovány, nežádka 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% dotěžených 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 přírodních 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.

Autoři pracují na katedře ekologie Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze

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

SUMMARY

Doležalová J., Vojar J. & Solský M.: Using Natural Succession in Restoration of Areas Affected by Mining

The authors deal with reasons, why spontaneous vegetation succession has not been more significantly used in restoration practice in the Czech Republic. At the same time, they propose steps which would strengthen the role of natural succession as an equal alternative to technically oriented reclamation which has been most often implemented yet. The authors also describe main principles

for establishing and managing areas left to spontaneous succession, particularly on coal mining spoil heaps. The contribution follows up with the article published in this journal aiming at biological significance of post-mining areas for amphibians (*Ochrana přírody*, 67, 3, 8-11, 2012). In addition to their own experience from the field, the authors were inspired by the Guidelines for Ecological Restoration of Sites Disturbed by Mining and Industrial Deposits (ŘEHOUNEK *et al.* 2010) which were developed by scientists, restoration/reclamation experts and State/Public Administration staffs. Based on these general principles, the authors elaborated proposals for practical measure, significant not only from a viewpoint of amphibian conservation.

X. Amphibians and Reptiles

Jiří Vojar, Karel Kerouš, Jiří Rom & Milič Solský

X.1 Current state and major threats

The diversity of amphibians and reptiles in the Prague, as an urban area under high anthropogenic pressure, is still surprisingly high. Out of the 21 Czech amphibian and 12 reptile species, 11 amphibians (52%) and 6 reptiles (50%) recently occur in area of the city (Appendix X.1). No other European capital has so variable geomorphological conditions as the Prague. Diverse geomorphology (Němec & Ložek 1997) and traditional management (e.g. grazing, forest and pond management, local quarrying of minerals) enabled to origin variable habitats there – deep rocky river valleys along the Vltava River with xeric grasslands on the slopes, numerous streams and natural pools, fishponds, wetlands, wet meadows, steppe or sparse woodlands. Together with historic gardens and urban parks, frequent garden colonies, brownfields and forest remnants, they have formed unique mosaic of habitats with suitable conditions for many taxa including amphibians and reptiles.

However, eminent natural value of the Prague has been gradually damaged since the second half of the 20th century. Among the most serious causes of amphibian and reptile jeopardy in the Prague belong habitat loss and fragmentation due to rapid building and traffic development. Important role also play water and soil pollution, intensification of fish farming, agriculture and forestry together with abandonment of traditional management and recreation activities of huge numbers of the Prague dwellers that are concentrated mainly in the most valuable habitats, e.g. bicycle and inline paths along the Vltava river. All above-stated causes have destroyed and fragmented both habitats and populations of majority of the Prague herpetofauna and most of valuable habitats of these species are recently bounded only on the city suburbia (Fig. X.1).

X.1.1 Amphibians

Amphibians that had been common in the city till the sixties of the 20th century – *Lissotriton vulgaris*, *Bufo bufo*, *Pseudepidalea viridis*, *Rana temporaria* and *Pelophylax* spp. – recently occur at distinct and therefore threatened populations. Most of them are now rare in the Prague, *Pseudepidalea viridis* and *Rana temporaria* even very rare (Appendix X.1). Despite the fact that *P. viridis* is long-lived and synantropic amphibian able to persist in urban environment (Moravec 1994), Prague populations of the species have decreased sharply in their abundances, and most of them conclusively perished during the last 30 years. An example of incredible vitality of the species is its long-term persistence at locality Parukářka, close to the Prague center (nearby homonymous urban park). After the destruction of previous reproduction habitat (fire tank) in the eighties of the 20th century, the only possible reproduction sites are now shallow periodic water bodies in abandoned construction area situated nearby (Fig. X.2). However, the reproduction of *P. viridis* performs here greatly irregularly, depending on precipitations during spring and summer. The causes of drastic decrease of *R. temporaria*, previously one of the most common amphibians in the Czech Republic, are changes in Prague environment and complex habitat requirements of the species – it needs current water for overwintering, stagnant water bodies for reproduction and tadpole development, and finally, suitable terrestrial habitats (forests, humid meadows) during the rest of year (Kuzmin 1999). However, the most serious problem is the preservation of connection among these habitats, mainly in such dynamic environment, as a big city is. On the other

hand, the second representative of Prague brown frogs, *Rana dalmatina*, is relatively common and locally forms stable populations now, e.g. at Nature Park (NP) Klánovice-Čihadla (locality 2, Fig. X.1) or National Monument (NM) Milíčovský les a rybníky (loc. 4). Relative beneficial state of the species is also supported by recently performed conservation measures, mainly reed mowing (Fig. X.3), and creating of new water bodies. Although the populations of Prague water frogs, i.e. *Pelophylax esculentus* and *P. ridibundus*, have also decreased, mainly latter mentioned species is probably the most common amphibian in the city. This species is a highly opportunistic amphibian and also resistant to environmental pollution (Kuzmin 1999), inhabiting variety of water habitats including the Vltava River and eutrophic fish ponds that are not acceptable for most of Prague amphibians (Kerouš 1996).

Some amphibians had been always rare in the Prague, e.g. *Salamandra salamandra* or *Hyla arborea*. Recently, *S. salamandra* occurs at five distinct and small populations in south and north edge of the Prague, exclusively in forest valleys of small streams discharging into the Vltava River, e.g. Unětický stream (a part of Trojská valley – loc. 1, Fig. X.1), and Cholupický stream (loc. 7). Till the eighties of the 20th century, *Hyla arborea* had presented in more than twenty localities, namely in southeast of the Prague. Nowadays, only three localities with the presence of the species have been known – in a pool along railway line at NP Klánovice-Čihadla (loc. 2), in pond Kosiňák (town part Točná, eastwards from the loc. 7), and the most recently, one clutch was discovered at NM Milíčovský les a rybníky (loc. 4).

As for the *Triturus cristatus* and *Bombina bombina*, both species had primarily occurred mainly in south part of the city. *T. cristatus* is a more threatened now, and forms only several distinct populations. The interesting is its presence in garden colony “Na Balkáně”, close to the Prague center. *T. cristatus* reproduce here in small garden ponds, and persistence of the population directly depends on attitude of local gardeners. Apart from the localities at NM Milíčovský les a rybníky (loc. 4, Fig. X.1) and NM Hrnčířské louky (loc. 5), the abundances of *B. bombina* are very low and their population threatened in the Prague.

X.1.2 Reptiles

All of the six Prague reptiles are recently threatened with negative trends in both the number of localities and population abundances. Nowadays, only *Lacerta agilis*, *Anguis fragilis* and *Natrix natrix* belong among locally relatively common species, presented in tens of localities. *Coronella austriaca* is the species that hardly be found, despite its occurrence in a habitat. Recently, we know about 15 localities of its presence, especially in the northwest of the city – along the Vltava River (Trojská valley, loc. 1, Fig. X.1), and in NP Šárka-Lysolaje.

Whereas the above-stated reptiles are characterized as relatively common in the Czech Republic (Mikátová et al. 2001), the presence of *Lacerta viridis* and *Natrix tessellata* in the Prague is unique at least in national scale. Both species are very rare in the country, and occupied only 7.8% or 8.3%, respectively, quadrants there (Mikátová et al. 2001). The presence of *L. viridis*, the biggest Czech lizard, is recently concentrated only along the Vltava River in Natural Reserve (NR) Šance in south and in Trojská valley (loc. 1), in the north part of the city, including also the population in NR Roztocký háj-Tiché údolí along the Unětický stream (Fischer & Reháč 2010). The occurrence of the species is bounded on xeric open grasslands on the slopes of the river valleys. However, these key habitats had been gradually overgrown by shrubs due to the absence of traditional management (mainly pasture) and by planting of the Black Locust (*Robinia pseudoacacia*). Therefore, the Prague populations of *L. viridis* are seriously threatened and most of them have disappeared or nearly extinct. After the initiation of suitable conservation measures – sheep and goat pasture, shrub and Black Locust mowing – during the last several years, the abundances of the species have little increased. In

case of *N. tessellata*, only one verifiable population exists in the Prague now. It is situated along the right bank of the Vltava River near to the Prague zoological garden in Trojská valley (loc. 1). Despite its relative large population abundance, the population is threatened by the traffic on newly created bicycle path along the river. Besides the six reptiles, introduced turtle Common Slider (*Trachemys scripta*) has been increasingly found in the Prague. The species is able hibernate there, however successful reproduction has not been detected in the Czech Republic yet (Brejcha et al. 2010).

X.2 Conservation and management

All above-stated reptile species and nearly all amphibians (except *Rana temporaria*) are specially protected by a law in the Czech Republic (see Appendix X.1). In practice, it means that any individual of the species cannot be killed, wounded or disturbed, e.g. during the reproduction. Without the exception, it is forbidden even to catch the animals. Protected are individuals, populations and also their habitats. Despite relatively strict legal protection of species, many valuable habitats have been destroyed due to rapid city development. To maintain unique Prague nature, 90 protected areas have been established there. Many of them also contain the most important amphibian and reptile habitats in the city. Though there is a strong legal force for the protection of these areas, the abandonment of traditional management including direct afforestation caused gradual overgrowing the habitats, and decreasing or extinction of many species bounded on open habitats. In a human altered landscape, the only way how to restore and maintain its natural value is active management, i.e. conservation measures.

In the Prague, about tens hectares (ha) of meadows are annually mowed. In places with the occurrence of *Bufo bufo*, *Rana dalmatina* and *R. temporaria*, remnants of uncut vegetation are left as corridors for metamorphosed juveniles. During the pond succession, vegetation gradually overgrow water surface. However, most of European amphibians avoid water bodies with dense reed or cattail stands (Zavadil et al. 2011). Therefore, about five ha of these stands are annually mowed. This measure is carried mainly in habitats with the occurrence of brown frogs. Dense stands of trees and shrubs around water habitats are thinned, because the stands shade water surface, decrease water temperature, prolong amphibian development and accelerate pond silting. Shrubs are also mowed at xeric grasslands and steppe, as the measure for *Lacerta viridis*, at least on hundred square meters each year. At other 30 ha of xeric habitats, sheep and goat pasture is performed. Recently, large-scale project run at 15 Prague protected areas, to find the most effective method for control of invasive *Robinia pseudoacacia*. During the last ten years, about 50 ponds have been partly silt cleaned and revitalized, and several small pools are cleaned yearly. About ten small water bodies with variable deep and morphology are created per each year, to support amphibian populations, mainly *Salamandra salamandra*, *Triturus cristatus*, *T. vulgaris*, *Bombina bombina* and *Bufo viridis*.

X.5. References

- Brejcha J., Jeřábková L., Miller V. and Šandera M. 2010: Zaznamenávání výskytu želvy nádherné (*Trachemys scripta*) na území ČR v roce 2010. Herpetologické informace 9(1): 18–24 (in Czech with English summary).
- Cox N. A. and Temple H. J. 2009. European Red List of Reptiles. Luxembourg.
- Fischer D. and Reháček I. 2010. The Ecology, Ethology and Variability of the European Green Lizard *Lacerta viridis* from a Local Population along the Vltava River in Central Bohemia. Gazela 37: 51–168 (In Czech with English summary).
- Kerouš K. 1996. A Study of Distribution of the Classes Amphibia and Reptilia in Years 1986–1993. Natura Pragensis, Studie o přírodě Prahy 13. Prague, Czech Republic (in Czech with English summary).
- Kuzmin S. L. 1999. The Amphibians of the Former Soviet Union. Sofia – Moscow.
- Mikátová B., Vlašín M. and Zavadil V. (eds.) 2001. Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic. AOPK ČR, Brno, Prague, Czech Republic (in Czech and English).
- Moravec J. 1994: Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Prague, Czech Republic (in Czech).
- Němec J. and Ložek V. (eds.) 1997: Chráněná území ČR: 2 Praha. Prague, Czech Republic (in Czech).
- Temple H. J. and Cox N. A. 2009. European Red List of Amphibians. Luxembourg.
- Zavadil V., Sádlo J. and Vojar J. 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. AOPK ČR, Prague, Czech Republic (in Czech).

Addresses

Jiří Vojar

Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague; Kamýcká 129, CZ-165 21 Prague 6, Czech Republic; email: vojar@fzp.czu.cz.

Karel Kerouš

Poznaňská 445/13, CZ-181 00 Prague 8, Czech Republic; email: kerkar@email.cz.

Jiří Rom

Department of Development of Public Space; Prague City Hall; Mariánské nám. 2, CZ-110 01 Prague 1, Czech Republic; email: jiri.rom@praha.eu.

Milič Solský

Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague; Kamýcká 129, CZ-165 21 Prague 6, Czech Republic; email: solsky@fzp.czu.cz.

Appendix X.1. List of Amphibians and Reptiles of Prague.

CS_{CR} – conservation status according to Czech law (Act. No. 395/1992 Gazette, implementing decree to Act. No. 114/1992 Gazette on the Nature and Landscape Protection) – CE – Critically Endangered, SE – Severely Endangered, E – Endangered Species; **RL_{CR}** – Czech Red List categories according to Zavadil & Moravec (2003) – CR – Critically Endangered, EN – Endangered, VU – Vulnerable, NT – Near Threatened, LC – Least Concern; **CS_{EU}** – conservation status in Europe according to The Habitats Directive (92/43/EEC) – Roman numerals represent the number of annex, where is the species classified; **RL_{EU}** – European Red List categories according to Temple & Cox (2009, amphibians) and Cox & Temple (2009, reptiles). The numbers of localities with species presence are divided to time periods (according to Kerous, unpublished). Trends (in the number of localities and population abundances) – ↓↓ – sharp decreasing, ↓ – (gradually) decreasing, ↔ – stable. Only autochthone species are presented in the table.

Name	Scientific name	CS _{CR}	RL _{CR}	CS _{EU}	RL _{EU}	till 1985	1986–2000	2001–recent	Trends	Comments to current trends in occurrence
Amphibians										
Fire Salamander	<i>Salamandra salamandra</i>	SE	VU	-	LC	11	6	5	↓	Small vulnerable populations at distinct localities; very rare.
Common Newt	<i>Lissotriton vulgaris</i>	SE	EN	II, IV	LC	60	43	27	↓↓	Original population(s) divided into isolated fragments; rare.
Northern Crested Newt	<i>Triturus cristatus</i>	SE	NT	-	LC	24	9	5	↓↓	Small vulnerable populations; very rare.
Fire-bellied Toad	<i>Bombina bombina</i>	SE	EN	II, IV	LC	24	21	10	↓	Mainly small distinct populations, locally abundant; rare.
Common Toad	<i>Bufo bufo</i>	E	NT	-	LC	77	77	69	↓	The most numerous amphibian, locally threatened; relatively common.
Green Toad	<i>Pseudepidalea viridis</i>	SE	NT	IV	LC	67	59	24	↓↓	From 1980's rapid decrease, now most populations threatened; very rare.
Common Tree Frog	<i>Hyla arborea</i>	SE	NT	IV	LC	12	9	3	↓↓	Recently at only several refuges with low abundance; very rare.
Common Frog	<i>Rana temporaria</i>	-	NT	V	LC	55	49	22	↓↓	Previously common species, from 1980's rapid decrease; now very rare.
Agile Frog	<i>Rana dalmatina</i>	SE	NT	IV	LC	27	17	11	↓(↔)	Some populations stable or recently increasing; now relatively common.
Marsh Frog*	<i>Pelophylax ridibundus</i>	CE	NT	V	LC	71	70	57	↓	In contrast with the number of localities, population abundances locally have decreased significantly; still relatively common.
Edible Frog*	<i>Pelophylax esculentus</i>	SE	NT	V	LC					
Reptiles										
Sand Lizard	<i>Lacerta agilis</i>	SE	NT	IV	LC	70	62	37	↓	Mainly distinct small populations, locally stable and relatively common.
Green Lizard	<i>Lacerta viridis</i>	CE	CR	IV	LC	12	6	5	↓	Recently some populations stable due to management; very rare.
Slow Worm	<i>Anguis fragilis</i>	SE	LC	-	LC	61	56	39	↓	Recently only some stable populations; mostly rare, locally common.
Smooth Snake	<i>Coronella austriaca</i>	SE	VU	IV	LC	23	23	16	↓	At low abundances in distinct populations (except NW of Prague), rare.
Grass Snake	<i>Natrix natrix</i>	E	LC	-	LC	70	67	41	↓	Usually distinct small populations; locally still relatively common.
Dice Snake	<i>Natrix tessellata</i>	CE	EN	IV	LC	8	4	2	↓↓	Now persistent only one abundant, but threatened population; very rare.
Adder	<i>Vipera berus</i>	CE	VU	-	LC	3	3	0	↓	Previously very rare in SW of the town, recently probably extinct.

* Because the *Pelophylax esculentus* and *Pelophylax ridibundus* form a complex of quite similar species, we refer here about their presence together.

Fig. X.1. The most valuable Prague localities for amphibians and reptiles. Local names have been let in Czech.

1 – Trojská valley, as part of the Nature Park (NP) Drahaň-Trója, 2 – NP Klánovice-Čihadla, 3 – NP Říčanka, 4 – National Monument (NM) Milíčovský les a rybníky, 5 – NM Hrnčířské louky, 6 – NM Modřanské rokle, 7 – Komořany, Cholupice and Břežanské valley (together with locality six form NP Modřanská rokle-Cholupice), 8 – Radotín, as a part of the NP Radotín-Chuchelský háj.

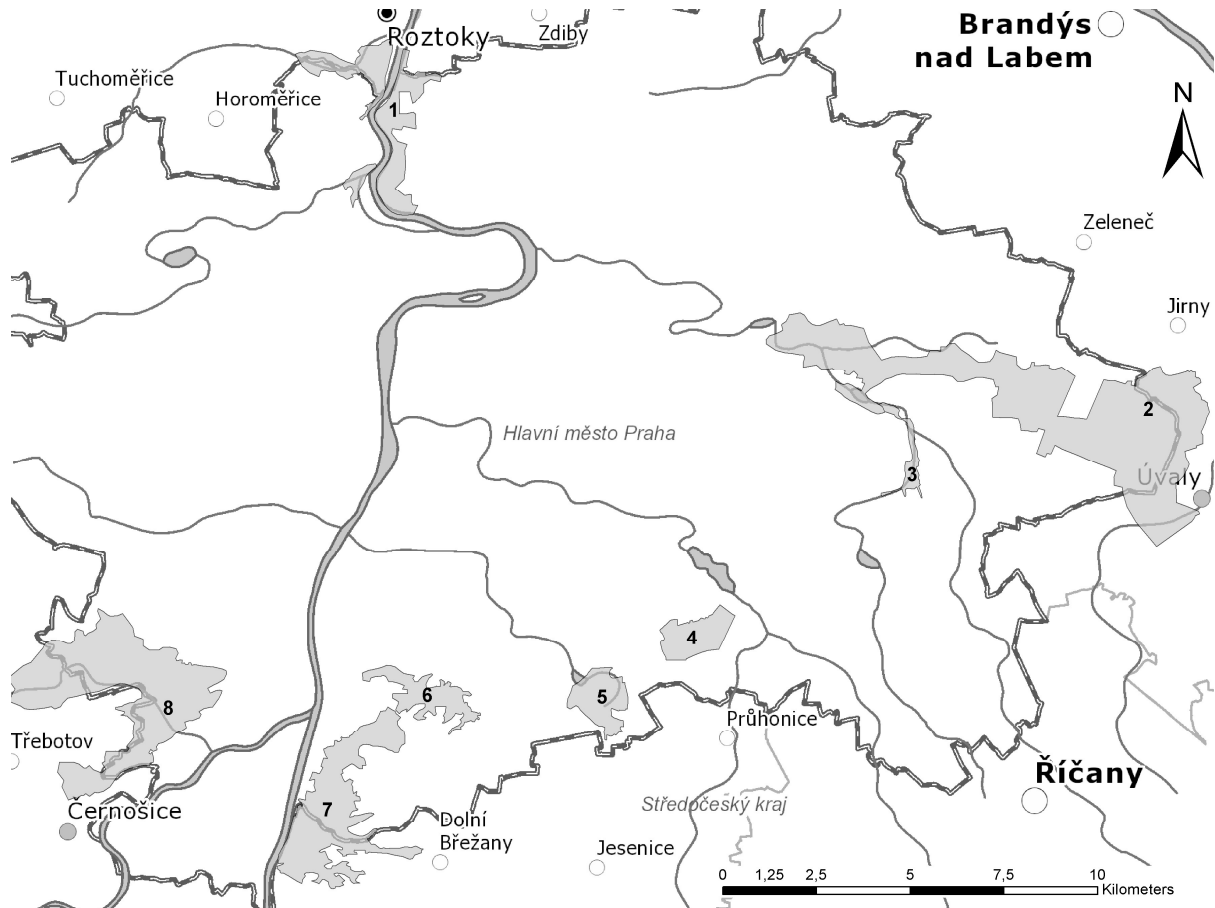


Fig. X.2. Typical reproduction habitat – periodic shallow water body – of *Pseudepidalea viridis*, one of the most threatened Prague amphibian. Locality “Parukářka”, abandoned construction area, close to the Prague center (© J. Vojar).



Fig. X.3. Illustration of a suitable conservation measure – reed mowing at National Monument “Milíčovský les a rybníky” (loc. 4, Fig. X.1). After the intervention, *Rana dalmatina* immediately occurs here in high densities and spawn tens of clutches (© J. Rom).

