

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Katedra ekologie a životního prostředí



Lukáš Weber

Čolek velký v Pomoraví: rozšíření a biotopové preference

The Great Crested Newt in Pomoraví: distribution and habitat features

Bakalářská práce

předložená

na katedře Ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: Mgr. Zdeněk Mačát

Olomouc 2014

Bibliografická identifikace:

Weber, L. (2014): Čolek velký v Pomoraví: rozšíření a biotopové preference. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 52 pp, v češtině.

Abstrakt

V rámci bakalářské práce bylo zkoumáno 23 lokalit v oblasti Litovelského Pomoraví, se zaměřením na výskyt čolka velkého (*Triturus cristatus*). Jednalo se o kvalitativní výzkum s popisem vlastností stanovišť. V rámci mapování byl čolek velký nalezen v PR Plané loučky, v písčokvách Černovíra a v PR Kačení Louka, zde se jednalo o lokality s historickými údaji o výskytu druhu. Poprvé byli objeveni jedinci na lokalitách v Července 1 a Horce nad Moravou – Měřičná. Na lokalitách PR Kačení louka, tůních Černovíra a Horky nad Moravou – Měřičná byla odchycena larvální stádia čolka velkého, což naznačuje, že se zde úspěšně rozmnožuje. Vyhodnoceny byly biotopové preference a sestavena byla tabulka indexů vhodnosti stanovišť (HSI). V tůních s výskytem čolka velkého bylo zjištěno pět syntopických druhů obojživelníků, nejčastěji se jednalo o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a kuňku obecnou (*Bombina bombina*). Výsledky regresní analýzy dále ukázaly, že s narůstající hloubkou klesá pravděpodobnost výskytu, stejně také s nárůstem ryb je predikce výskytu čolka velkého nízká. Naopak s nárůstem zastínění i vegetace pravděpodobnost výskytu roste. Testy odhalily závislosti mezi nálezem a hloubkou, zastíněním i vegetací. Mezi velikostí tůní a výskytem není spojitost. Podle Pearsonova Chí-kvadrát testu není průkazná závislost mezi HSI a nálezy čolka velkého.

Klíčová slova: *Triturus cristatus*, vlastnosti stanovišť, mapování, predikce výskytu.

Bibliographical identification:

Weber, L. (2014): The Great Crested Newt in Pomoraví: distribution and habitat features. Bachelor's thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc, 52 pp., in Czech.

Abstract

In bachelor thesis was examined 23 locations in the Litovelské Pomoraví, focusing on the occurrence of the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). It was a qualitative research describing the characteristics of habitats. The Great Crested newt was found in NR Plané Loučky, sand pits Černovír and NR Kačení Louka, it confirmed historical data on the occurrence of the species in these locations. Several individuals were found in Červenka 1 and Horka nad Moravou - Měříčná for the first time. In locations NR Kačení louka, ponds in Černovír and Horka nad Moravou – Měříčná, were caught larvals of the Great Crested Newt, suggesting succes reproduction. Habitat features were evaluated and also was calculated a Habitat suitability index (HSI). Five co-occurring amphibian species was recorded in pond occupied by Crested Newt. The Smooth Newt (*Lissotriton vulgaris*) and the European Fire-bellied Toad (*Bombina bombina*) were most frequently syntopic species with Crested Newt. Regression analysis showed, negative correlation of probability of occurrence Great Crested Newt with depth and occurrence of fish. On the contrary, positive correlation was found between probability of occurrence Crested Newt and shade and vegetation coverage. Tests revealed the dependence between occurrence and depth, shading and vegetation coverage. There is no relationship between the size of ponds and the newts occurrence. Also there is no relationship HSI and occurency the Great Crested Newt, according to Pearson's chi-square test.

Keywords: *Triturus cristatus*, habitat features, mapping, occurrence prediction.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením
Mgr. Zdeňka Mačáta a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 24.4.2014

.....

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam příloh	ix
Seznam zkratk	x
Poděkování.....	xi
1. Úvod do problematiky	12
1.1 <i>Triturus cristatus</i>	13
1.2 Charakteristika území	15
1.3 Habitat.....	17
2. Cíle práce	20
3. Metodika	21
3.1 Mapování	21
3.1.1 Charakteristika lokalit.....	22
3.2 Vlastnosti stanovišť	25
3.3 Index vhodnosti stanoviště – HSI (Habitat suitability index).....	25
4. Výsledky	27
4.1 Mapování čolka velkého	27
4.2 Vlastnosti stanovišť	28
4.3 HSI (Habitat suitability index).....	32
5. Diskuse.....	34
5.1 Zhodnocení nálezových dat	34
5.2 Vlastnosti a vhodnosti stanovišť	36
6. Souhrn.....	39
7. Literatura.....	40
8. Přílohy.....	50

Seznam tabulek

Tab. 1: Procentuální zastoupení parametrů tůní.....	28
Tab. 2: Testy závislosti nálezových dat na faktorech hloubky a rybí osádce... 31	
Tab. 3: Testy závislosti nálezových dat na faktorů zastínění a vegetace.	31
Tab. 4: Test závislosti nálezu čolka velkého na velikosti tůně.....	31
Tab. 5: Seřazení jednotlivých faktorů podle síly vlivu (AIC) na výskyt čolka od největšího po nejmenší vliv.	31
Tab. 6: Testování nejlepší kombinace vysvětlujících faktorů (depth, origin)...	32
Tab. 7: Index vhodnosti stanoviště.....	32

Seznam obrázků

Obr. 1: Vývojová stádia čolka veľkého (Langton et al. 2001, upraveno).....	14
Obr. 2: Mapa výskytu <i>Triturus cristatus</i> v Pomoraví.....	27
Obr. 3: Lokality výskytu <i>Triturus cristatus</i> (1) Kačení louka, (2) Červenka u trati, (3) Horka n. Moravou.....	28
Obr. 4: Lokality výskytu <i>Triturus cristatus</i> (4) PR Plané loučky, (5) Černovír. .	28
Obr. 5: Graf frekvence syntopických druhů.	29
Obr. 6: Grafy závislosti výskytu <i>Triturus cristatus</i> na hloubce a rybí osádce. ...	30
Obr. 7: Grafy závislosti výskytu <i>Triturus cristatus</i> na zastínění a vegetaci.	30

Seznam příloh

Příloha č. 1: Foto. živolvné pasti a její umístění na lokalitě Černovír 2.	50
Příloha č. 2: Foto. srovnání velikosti čolka velkého a čolka obecného.	50
Příloha č. 3: Tabulka sledovaných parametrů habitatu a nálezových dat.	51
Příloha č. 4: Procentuální zastoupení vegetace a zastínění.	52

Seznam zkratk

aj. – a jiné

AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny

apod. – a podobně

cca. – přibližně

cm – centimetr

ČR – Česká republika

foto. – fotografie

CHKO – Chráněná krajinná oblast

km – kilometr

max. – maximum, maximální

min. – minimum, minimální

mm – milimetr

např. – například

NPR – Národní přírodní rezervace

Obr. – obrázek

PR – Přírodní rezervace

SVL – celková délka těla

Tab. – tabulka

tj. – to je

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval všem, kteří mi jakkoli pomohli buď při práci v terénu, nebo při zpracování získaných dat. Především děkuji Mgr. Zdeňku Mačátovi za odborné vedení mé práce. Dále pak chci poděkovat Mgr. Lence Jeřábkové za zprostředkování poskytnutí dat z nálezové databáze AOPK ČR, Mgr. Janu Losíkovi, Ph.D. za poskytnutí rad týkajících se aplikace MapoMat AOPK ČR, a Mgr. Janu Šipošovi za pomoc při statistické analýze. V neposlední řadě chci poděkovat své babičce a dědovi za psychickou i materiální podporu v mé práci.

V Olomouci, 24. dubna 2014

1. Úvod do problematiky

Během posledních desetiletí došlo k úbytku populací obojživelníků (Houlán et al. 2000). Z hypotéz poklesu v globálním měřítku jde nejpravděpodobněji o kombinaci několika faktorů (Collins & Storfer 2003). V případě vysoce urbanizovaných a rozvinutých zemí Střední a Západní Evropy, je hlavním faktorem ztráta charakteru a fungování vodních sítí (Oertli et al. 2005), zapříčiněná manipulací s mokřady a tůňemi nebo jejich zničením (Beebee 1997). K dalším faktorům patří acidifikace, která má vliv na reprodukci, růst a mortalitu embryí i larev (Horne & Dunson 1994), používání pesticidů a jiných chemických látek, zvýšení UVB radiace, změna klimatu, nárůst počtu parazitů a patogenů, především pak chytridiomykózy (Alford & Richards 1999, Houlán et al. 2000, Beebee & Griffiths 2005). Při poklesu počtu tůní, které ztrácejí svůj přírodní charakter vlivem antropogenního tlaku využívání krajiny, jsou zbytkové vodní plochy často s rybí obsádkou či přítomností vodního ptactva další hrozbou pro obojživelníky (Kyek & Maletzky 2006). Jednotlivé faktory ohrožení se vyskytují na různých prostorových i časových úrovních, většinou se pak jedná o jejich kombinaci. Nezanedbatelný je vliv dopravy, jenž je nedílnou součástí fragmentace krajiny (Vojar 2007). Intenzita mortality je dána především parametry komunikace, charakteru okolní krajiny a jejího migračního potenciálu (Hlaváč & Anděl 2001). Drastickým zásahem do životního cyklu obojživelníků je vypouštění rybníků, zejména jarní a méně častá letní etapa, problém také v poslední době představuje predace norkem americkým (*Mustela vison*), nevhodné způsoby kosení nebo nadměrné počty divokých prasat (Vojar 2007).

Trend snižování početností vykazuje také geografickou variabilitu (Houlán et al. 2000). Na území České republiky nalezneme 21 druhů obojživelníků (Vojar 2007), kteří jsou kvůli ohrožení zařazeni mezi zvláště chráněné druhy, nebo jsou uvedeni v Červeném seznamu. U malých populací jsou populační výkyvy nebezpečnější (Primack et al. 2001). Obojživelníci jsou typičtí výraznými fluktuacemi, což může činit jejich populace zranitelnými (Pechmann et al. 2001). Ohrožení také spočívá v nevhodném či neefektivním způsobu ochrany, zaměřeném prvořadě na záchranu jedinců, namísto ochrany biotopů (Vojar 2007). Monitoring distribuce druhu a klíčové vlastnosti stanovišť jsou důležitými požadavky pro managementové zásahy na podporu druhu v regionálním měřítku. Stanovení vlastností stanovišť může sloužit

nejen pro predikci druhu, ale také pro tvorbu směrnic stanovišť (Maletzky et al. 2007). U obojživelníků ochranu komplikuje fakt, že většina druhů obývá v průběhu sezóny různé typy prostředí, mezi kterými migrují. Ochrana přírody má smysl pouze tehdy, známe-li příčiny ohrožení a vycházíme-li ze znalosti biologie, potažmo ekologie jednotlivých druhů a jejich fungování v ekosystému (Vojar 2007). Biologie ochrany přírody, někdy též konzervační biologie, má tedy tři hlavní cíle: (i) sledovat a popisovat rozmanitost živých organismů, (ii) porozumět vlivu lidských aktivit na jednotlivé druhy, jejich společenstva i ekosystémy a (iii) vyvinout praktické mezioborové přístupy k ochraně a obnově biodiverzity (Primack et al. 2001).

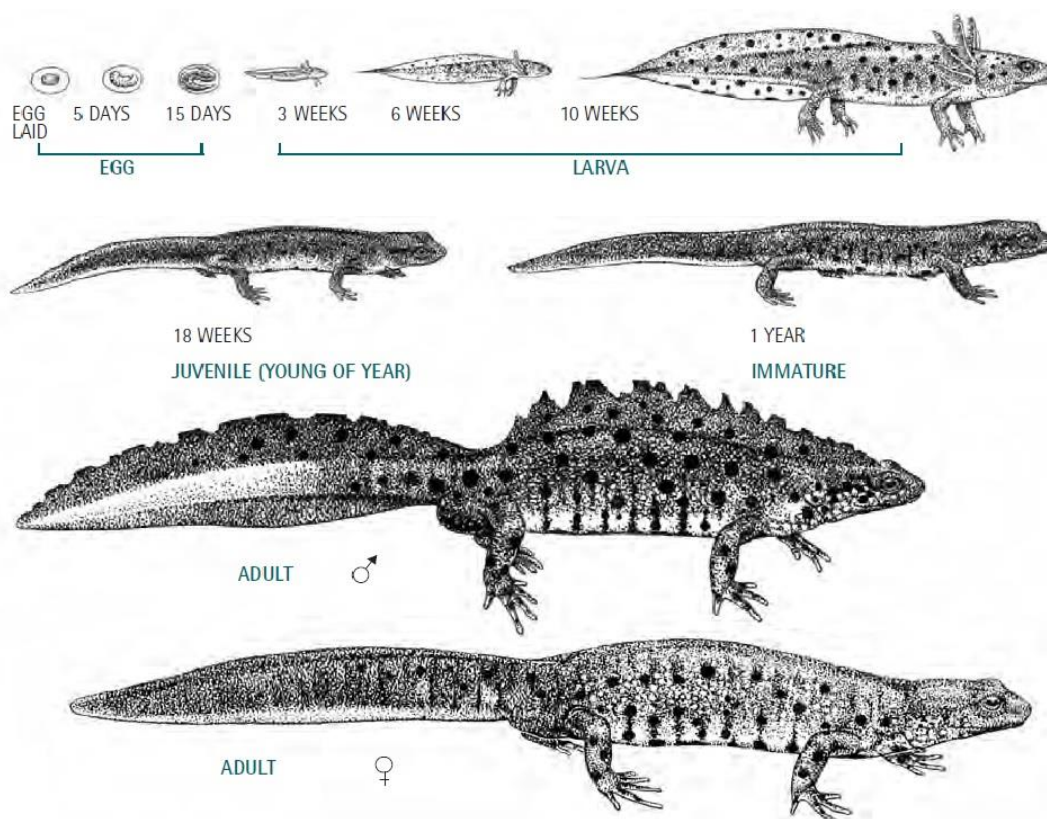
Obojživelníci hrají klíčovou roli v ekosystému jako sekundární spotřebitelé, jsou považováni za dobré ekologické ukazatele, vzhledem k vysokému stupni citlivosti na změnu životního prostředí (Welsh & Olliver 1998, DeGarady & Halbrook 2006), obecně jsou vůči polutantům citlivější raná vývojová stádia (Prati et al. 2000). Adultní formy obojživelníků jsou regulátory biologických škůdců. Mnozí jsou využíváni jako modelové organismy v embryologickém, fyziologickém a genetickém výzkumu (Rehák 1992). Chemické látky jako aminy a polypeptidy nalezené na kůži mají farmakologické využití (Filho et al. 2005). Neopomenutelný význam má konzumace obojživelníků, zejména skokanů a velemloků, pro příklad v 90. letech minulého století bylo do Evropské unie dováženo 6000 tun žabích stehýnek, což představuje více než 100 milionů jedinců (Jensen & Camp 2003). Vzhledem k jejich významu má úbytek či zánik jejich populace signifikantní vliv na jiné organismy včetně člověka.

1.1 *Triturus cristatus*

Čolek velký - *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) rozšířený ve větší části Evropy vykazuje významný pokles populace (Gasc et al. 1997). Tento druh je veden v příloze II a IV směrnice EU – o stanovištích 92/43/EEC, v příloze II Bernské úmluvy. V České republice je dle vyhlášky č. 395/1992 Sb. ve znění vyhlášky č.175/2006 Sb. veden jako silně ohrožený druh, v Červeném seznamu obojživelníků a plazů ČR (Zavadil & Moravec 2003) jako ohrožený (EN) a v Červeném seznamu IUCN – málo dotčený (LC) (Arntzen et al. 2013).

V České republice čolek velký dorůstá velikosti (SVL) 150 až 200 mm, tělo je robustní s širokou hlavou a délkou ocasu přibližně stejnou nebo o něco menší než je délka těla s hlavou. Kůže na dorzální a laterální straně černá nebo hnědo-černá,

pokryta tmavými skvrnami, které mohou na žlutém až oranžovém bříse splývat. Kloaka samců je v období rozmnožování zduřelá a tmavá, na ocase je postranní podélný modro-bílý pruh a zubatý kožní hřeben je v pánevní oblasti rozdělen na hřbetní a ocasní část (Roček 1992). Samice nemá tyto sekundární pohlavní znaky a její kloaka je zploštělá a načervenalá, ocas je s podélným načervenalým nebo oranžovým pruhem zdola (Kuzmin 1999). Wolterstorffův index (Wolterstorff 1923, Arntzen & Wallis 1994) je měřítkem tvaru těla a používá se pro identifikaci druhů čolků, kdy nízké hodnoty mají štíhlí jedinci s krátkými nohama a vysoké hodnoty jsou u robustnějších zvířat s delšími nohama. Vypočítává se jako 100 násobek délky přední nohy dělený vzdáleností mezi končetinami a pro druh *Triturus cristatus* má hodnotu pro samice 49–54%, pro samce 59,8–65% (Arntzen & Wallis 1994, Jehle et al. 2011). Vajíčka, kterých je okolo 250 za sezónu, mají rosolovitý obal o průměru 4 až 6 mm se žlutým středem a jsou umístěny na submerzní vegetaci blízko hladiny.



Obr. 1: Vývojová stádia čolka velkého (Langton et al. 2001, upraveno).

Larvy čolka velkého lze odlišit od ostatních druhů přítomností vlákna na špičce ocasu a černých skvrn po celém těle včetně ocasu a hřebeni (obr. 1). Při přechodu z vody na souš jsou juvenilové podobní dospělcům, ale chybí černé skvrny na bříse, typický vzor se fixuje v dospělosti s dosažením maximální velikosti (Langton et al. 2001). Hodně

poznatků o biologii čolka velkého se týká především vodních charakteristik (Griffiths 1996, Thiesmeier & Kupfer 2000, Arntzen 2003), hlavně proto, že čolci jsou v této fázi svého životního cyklu lépe odchytní ke studiu, než v terestrické fázi. To je obzvláště podnětné, protože existují obavy o zachování druhu čolka velkého v celém rozsahu jeho výskytu, vzrůstá tak potřeba managementu založeného na znalostech pro suchozemské stanoviště (Langton et al 2001, Malmgren 2002). Telemetrické studie ukazují, že dospělí jedinci používají nory malých savců a štěrby pod kameny, skalami, trsy trav a jiné pozemní úkryty (Jehle 2000, Jehle & Arntzen 2000, Schabetsberger et al. 2004). Takové struktury jsou považovány za významné prostorové jednotky, jelikož poskytují jedincům úkryt před predátory a nepříznivými podmínkami (Malmgren et al. 2007). Podle Ročka (1992) čolci využívají úkrytů jako útočiště, kam se vracejí v průběhu dne po nočním lovu nebo v období sucha či chladu (tj. při estivaci a přezimování). Přes schopnost čolků používat čichové podněty k navigaci (Malmgren 2002) a identifikaci jedinců příslušného druhu (Hayward et al. 2000), nejsou známy sociální interakce mezi čolky ve vztahu k dostupnosti zdrojů, jako jsou například úkryty (Malmgren et al. 2007).

Dospělí jedinci se začínají přesouvat ze zimních stanovišť do tůní od února až března v závislosti na teplotě a množství srážek. Vodní fáze spojená s rozmnožováním se odehrává v období od konce března do začátku července, následuje terestrická fáze do pozdního září v závislosti na teplotě prostředí (Langton et al. 2001). Význam této poměrně krátké doby pozemní aktivity pro hledání potravy a přípravu na hibernaci je do značné míry neznámý. Malmgren (2007) usuzuje, že se tak jedinci brání konkurenčním interakcím s jedinci hájícími pozemní úkryty, které jsou nezbytné pro hledání potravy, přežití nebo během režimu spánku. Čolek velký se často vyskytuje ve vzájemně propojených metapopulacích, kolem shluku tůní či rybníků, které jsou méně zranitelné vůči změně habitatu než u jediné zdrojové populace (Langton et al. 2001).

1.2 Charakteristika území

Území leží v nivě meandrující řeky Moravy, jež vytváří unikátní anastomózní říční vzor, síť opuštěných, zaškracených, uměle vytvořených a periodických ramen, nazývanou vnitrozemskou deltou. Přirozeně meandrující tok se nachází v NPR Ramena řeky Moravy (Vlček et al. 1984). Severní část oblasti je součástí

Hornomoravského úvalu - podsoustavy Vněkarpatských sníženin, geomorfologické provincie Západních Karpat, jižní část, oddělenou Třesínským prahem, tvoří Mohelnická brázda, jež je součástí Jesenické podsoustavy, geomorfologické provincie České vysočiny (Demek et al. 1987). Zájmovou oblast charakterizuje rovný či mírně zvlněný povrch s nadmořskou výškou od 215–250 m n. m. (Velísek 1967). Půdy jsou jednak řazeny mezi nivní a glejové s různým stupněm zamokření, a také se zde vyskytují půdy slatinné (Šarapatka 1991). Pravidelné povodně vedly ke vzniku specifického ekosystému lužního lesa, významná je též hladina podzemní vody, jež dosahuje maxima v březnu až dubnu, minima pak v září (Kříž 1971). Jak uvádí Kirchner & Ivan (1999), od 2. poloviny 18. století postupně dochází k oslabování funkčnosti systému ramen a transport vody a sedimentů se stále více soustřeďuje do dnešního hlavního koryta. Utlumená dynamika průtoku společně s ochranným účinkem kořenového balu vegetace lužního lesa stabilizujícího břehy způsobují, že meandry na bočních ramenech se již 200 let téměř nevyvíjejí. Většina jezer a tůní vznikla po těžbě štěrkopísků, v případě ponechání spontánnímu růstu vegetace, získávají lokality novou přírodovědeckou hodnotu. Příkladem je Chomoutovské jezero, které je rezervací vodních ptáků s druhy, jako je ledňáček říční (*Alcedo atthis*), lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*) a strakapoud prostředním (*Dendrocopos medius*) (Friedl et al. 1991). Z regionálně klimatologického hlediska řadí Quitt (1975) celé území do teplé klimatické oblasti s označením T2, roční teplota kolísá mezi 7,7–8,7 °C, srážkový úhrn je 570–696 mm. Průměrná roční vlhkost vzduchu se pohybuje kolem 76 %, nejvyšší je v prosinci, nejnižší v květnu (Šarapatka 1991).

Chráněná krajinná oblast Litovelské Pomoraví byla zřízená dne 15. listopadu 1990 vyhláškou Ministerstva životního prostředí ČR č. 464/1990 Sb., rozprostírá se na ploše 96 km² mezi městy Mohelnice a Olomouc. Předmětem ochrany je zachování komplexů lužních lesů, vlhkých nivních luk a mokřadů. Území je také Evropsky významnou lokalitou (CZ0714073) o rozloze 9458,6 ha se zřetelem na stanoviště bezkolencových luk na vápnatých, rašelinných nebo hlinito-jílovitých půdách, extenzivních sečených luk nížin až podhůří, jeskyní nepřístupných veřejnosti, dubohabřin, smíšených jasanovo-olšových lužních lesů temperátní a boreální Evropy, smíšených lužních lesů. Mezi evropsky významné druhy jsou řazeni bobr evropský (*Castor fiber*), čolek velký (*Triturus cristatus*), kuňka obecná (*Bombina bombina*), modrásek bahenní (*Maculinea nausithous*), netopýr černý (*Barbastella barbastellus*),

ohniváček černočárný (*Lycaena dispar*), svinutec tenký (*Anisus vorticulus*) a vydra říční (*Lutra lutra*). Mokřadní část byla v roce 1993 zařazena do Ramsarského seznamu významných mokřadů (Bureš & Machar 1999).

V oblasti Pomoraví se čolek velký vyskytuje jen na několika málo lokalitách, dle nálezové databáze AOPK ČR (2014) jde především o oblast Černovířského slatiniště a zde zaplavených pískoven, kde se populace čolka velkého i úspěšně rozmnožuje. Dále je zaznamenán v tůních Přírodní rezervace Plané Loučky a Přírodní rezervace Kačení louka.

1.3 Habitat

V úvodu je třeba říci, že čolci vyžadují prostředí mozaikovitě a dynamické, se střídáním etap disturbancí. Dnešní kulturní krajina společně s nevhodným či žádným managementem neposkytuje vhodné podmínky pro obojživelníky, rybníky a toky jsou eutrofizované s nadměrnou rybí obsádkou, mělké vody jsou často zastíněny, mokřady mimo les téměř vymizely (Zavadil et al. 2001). Zajištění konektivity jednotlivých typů prostředí i dílčích populací by mělo být prioritním cílem zejména v oblastech s vysokou antropogenní zátěží krajiny (Vojar 2007). Striktní preference jednoho místa má v případě jeho poškození, ať deterministickým, tj. s identifikovatelnou vnější příčinou jako je kontaminace apod., či stochasticky, tedy náhodným vlivem např. požárem, vážné následky pro celou populaci. Tendence vracet se na svá rodná stanoviště (filopatrie) je vlastní především dospělým, juvenilové snáze pronikají do nových prostředí (Berven & Grudzien 1990, Vojar & Doležalová 2003). Byly zjištěny i mezipohlavní rozdíly, kdy věrnější původním stanovištím bývají samci (Sinsch & Siedel 1995, Almhagen 2007). Obecně u ocasatých obojživelníků je schopnost šíření prostorem nízká a zpravidla kolonizují nové biotopy do vzdálenosti několika set metrů od původních stanovišť (Baker & Halliday 1999, Joly et al. 2001). U čolků platí, že s rostoucí nestabilitou vodních lokalit v místě výskytu nebo s nárůstem počtu nových vhodných biotopů tendence k filopatrii klesá a část adultních jedinců osidluje nové biotopy (Perret et al. 2003).

Čolek velký se na našem území vyskytuje od nížin až do nadmořské výšky 800 m (Zavadil 1993), rozmnožuje se v širokém výběru mokřadních biotopů. Akční radius, tj. vzdálenost putování od vody, je okolo 1 000 m (Artzen 2003), což platí i pro mladé jedince (Kupfer & Kneitz 2000). Nejčastěji najdeme čolka velkého

v mezotrofních až eutrofních vodách (vzácně oligotrofních) tůní, jezírek v lomech a pískovnách, rybníků, zanedbaných koupališť, požárních nádrží i zvodnělých tankodromech. Typicky se vyskytuje na územích optimálních a zároveň mladých biotopů, mozaikové kulturní krajiny s ostrůvky vhodných míst oddělených plochami méně výhodnými nebo i nepřijatelnými, či staré mokřadní krajiny, která je dnes s výjimkou fragmentů vymizelá. Méně často se vyskytuje v zemědělské krajině s průchodnými plodinami pro obojživelníky anebo s dostatečnou sítí mezí a souvrátí, také jej lze nalézt ve světlejších lesích, zahrádkářských a chatových koloniích nebo intravilánech vsí (Zavadil et al. 2001). Ve vodní fázi životního cyklu, trvající od března do září, vyhledává převážně tůně s rozlohou od 500 m² do 750 m², z větší části nezastíněné, bez ryb a vodního ptactva, v blízkosti lesa (Oldham et al. 2000). Čolek velký, na rozdíl od ostatních druhů čolků, upřednostňuje otevřené a hlubší vodní plochy (Jehle et al. 2011), nevyhýbá se ani místům s lidskou činností (Veith 1996). Podle Blab & Blab (1981) patří mezi tři základní charakteristiky tůně zastínění, hustota submerzní vegetace a velikost vodní plochy. Stín hraje klíčovou roli především pro přítomnost larev (Sztatecsny et al. 2004), zastínění nad 20 % snižuje počet larev (Cooke et al. 1994), kdy klesá teplota vody, což také prodlužuje dobu metamorfózy (Jehle et al. 2011). Současně signifikantní je množství submerzní vegetace, zatímco plocha není příliš důležitá (Maletzky et al. 2007).

Podle Oldham (1994) je pro čolka ideální hustota makrofyt mezi 70 a 80 %. Nezastíněné nádrže s velkou hustotou vegetace a druhy jako je sítina rozkladitá (*Juncus effusus* L.), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.), žabník jitrocelový (*Alisma plantago-aquatica* L.), rdest vzplývavý (*Potamogeton natans* L.), pomněnka bahenní (*Myosotis scorpioides* L.), orobinec širokolistý (*Typha latifolia* L.), lakušník vodní (*Ranunculus aquatilis* L.), poskytují dobré podmínky pro uložení vajíček a jejich ochranu. Rozmnožovací nádrže mají pH neutrální nebo slabě alkalické (Yalden 1986), ale čolci mohou žít v rozmezí 4,7-8,5 pH (Skei et al. 2006). Podle Feldman (1981) jsou tůně jen vzácně bez přítomnosti syntopických druhů obojživelníků, Maletzky et al. (2007) uvádí, že jde nejčastěji o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) či rosničku zelenou (*Hyla arborea*). Jako nejvhodnější terestrické stanoviště se jeví opadavý či smíšený les, vzdálený 100-200 m od tůně (Latham et al. 1996), avšak často jsou tůně lemovány pastvinami a jinou zemědělskou plochou (Denton 1991), nebo například živými ploty (Jehle & Artzen 2000). Oblasti s tradičním zemědělstvím, nízkou

mechanizací a užitím pesticidů, poskytují vhodné terestrické podmínky (Hartel et al. 2010).

Je mnoho vlastností stanovišť asociovaných s výskytem čolka velkého, avšak jak uvádí Swan & Oldham (1994), některé z nich mohou být izolovány jako částečné diagnostické a použity pro základní výpočet pravděpodobnosti výskytu čolka velkého. K predikci výskytu druhu ocasatých obojživelníků je možné použít právě deset izolovaných klíčových vlastností habitatu, dosazených do vzorce pro výpočet HSI - Habitat suitability index, který je prostředkem k hodnocení stanoviště (Oldham et al. 2000). K pomoci tolika druhům, jak jen je možné, se doporučuje vytvoření několika menších tůní vzájemně propojených, než jedné velké tůně (Oertli et al. 2002). Nové vodní plochy by měly být v dosažitelné vzdálenosti od existující populace a izolovány před možnou lidskou infrastrukturou jako prevence před zavlečením nepůvodních ryb a odpadků (Williams et al. 1999). Regionální (nemusí se jednat nutně o místní) požadavky na vlastnosti stanovišť by měly být vzaty v potaz při managementu a ochraně druhu (Whittigham et al. 2006, Constible et al. 2009).

2. Cíle práce

1. Aktualizace rozšíření druhu.
2. Vyhodnocení biotopových preferencí a společenstva syntopických druhů.
3. Zjištění rozmnožování pomocí larev čolka velkého.

3. Metodika

3.1 Mapování

Zkoumal jsem 23 lokalit, vybraných na základě předchozích záznamů nálezů druhu z Nálezové databáze ochrany přírody, dále byly vytipovány lokality s vhodnými parametry stanoviště. Průzkum byl prováděn v období od dubna do června 2013. V případě nálezu adultních jedinců jsem lokalitu znovu navštívil v červenci téhož roku pro ověření přítomnosti larválního stádia, které dokládá úspěšnou reprodukci druhu. Pro odchyt jedinců byla použita kombinace odchytových metod (i) živolovné pasti a (ii) prolovení sítí. Pasti tvaru hranolu mají rozměr 50×25×25 cm, velikost oka sítě je 5mm, upraveny jsou velikosti vstupních otvorů přišitím hrdla PET lahve na jedné straně o průměru 2,08 cm a na druhé 3,34 cm (příloha č. 1). S návnadou z kuřecích jater v kapse pasti byly umístěny na vybranou lokalitu (vždy 10 kusů) zhruba 2 m od okraje tůně, v poloze, kdy malá část zůstala nad hladinou a bylo tak jedincům umožněno dýchání (příloha č. 1), a to ve večerních hodinách. Následující den ráno byly zkontrolovány a vybrány, kvůli vyšší noční aktivitě čolka velkého (Bock et al. 2009). Past byla bezpečně ukotvena k okolní vegetaci a byl do ní vložen kus polystyrenu tak, aby nedošlo k jejímu zatopení. Riziko zavlečení chytridiomykózy bylo sníženo vysušením pasti před každým použitím. Kvůli možnosti neodborné manipulace náhodným nálezcem byl na každou past přišit štítek s informací o probíhající výzkumu a kontaktem na mapovatele (Mačát et al. 2010). Zaznamenáván byl počet jedinců, jejich velikost a pohlaví, a to jak u čolka velkého, tak i čolka obecného. Rovněž byli determinováni ostatní obojživelníci chycení v pastech. Následně, před vypuštěním odchycených jedinců, byla tůň prolovena pomocí ruční odchytové sítě s velikostí oka 2 mm v průměru. Metoda odchytu do padacích pastí nebyla použita, jelikož byla shledána méně efektivní a časově náročná (Baker 1999). Zapsány byly charakteristiky lokality: velikost tůně, hloubka, zastínění, podíl submerzní vegetace, průhlednost vody, případná rybí obsádka a půdní kryt (Maletzky et al. 2007).

3.1.1 Charakteristika lokalit

PR Plané loučky

Území náleží do CHKO Litovelské Pomoraví, zóna I, krajinný pokryv je tvořen různorodou zemědělskou plochou, biotop je složen ze sekundárních trávníků, vřesovišť, mokřadů a pobřežní vegetace, lužního lesa, křovin, přičemž plošné zastoupení přírodního biotopu je 35,24–56,40 %. Roste zde hořec hořepník (*Gentiana pneumonanthe* L.), žebratka bahenní (*Hottonia palustris* L.), šťovík koňský (*Rumex hydrolapathum* Huds.), olše lepkavá (*Alnus glutinosa* L.) a vrba popelavá (*Salix cinerea* L.). Dřeviny jsou částečně potlačovány činností bobrů, reintrodukována zde byla vod'anka žabí (*Hydrocharis morsus – ranae* L.) (Herman 2009).

PP Bázlerova pískovna

Přírodní památka ve II. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, jedná se o remízek s jezírkem vzniklým těžbou šterkopísků, z flory se zde nalézá olše lepkavá (*Alnus glutinosa* L.), vrba bílá (*Salix alba* L.), okřehek menší (*Lemna minor* L.) či halucha vodní (*Oenanthe aquatica* L.). Zastoupení přírodního biotopu je 8,45–19,68 %.

Pískovny v Černovířském lese

Černovířské slatiniště je biologicky významnou lokalitou bez statusu chráněného území. Na lokalitě, která leží na okraji města Olomouce, se nalézá komplex lužního lesa a lučních tůní a tůní vzniklých po těžbě šterkopísků, louky jsou pozůstatkem ještě v minulém století živých slatin, s pěti metry mocným ložiskem slatinné rašelin. Vodárna, která byla uvedena do provozu v roce 1889, se významně podílí na poklesu hladiny podzemní vody a postupném vysoušení slatiniště. Roste zde například hvozdík pyšný (*Dianthus superbus* L.), vrba rozmarýnolistá (*Salix rosmarinifolia* L.), probíhá zde reintrodukce matizny bahenní (*Angelica palustris* (Besser) Hoffm.). Z živočichů se zde vyskytuje modrásek bahenní (*Maculinea nausithous*), rosnička zelená (*Hyla arborea*), vodouš rudonohý (*Tringa totanus*) a lednáček říční (*Alcedo atthis*). Plošné zastoupení přírodního biotopu je pouhých 8,45–19,68 %.

Střeň

Lokality se nacházejí v II. a III. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, krajinným pokryvem je zde lužní les a orná půda, podél toku Kobylník nalezneme netýkavku

žláznatou (*Impatiens glandulifera* Royle), místy vrbovku žláznatou (*Epilobium ciliatum* Rafin.) a také netýkavku malokvětou (*Impatiens parviflora* DC.). Přírodní biotop je zde tvořen 19,69–35,23 %.

PP V Boukalovém

Přírodní památka ve II. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, tvořena mokřadem s olšinami a dubo-habrovým hájem. Z flory je zde zastoupena ostřice vyvýšená (*Carex elata* All.), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus* L.), ptačinec bahenní (*Stellaria palustris* Hoffm.) a halucha vodní (*Oenanthe aquatica* (L.) Poiret). Přírodní biotop je zastoupen 19,69–35,23 %.

Olomouc Fort XXII

Tůň a rybník u pevnosti jsou umělého původu ve IV. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, s ornou půdou jakožto půdním krytem. Jedná se v podstatě o remízek s pouhými 8,45–19,68 % přírodního biotopu.

Moravičany

Lokalita se nachází ve IV. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, půdním krytem je orná půda s luhy a olšinami. Z flory zde nalezneme okřehek menší (*Lemna minor* L.), ostřici kalužní (*Carex acutiformis* Ehrh.), olši lepkavou (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Plošné zastoupení přírodního biotopu je pouhých 0,01–8,44 %.

PP Za mlýnem

Přírodní památka je ve III. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, s půdním krytem vedeným jako různorodá zemědělská půda. Vyskytuje se zde topol bílý (*Populus alba* L.), vrba bílá (*Salix alba* L.), rdest ostrolistý (*Potamogeton acutifolius* Link) a žebratka bahenní (*Hottonia palustris* L.). Přírodní biotop je tvořen ze 35,24–56,40 %.

PR Kačení louka

Přírodní rezervace v I. zóně CHKO Litovelské Pomoraví tvořená luhy, olšinami i mokřadem lučního charakteru, částečně i dubo-habrovým hájem. Roste zde hlístník hnízdák (*Neottia nidus-avis* (L.) Rich.), bahnička mokřadní (*Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult.), pomněnka trsnatá (*Myosotis caespitosa* Schultz.), vrbina kytkokvětá

(*Lysimachia thyrsiflora* L.), oměj pestrý (*Aconitum variegatum* L.), šťovík vodní (*Rumex aquaticus* L.). Přírodní biotop je mezi 56,41–99,08 %.

Červenka

Lokality se nachází podél železniční trati, rybník je nedaleko cesty na Nový dvůr. Půdním krytem je orná půda, roste zde například okřehek menší (*Lemna minor* L.), ptačinec bahenní (*Stellaria palustris* Hoffm.). Přírodním biotop je tvořen 19,69–35,23 %.

Horka nad Moravou

Tůně se nalézají u hřbitova, lokalita je bez ochrany, tvořena různorodým zemědělským krytem, jsou zde luhy a olšiny i černýšová dubohabřina. Vyskytují se zde druhy jako rdest ostrolistý (*Potamogeton acutifolius* Link), kýchavice bílá Lobelova (*Veratrum album* subsp. *lobelianum* (Bernh.) Arcang.), ostřice vyvýšená (*Carex elata* All.), orobinec širokolistý (*Typha latifolia* L.). Plošné zastoupení přírodního biotopu je 19,69–35,23 %.

Sluňákov

Území bez ochrany, z části tvořené různorodým zemědělským krytem, luhy a olšinami, černýšovou dubohabřinou. Roste zde například halucha vodní (*Oenanthe aquatica* L.), okřehek menší (*Lemna minor* L.) či vodní mor kanadský (*Elodea canadensis* Michx.). Přírodní biotop je zastoupen 19,69–35,23 %.

PP Kurfürstovo rameno

Přírodní památka v II. zóně CHKO Litovelského Pomoraví, uměle odstavené říční rameno, krajinným pokryvem je lužní les. Roste zde topol bílý (*Populus alba* L.), okřehek menší (*Lemna minor* L.), nadmutice bobulnatá (*Cucubalus baccifer* L.) a tajnička rýžovitá (*Leersia oryzoides* (L.) Sw.). Přírodní biotop je 19,69–35,23 %.

Hynkov - Malá voda

Lokalita se nachází v národní přírodní rezervaci Ramena řeky Moravy, ve II. zóně CHKO Litovelského Pomoraví. Lužní les, luhy a olšiny s přírodním biotopem mezi 19,69– 35,23 %. Z flory zde nalezneme netýkavku žláznatou (*Impatiens glandulifera*

Royle), sněženku podsněžník (*Galanthus nivalis* L.), okřehek menší (*Lemna minor* L.), česnek medvědí (*Allium ursinum* L.).

3.2 Vlastnosti stanovišť

Před vlastním pozorováním jsem sestavil tabulku parametrů prostředí (příloha č. 3), na něž jsem se během návštěvy lokality zaměřil. V záhlaví jsem uvedl datum, souřadnice GPS a nadmořskou výšku. Dále jsem zaznamenal velikost vodní plochy [m²]. Data GPS a velikosti tůň byla poté zkontrolována a doplněna v GIS. Dle Maletzky et al. (2007) byla změřena maximální hloubka, která je rozdělena do 3 kategorií (do 30 cm, 30–100 cm, nad 100 cm), hustota vegetace a zastínění (25% třídy, příloha č. 4), vegetace byla rozdělena na natantní, submerzní a emerzní s pozitivním nebo negativním nálezem, včetně procentuálního zastoupení a určení druhů, zaznamenána byla přítomnost larválních stádií, průhlednost [%] a barva vody (čistá - průhledná, hnědá, kalná, zelená - řasy) užitím Secciho disku, rovněž byl určen půdní kryt a přítomnost rybí osádky (pozitivní, negativní). Zpracování dat proběhne v programu R 3.1.0. a NCSS 2007, frekvence syntopických druhů bude vyhodnocena v programu MS Excel. Efekt jednotlivých proměnných habitatu na výskyt čolka velkého zpracuji logistickou regresní analýzou s následnými testy hypotéz (Maletzky et al. 2007), pro závislost mezi HSI a nálezy použiji Pearsonův Chí-kvadrát test (Oldham et al. 2000), dále sestavím tabulku síly vlivu faktorů použitím Akaikeho informačního kritéria (AIC), kdy model s nižší hodnotou AIC lépe vysvětluje získaná data. (Maletzky et al. 2007).

3.3 Index vhodnosti stanoviště – HSI (Habitat suitability index)

Oldham et al. (2000) popisuje v tomto numerickém indexu 10 klíčových vlastností stanovišť obojživelníků, sedm z nich je kvantitativního charakteru - velikost tůň, stálost, zastínění, počet vodních ptáků, hustota tůní, proporční zastoupení vhodného habitatu čolka velkého a makrofytní vegetace. Zbývající tři mají kvalitativní charakter – geografická lokalizace, kvalita vody a přítomnost rybí osádky. Každá proměnná působí jednotlivě, index vhodnosti (SI) leží v rozmezí 0 (nevhodné prostředí) až 1 (optimum) a týká se kvantitativních znaků, pro kvalitativní se užívá slovního pravidla.

Index geografické lokace (SI_1) zahrnuje klimatické, půdní a výškové vlastnosti. Velikost tůň (SI_2) je determinantou velikosti biologické produktivity tůň v ekosystému, ve kterém žije čolek velký, optimum leží mezi 500–750 m². Stálost tůň (SI_3) je nezbytná pro metamorfózu, vyschnutí tůň, stejně jako zaplavování vede ke snížení počtu druhu. Pro kvalitu vody (SI_4) se užívá 4 bodové stupnice (4 = dobrá, 3 = střední, 2 = slabá, 1 = špatná). Tento faktor je spíše důležitý pro larvální stádia, která potřebují dobře provzdušněnou vodu, zatímco adultní formy snášejí relativně eutrofní vody. Zastínění [%] (SI_5) působí proti růstu makrofyt a jejich výhod, opad listů se pak může projevit na zvýšení eutrofizace. Vodní ptactvo (SI_6) má vedlejší efekt na populaci čolků, avšak v případě přemnožení může poškodit habitat a snížit biodiverzitu. Rybí obsádka (SI_7) snižuje početnost populace čolka velkého (Oldham et al. 2000). Problém představují zejména okoun říční, střevlička východní, štika, sumeček americký a ve větších počtech cejn, karas stříbřitý a plotice (Zavadil et al. 2011). Přítomnost se hodnotí ve 4 bodové stupnici (4 = absence, 3 = možná, 2 = malá, 1 = velká). Limitní hustota tůní (SI_8), bez ohledu na přítomnost čolka, je 0,7 na km⁻², optimum leží okolo 4 km⁻². Proporční zastoupení vhodného habitatu (SI_9) je stanoveno s ohledem na využití lokality člověkem, krajinné prvky a biodiverzitu. Makrofytní vegetace (SI_{10}) poskytuje ochranu před predátory, substrát pro vajíčka a potravu pro kořistní organismy, přičemž optimum se pohybuje v rozpětí 26–50 % pro emerzní a 51–75 % pro submerzní vegetaci.

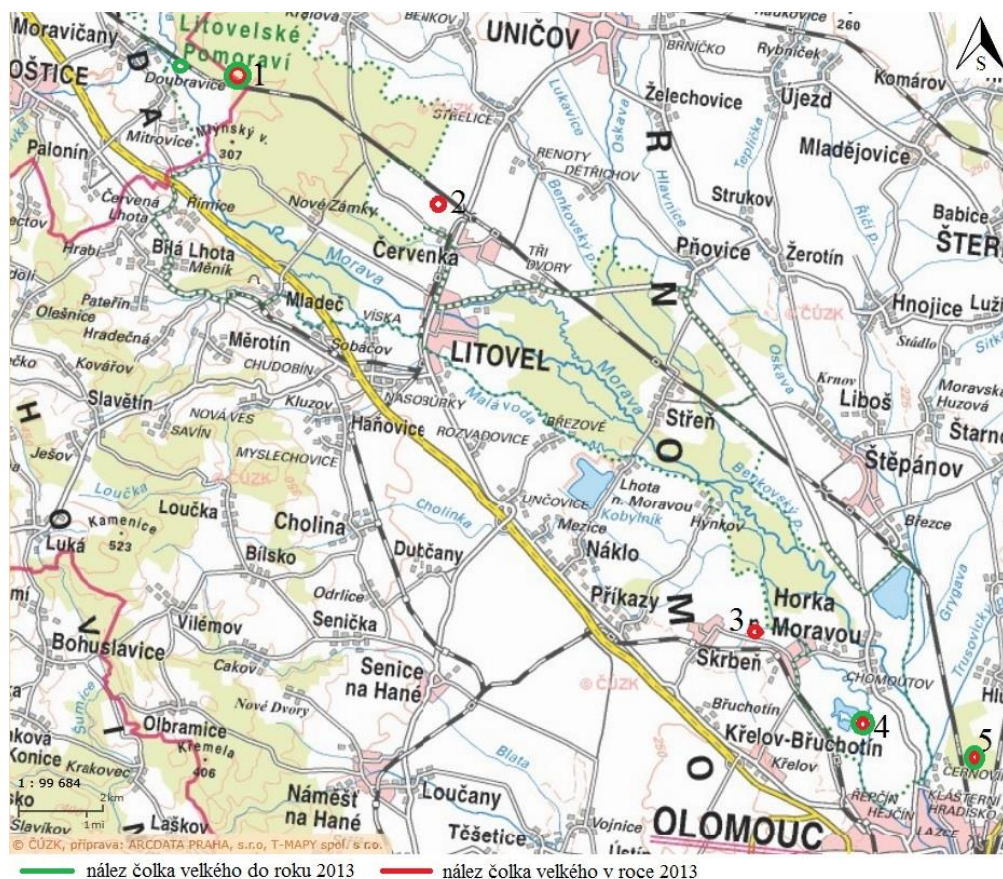
Výpočet indexu je dle rovnice: $HSI = (SI_1 \times SI_2 \times SI_3 \times SI_4 \times SI_5 \times SI_6 \times SI_7 \times SI_8 \times SI_9 \times SI_{10})^{1/10}$. Pro tůň o velikosti nad 2000 m² byl SI_2 vynechán a rovnice upravena na $HSI = (SI_1 \times SI_3 \times SI_4 \times SI_5 \times SI_6 \times SI_7 \times SI_8 \times SI_9 \times SI_{10})^{1/9}$, jelikož nejsou k dispozici data pro takto velké vodní plochy. Výsledný HSI index byl hodnocen dle následující stupnice: do 0,5 slabý, 0,5–0,59 podprůměrný, 0,6–0,69 průměrný, 0,7–0,79 dobrý, nad 0,8 výborný (Oldham et al. 2000).

4. Výsledky

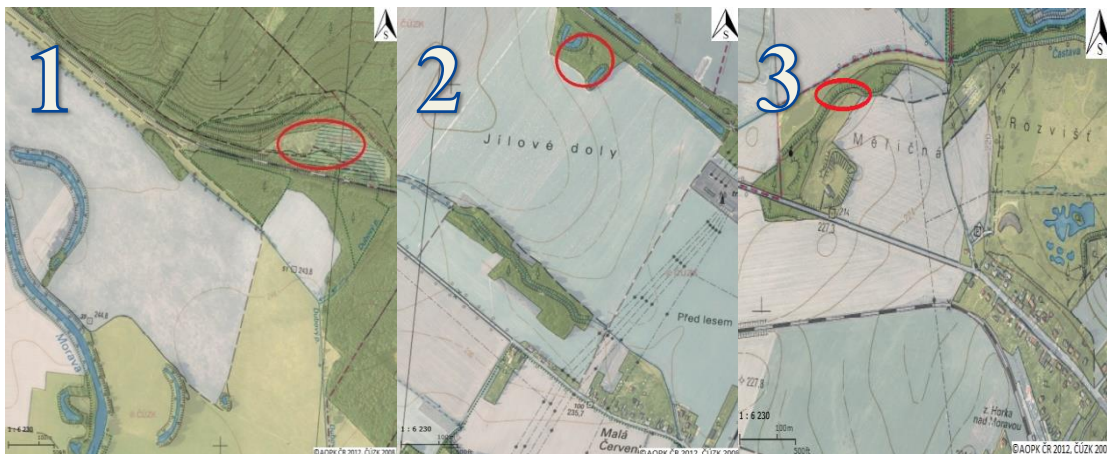
Ve zkoumané oblasti bylo za rok 2013 navštíveno 23 lokalit a odchytit jedince velkého čolka se podařilo na pěti z nich.

4.1 Mapování čolka velkého

V rámci pozorování jsem zaznamenal na lokalitě PR Kačení louka dva samce s délkou těla (SVL) : 150 mm a 140 mm a jednu samici s SVL: 110 mm, na této lokalitě byly rovněž odchyceny dvě larvy (obrázek 2 a 3). V Července 1 (obrázek 2 a 3) jsem chytil jednoho samce SVL: 130 mm, na lokalitě Horka nad Moravou – Měřičná (obrázek 2 a 3) byla odchycena samice SVL: 100 mm a dvě larvy. V PR Plané loučky (obrázek 2 a 4) byli odchyceni dva samci SVL: 140 mm a 130 mm, v tůních Černovíra (obrázek 2 a 4) jsem našel samce a samici SVL: 130 mm a 100 mm, k tomu zde byly chyceny dvě larvy.



Obr. 2: Mapa výskytu *Triturus cristatus* v Pomoraví.



Obr. 3: Lokality výskytu *Triturus cristatus* (1) Kačeni louka, (2) Červenka u trati, (3) Horka n. Moravou.



Obr. 4: Lokality výskytu *Triturus cristatus* (4) PR Plané loučky, (5) Černošín.

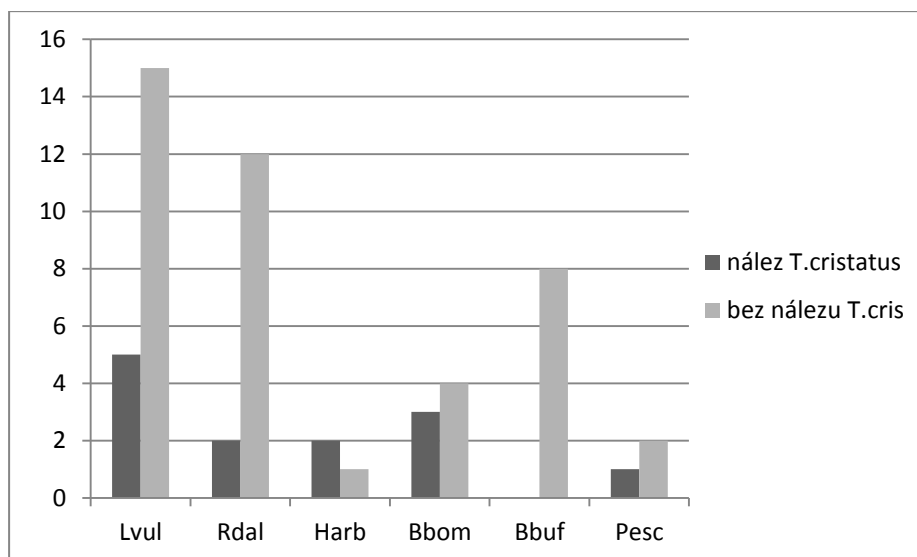
4.2 Vlastnosti stanovišť

Průměrná vodní plocha na studovaných lokalitách ($n = 23$) byla $3102,7 \text{ m}^2$ (SE $646,98 \text{ m}^2$) s rozmezím $180\text{--}9910 \text{ m}^2$. Většina tůní měla hloubku $30\text{--}100 \text{ cm}$ ($47,8 \%$), sedm tůní bylo hlubší než 1 m ($30,43 \%$) a pět tůní mělo hloubku do 30 cm ($21,74 \%$). Na třinácti lokalitách byla zaznamenána rybí obsádka ($56,52 \%$), deset stanovišť bylo bez ryb ($43,48 \%$). Nejčastější je výskyt tůní se zastíněním, vegetací a průhledností vody do 25% (Tab. 1).

Tab. 1: Procentuální zastoupení parametrů tůní.

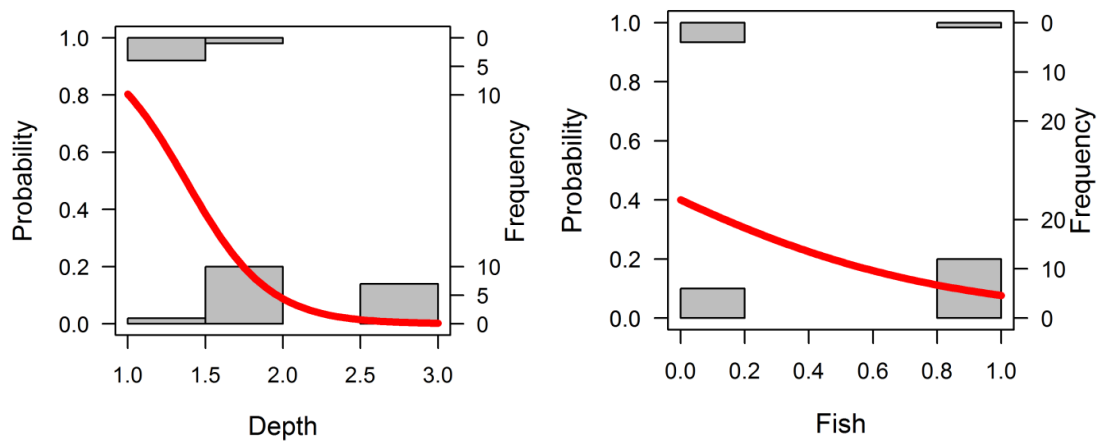
parametr	<25	26-50	51-75	>75
zastínění	47,83%	39,13%	13,04%	0%
vegetace	43,48%	13,04%	39,13%	4,35%
průhlednost	73,91%	21,74%	4,35%	0%

Převažují umělé vytvořené tůně (56,52 %) s největším zastoupením rybníků a umělých nádrží (34,78 %), lomů a pískoven (13,04 %), dále kanálů a příkopů (8,70 %), nad přírodními tůněmi (43,48 %). Vody čisté, kalné nebo s řasami byly ve stejném počtu (po 26,09 %), hnědé byly méně časté (21,73 %). V tůních s výskytem čolka velkého se objevuje pět syntopických druhů obojživelníků (obr. 5), nejčastěji se jedná o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a kuňku obecnou (*Bombina bombina*), na lokalitách bez čolka velkého jsem zaznamenal šest druhů s častým výskytem čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*), skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) a ropuchy obecné (*Bufo bufo*).

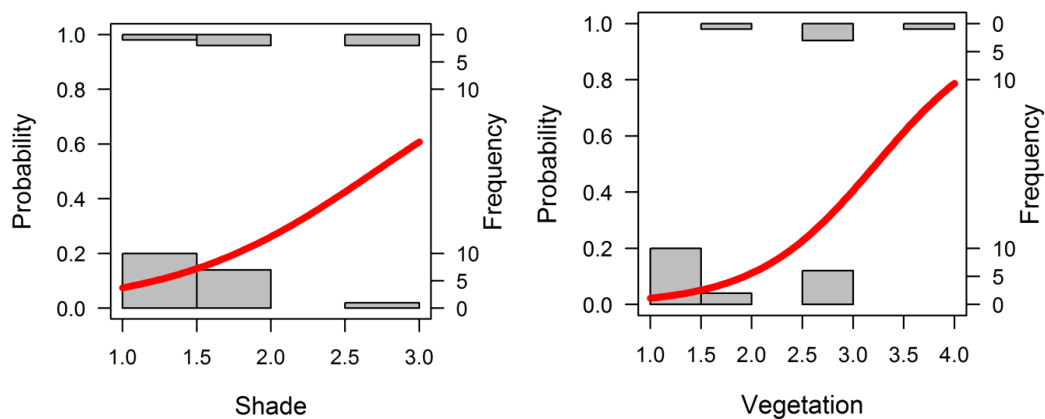


Obr. 5: Graf frekvence syntopických druhů; Lvul = *Lissotriton vulgaris*, Rdal = *Rana dalmatina*, Harb = *Hyla arborea*, Bbom = *Bombina bombina*, Bbuf = *Bufo bufo*, Pesc = *Pelophylax esculentus*.

Získaná stanovištní data byla v programu R 3.1.0. a NCSS 2007 zpracována statistickou regresní analýzou se zaměřením na jednotlivé faktory.



Obr. 6: Grafy závislosti výskytu *Triturus cristatus* na hloubce a rybí osádce.



Obr. 7: Grafy závislostí výskytu *Triturus cristatus* na zastínění a vegetaci.

Výsledky ukazují, že s narůstající hloubkou klesá pravděpodobnost výskytu, stejně také s nárůstem ryb je predikce výskytu čolka velkého nízká (Obr. 6). S nárůstem zastínění i vegetace roste pravděpodobnost výskytu čolka velkého (Obr. 7). Test odhalil signifikantní závislost mezi nálezem a hloubkou, v případě rybí obsádky není průkazná závislost (Tab. 2). Další testy vykazují závislost faktorů zastínění a vegetace na nález, faktor vegetace má signifikantní závislost (Tab. 3), zároveň není statisticky významná závislost nález čolka velkého na velikosti tůňě na 95 % nebo vyšším intervalu spolehlivosti (Tab. 4).

Tab. 2: Testy závislosti nálezových dat na faktorech hloubky a rybí osádce.

	DF	dev.resid.	DF	resid.dev.	Pr(>CHi)
null			22	24,085	
depth	1	12,346	21	11,739	0,000442 **
fish	1	3,5738	21	20,511	0,0587

** velmi signifikantní

Tab. 3: Testy závislosti nálezových dat na faktorů zastínění a vegetace.

	DF	dev.resid.	DF	resid.dev.	Pr(>CHi)
null			22	24,085	
shade	1	3,8717	21	20,213	0,0491
vegetation	1	6,6343	21	17,451	0,01 *

* signifikantní

Tab. 4: Test závislosti nálezu čolka velkého na velikosti tůně.

Source	Sum of Squares	DF	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	0,0231064	1	0,0231064	0,12	0,7275
Residual	3,88994	21	0,185235		
Total (Corr.)	3,91304	22			

Největší shoda modelu a získaných dat (Tab. 5) je u hloubky, která má největší vliv na výskyt druhu, jako nejlepší kombinace faktorů vysvětlující variabilitu v odchycených dospělých čolka velkého je hloubka a původ tůně (Step: AIC=10.5, adults ~ depth + origin). Zároveň je test kombinace vysvětlujících faktorů (depth, origin) signifikantní, a tak potvrzuje nejlepší vysvětlení variability nálezových dat.

Tab. 5: Seřazení jednotlivých faktorů podle síly vlivu (AIC) na výskyt čolka od největšího po nejmenší vliv.

factor:	DF	Deviance	AIC
depth	1	11,739	15,739
veget	1	17,451	21,451
human	1	19,875	23,875
shade	1	20,213	24,213
fish	1	20,511	24,511
origin	1	22,119	25,119

Tab. 6: Testování nejlepší kombinace vysvětlujících faktorů (depth, origin).

	df	dev. resid.	df	resid.dev	F	Pr(>F)
null			22	24,0850		
depth	1	12,3456	21	11,7394	12,3456	0.000442 ***
origin	1	7,2407	20	4,4987	7,2407	0.007127 **

** velmi signifikantní

*** vysoce signifikantní

4.3 HSI (Habitat suitability index)

Tab. 7: Index vhodnosti stanoviště.

	lokality	SI1	SI2	SI3	SI4	SI5	SI6	SI7	SI8	SI9	SI10	HSI	vhodnost tůně
1	Bázlerova pískovna	1,00	1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00	0,71	1,00	0,55	0,90	výborný
2	Plané loučky 1	1,00	0,40	0,90	1,00	1,00	0,67	0,67	0,80	1,00	0,90	0,88	výborný
3	Plané loučky 2	1,00	0,40	0,90	1,00	1,00	0,67	0,67	0,80	1,00	0,90	0,88	výborný
4	Černovír 1	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00	0,67	1,00	0,72	1,00	0,90	0,92	výborný
5	Černovír 2	1,00	-	0,90	1,00	1,00	0,67	0,33	0,72	1,00	0,55	0,75	dobrý
6	louka u Střeně	1,00	-	0,90	1,00	1,00	0,67	0,33	0,60	1,00	0,90	0,78	dobrý
7	Střeň u cesty	1,00	0,50	0,10	0,67	1,00	1,00	1,00	0,45	0,67	0,90	0,67	průměrný
8	V Boukalovém	1,00	1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	0,67	0,28	1,00	0,90	0,83	výborný
9	Olomouc Fort XXII	1,00	-	0,90	0,33	1,00	1,00	0,33	0,28	0,01	0,55	0,38	slabý
10	Olomouc rybník Fort XXII	1,00	-	0,50	0,33	1,00	0,67	0,01	0,60	0,01	0,55	0,25	slabý
11	Moravičany 1	1,00	-	0,90	0,67	1,00	0,67	0,33	0,60	0,67	0,55	0,68	průměrný
12	Moravičany 2	1,00	-	0,90	1,00	1,00	0,67	0,67	0,60	0,67	0,90	0,81	výborný
13	Moravičany 3	1,00	0,90	0,90	1,00	1,00	0,67	0,33	0,45	1,00	0,55	0,74	dobrý
14	Kačení louka	1,00	-	0,90	1,00	0,90	0,67	1,00	0,45	1,00	1,00	0,86	výborný
15	Červenka 1 u trati	1,00	0,90	0,50	0,67	0,90	1,00	1,00	0,45	0,67	0,60	0,75	dobrý
16	Červenka 2 rybník	1,00	0,80	0,50	0,33	1,00	0,67	0,01	0,28	0,01	0,55	0,26	slabý
17	Horka n.M. Měřičná	1,00	-	0,10	0,33	1,00	1,00	0,33	0,45	0,67	0,90	0,52	podprůměrný
18	Sluňákov 1	1,00	-	0,90	0,67	1,00	0,67	0,01	0,60	0,67	0,60	0,46	slabý
19	Sluňákov 2	1,00	1,00	0,50	0,67	1,00	0,67	0,67	0,60	0,67	0,90	0,75	dobrý
20	Horka n.M. u hřbitova 1	1,00	0,90	0,50	0,01	1,00	1,00	0,33	0,45	0,01	0,55	0,29	slabý
21	Horka n.M. u hřbitova 2	1,00	0,40	0,50	0,67	0,90	1,00	0,33	0,45	0,67	0,55	0,66	průměrný
22	Štěpánov Kurfir. rameno	1,00	-	0,90	0,67	1,00	0,67	0,01	0,45	0,67	0,55	0,44	slabý
23	Hynkov Malá voda	1,00	-	0,50	0,33	1,00	0,67	0,01	0,45	0,67	0,60	0,39	slabý

Hodnota SI₁ je zvolena jakožto oblast s vysokou pravděpodobností výskytu čolka velkého na každých 10 km². Jako optimální tůně co se velikosti týče, tj. index SI₂, se jeví PP Bázlerova pískovna, dále PP V Boukalovém a Sluňákov 2. Tůň s optimální hodnotou indexu SI₃, která nevysychá více než 2 × za deset let, se nachází v oblasti Černovír 1. Většina lokalit má dobrou nebo průměrnou kvalitu vody, index SI₄, nízké hodnoty jsou u rybníků s minimální diverzitou bezobratlých živočichů, také index zastínění SI₅ je ve většině případů roven jedné, tedy do 60 %. Index vodního ptactva SI₆ s nejčastější hodnotou 0,67 znamená přítomnost ptactva, ale bez škod na

vegetaci. Rybí obsádka SI_7 nebyla zjištěna v lokalitách PP Bázlerovy pískovny, Černovír 1, Střeň u cesty, PR Kačení louky a Červenky 1 u železniční trati, na ostatních lokalitách je přítomnost ryb, nejvíce pak v rybnících u Fortu XXII, Července 2, Sluňákov 1 a Hynkov - Malá voda. Pro podklad výpočtu indexu SI_8 , jsem využil mapového serveru AOPK ČR (2014), nejvyšší hodnoty 0,8 dosahuje PR Plané loučky. Tůně byly zcela anebo částečně obklopeny příznivým habitatem nabízejícím dostatek úkrytů, index SI_9 nabývá nejčastěji hodnot 1 a 0,67, pouze u lokalit Fort XXII, Červenka 2 a Horka n. M. u hřbitova 1 jsou nejnižší hodnoty, jelikož se jedná o tůně uprostřed pole bez přilehlého lesa a blízko silnice. Makrofytní index SI_{10} byl optimální v PR Kačení louka, vyšší hodnotu mají také lokality PR Plané loučky, Černovír 1, louka u Střeně, Střeň u cesty a PP V Boukalovém, Moravičany 2, Horka n. M. Měřičná a Sluňákov 2.

Pro čolka velkého se jako výborné ukázaly lokality PR Plané loučky, Černovír 1, PP V Boukalovém, PR Kačení louka, jako dobré Černovír 2, louka u Střeně, Moravičany 3, Červenka 1 u trati a tůně u Sluňákova 2. Nízký HSI mají tůně a rybník u Fortu XXII, Červenka 2, Sluňákov 1, Horka n. M. u hřbitova 1, PP Kurfürstovo rameno a Hynkov - Malá voda. Ostatní lokality se pohybují kolem průměru.

Podle Pearsonova Chí-kvadrát testu s použitím Yatesovy korekce ($X^2 = 0.8136$, $df = 1$, $p\text{-value} = 0.3671$) není průkazná závislost mezi HSI a nálezy čolka velkého.

5. Diskuse

5.1 Zhodnocení nálezových dat

Při průzkumu lokalit jsem zaznamenával nálezy druhu bez důrazu na vyčíslení velikosti populace, stejně jak uvádí Beebee (1996). Metoda odchyty do živolovných pastí a následné prolovení tůně se ukázala jako dostatečná pro zjištění přítomnosti druhu. V případech husté submerzní vegetace a hlubších partií tůní však nemusí být čolek velký odchyten (Beebee 1990), nízký počet nalezených jedinců může být také výsledkem kolísání podle okamžitých podmínek biotopu (Zavadil 2011).

Čolek velký pravděpodobně na lokalitě PR Plané loučky vytváří metapopulaci soustředěné kolem tůní vhodných pro život a rozmnožování. Tato metapopulace vzájemně velmi dobře komunikuje, i přesto se zde stále jedná o velmi vzácný druh (Herman 2009). Rozmnožování čolků nebylo prokázáno, ale lze jej očekávat. Z nálezové databáze AOPK ČR (2014) bylo v letech 2006 až 2010 zaznamenáno 10 jedinců a 2 larvální stádia v roce 2008, dále Herman (2009) uvádí, že v letech 1993 až 2008 zde bylo odchyteno celkově 43 jedinců, čolky velké z lokality uvádí také Šafář (2003). Tyto počty řadí lokalitu mezi významná stanoviště čolka velkého ve zkoumané oblasti se zásadním významem pro široké okolí. V písčovních u Černovíra byli odchytení adultní jedinci, i larvy. Toto zjištění nasvědčuje, že populace je zde stabilní a prosperující. V letech 2006 až 2009 zde bylo celkem zaznamenáno 171 jedinců a 44 subadultních stádií (AOPK ČR 2014). Početnost historických nálezů rovněž naznačuje velkou významnost populace čolků v Černovíře. Problémem ovšem zůstává její izolace, jelikož je lemována železničními tratěmi a zemědělskými poli, což pro čolka velkého představuje neprůchodnou krajinu bez dostatečných drobných útočišť, podporujících migraci druhu (Zavadil 2011). Obdobný problém izolovanosti populace je také na lokalitě Červenka 1 u železničního koridoru, kde byl odchyten adultní samec. Jedná se o novou lokalitu bez předchozích záznamů. PP v Boukalovém má dobré podmínky pro výskyt druhu, přesto zde čolek velký nebyl zaznamenán. Může to být důsledek zastínění tůně, kdy se mokřad nachází v lese a velký lesní celek je izolován neprůchodnými poli. Nutno podotknout, že zájmovým územím probíhá hlavní železniční koridor, jenž se může projevit na zvýšené mortalitě jedinců, hledajících nové tůně (Vojar 2007). Další vhodnou lokalitou dle HSI (dostatečná

plocha a zastínění), bez rybí obsádky je PP Bázlerova pískovna, avšak druh jsem zde nezaznamenal. Příčinou může být neprůchodný okolní zemědělský terén (Zavadil 2011) a čolek velký tak nedokáže migrovat z oblasti PR Plané loučky, kde se jeho metapopulace vyskytuje. Naposledy zde byl odchycen v roce 2006 v počtu 5 jedinců (AOPK ČR 2014), rovněž ho uvádí Šafář (2003). Na PR Kačení louka je populace stabilní, dochází zde i k rozmnožování, ovšem zmíněný železniční koridor může způsobovat zvýšenou mortalitu jedinců, snažících se dostat do okolních remízků v polích (viz výše), jež představují dobré nášlapné kameny k šíření a reprodukci druhu (Semlitsch 2000). V roce 2006 zde bylo zaznamenáno 31 jedinců a další 2 jedinci byli zjištěni v letech 2012 a 2013 v tůních na nedalekém staveništi u železniční trati (AOPK ČR 2014). Bez nálezu také zůstávají lokality rybníků Fort XXII, Červenka 2 a Hynkov – Malá voda, na které byl zjištěn výskyt rybí obsádky, tedy predátorů obojživelníků (Zavadil 2011). Jak uvádí Vojar (2007), neúměrný predáčnický tlak ryb, likvidace litorálních porostů rybami, kachnamy nebo rybáři, nevhodné termíny vypouštění, necitlivé odbahňování nádrží, eutrofizace a znečišťování vody v důsledku krmení a přehnojování včetně masivního vápnění rybníků a jejich přítoků v době jarní migrace a rozmnožování obojživelníků, jsou příčinnou úbytku populací. Tůň na louce u Střeně je také bez nálezu, důvodem může být vysoká pobřežní vegetace s vyšším stupněm zastínění (Oldham et al. 2000). Jelikož jde o záplavové území, jarní i letní etapy, může dojít ke zvýšení počtu ryb, které při jarních záplavách mohou zredukovat počet larev, což se projeví na extinkci populace v následujícím roce (Langton et al. 2001). Na lokalitě se rovněž vyskytuje populace nepůvodní střevličky východní, která pro čolka může představovat predáčnické riziko (AOPK ČR 2014/ vl. pozorování/ Mačát pers. com.). Problém většiny navštívených lokalit vidím také v nevhodném, či spíše žádném managementu, kdy dochází k zarůstání okolí vod spojeným se zastíněním jejich mělkých okrajů a následným zastíněním vodní hladiny, což zpomaluje vývoj vajíček i larev (Zavadil 2011). Jediná lokalita, na které byl během výzkumu zaznamenán vhodný management, je PR Plané Loučky, kde došlo k prořezávce náletových dřevin u velmi zastíněných tůní. Závažný fragmentační účinek mají dopravní stavby, protože vytvářejí v krajině dlouhé linie, které čolek velký nemůže obejít, příkladem je železniční koridor (Anděl et al. 2005). Pravděpodobnost usmrcení obojživelníka s rostoucí intenzitou provozu na komunikaci logicky vzrůstá (Fahring et al. 1995, Hels & Buchwald 2001). Drobné tůně vzniklé v terénních depresích jsou

také likvidovány zaváženým stavebním odpadem, biomasou ze zahrádek apod., avšak zatopené lomy a pískovny se obvykle stávají vyhledávanými stanovišti obojživelníků (Vojar 2007), což je příklad Černovíra.

5.2 Vlastnosti a vhodnosti stanovišť

Jak uvádí Maletzky et al. (2007), výskyt a četnost čolka velkého od minulého století vážně klesá. Jedním z hlavních faktorů je ztráta nebo manipulace s vhodnými rozmnožovacími stanovišti (Arntzen 2003). Mnoho studií se vypořádává s otázkou, co může vytvářet vhodnou tůň pro čolka velkého (Swan & Oldham 1994, Oldham et al. 2000). Podle Blab & Blab (1981) zastínění, velikost tůně a hustota submerzní vegetace jsou tři významné charakteristiky pro jeho přítomnost. Ve studii na západě Francie je zastínění klíčovou vlastností pro relativní zastoupení larev rodu *Triturus* (Sztatecsny et al. 2004). Výsledky mé práce se s těmito poznatky shodují do určité míry, zastínění a vegetace mají signifikantní efekt na obsazení tůně, zatímco, jak také uvádí Maletzky et al. (2007), velikost tůně není důležitá. Cooke et al. (1994) považuje tůně se zastíněním méně než 10 % jako ideální pro území Velké Británie, ze studie z oblasti jižního Saska vyplývá, že čolek velký chybí v tůních se zastíněním větším než 40 % (Filoda 1981), v oblasti Salzburgu se naopak vyskytuje v tůních se zastíněním 50 % (Maletzky et al. 2007). Na území Pomoraví se čolek velký vyskytuje v zastíněnějších tůních kolem 50 %, jelikož kvůli intenzivnějšímu zemědělství jsou zbylé tůně spojeny do určité míry s navazujícím lužním lesem nebo křovinami. Larvy preferují světlejší vodní plochy, kde dochází k rychlému ohřevu vody (Skei et al. 2006). Podle Oldhama et al. (2000) jsou tůně se zastíněním do 60 % optimální pro larvy čolka velkého. Pozitivní vliv hustoty submerzní vegetace zaznamenal Oldham (1994), který předpokládá ideální pokrytí vegetací mezi 70–80 %. Ve výsledcích mé práce je signifikantní vliv vegetace, nejčastější výskyt je s 51–75% vegetačním pokryvem. Podle Atkinse (1998) je typická velikost tůně pro čolka velkého 500–750 m², minimální velikost 50 m² a minimální hloubka 50 cm jsou dány jako klíčové znaky pro celý rod *Triturus* (Arntzen 2003). V oblastech s vysokým výskytem čolka velkého hrají velikost tůně a hloubka důležitou roli, protože je jednoduše více míst k výběru (Maletzky et al. 2007). V případě larev někteří autoři uvádí střední velikost vodní plochy jako více příznivější (Van Buskirk 2005). Mé výsledky k parametru velikosti tůně nevykazují závislost na výskytu čolka velkého, jelikož pravděpodobně

nízký počet tůní jej nutí osídlit tůň, která je v dosahu (Maletzky et al. 2007). Zavlečení ryb je také možnou příčinnou poklesu populace (Thiesmeier & Kupfer 2000), ale ve studii na území Salzburku vztah mezi rybí obsádkou a výskytem čolka velkého není signifikantně negativní (Maletzky et al. 2007). Z nálezů v oblasti Pomoraví nelze usuzovat signifikantní vztah. Možné vysvětlení je, že rybí obsádka byla introdukována velmi nedávno a počet ryb je nízký. Ze syntopických druhů mají společné požadavky na vodní stanoviště jako čolek velký i čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) a rosnička zelená (*Hyla arborea*) (Maletzky et al. 2007), ve výsledcích mé práce jde o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a kuňku obecnou (*Bombina bombina*). Stejně, jak uvádí BeeBee (1996), byl ve starších tůních větší výskyt čolků obecných i čolků velkých, než žab, zatímco u novějších tůní byla převaha žab, jelikož jsou hbitější a lépe překonávají terén mezi tůněmi.

Statistické metody pro odhad místa výskytu jsou užitečnými nástroji pro analýzu signifikance získaných dat (MacKenzie et al. 2002) a mohou být úspěšně aplikovány na monitoring rozšíření obojživelníků jak v suchozemském (Bailey et al. 2004), tak vodním prostředí (Schmidt 2005). Netestoval jsem klimatické efekty na svých záznamech, jelikož, jak uvádí Maletzky et al. (2007), na základě osobních zkušeností jsou pasti nezávislé na povětrnostních podmínkách. Chí-kvadrát test neukázal závislost mezi HSI a nálezy čolka velkého. Problém může spočívat v ročním výkyvu populace (Artzen & Teunis 1993, Baker 1999). Dále zhodnocení indexu vhodnosti stanovišť je složitější, neboť i místa s výborným HSI mohou být bez nálezů, jelikož jsou bez kolonizátorů, index navíc formalizuje znalosti odborníků a nepokrývá všechny eventuality a predikce musí být brána s opatrností. Přesto poskytuje dobrý první krok k hodnocení výskytu a může být použit v návodu pro managementové zásahy jakožto kontrolní seznam důležitých faktorů týkajících se výskytu čolka velkého (Oldham et al. 2000).

S rostoucí poptávkou po zemědělských produktech narůstá intenzifikace a změna využití krajiny, což vede ke ztrátě stanovišť a jejich fragmentaci, prostorové homogenizaci a v konečném důsledku snížení biodiverzity (Tilman et al. 2002). Menší tůně jsou náchylnější k zničení a větší izolaci prostřednictvím strukturálních změn v okolní krajině (Boothby 2003). Metapopulace obojživelníků jsou tak snadněji narušovány zvyšující se izolací populací způsobenou právě ztrátou vodních a terestrických stanovišť (Jehle et al. 2005). Stejně tak jako vhodný zemní habitat může

být koridorem pro pohyb obojživelníků (Semlitsch 2008), mohou také tůně představovat nášlapné kameny k šíření a reprodukci, zvyšující propojení v krajině ve vzdálenosti větší než je generační rozptyl (Semlitsch 2000). To je podnětné především pro oblasti Červenky a Černovíra, kde okolní prostředí neposkytuje prostor k šíření druhu, a populace zůstávají izolovány. Ztráta tůní může vést nejenom ke snížení celkové velikosti populace, ale současně ke snížení genetické rozmanitosti a šance na znovu obsazení tůně s doprovodnými efekty snižujícími fitness populace, dochází tak ke zvýšení pravděpodobnosti lokálního vyhynutí (Halley et al. 1996). Navíc změna krajiny má i vliv nepřímý, především zvyšujícím se užitím pesticidů a hnojiv (Beebee & Griffiths 2005).

6. Souhrn

Ve své práci jsem se zaměřil na oblast Litovelského Pomoraví, zkoumal jsem 23 lokalit, kde z minulých let byl hlášen nález čolka velkého, nebo se jednalo o lokality s dobrými podmínkami prostředí pro jeho výskyt. Čolka velkého jsem odchytil na lokalitách PR Plané loučky, v pískovnách u Černovíra a PR Kačení Louka, tedy v místech nálezů z předchozích let. Čolek velký se úspěšně rozmnožuje na lokalitách PR Kačení louka, tůň u Černovíra a Horka nad Moravou – Měřičná, kde jsem našel larvální stádia. Dále jsem objevil nová místa výskytu, konkrétně na lokalitě Červenka 1 a Horka nad Moravou – Měřičná. Nálezová data budou poskytnuta AOPK ČR.

Na základě získaných údajů jsem statisticky regresní analýzou zhodnotil jednotlivé faktory stanovišť a sestavil tabulku indexu vhodnosti stanovišť (HSI) pro daná místa, která může být použita v návrhu na managementové úpravy, jakožto kontrolní seznam důležitých faktorů. Podle Pearsonova Chí-kvadrát testu není průkazná závislost mezi HSI a nálezy čolka velkého. V tůních s výskytem čolka velkého se objevuje pět syntopických druhů obojživelníků, nejčastěji se jedná o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a kuňku obecnou (*Bombina bombina*). Výsledky regresní analýzy ukazují, že s narůstající hloubkou klesá pravděpodobnost výskytu, stejně také s nárůstem ryb je predikce výskytu čolka velkého nízká. S nárůstem zastínění i vegetace naopak pravděpodobnost výskytu roste. Byla zjištěna závislost mezi nálezem a hloubkou, zastíněním i vegetací, v případě rybí obsádky a velikosti tůně není průkazná závislost.

V budoucnu (v diplomové práci) bych rád navázal na výzkum daných lokalit, tak abych získal dostatečné množství dat v delším časovém horizontu. Zaměřil bych se také na pozemní stanoviště.

7. Literatura

Alford, R. A. & Richards, S. J. (1999): Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 30: 133–165.

Almhagen, J. (2007): Anuran colonization of newly constructed ponds: The importance of time and distance to source populations. Master thesis in Applied Ecology: 30 ECTS. University of Halmstad, School of Business and Engineering, Halmstad.

AmphibiaWeb (2014): Information on amphibian biology and conservation. [web application]. Berkeley, California: AmphibiaWeb. URL: <http://amphibiaweb.org/>.

Anděl, P., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Miko, L. & Andělová, H. (2005): Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. Metodická příručka. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Arntzen, J. W. & Tenuis, S. F. M. (1993): A six-year study on the population dynamics of the crested newt *Triturus cristatus* following the colonization of a newly created pond. *Herpetol. J.*, 3: 99–110.

Arntzen, J. W. & Wallis, G. P. (1994): The WOLTERSTORFF Index and its value to the taxonomy of the Crested Newt superspecies. *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde, Magdeburg*, 17: 57-66.

Arntzen, J. W. (2003): *Triturus cristatus* *Superspezies* - Kammolch-Artenkreis. In: *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas: Schwanzlurche (Urodela) IIA, Salamandridae II: Triturus 1*, p. 421-514.

Arntzen, J. W., Kuzmin, S., Jehle, R., Beebee, T., Tarkhnishvili, D., Ishchenko, V., Ananjeva, N., Orlov, N., Tuniyev, B., Denoël, M., Nyström, P., Anthony, B., Schmidt, B., Ogradowczyk, A. (2009): *Triturus cristatus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. URL: [http // www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).

Atkins, W. (1998): “Catch 22” for the Great Crested Newt - Observation on the breeding ecology of the Great Crested Newt *Triturus cristatus* and its implication for the conservation of the species. *Brit. Herp. Soc. Bull.*, 63:17-25.

- Bailey, L. L., Simons, T. R. & Pollock, K. H. (2004): Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecol. Appl.* 14: 692-702.
- Baker, J. M. R. & Halliday, T. R. (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetol. J.*, 9: 55–63.
- Beebee, T. J. C. (1990): Crested newt rescues: How many can be caught? *Brit. Herp. Soc. Bull.*, 32: 12-14.
- Beebee, T. J. C. & Denton, J. (1996): *The Natterjack Toad Conservation Handbook*. English Nature, Peterborough.
- Beebee, T. J. C. (1997): Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biol. Conserv.*, 81:215-219.
- Beebee, T. J. C. & Griffiths, R. A. (2005): The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biol. Conserv.*, 125 (3): 271–285.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace, společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 pp.
- Berven, K. A. & Grudzien, T. A. (1990): Dispersal of the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution*, 44: 2047–2056.
- Biomonitoring (2014): *biomonitoring.cz* [webová aplikace]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. URL: www.biomonitoring.cz.
- Blab, J. & Blab, L. (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfäßbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. *Salamandra*, 17: 147-172.
- Bock, D., Hennig, V. & Steinfartz, S. (2009): The use of fish funnel traps for monitoring crested newts (*Triturus cristatus*) according to the Habitats Directive. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement*, 15: 317-326.
- Boothby, J. (2003): Tackling degradation of a seminatural landscape: options and evaluations. *Land Degrad. Develop.*, 14: 227–243.
- Bureš, S., Machar, I. (1999): *Litovelské Pomoraví*. Invence, Litomyšl, 135 pp.

- Collins, J. P. & Storfer, A. (2003): Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Divers. and Distrib.*, 9: 89-98.
- Constible, J. M., Gregory, P. T. & Larsen, K. W. (2009): The pitfalls of extrapolation in conservation: movements and habitat use of a threatened toad are different in the boreal forest. *Animal Conserv.*, 13: 43–52.
- Cooke, A. S. (1995): A comparison of survey methods for crested newts (*Triturus cristatus*) and night counts at a secure site, 1983-1993. *Herpetol. J.*, 5: 221-228.
- Cooke, S. D., Cooke, A. S. & Sparks, T. H. (1994): Effects of scrub cover on great crested newts breeding performance. P. 71-74 in *Conservation and Management of Great Crested Newts*. Gent, T. & Bray, R. (eds). English Nature, Peterborough.
- DeGarady, C. J. & Halbrook, R. S. (2006): Using anurans as bioindicators of PCB contaminated streams. *Herpetol. J.*, 40: 127–130.
- Denton, J. S. (1991): The distribution and breeding site characteristics of newts (*Triturus* species) in Cumbria, England. *Herpetol. J.*, 1: 12, 549-554.
- Demek, J. et al. (1987): *Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny*. Academia, Praha, 584 pp.
- Fahring, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D. & Wegner, J. F. (1995): Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.*, 73: 177–182.
- Feldmann, R. (1981): Kammolch – *Triturus c. cristatus*. – In: Feldmann, R. (Hrsg.) : *Die Amphibien und Reptilien Westfalens. Abh. a. d. Landesmus' f. Nat. Münster*, 43(4):54-58.
- Filoda, H. (1981): Amphibien im östlichen Teil Lüchow – Dannenbergs – eine siedlungsbiologische Bestandsaufnahme. *Beitr. Naturk. Niedersachsens*, 34:12-136.
- Filho, G. A. C., Schwartz, C. A., Resck, I. S., Murta, M. M., Lemos, S. S., Castro, M. S., Kyaw, C., Pires, O. R., Liete, J. R. S., Bloch, C. & Schwartz, E. F. (2005): Antimicrobial activity of the bufadienolides marinobufagin and telocinobufagin isolated as major components from skin secretion of the toad *Bufo rubescens*. *Toxicon*, 45: 777–782.
- Friedl, K. (1991): *Chráněná území v České republice*, MŽP, Praha. 274 pp.

Gasc, J. P., Cabela, A., Crnobrnaja-Isailovic, J., Dolmen, D., Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martinez Rica, J. P., Maurin, H., Oliveira, M. E., Sofianidou, T. S., Veith, M. & Zuiderwijk, A. (1997): Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris. 494 pp.

Griffiths, R. (1996): Newts and Salamanders of Europe. T & A D Poyser Natural History, London.

Gustafson, D. H., Malmgren, J. C. & Mikusiński, G. (2011): Terrestrial habitat predicts use of aquatic habitat for breeding purposes – a study on the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Ann. Zool. Fenn.* 48: 295-307.

Halley, J. M., Oldham, R. S. and Arntzen, J. W. (1996): Predicting the persistence of amphibian populations with the help of spatial model. *J. Appl. Ecol.* 33: 455-470.

Hartel, T., Schweiger, O., Öllerer, K., Cogalniceanu, D. & Arntzen, J. W. (2010): Amphibian distribution in a traditionally managed rural landscape of eastern Europe:

Probing the effect of landscape composition. *Biol. Conserv.*, 143: 1118–1124.

Hayward, R., Oldham, R. S., Watt, P. J. & Head, S. M. (2000): Dispersion patterns of young great crested newts (*Triturus cristatus*). *Herpetol. J.*, 10: 129-136.

Hels, T. & Buchwald, E. (2001): The effect of road kills on amphibian populations. *Biol. Conserv.*, 99: 331–340.

Herman, J. (2009): Změny vybraných charakteristik populací obojživelníků v Přírodní rezervaci Plané loučky. Olomouc. Bakalářská práce. Ms. depon.in: UP v Olomouci, Přírodovědecká fakulta. Katedra ekologie a životního prostředí, 59 pp.

Hlaváč, V. & Anděl, P. (2001): Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Houlan, 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.

Jehle, R. (2000): The terrestrial summer habitat of radiotracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*T. marmoratus*). *Herpetol. J.*, 10: 137–142.

- Jehle, R. & Arntzen, J. W. (2000): Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *J. Zool.*, 251: 297–306.
- Jehle, R., Wilson, G. A., Arntzen, J. W. & Burke, T. (2005): Contemporary gene flow and the spatio-temporal genetic structure of subdivided newt populations (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). *J. evol. biol.*, 18: 619–628.
- Jehle, R., Thiesmeier, B. & Foster, J. (2011): The Crested Newt: A dwindling pond-dweller. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 152 pp.
- Jensen, J. B. & Camp, C. D. (2003): Human exploitation of amphibians. In Semlitsch R. D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London, str. 199–213.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A. & Grolet, O. (2001): Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conserv. biol.*, 15: 239–248.
- Kirchner, K., Ivan, A. (1999): Anastomózní říční systém v CHKO Litovelské Pomoraví. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku 6/1998*, s. 19–20.
- Kuzmin, S. L. (1999): *The amphibians of the former Soviet Union*. Sofia-Moscow: Pensoft, 538 p.
- Kříž, H. (1971): *Regiony mělkých podzemních vod – Brno*.
- Kříž, H. (1985): Podzemní vody. In Chábera, S. (ed.): *Jihočeská vlastivěda. Neživá příroda*. Jihočeské nakladatelství, České Budějovice, pp. 153–167.
- Kupfer, A. & Kneitz, S. (2000): Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetol. J.*, 10: 165–171.
- Kyek, M., Maletzky, A. (2006): *Atlas und Rote Liste der Amphibien und Reptilien Salzburgs. Stand Dezember 2005*. *Naturschutz-Beit.*, 33: 1–240.
- Langton, T. E. S., Beckett, C. L., and Foster, J. P. (2001): *Great Crested Newt Conservation Handbook*, Froglife, Halesworth.
- Latham, D. M. & Oldham, R. S. (1996): Woodland management and the conservation of the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Asp. App. Biol.*, 44: 451–459.

- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachmann, G. D., Droege, S., Royle, J. A. & Langtimm, C. A. (2002): Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83: 2248-2255.
- Mačát, Z., Jeřábková, L. & Reitter, A. (2010): Aplikace nové metody při mapování obojživelníků. *Herpetologické informace*, 9(1): 5-6.
- Madden, N. & Jehle, R. (2013): Farewell to the bottle trap? An evaluation of aquatic funnel traps for great crested newt surveys (*Triturus cristatus*). *Herpetol. J.*, 23: 241-244.
- Maletzky, A., Kyek, M. & Goldschmid, A. (2007): Monitoring status, habitat features and amphibian species richness of Crested newt (*Triturus cristatus superspecies*) ponds at the edge of the species range (Salzburg, Austria). *Ann. Limnol. – Int. J. Limn.*, 43(2): 107-115.
- Malmgren, J. C. (2002): How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). *Herpetol. J.*, 12: 29–35.
- Malmgren, J. C., Andersson, P. Å. & Ekdahl, S. (2007): Modelling terrestrial interactions and shelter use in great crested newts (*Triturus cristatus*). *Amphibia-Reptilia*, 28: 205–215.
- Marhoul, P. & Turoňová, D. (2008): Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy NATURA 2000. *Metodika AOPK ČR*, Praha, 179 pp.
- Maštera, J. (2008): Poznámky k určování larev obojživelníků ČR. - prezentace, depon. in AOPK ČR, Havlíčkův Brod, 22 pp.
- Mitáková, B. & Vlašín, M. (2002): Ochrana obojživelníků. *Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1*. Brno, 137 pp.
- Moravec, J. (1994): Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. *Atlas of Czech Amphibians*. Národní muzeum Praha, Praha, 136 pp.
- Oertli, B., Auderst, J. D., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J. B. (2002): Does size matter? Relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.* 104: 59-70.

- Oertli, B., Biggs, J., Cereghino, R., Grillas, P., Joly, P. & Lachavanne, J. B. (2005): Conservation and Monitoring of pond biodiversity : introduction. *Aquat. conserv. mar. freshw. ecosystems*, 15, 535-400.
- Oldham, R. S. (1994): Habitat assessment and population ecology. p. 45-68 In: Gent, T. & Bray, R. (eds): Conservation and Management of Great Crested Newts. English Nature, Peterborough.
- 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.
- Pechmann, J. H. K., Estes, R. A., Scott, D. E. & Gibbons, J. W. (2001): Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*, 21: 93–111.
- Perret, N., Pradel, R., Miaud, C., Grolet, O. & Joly, P. (2003): Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *J. Anim. Ecol.*, 72: 567–575.
- Prati, M., Biganzoli, E., Boracchi, P., Tesauro, M., Monetti, C. & Bernardini, G. (2000): Ecotoxicological soil evaluation by FETAX. *Chemosphere*, 41: 1621–1628.
- Primack, R. B., Kindlmann, P. & Jersáková, J. (2001): Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha.
- Quitt, E. (1975): Mapa klimatických oblastí ČSR 1: 500 000. – Geografický ústav ČSAV, Brno.
- Rannap, R., Lõhmus, A. & Linnamägi, M. (2012): Geographic variation in habitat requirements of two coexisting newt species in Europe. *Act. Zool. Acad. Scient. Hung.*, 58(1):69-86.
- Roček, Z. (1992): rod *Triturus* Rafinesque, 1815 – Čolek, Mlok, 107-132 pp. Baruš V., Oliva O., Král B., Opatrný E., Reháček I., Roček Z. Roth P., Špinar Z. & Vojtková L.: Fauna ČSFR, svazek 25, Obojživelníci (Amphibia). Academia, Praha, str. 85–87.
- Semlitsch, R. D. (2000): Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *J. Wildlife Manag.*, 64, 615-631.
- Semlitsch, R. D. (2008): Differentiating migration and dispersal processes for pond - breeding amphibians. *J. Wildlife Manage.*, 72, 260–267.

- Schabetsberger, R., Jehle, R., Maletzky, A., Pesta, J., Sztatecsny, M. (2004): Delineation of terrestrial reserves for amphibians: Post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. *Biol. Conserv.*, 117: 95-104.
- Schmidt, B. R. (2005): Monitoring the distribution of pond-breeding amphibians when species are detected imperfectly. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosystems*, 15: 681-692.
- Sinsch, U. & Seidel, D. (1995): Dynamics of local and temporal breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation. *Aust. J. Ecol.*, 20: 351–361.
- Skei, J. K., Dolmen, D., Ronning, L., and T. H. Ringsby (2006): Habitat use during the aquatic phase of the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) in central Norway: proposition for a conservation and monitoring area. *Amphibia-Reptilia*, 27: 309-324.
- Swan, M. J. S. & Oldham, R. S. (1993). Herp sites Volume 1: National Amphibian Survey final report. English Nature Research Reports No. 38, Peterborough.
- Swan, M. J. S. & Oldham, R. S. (1994): Amphibians and landscape composition. In: Dover, J. W. Fragmentation in agricultural landscapes. Proc. 3. Annual Internat. Assoc. Landscape Ecol. (UK) Conf. Preston.:176-183.
- Sztatecsny, M., Jehle, R., Schmidt, B. R. & Arntzen J. W. (2004): The abundance of premetamorphic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*) as a function of habitat determinants: an a priori model selection approach. *Herpetol. J.*, 14: 89–97.
- Šafář, J. (2003): Olomoucko. In: Mackovčín P. a Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 456 pp.
- Šandera, M. (2014): Mapa rozšíření *Triturus cristatus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. URL: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id74/>.
- Šarapatka B. (1991): Oborový dokument CHKO LP. PřF UP Olomouc.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671–677.
- Thiesmeier, B., Kupfer, A. (2000): Der Kammmolch. Bochum, Laurenti-Verlag.

- Velisek, V. (1967): Slatinná společenstva třídy Phragmitetea Tüxen et Preissing 1942 Hornomoravského úvalu. Acta Univ. Palack. Olomouc, 10: 43-56.
- Van Buskirk, J. (2005): Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. Ecol., 86: 1936-1947.
- Vlček, V. et al. (1984): Zeměpisný lexikon ČSR. Vodní toky a nádrže. Academia, Praha, 315 pp.
- 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, Tomus 28:143–152.
- Veith, M. (1996): Kammolch – *Triturus cristatus* (LAURENTI 1768). In: Bitz, A., Fischer, K., Simon, L., Thiele, T. & Veith, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Landau, GNOR : 97-110.
- Welsh, H. H. & Ollivier, L. M. (1998): Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California's redwoods. Ecol. Appl., 8: 1118–1132.
- Whittigham, M. J., Krebs, J. R., Swetnam, D., Vickery, J. A., Wilson, J. D. & Freckleton, R. P. (2006): Should conservation strategies consider spatial generality? Farmland birds show regional not national patterns of habitat association. Ecol. Lett., 10: 25–35.
- Williams, P., Biggs, J., Whitfield, M., Thorne, A., Bryant, S., Fox G. & Nicolet, P. (1999): The pond book: A guide to the management and creation of ponds. Ponds conservation trust, Oxford, 105 pp.
- Wolterstorff, W. (1923): Uebersicht der Unterarten und Formen des *Triton cristatus* Laur. Blätter für Aquarien und Terrarienkunde, Stuttgart, 34: 120-126.
- Yalden, D. W. (1986): The distribution of newts in the Peak District. Herpetol. J. 1: 97–101.
- Zavadil, V. (1993): Vertikale Verbreitung der Amphibien in der Tschechoslowakei. Salamandra, Rheinbach, 28 [1992]: 202-222.

Zavadil, V. (2001): Předběžné výsledky výzkumu obojživelníků a plazů (Amphibia, Reptilia) bývalého vojenského újezdu Mladá. In: Petříček V., Němec J., Plesník J. (2001): Příroda bývalých vojenských výcvikových prostorů Mladá a Ralsko. 10 let od konverze. Příroda, Praha, 8: 75-83.

Zavadil, V. & Moravec, J. (2003): Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. In: Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky – Obratlovci. Příroda 22, Praha.

Zavadil, V., Sádlo, J. & Vojar, J. (2011): Biotopy našich obojživelníků a jejich management. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

8. Přílohy



Příloha č. 1: Foto. živorovné pasti a její umístění na lokalitě Černovír 2.



Příloha č. 2: Foto. srovnání velikosti čolka velkého a čolka obecného.

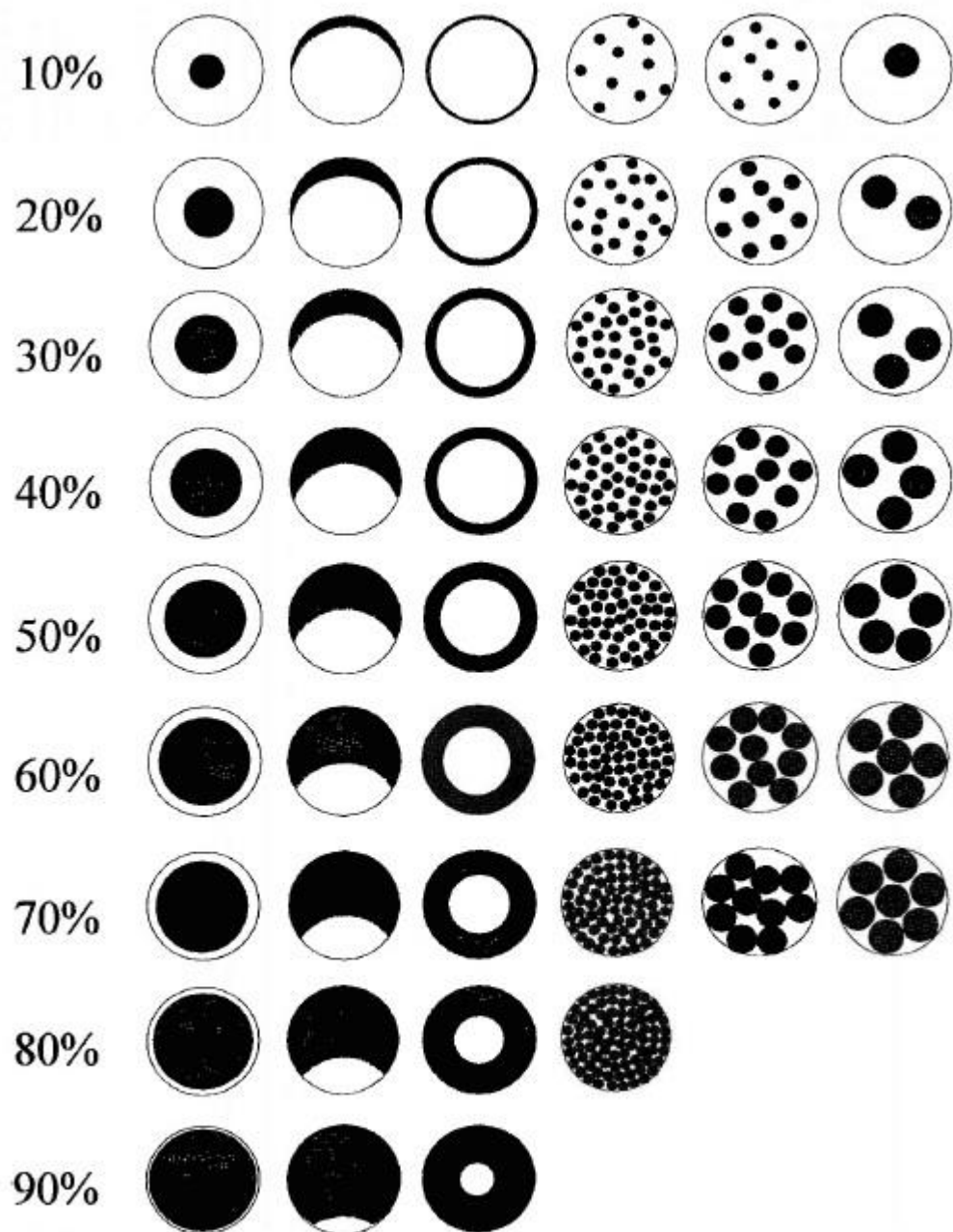
Datum	
Lokalita	
GPS:	zem. šířka
	zem. délka
	nadm. výška

<i>Prostředí</i>					
hloubka	< 30 cm	30 - 100 cm	> 100 cm		
plocha tůně	m ²				
hustota vegetace	< 25 %	26 - 50 %	51 - 75 %	> 75 %	
stín	< 25 %	26 - 50 %	51 - 75 %	> 75 %	
vegetace	natanutí	+ / -	%		
	submerzní	+ / -	%		
	emerzní	+ / -	%		
vegetace - rod:					
larvy	+ / -				
průhlednost, barva vody	%	čistá, průhledná	hnědá	kalná	zelená - řasy
půdní kryt	lužní louka, pole, travní porost s lesem apod.				
rybí osádka	+ / -				

<i>Půst</i>					
syntopické druhy					
druh čolka	čolek o. ♂	čolek o. ♀	čolek v. ♂	čolek v. ♀	
počet					
velikost (cm)					

<i>Prolovení</i>					
syntopické druhy					
druh čolka	čolek o. ♂	čolek o. ♀	čolek v. ♂	čolek v. ♀	
počet					
velikost (cm)					

Příloha č. 3: Tabulka sledovaných parametrů habitatu a nálezových dat.



Příloha č. 4: Procentuální zastoupení vegetace a zastínění.