

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Nabídka reprodukčních biotopů
obojživelníků v rybníční krajině Chrudimska
a její porovnání s dalšími typy krajin v ČR**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Diplomant: Ing. Bc. Radek Holcman

2014

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Ing. Radek Holcman

Inženýrská ekologie

Název práce

Nabídka reprodukčních biotopů obojživelníků v rybníční krajině Chrudimska a její porovnání s dalšími typy krajín v ČR

Anglický název

The offer of amphibian reproduction habitats in Chrudim pond region and its comparison with other landscapes of the Czech Republic

Cíle práce

Cílem práce je kompletní inventarizace a popis vlastností vodních biotopů na Chrudimsku. Práce je součástí rozsáhlejšího projektu, jehož cílem je porovnání nabídky vodních biotopů (coby klíčových biotopů obojživelníků) v různých typech krajín v České republice. Dalším cílem práce je zhodnocení vlivu rybníčního hospodaření na populace obojživelníků.

Metodika

Na základě práce s ortofotosnímky, přístroji GPS a systematického terénního průzkumu budou v roce 2013 identifikovány a popsány vodní plochy na Chrudimsku. Z celkové rozlohy modelového území (238 km²) bude náhodně vybráno 20 čtverců o celkové rozloze 20 km². Každý vodní biotop bude charakterizován vlastnostmi s potenciálním vlivem na obojživelníky, a to na různých úrovních: (i) charakteristiky vodní plochy: rozloha, hloubka, sklon břehů, oslunění, vegetace, pH, konduktivita, ohrožení; (ii) popis okolního terestrického prostředí a (iii) způsob (intenzita) rybníčního hospodaření v případě rybníků. Kromě toho budou v práci využita nálezová data o výskytu obojživelníků z Nálezové databáze AOPK ČR. Údaje z jiných typů krajín v ČR pro jejich porovnání s modelovým územím budou převzaty (jsou předmětem dalších prací).

Rozsah textové části

cca 30 stran textu, přílohy dle potřeby

Klíčová slova

obojživelníci, ochrana obojživelníků, rybníční hospodaření, rybníky, vlastnosti prostředí, vodní plochy

Doporučené zdroje informací

- 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.
- Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biol. Conserv.* 128, 231-240.
- 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.
- Dodd Jr., C.K. 2010: *Amphibian Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques.* Oxford University Press, New York.
- 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.
- 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.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., 2001. Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 15, 239-248.
- Laan, R., Verboom, B., 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol. Conserv.* 54, 251-262.
- Marsh, D.M., Trenham, P.C., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15, 40-49.
- Pope, S.E., Fahring, L., Merriam, H.G., 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog population. *Ecology* 81, 2498-2508.
- R Development Core Team, 2009. *R: A Language and Environment for Statistical Computing.* R 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.
- 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.

Vedoucí práce

Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2014

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2014

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan FŽP ČZU

V Praze dne 08. 12. 2014

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Ing. Jiřího Vojara, Ph.D., a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze, dne 8. prosince 2014

.....

Poděkování

Rád bych na tomto místě poděkoval zejména Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. za vedení práce a cenné připomínky k textu.

Mé poděkování patří také kolegům z Katedry ekologie FŽP ČZU – Ing. Daniele Smolové, Ing. Miliči Solskému, Ph.D. a Ing. Vlastovi Bogdanovi za výpomoc v terénu, Ing. Markétě Hendrychové, Ph.D. za poskytnutí leteckých fotografií výsypek a dále RNDr. Milanovi Růžičkovi z AOPK KS Pardubice za poskytnutí podrobných dat z mapování obojživelníků v CHKO Železné hory.

Práce vznikla za podpory interní grantové agentury FŽP ČZU v Praze v rámci projektu „Porovnání vlastností vodního prostředí post-těžební krajiny s různými typy krajín těžbou neovlivněných pohledem obojživelníků“ (20134282).

V Praze, dne 8. prosince 2014

.....

Abstrakt

Cílem práce bylo zmapovat nabídku reprodukčních biotopů obojživelníků v jednom z typů krajiny v České republice, zemědělské krajině Chrudimska, kde se nachází řada historických rybníčních soustav. Na základě ekologických požadavků obojživelníků, zjištěných charakteristik vodních útvarů a jejich způsobů využívání, a s přihlédnutím k záznamům o výskytu jednotlivých druhů z Nálezové databáze AOPK ČR, byl vyhodnocen význam a vhodnost těchto vodních biotopů pro reprodukci obojživelníků. V případě rybníků byl rovněž vyhodnocen vliv způsobu hospodaření a manipulace s vodou. Souhrnné charakteristiky vodních útvarů krajiny Chrudimska byly porovnány s dalšími typy krajiny v České republice, které byly mapovány shodnou metodikou. Na základě práce s ortofotosmínky a terénního průzkumu bylo podrobně zmapováno 20 náhodně vybraných čtverců rozlohy 1x1 km² z vybraného území Chrudimska o rozloze 238 km². U nalezených vodních útvarů byly zaznamenány tyto charakteristiky – rozloha vodní plochy, maximální hloubka, převládající hloubka, oslunění, sklon břehů, zarybnění, rozsah litorální vegetace, typ převládajícího okolí, pH, vodivost. Celkem bylo zaznamenáno 129 vodních biotopů o rozloze 44,9 ha. 90 % rozlohy vodních ploch v území tvoří rybníky, které slouží zejména k chovu kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Nejpočetnějším biotopem byly tůně, které doprovází rybníky a vodní toky. Častá byla rovněž zatopená lomová jezírka. V zájmovém území se vyskytuje 14 druhů obojživelníků, nejčastěji v rybnících a jejich doprovodných tůních. Vhodnost rybníků pro reprodukci obojživelníků ovlivňuje především režim hospodaření, vodní režim a charakteristika litorální vegetace. Velmi vhodné jsou plůdkové výtažníky, rovněž tak výtažníky s vhodnou rybí obsádkou. Nejmenší druhové bohatství lze očekávat v hlavních rybnících sloužících k odchovu těžší tržní ryby. Další porovnávané krajiny (Lounsko, České středohoří, Krušnohorská, a krajina rekultivovaných a sukcesních výsypek severních Čech) vykazovaly vzájemně rozdílné charakteristiky počtu, rozlohy a hustoty vodních ploch. Z pohledu obojživelníků nejširší nabídku vodních biotopů nabízí výsypky ponechané samovolné sukcesi.

Klíčová slova: obojživelníci, vlastnosti prostředí, vodní plochy, ochrana obojživelníků, rybníky, rybníční hospodaření

Abstract

The aim of this thesis was to survey and describe the offer of breeding habitats in one type of czech landscape, agriculture landscape of Chrudim region, where are located historical pond systems. On the basis of ecological requirements of amphibians, characteristics of the water bodies and their managements, considering amphibians records from the species occurrence database, had been evaluated the importance and suitability these water biotope for amphibians breeding. The influence of fish management and water regime had been evaluated for fishpond biotopes. Summary characteristics of Chrudim region water habitats were compared with water habitats in other types of landscape in the Czech Republic, which was surveyed and described by the same methods. On the basis of orthophoto maps and fields survey, the water bodies in 20 randomly selected squares size 1x1 kilometers from Chrudim region (totally area 238 square kilometers) were described in detail by these characteristics – water area, maximum depth, prevailing depth, insolation, shore slope, fish stock, vegetation cover scale, surrounding environment, pH, conductivity. Totally it was found 129 water biotopes by total area of 44.9 hectares. Ponds represent 90 percent of water area and they are used especially for common carp (*Cyprinus carpio*) farming. Numerous biotopes represent pools close to the ponds and rivers and small quarry lakes. In the surveyed area occur 14 amphibian species, primarily found in ponds and their neighbouring pools. The pond suitability for reproduction of amphibians is affected by fish management, water regime and litoral vegetation scale above all. The ponds for young-of-the-year carp are as good for amphibians reproduction as ponds free of carp, alike ponds for fingerlings breeding with appropriate stock. The lowest amphibians diversity can be expected in ponds for market size carp. The other surveyed landscapes (Louny region, Central Bohemian Uplands, The Ore Mountains, technically reclaimed and successional sections of spoil banks in the North Bohemian brown coal basin) show different characteristics in quantity, water area and density of water bodies. The widest suitable water bodies offer for amphibians can be found in successional section of spoil banks.

Key words: *amphibians, habitat characteristics, water bodies, amphibians conservation, ponds, ponds management*

Obsah

1. ÚVOD	11
2. CÍLE PRÁCE	13
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	14
3.1 Obojživelníci – stav, ohrožení, ochrana.....	14
3.2 Obojživelníci – nároky na vodní prostředí	15
3.3 Vodní biotopy v ČR	20
3.3.1 Vodní nádrže a přehrady.....	21
3.3.2 Rybníky.....	23
3.3.3 Jezera.....	35
3.3.4 Antropogenní jezera, vodní biotopy lomů a výsypek.....	35
3.3.5 Vodní toky.....	37
3.3.6 Tůně, kaluže, mokřady	38
4. METODIKA.....	41
4.1 Volba území.....	41
4.2 Terénní průzkum	42
4.3 Způsob záznamu a kategorizace dat	43
4.4 Záznamy o výskytu obojživelníků	45
4.5 Záznamy o rybničním hospodaření	45
4.6 Srovnání s ostatními typy krajín	45
4.7 Způsob hodnocení dat	46
5. CHARAKTERISTIKA STUDIJNÍHO ÚZEMÍ.....	48
6. VÝSLEDKY PRÁCE	52
6.1 Výsledky mapování vodních biotopů na Chrudimsku	52
6.2 Vyhodnocení parametrů vodních biotopů	53
6.3 Vyhodnocení druhového bohatství vodních biotopů.....	56
6.4 Posouzení rybářského využívání rybníků	57

6.5 Porovnání vodních biotopů krajiny Chrudimska s dalšími typy krajin.....	60
8. DISKUSE	64
8.1 Diskuse metodiky.....	64
8.2 Diskuse výsledků	66
8.2.1 Typy biotopů a míra jejich zastoupení na Chrudimsku	66
8.2.2 Parametry vodních biotopů	69
8.2.3 Výskyt obojživelníků	71
8.2.4 Hospodaření na rybnících.....	73
8.2.5 Srovnání s dalšími typy krajin	81
9. ZÁVĚR.....	84
10. PŘEHLED LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ	88
PŘÍLOHY	107

Seznam symbolů a zkratk

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
ČSN	česká státní norma
ČSÚ	Český statistický úřad
EVL	evropsky významná lokalita
FŽP ČZU	Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity
CHKO	chráněná krajinná oblast
ICOLD	International Commission on Large Dams
MZe ČR	Ministerstvo zemědělství České republiky
MŽP ČR	Ministerstvo životního prostředí České republiky
PP	přírodní památka
PR	přírodní rezervace
TTP	trvalý travní porost
VKP	významný krajinný prvek

1. Úvod

Jednou z hlavních příčin přispívajících k poklesu stavu obojživelníků v krajině je likvidace nebo změna vhodných stanovišť (ALFORD, RICHARDS, 1999; STUART et al., 2004). Jelikož je většina obojživelníků v období rozmnožování vázána na vodní prostředí je dostatek vhodných vodních biotopů a jejich vzájemná konektivita pro přežití zásadní (MARSH, TRENHAM, 2001; WELLS, 2007; BAKER et al., 2011).

V České republice se vyskytuje množství typů krajin se svými specifickými vodními biotopy. Jejich vhodnost pro rozmnožování obojživelníků je značně rozdílná (ZAVADIL et al., 2011; MAŠTERA, 2014). Pro účinnou ochranu obojživelníků v krajině je nutným předpokladem určení a pochopení významu jednotlivých typů vodních biotopů pro jejich život a rozmnožování. Toto zahrnuje znalost a význam jejich morfologických parametrů, vodního režimu, změn kvality vody, způsobu jejich využívání a míru jejich ohrožení (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; BALDWIN et al., 2006; WELLS, 2007; ZAVADIL et al., 2011).

Území České republiky je charakteristické výskytem specifických vodních útvarů – rybníků. Přestože se jedná o uměle vytvořené stavby lidskou činností, jsou díky svému charakteru chápány jako přirozená a nedílná součást přírody a krajiny (PECHAR, 2008) a jako její harmonizační prvky (MÍCHAL, 1994). Rybníky slouží převážně k chovu ryb (ČÍTEK et al., 1998; HARTMAN et al., 1998; ŠÁLEK, TLAPÁK, 2011), jsou však také jednou z nejčastějších lokalit výskytu obojživelníků (ZAVADIL et al., 2011). Vzájemná interakce těchto skupin živočichů a způsobů hospodaření na rybnících jsou častým zdrojem konfliktů mezi ochranou přírody a produkčním rybníkářstvím (HECNAR, M'CLOSKEY, 1997; KNUTSON et al., 2004; PŘIKRYL et al., 2004; HARTEL et al., 2007; KLOSKOWSKI, 2010). Studie, podrobně se zabývající vlivem produkčního rybníkářství na společenstva obojživelníků v typické středoevropské rybníční akvakultuře, jsou ojedinělé (KLOSKOWSKI, 2009, 2010).

V rámci této práce je ve vybraném zájmovém území rybníční krajiny Chrudimska popisována existence a význam vodních biotopů pro život a rozmnožování obojživelníků. Podrobněji je sledována koexistence ryb a obojživelníků v rybnících.

Práce je tak příspěvkem k problematice ekologie obojživelníků v rybníčních ekosystémech a k hodnocení reprodukčních biotopů specifické části krajiny ČR „pohledem“ obojživelníků. Výstupem jsou i praktická doporučení a návrhy principů ochrany obojživelníků v oblastech využívaných v produkčním rybníkářství.

Hodnocení krajiny „pohledem“ obojživelníků bylo provedeno v kontextu většího projektu, který se zabývá porovnáváním různých typů krajiny v ČR. Tato práce doplňuje řadu studií vyhodnocujících význam post-těžební krajiny, zejména z pohledu existence hodnotných vodních biotopů pro obojživelníky na výsypkách (GALÁN, 1997; VOJAR, 2000; SMOLOVÁ et al., 2010; DOLEŽALOVÁ et al., 2012) při srovnání s ostatními typy krajiny (SOLSKÝ et al., 2013), v tomto případě s východočeskou rybníční krajinou.

2. Cíle práce

Cílem této práce je popsat a vyhodnotit nabídku a charakteristiky vodních biotopů na Chrudimsku, zemědělské krajině s řadou historických rybníčních soustav. Na základě zjištěných charakteristik a způsobů využívání vodních ploch, s přihlédnutím k záznamům o výskytu jednotlivých druhů obojživelníků, pak vyhodnotit význam a vhodnost těchto vodních biotopů pro reprodukci obojživelníků. Práce k problematice přistupuje multidisciplinárně, vedle environmentálního pohledu zahrnuje rovněž neméně důležitý, a často opomíjený, pohled hospodářský (rybářský) a ekonomický. Sledované charakteristiky vodních biotopů Chrudimska (rozloha vodní plochy, maximální hloubka, převládající hloubka, oslunění, sklon břehů, zarybnění, rozsah litorální vegetace ad.) jsou rovněž porovnávány s charakteristikami vodních biotopů dalších typů krajin v ČR – Lounsko, České středohoří, Krušnohorský, a krajina technicky rekultivovaných a sukcesních výsypek severních Čech.

3. Literární rešerše

3.1 Obojživelníci – stav, ohrožení, ochrana

Obojživelníci jsou skupinou živočichů s vysokou mírou ohrožení jednotlivých druhů vyhynutím (ALFORD, RICHARDS, 1999, STUART et al., 2004). V posledních desetiletích je po celém světě zaznamenán výrazný pokles jejich početních stavů (BEEBEE, GRIFFITHS, 2005). Tento úbytek je zapříčiněn citlivostí obojživelníků vůči změnám prostředí (BAILLIE et al., 2004), způsobených zejména destrukcí vhodných biotopů a fragmentací krajiny (ALFORD, RICHARDS, 1999; GIBBS, 2000; CARR, FAHRING, 2001), negativním vlivem dopravy (FAHRING et al., 1995), kontaminací prostředí (BEJA, ALCAZAR, 2003), klimatickou změnou či rozšiřováním infekčních chorob (KIESECKER et al., 2001; STUART et al., 2004). Spektrum příčin je široké a často působí nepřímo a synergicky (COLLINS, STORFER, 2003). Přesná kvantifikace procesu úbytku populací je však obtížná (HOULAHAN et al., 2000).

Ohrožení obojživelníků a jejich početní pokles je přímo spojený s probíhajícími změnami ve struktuře krajiny (GAGNÉ, FAHRING, 2007). Dochází k zánikům vodních ploch, poklesu jejich rozlohy a jejich hustoty v krajině, úbytku vodní vegetace, lesního pokryvu a vhodných terestrických stanovišť (LETHINEN et al., 1999; CUSHMAN, 2006; PARRIS, 2006). Reprodukční biotopy jsou více izolovány (MARSH, TRENHAM, 2001; PARRIS, 2006) a ohroženy zhoršením jejich kvality (WELLS, 2007).

Zachování a přežití populací obojživelníků v krajině je závislé na dostupnosti vhodných vodních biotopů, existenci vhodného terestrického okolí a vzájemném propojení populací (POPE et al., 2000; JOLY et al., 2001; MARSH, TRENHAM, 2001; WELLS, 2007). Aby stanoviště v krajině bylo pro obojživelníky vhodné, vyžaduje to udržení určitého sukcesního stádia vodních ploch, vhodnou hydroperiodu, dobrou kvalitu vody, dostupnost terestrického prostředí, konektivitu k okolním populacím a omezení míry predace (LAAN, VERBOOM, 1990; BEEBEE, 1996; POREJ, HETHERINGTON, 2005; VASCONCELOS, CALHOUN, 2006; PETRANKA et al., 2007). Univerzální vhodné vlastnosti nádrží vyhovující všem obojživelníkům neexistují, a tak při opatřeních k ochraně obojživelníků by

podobu vodních ploch měl určovat výběr druhu, popřípadě druhů, které tímto chceme podpořit. Znalosti stanovištních nároků jednotlivých druhů jsou tedy pro praktickou ochranu klíčové (VOJAR, 2007). V oblastech, kde jsou vhodné přírodní vodní plochy vzácné, představují pro obojživelníky uměle vybudované nádrže alternativní biotopy. Pokud jsou vhodně obhospodařovány, doplňují tyto nádrže vhodné stanoviště pro rozmnožování a pomáhají k udržení jejich populací v lokalitě (KNUTSON et al., 2004). Při plánování opatření v rámci druhové a územní ochrany jsou využívány různé metody, nejčastěji geografické metody včetně GAP (Geographic Approach to Planning), užití leteckých a družicových snímků a sledování změn krajinného pokryvu, současně s analýzou aktuální úrovně ohrožení dotčených ekosystémů (SCOTT et al., 1993; ANTWI et al., 2008). K mapování obojživelníků nejlépe poslouží období jejich reprodukce ve vodních biotopech, neboť se jedná o část roku, kdy se obojživelníci v krajině významněji shlukují (VOJAR, 2007).

Na území ČR je evidován výskyt 21 druhů obojživelníků (TEMPLE, COX, 2009; ZAVADIL et al., 2011). V tuzemském červeném seznamu je uvedeno v různém stupni ohrožení všech 21 našich obojživelníků (ZAVADIL, MORAVEC, 2003). Tento stav nekoresponduje s českou legislativou v rámci přílohy III vyhlášky č. 395/1992 Sb., v platném znění, která mezi zvláště chráněné druhy řadí pouze 19 druhů (ZAVADIL et al., 2005).

3.2 Obojživelníci – nároky na vodní prostředí

Všechny naše druhy jsou značně závislé na vodním prostředí. Někteří pouze v období rozmnožování, jiní po celý život (BARUŠ, OLIVA et al., 1992; SUKOP, 1998). Podmínky vodního prostředí jsou tak zásadním faktorem ovlivňujícím společenstva obojživelníků (WELLBORN et al., 1996). Obojživelníci nejsou konkurenčně silnými druhy. Na druhou stranu jsou tolerantní vůči širokému spektru biotopů přírodních i umělých. Jsou schopni rychlé kolonizace, především biotopů na počátku sukcese, a jsou schopni rychle měnit stárnoucí a již nevhodné biotopy za nové. Podmínkou dlouhodobé vysoké diverzity obojživelníků je výskyt vodních biotopů v různých fázích sukcese (ZAVADIL et al., 2011).

Kvalitu vodního stanoviště pro obojživelníky určuje řada faktorů, především morfologické parametry vodního útvaru, hydrologický režim, jakost vody, množství a typ vodní vegetace, přítomnost predátorů a potravních konkurentů či charakteristika, rozsah a perioda přírodních a lidských disturbancí (HERRMANN et al., 2005; BALDWIN et al., 2006; WELLS, 2007; ZAVADIL et al., 2011). Obojživelníci, tak jako řada dalších organismů, vyžadují prostředí proměnlivé v prostoru i v čase, nikoli jeho časovou a prostorovou neměnnost. Disturbance, které jsou zdrojem proměnlivosti, jsou důležité a v zásadě nezáleží, zda se jedná o vlivy přírodní nebo lidské (ZAVADIL et al., 2011).

Parametry vodního útvaru

Vlivem velikosti nádrže na druhové bohatství organismů se zabývali OERTLI et al. (2002) se závěrem, že velikost nádrže s výjimkou pestrosti vážek nehrála roli v druhovém bohatství většiny druhů, především pak obojživelníků a brouků. Dále uvádí, že více menších nádrží je osídleno více druhy než jedna větší nádrž stejné rozlohy. Konstatují však také, že větší nádrže obsahovaly druhy, které v menších nádržích chyběly.

Důležitou roli hraje rovněž morfologie břehů nádrže (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). Sklon větší jak 45° není vhodný, neboť omezuje rozvoj litorální vegetace. Umělé nádrže se sklonem 90° jsou zcela nevhodné (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; PARRIS, 2006).

Mezi důležitá kritéria vhodnosti vodního prostředí pro obojživelníky patří oslunění lokality, teplota ovzduší a teplota vody. Některé druhy preferují teplejší vody, jiné naopak studenější. Pro většinu našich druhů je důležité, aby místo, kde se zdržují larvy, bylo osluněné (LOSOS et al., 1985; BARUŠ, OLIVA et al., 1992). Pro vodní skokany, rosničku (*Hyla arborea*), ropuchu zelenou (*Pseudepidalea viridis*) i krátkonohou (*Epidalea calamita*) a kuňku obecnou (*Bombina bombina*) je oslunění nezbytné (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). Zastínění nádrže snižuje teplotu vody, snižuje obsah kyslíku ve vodě, zpomaluje rozvoj perifytonu a tedy redukuje potravní zdroje (SKELLY et al., 2002).

Nároky na hloubku vody jsou u většiny druhů přísně dodržovaným kritériem. Kolísání hladiny v období rozmnožování ničí snůšky, neboť ty tak vysychají

(SEMLITSCH et al., 1996). Většina druhů si při rozmnožování vybírá nebo alespoň toleruje hloubky v rozmezí 20–50 cm. Mělké vody upřednostňují kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) (do 15 cm), ropuchy krátkonohé (10–30 cm) a ropuchy zelené (15–50 cm). Při výskytu ponořené vegetace se obě naše kuňky rozmnožují i v nádržích s hloubkou 30–50 cm i více. V mělké vodě se mohou rozmnožovat i čolci obecní (*Lissotriton vulgaris*), čolci horští (*Mesotriton alpestris*), skokani hnědí (*Rana temporaria*), ropuchy obecné (*Bufo bufo*), avšak preferují spíše trvalé nádrže s větším sloupcem vody (40–60 cm). Hlubší vodu vyhledává i čolek velký (*Triturus cristatus*), skokan ostronosý (*Rana arvalis*), skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*) (40–80 cm i více) a blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*) (40–100 cm) (FRÖHLICH et al., 1987).

Velmi důležitou roli hraje vhodná vodní vegetace. Poskytuje úkryt larvám i dospělcům a jde o místa využívaná ke kladení snůšek (EGAN, PATON, 2004).

Vodní režim

Vodní režim vodního útvaru významně ovlivňuje strukturu a složení společenstev obojživelníků (WELLBORN et al., 1996). Zatímco pro některé druhy je dostačující dočasné vodní prostředí, některé jsou závislé na permanentním, nevysychajícím biotopu (RUBBO, KIESECKER, 2005). Kolísání hladiny nebo vyschnutí vodního útvaru ohrožuje snůšky i vyvíjející se larvy, které nejsou plně metamorfovány (SEMLITSCH et al., 1996; EHRENFELD, 2000). V přirozených stanovištích však obojživelníci upřednostňují riziko vyschnutí před přítomností predátorů (WELLBORN et al., 1996; SNODGASS et al., 2000). Změny vodního režimu v krajině představují pro obojživelníky zásadní negativní faktor. Především jde o úpravy v krajině, které se projeví následným vysycháním lesních a lučních niv, úbytkem inundačních tůní, likvidací lesních a lučních pramenišť i mokřadů a vlhkých luk. Likvidovány jsou slepá říční ramena a stálé tůně v říčních a potočních nivách, dochází k melioracím lesních pozemků a zamezování rozlivu vodních toků a tím i k poklesu počtu periodických tůní (VOJAR, 2007).

Kvalita vody

Raná vývojová stadia našich obojživelníků jsou vždy vázána na vodu a jsou ovlivněna fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody. Procesy, které mohou kvalitu vody ovlivnit jsou jak přírodního charakteru, tak výsledkem lidské činnosti

(MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; PITTER, 2009). Hodnota pH je často limitujícím faktorem výskytu obojživelníků. Nízké hodnoty pH negativně ovlivňují reprodukci, líhnutí, vývoj embryí, růst a přežití (HORNE, DUNSON, 1994). Jak uvádí PIERCE, HARVEY (1987) existuje značná variabilita tolerance k pH mezi druhy i uvnitř jednoho druhu. Na základě letálních a kritických koncentrací, které uvádějí, lze obecně konstatovat, že hodnoty pH pod 4,0 jsou pro obojživelníky nevhodné.

Významný vliv na druhovou bohatost vodního prostředí má zákal vody (MILLER, CROWL, 2006). Omezené množství prací, které sledovaly reakce obojživelníků na zakalené vodní prostředí, uvádí, že řada druhů je zvýšenou turbiditou negativně dotčena (HECNAR, M'CLOSKEY, 1996; GLEASON et al., 2003; KNUTSON et al., 2004; SCHMUTZER et al., 2008; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011).

Obojživelníci žijící ve vodních plochách v povodí zemědělsky obhospodařovaných polí mohou být vystaveni vysoké koncentraci agrochemikálií. Splachy nutrientů způsobují eutrofizaci vody spojenou s výkyvy obsahu rozpuštěného kyslíku s následkem úhynu aerobních vodních organismů (MITSCH, GOSELINK, 2000). Přestože jsou obojživelníci schopni hradit nedostatek kyslíku ze vzduchu (SVOBODOVÁ et al., 1987) snižuje tento stav jejich pohybovou a potravní aktivitu, redukuje růst i vývoj larev a snižuje procento přežití (MARCO, BLAUSTEIN, 1999). Chemické preparáty využívané v zemědělství se samostatně nebo ve spojení s dalšími vlivy výrazně podílejí na úbytku obojživelníků (RELYEA, MILLS, 2001). Tam, kde jsou využívány pesticidy a fertilizátory rovněž roste počet malformovaných jedinců (OUELLET et al., 1997). Těžké kovy se akumulují v sedimentech nádrží i v nich žijících organismech. Rozpustnost těžkých kovů se zvyšuje v kyselém prostředí (HARTMAN et al., 1998). Jejich přítomnost snižuje schopnost líhnutí larev, redukuje růst, zvyšuje výskyt deformací (SVOBODOVÁ, 1987). Ropné produkty, PCB, PAU se ve vodním prostředí pomalu odbourávají, rovněž se kumulují v sedimentu a přecházejí do potravního řetězce (HANEL, LUSK, 2005).

Vhodnost vodního prostředí pro obojživelníky lze posuzovat pomocí hydrochemických rozborů, ale i nepřímo pomocí stavu rostlinného a živočišného společenstva v lokalitě. Především pestrá společenstva bezobratlých poukazují na

příhodnou vodní plochu pro obojživelníky (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; ZAVADIL et al., 2011).

Vegetace

Rozvoj vegetace ve vodních útvarech je závislý především na trofii vody, chemismu a vodním režimu, morfologických parametrech a způsobu jejich využívání (HEJNÝ et al., 2000; CHYTRÝ et al., 2001; MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). V nádržích s nízkou intenzitou hospodaření vykazují společenstva litorální makrovegetace značně podobné rysy vývoje jako v mělkých jezerech. V intenzivně obhospodařovaných rybnících probíhá specifický vývoj určitých typů vegetace v závislosti na hospodářských zásazích (HEJNÝ et al., 2000). Vhodná vegetace hraje důležitou roli pro obojživelníky. Je místem úkrytu larev i dospělců a slouží k umístění snůšek (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; EGAN, PATON, 2004). Mělký litorál zarostlý mokřadní vegetací nedovoluje vnik větším rybám. Tyto patrie nádrží představují refugia, kde mohou pulci odrůstat predátorům (HEYER et al., 1975; PŘIKRYL et al., 2004; JUST et al., 2009). Rozsáhlejší porosty vodních rostlin nebo vrstvy pokrývající vodní hladinu však významně ovlivňují hydrochemický režim vodního prostředí. Výrazně ovlivňují obsah kyslíku, oxidu uhličitého, kyselinovou kapacitu a hodnoty pH ve vodě. Tyto porosty mohou za intenzivního slunečního svitu vyvolat škodlivé přesycení vody kyslíkem a vysoké hodnoty pH. Zastiňují vodu a potlačují rozvoj užitečných rostlin a přirozené potravy. Při náhlém odumření a rozkladu vodních rostlin nastává ve vodě velký úbytek kyslíku a hromadí se sulfan a amoniak, čímž mohou vznikat podmínky pro propuknutí botulismu (MITCHELL, 1978; HARTMAN et al., 1998; ADÁMEK et al., 2010). Zastínění a změny v chemismu vodního prostředí vedou k redukci perifytonu, potravy larválních stádií obojživelníků, a tím ke snížení jejich aktivity a růstu (SKELLY et al., 2002).

Predátoři obojživelníků

Larvy obojživelníků jsou extrémně zranitelné predátory a to jak obratlovci, tak bezobratlými. Diverzita vodních obojživelníků je značně redukována v prostředí s výskytem dravých ryb (HEYER et al., 1975; ALFORD, RICHARDS, 1999). Za zásadní přímé predátory lze považovat dravé ryby – štiky (*Esox* sp.), okouny (*Perca* sp.), sumce (*Silurus* sp.), pstruhy (*Salmo* sp., *Oncorhynchus* sp.) aj. (RESETARITS, 1995; HECNAR, M'CLOSKEY, 1996). Bentofágní ryby pak nepřímo ovlivňují

reprodukční úspěch obojživelníků zvyšováním zákalu vody (HECNAR, M'CLOSKEY, 1996; DRIVER et al., 2005; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011). Tlak kaprovitých druhů ryb na rybníční prostředí, tedy i obojživelníky je závislý na stáří, velikosti a hustotě obsádky (DRIVER et al., 2005; MILLER, CROWL, 2006; KLOSKOWSKI, 2009, 2010, 2011a, 2011b). Obsádky kapřího plůdku a lehké kapří násady, které jsou neschopné predace a výraznější změny prostředí, nepředstavují zásadní problém v procesu reprodukce obojživelníků. Ovšem vysoké obsádky těžších ryb mohou úspěšné přežití obojživelníků negativně ovlivnit (KLOSKOWSKI, 2009, 2010). Jestliže jsou dostupné refugia v litorální zóně rybníku, mohou zde pulci dravcům odrůstat (HEYER et al., 1975; SEIMLITSCH, GIBBONS, 1988; ZAVADIL et al., 2011). Negativní vliv ryb je v některých případech redukován některými přirozenými biologickými mechanismy, např. nechutností larev ropuchy obecné (HECNAR, M'CLOSKEY, 1996; KLOSKOWSKI, 2009). Popsány jsou i případy mezidruhových interakcí mezi ropuchami (KATZMANN et al., 2003), čolky (GRIFFITHS et al., 1994) nebo schopnost čolků vyžírat snůšky skokana hnědé, štíhlého (*Rana dalmatina*) a ostronosého (DIESENER et al., 1997). Publikovány byly též práce popisující schopnost některých obojživelníků volit vodní útvar pro kladení snůšek v závislosti na přítomnosti predátorů nebo konkurentů (RESEARITS, WILBUR, 1989; BINCKLEY, RESEARITS, 2003). Stavy obojživelníků mohou též v menších vodních útvarech přímo nebo nepřímo ohrozit další druhy živočichů např. norek americký (*Mustela vison*), vydra říční (*Lutra lutra*), volavky (*Ardea* sp.), užovky (*Natrix* sp.), divoká prasata (*Sus scrofa*), kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) aj. (CLAVERO et al., 2003; VOJAR, 2007; ZAVADIL et al., 2011).

3.3 Vodní biotopy v ČR

Většina obojživelníků je závislá na vodním prostředí, z našich druhů se všichni ve vodě rozmnožují, resp. probíhá zde vývoj jejich embryí a larev (BARUŠ, OLIVA et al., 1992). Vhodné prostředí k rozmnožování u nás představují zejména útvary stojatých vod (BARUŠ, OLIVA et al., 1992; GRIFFITHS et al., 2010; MAŠTERA, 2012). V České republice lze nalézt široké spektrum vodních útvarů, které jsou více či méně vhodnými biotopy z pohledu obojživelníků (SEMLITSCH et al. 1996; ZAVADIL et al., 2011; MAŠTERA, 2014). Patří mezi ně jak přirozené vodní útvary

(jezera, slepá říční ramena, tůňe, kaluže aj.), tak vodní plochy vzniklé uměle (vodní nádrže, rybníky, přehrady, uměle vybudované tůňe, poldry aj.) (HARTMAN et al., 1998; ŘÍHOVÁ-AMBROŽOVÁ, 2003; ZAVADIL et al., 2011). Charakteristiky a podmínky vodního prostředí těchto biotopů pak zásadně ovlivňují existenci společenstev obojživelníků (WELLBORN et al., 1996; MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; BALDWIN et al., 2006; WELLS, 2007; ZAVADIL et al., 2011). V literární rešerši bude věnována pozornost především vodním útvarům, které jsou zásadními vodními biotopy obojživelníků v ČR, tzn. rybníky a jiné vodní nádrže, tůňe a drobné vodní útvary, antropogenní a přírodní jezera, vodní biotopy lomů a výsypek, přehradní nádrže, vodní toky a jejich doprovodné vodní útvary.

3.3.1 Vodní nádrže a přehrady

Dle definice ICOLD (International Commission on Large Dams) se za velkou nádrž považuje vodní dílo s hrází vysokou min. 15 m, plochou min. 1 km², bez ohledu na objem zadržené vody. Nejčastěji takovéto nádrže vznikají přehrazením řeky. V České republice je takovýchto přehrad 141 (138), o výměře 30 tis. ha. (POKORNÝ, 2009), z toho 118 registrovaných v ICOLD (NĚMEC, J., HLADNÝ, J., 2006). Jedná se o relativně mladé stavby, historie výstavby na území ČR začíná přibližně před 100 lety. Jejich primárním účelem je zadržení vody pitné i užitkové, dále slouží k energetickému využití či pro rekreaci (STRAŠKRABA, TUNDISI, 1999). Oživení údolních nádrží mívá obvykle charakter přechodu mezi říčními a jezerními biotopy. V jejich horní části převládají říční podmínky s říčními společenstvy, ve střední části mají biocenózy přechodný charakter, u přehradní zdi nabývají jezerního charakteru (HETEŠA, SUKOP, 1994). Většina přehradních nádrží je rybářsky obhospodařována. Výjimku představují vodárenské nádrže, u kterých je uplatňován speciální biomeliorační odlovný režim (BENNDORF, 1990; SUKOP, 1998; PIVNIČKA, 2004). Přehradní nádrže nemají pro obojživelníky vesměs zásadní význam. Většina druhů se v nich nerozmnožuje, kvůli absenci litorálních porostů či ponořené vegetace. Vhodnějšího charakteru jsou pouze mělčí zátočiny přehradních nádrží s rozvinutou litorální vegetací (MAŠTERA, 2014).

Za malé vodní nádrže jsou dle normy ČSN 75 2410 považovány nádrže, kde objem nádrže po hladinu ovladatelného prostoru nepřesahuje 2 mil. m³ a největší hloubka

nádrže nepřesahuje 9 m. Tato norma kategorizuje malé vodní nádrže dle funkčního hlediska. Podle převažující funkce nádrže člení do základních kategorií – nádrže zásobní, ochranné (retenční), rybochovné (rybníky), hospodářské, asanační, speciální účelové, rekreační, krajinytvorné, nádrže upravující vlastnosti vody a nádrže na ochranu bioty. U většiny nádrží lze odlišit jejich dominantní funkci, i když často plní i řadu funkcí vedlejších (ŠÁLEK, 2001).

Nádrže mají obvykle menší průměrnou hloubku než jezera, jsou vybudovány v osídlených oblastech, často v nižších polohách. Jejich povodí a zatopená plocha je bohatší na živiny než povodí a zatopená plocha jezer. Významnou charakteristiku představuje doba zdržení vody. U většiny nádrží je kratší než jeden rok, u malých nádrží na vodných tocích řádově týdny. Často dochází ke kolísání hladiny z důvodu energetického využívání nebo odběru k závlahám (PIVNIČKA, 2004). Malé vodní nádrže významně přispívají ke zlepšení kvality vody v povodí, mají mimořádný význam v hydrologickém režimu krajiny, zemědělství, pro obyvatelstvo a průmysl (ŠÁLEK, 2001).

Nejčastější kategorií malých vodních nádrží v ČR představují rybníky, o kterých bude pojednáno v samostatném bodě. Avšak i řada dalších funkčních typů vodních nádrží může být místem rozmnožování obojživelníků. V těchto nádržích sice většinou neprobíhá chov ryb, nicméně svým specifickým účelem tyto nádrže optimálně obojživelníkům nevyhovují z důvodu nevhodných morfologických parametrů, kvalitou vody nebo vodním režimem (MAŠTERA, 2014). Příkladem mohou být požární nádrže a ostatní technické nádrže, které jsou budovány v intravilánech obcí, v jejich blízkosti či v blízkosti zemědělských nebo průmyslových objektů a stávají se často místem rozmnožování obojživelníků. Jejich technicistní charakter, sestávající ze zpevněných, většinou kolmých stěn, však představuje pro většinu obojživelníků past, neboť nejsou schopni z nádrže emigrovat. Tyto pasti decimují populace obojživelníků v širokém okolí (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; PARRIS, 2006; MAŠTERA, 2014). Vhodným opatřením je proto úprava sklonu některé ze stěn nebo zprůchodnění některých míst (MAŠTERA, 2014).

Nádrže, které se navrhuje a zřizují ke zlepšení ekologických funkcí a estetického účinku krajiny řadí norma ČSN 75 2410 do kategorie krajinytvorné nádrže. Tvoří

speciálně uspořádané nádrže, jejichž hlavním úkolem je ochrana ohrožených rostlinných a živočišných druhů, především mokřadních rostlin a obojživelníků. Navrhují se samostatně se specifickým vodním režimem nebo jsou zhotovovány na konci vzduť větších vodních útvarů a umožňují akumulovat vodu po dobu vypuštění nádrže, kterou doprovází (EISELTOVÁ et al., 1996).

3.3.2 Rybníky

Nejpočetnější kategorií malých vodních nádrží v ČR jsou rybníky, proto jim bude věnována podstatná část literární rešerše. Jako rybníky označujeme účelové vodní nádrže, které jsou využívány převážně za účelem chovu a produkce ryb (ČÍTEK et al., 1998; POKORNÝ, HAUSER, 2002; ŠÁLEK, TLAPÁK, 2011). Tato činnost se nazývá rybníkářství a využívá k cílevědomé produkci ryb biologické principy vodního prostředí ve spojení s cílenými lidskými zásahy (ČÍTEK et al., 1998; PIVNIČKA, 2004). Rybníkářství a rybářství jsou oblastí zemědělství, kterou lze označit jako akvakulturu (HARTMAN et al., 2012). Akvakulturu chápeme jako cílevědomé a plánované obhospodařování vodních ploch s cílem dosažení dlouhodobých stálých výnosů vodních organismů (ryb, korýšů, měkkýšů, vodních rostlin ad.) pro lidskou výživu (STICKNEY, 2009). Ze specifického přírodního charakteru těchto staveb a jejich neoddělitelnosti i provázanosti s okolní krajinou vyplývá jejich polyfunkční význam (ŠÁLEK, 2001; HUSÁK, KVĚT, 2008; PECHAR, 2008; JUST et al., 2009; BOHÁČKOVÁ, BROŽOVÁ, 2010). Rybníky jsou vodní nádrže, jejichž vodohospodářský význam je nesporný (KŘIVÁNEK et al., 2012). Jako nedílná součást krajiny jsou rybníky biotopy rostlin a živočichů, vstupují do ekologických vztahů s okolními ekosystémy a jsou součástí nebo významně ovlivňují životní cykly organismů (DOBROWOLSKI, 1995; HEJNÝ et al., 2000; HANEL, ZELENÝ, 2000; MUSIL, 2000; PŘIKRYL, 2008; KLOSKOWSKI, 2010). Akumulace vody v krajině, ochrana před velkými vodami, tlumení povodňových průtoků a ekologické funkce jsou celospolečensky cenné a vyžadované funkce rybníků (VRÁNA, BERAN, 1998). Na druhou stranu víceúčelové využití nádrží přináší řadu rozporů při plnění různých požadavků (NĚMEC, HLADNÝ, 2006; HULE, 2012).

Nejstarší zmínky o zakládání rybníků v Čechách jsou datovány do 11. století. Počet a celková plocha rybníků v Čechách se v minulosti výrazně měnily. Odhaduje se, že koncem 14. století činila výměra rybníků 75 tis. ha (ČÍTEK et al., 1998), v 16. století 180 tis. ha (ANDRESKA, 1987). Dle PAVLICI (1964) se v minulosti označení rybník vžil pro většinu menších a mělkých nádrží, neboť ve většině z nich byl do určité míry chov ryb provozován, i když jejich primární účel byl jiný. V současné době je v ČR evidováno 24 tis. rybníků o celkové rozloze 52 tis. ha s odhadovaným objemem 400–450 miliónů m³ (MZe ČR, 2013). Po roce 1989 přešla většina rybníků do soukromého vlastnictví (VRÁNA, BERAN, 1998). Přibližně 3 tis. ha rybníků ve vlastnictví státu spravuje AOPK ČR (FRANKOVÁ, MAREŠOVÁ, 2008). Většina rybníků v ČR je využívána k cílenému chovu ryb za účelem podnikání. K chovu ryb jich je využíváno přibližně 41 tis. ha (MZe ČR, 2013).

Z pohledu současné legislativy je rybník definován zákonem č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, v platném znění, jako vodní dílo, které je vodní nádrží určenou především k chovu ryb, ve kterém lze regulovat hladinu, včetně možnosti jeho vypuštění a slovení. Rybník je dle tohoto zákona tvořen hrází, nádrží a dalšími technickými zařízeními. Dle ust. §55 zákona č. 254/2001 Sb., vodní zákon, v platném znění, je vodní dílo stavbou. Vlastník vodního díla je pak povinen dle vodního zákona i stavebního zákona udržovat vodní dílo v řádném stavu, aby nedocházelo k ohrožování bezpečnosti osob, majetku a jiných chráněných zájmů (HORÁČEK et al., 2011). Přírodními procesy dochází k postupnému a neustálému narušování vzdouvací stavby a technického zařízení rybníka (abrazí, biologickou činností, únavou materiálu) i zanášení samotné zdrže (sedimentace erozního materiálu) (ŠÁLEK, 2001; GERGEL et al., 2006). Procesy zanášení, zazemňování a zarůstání snižují objem zdrže a objem vzduché vody (GERGEL et al., 2006). Narušení hrázového tělesa neumožní vodu v rybníku akumulovat. Životnost stavby rybníka je závislá na charakteru, odolnosti a mohutnosti hrázového tělesa, intenzitě vnějších vlivů, ale především na péči a prováděné údržbě vodního díla, která je adekvátní vloženým financím (DOBROWOLSKI, 1995; VRÁNA, BERAN, 1998). Uměle vytvořené ekosystémy, a tedy i rybníky, bez pravidelných dodávek dodatečné energie, např. ve formě práce, postupně zanikají. Zároveň je těmito zásahy udržováno určité sukcesní stádium (MÍCHAL, 1994).

Chov ryb v rybnících a obojživelníci – hospodářské aspekty

Rybníky jsou v ČR nejčastějšími lokalitami obojživelníků (ZAVADIL et al., 2011). Většina odborné literatury hodnotící vliv rybářského hospodaření na společenstva obojživelníků konstatuje, že výskyt rybí obsádky, eutrofizace spojená s režimem hospodaření a pravidelné vypouštění rybníků jsou limitujícími faktory pro přežití a rozmnožování obojživelníků (JUST et al., 2009; ZAVADIL et al., 2011). HEYER et al. (1975), MEYER et al. (1998) uvádí rybí predaci jako hlavní faktor ovlivňující reprodukční úspěch a výskyt obojživelníků. Řada prací se však zaměřuje pouze na rozlišování přítomnosti/nepřítomnosti ryb v nádrži (HECNAR, M'CLOSKEY, 1997; KNUTSON et al., 2004; HARTEL et al., 2007). Podrobněji se této problematice věnoval KLOSKOWSKI (2009, 2010, 2011a), který hodnotil vliv obsádek kapra na obojživelníky v středoevropských rybníčních akvakultúrách.

Obdobně jako v okolních zemích (Polsko, Německo, Maďarsko) daly klimatické podmínky na území České republiky a charakter českých rybníků vzniknout specifickému zaměření českého rybníkářství téměř výhradně na produkci kapra obecného (*Cyprinus carpio*) (ŠUSTA et al., 1938; ČÍTEK et al., 1998; SZÜCS et al., 2007; BERKA, 2012). Kapr obecný (dále jen kapr) představuje 87 % z celoroční produkce ryb z rybníků v ČR, která dlouhodobě činí 20 000 tun (MZe ČR, 2013). K optimálnímu využití přirozené potravy je využíván polykulturní chov kapra s doplňkovými druhy ryb (KESTEMONT, 1995; ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ, 1998b).

KLOSKOWSKI (2009) sledoval vliv kapra v rybnících na populace obojživelníků. Jako zásadní informaci uvádí rozdílný vliv jednotlivých věkových kategorií kapra. Uvádí, že v rybnících s vysazeným váčkovým plůdkem kapra (K_0) se vyskytuje srovnatelné druhové spektrum obojživelníků, kteří se zde stejně úspěšně rozmnožují jako v rybnících bez přítomnosti ryb. Druhové spektrum obojživelníků pak klesá u rybníků nasazených staršími věkovými kategoriemi kapra (plůdkem K_1 a staršími). Hustota obsádky a stáří bentofágního kapra se projevuje především na míře zákalu vody (DRIVER et al., 2005; MILLER, CROWL, 2006; KLOSKOWSKI, 2009, 2010, 2011a, 2011b; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011). Rybníky pro vysazení váčkového plůdku kapra a odchovu K_0 na K_1 označujeme jako plůdkové výtažníky (POKORNÝ, 1987; DUBSKÝ, 1998a). Mají specifické parametry a vodní režim.

Jedná se o malé rybníky 0,1–5 ha, výjimečně 10 ha, s průměrnou hloubkou 0,7–1,5 m, dobře zásobené vodou. K_0 je do nich vysazován ve stáří 2–3 dní po rozplavání (POKORNÝ, 1987; ČÍTEK et al., 1998), při průměrné velikosti 6,5 mm, při kusové hmotnosti 1,2 – 1,6 mg (STROBAND, DABROWSKI, 1979). K_0 je vysazován v počtu řádově statisíce kusů na hektar a to v závislosti na vhodných klimatických podmínkách v dubnu až květnu, s předpokladem přežití alespoň 20–50 % obsádky do stádia rychleného plůdku (K_r) při kusové hmotnosti 5–10 g nebo 10 % obsádky do stádia K_1 s kusovou hmotností 30–50 g (MAREŠ, BURLEOVÁ, 1983; DUBSKÝ, 1998a). ARRONSON, STENSON (1995) a KLOSKOWSKI (2009) uvádí, že nedravé ryby vyvíjejí škodlivý tlak v procesu rozmnožování obojživelníků až při dosažení určité velikosti těla a hustoty obsádky. Při dominanci obsádky mladých kategorií ryb, neschopných predace nebo škodlivých zásahů do prostředí, jsou takové vodní útvary vhodné pro reprodukci obojživelníků (KLOSKOWSKI, 2009). Vysokou hodnotu v ochraně obojživelníků přisuzují plůdkovým výtažníkům i PŘIKRYL et al. (2004). Rovněž GLOWACINSKI, RAFINSKI (2003) uvádí, že plůdkové výtažníky zahrnovaly všechny druhy obojživelníků zaznamenané ve sledovaném regionu. Plůdkové výtažníky však představují pouze malou procentuální část rybníků v produkčním rybářství, cca do 10 % plochy rybníků (DUBSKÝ, 1998a). Jedná se o rybníky se specifickou hydrologickou a morfologickou charakteristikou (POKORNÝ, 1987). Specifický je též jejich vodní režim opožděného napouštění z důvodu zabezpečení vhodného spektra zooplanktonních společenstev pro váčkový plůdek kapra. Ten vyžaduje drobné druhy zooplanktonu – tj. vířníky (Rotatoria). Především je nutné zamezit výskytu dravých bucharek (*Copepoda* sp.) a větších perlooček (*Daphnia* sp.), které plůdek nemůže přijímat (FAINA, SVOBODOVÁ, 1997). Z tohoto důvodu se tyto rybníky napouští několik týdnů před vysazením rozplavaného váčkového plůdku kapra, což je přibližně v průběhu dubna až května (ČÍTEK et al., 1998).

Dostatečné množství a vhodné složení planktonu je rovněž nezbytnou potravou pro metamorfovaná stádia obojživelníků, především pak pro čolky a jejich larvy a pro malé kuňky (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; ZAVADIL et al., 2011). Planktonofágní ryby a někteří obojživelníci jsou v tomto směru potravní konkurenti. Druhové složení a hustota obsádky ryb ovlivňuje společenstvo planktonu (KALFF, 2002; POTUŽÁK et al., 2007; KOPP et al., 2008). Dlouhodobé a dostatečné udržení planktonní

nabídky ve vodním prostředí je však i primárním předpokladem chovu ryb v rybnících a je toho dosahováno pravidelným příkrmováním kapří obsádky (PIVNIČKA, 2004; SCHLOTT, 2011). Hladovění ryb, zapříčiněné nedostatkem přirozené potravy nebo předčasným ukončením příkrmování, zapříčiní nejen významné zhoršení kondičního a fyziologického stavu ryb (JIRÁSEK, 1992), ale i zvýšení tlaku na přírodní složky vodního prostředí (WEBER, BROWN, 2002; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011). Požadavky na úroveň výživy a kvalitu krmiv stoupají se zvyšující se intenzitou chovu a klesající dostupností přirozené potravy (CHO, BUREAU, 2001; DUBSKÝ et al., 2003; JIRÁSEK et al., 2005). Ve většině chovných rybníků je dnes uplatňován tzv. polointenzivní chov, který byl pro účely vodoprávních správních řízení definován v Metodickém pokynu MZe a MŽP ČR č. 35508/2002-6000 v roce 2002. Přestože se nejedná o právně závazný dokument, je a bude využíván správními orgány při povolování nakládání s vodami za účelem chovu ryb nebo při udělování výjimek k aplikaci látek k chovu ryb do vodního prostředí dle vodního zákona do doby vytvoření a účinnosti právně závazné vyhlášky ve smyslu ust. § 39 odst. 8, vodního zákona.

Společenstva obojživelníků mohou být v rybnících rovněž nepřímo dotčena fytofágními druhy ryb chovaných v polokulturních obsádkách s kaprem (MURPHY et al., 2002; ZAVADIL et al., 2011). Amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) je z pohledu rybářského vysazován jako biomeliorátor za účelem redukce nadměrného rozvoje makrofyt a optimálního využití potravní nabídky vodního prostředí (DUBSKÝ, 1998a; ČÍTEK et al., 1998; SUKOP, 1998). Takto však může docházet rovněž k redukci natantních a submerzních porostů vhodných pro rozmnožování a úkryt obojživelníků či k likvidaci vajíček umístěných na rostlinách (CHYTRÝ et al., 2001; MURPHY et al., 2002; PÍPALOVÁ, 2002; MARHOUL, TUROŇOVÁ, 2008; ZAVADIL et al., 2011). Biomeliorační efekt amura se však výrazněji projevuje až při obsádkách 250 ks/ha Ab₃ (amur bílý tříletý) nebo 750 ks/ha Ab₂ (amur bílý dvouletý). Mladší kategorie se potravně zaměřují na zooplankton (DUBSKÝ, 1998b; SPURNÝ, 2000). V případě nadměrného rozvoje vodních makrofyt je však možné biomelioračního efektu amura využít i ve zvláště chráněných územích (HÁKOVÁ et al., 2004; PŘIKRYL et al., 2004). K fytofágním rybám se řadí i tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), jeho potravní spektrum však z 95 % tvoří pouze

fytoplankton (SPURNÝ, 2000). Býložravé ryby představují okolo 5 % roční produkce ryb v ČR (MZe ČR, 2013).

V rybníčních polykulturních chovech v ČR se výrazně uplatňují i dravé druhy ryb, především štika obecná (*Esox lucius*), sumec velký (*Silurus glanis*), candát obecný (*Sander lucioperca*) aj. (DUBSKÝ, 1998b). Přestože tvoří pouze přibližně 1,1 % roční produkce (MZe ČR, 2013), jsou nezastupitelnou složku rybníční ichtyofauny z důvodu redukce nežádoucích (plevelných) druhů ryb (SUKOP, 1998; SPURNÝ, 2000). Diverzita vodních obojživelníků je však v prostředí s výskytem dravých ryb redukována (HEYER et al., 1975; ALFORD, RICHARDS, 1999), neboť se jedná o přímé predátory obojživelníků (HECNAR, M'CLOSKEY, 1996). Naproti tomu je v poslední době úloha dravých ryb v rybnících posílena schopností redukce nežádoucích prvků naší ichtyofauny, nepůvodních a expanzivně se množících druhů ryb, především střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) nebo karase stříbřitého (*Carassius auratus*), druhů, které jsou hospodářsky bezcenné a významně potravně konkurují ostatním druhům ryb (DUBSKÝ, 1998b; SPURNÝ, 2000). Značné nebezpečí představují i pro obojživelníky, převážně pro čolky, kuňky i mloka (ZAVADIL et al., 2011).

Ve snížení negativního vlivu rybí obsádky na obojživelníky hraje nezastupitelnou roli mělká litorální zóna nádrže s vyvinutou vegetací a tzv. dvojité litorály, které představují refugia bez aktivní činnosti ryb (PŘIKRYL et al., 2004; JUST et al., 2009). Za optimální lze považovat plochu sublitorálu 20–25 % výměry nádrže a jeho sklon alespoň 1 : 10, a to až do hloubky 60–80 cm (VOJAR, 2007). Rozvoj litorální vegetace v rybnících je výrazně ovlivněn hospodářskými zásahy (HEJNÝ et al., 2000). Vhodná rostlinná společenstva jsou u řady druhů předpokladem k úspěšnému rozmnožování a vývoji snůšek (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; EGAN, PATON, 2004). Zachování kvalitního a dostatečně rozlehlého litorálního pásma je proto považována za zásadní opatření v péči o rybníční ekosystémy (ZAVADIL et al., 2011). Partie s různými hloubkami umožňují nalézt vhodné stanoviště pro všechny místní obojživelníky. Většina druhů si pro rozmnožování vybírá nebo toleruje hloubku vody v rozmezí 20–50 cm (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). Rekonstrukce litorálu a prohlubování okrajů rybníka je z dlouhodobého hlediska potřebné, jinak dochází k zazemnění mělčin. Doporučuje se však ponechat 10–30 % původního

mělkého litorálního pásu pro zachování druhů rostlin, bezobratlých i k hnízdění ptáků (HÁKOVÁ et al., 2004).

Problém v procesu reprodukce nejen obojživelníků představují v rybářském hospodaření potřeby vypouštění rybníků za účelem slovení rybí obsádky, především pak jarní výlovy v období reprodukce obojživelníků (MUSIL, 2000; VOJAR, 2007; ZAVADIL et al., 2011). Ryby jsou na zimní období umístěny ve zhuštěných obsádkách do morfologicky a hydrologicky specifických rybníků, které umožní jejich bezpečné přezimování, tzv. komorové rybníky. V jarním období jsou opětovně z komorových rybníků sloveny a nasazeny v řádných obsádkách do adekvátních produkčních rybníků dle jejich věkové kategorie (do výtažníků nebo hlavních rybníků) (ČÍTEK et al., 1998). Jarní výlovy komorových rybníků jsou v produkčním cyklu naprosto nezbytné a jsou tradičně využívány po staletí existence české rybníkářské historie (ŠUSTA et al., 1938; POKORNÝ, 1987; ČÍTEK et al., 1998). Výlov rybníka je záležitostí, kterou je nutné v předstihu plánovat, vypouštění rybníka může probíhat i několik týdnů (POKORNÝ et al., 2004). Konkrétní období reprodukce obojživelníků je však proměnlivé a závisí na druhovém složení, průběhu počasí v daném roce, charakteru nádrže, místních podmínkách a řadě dalších faktorů (VOJAR, 2007). Citlivost druhů obojživelníků na jarní vypouštění je rozdílná. Čolci, kuňky, blatnice, rosnička a vodní skokani se rozmnožují etapovitě, výlov s následným opětovným napuštěním rybníka tedy poškodí pouze část jejich populace (ZAVADIL et al., 2011). Rybník navíc po jarním výlovu bývá okamžitě zastaven a opětovně napuštěn, v rybníčních soustavách často z výše položených rybníků (POKORNÝ et al., 2004). Podzimní vypouštění rybníků se dotýká druhů, které zimují v rybníčním sedimentu, především skokana hnědého a skřehotavého, částečně pak skokana zeleného (*Pelophylax esculentus*), štíhlého a čolků (ZAVADIL et al., 2011). Výlov provedený v termínu před jejich zazimováním, dle místních podmínek přibližně do konce října, tyto druhy neohrozí, jelikož pro vlastní zazimování vyhledají náhradní biotop (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; VOJAR, 2007). Přesto tento termín opět plně nekoresponduje s rybářskými potřebami. Výlovy hlavních rybníků s tržními rybami, u kterých však nelze očekávat podstatný výskyt obojživelníků, totiž probíhají do druhé poloviny listopadu (ČÍTEK et al., 1998).

Kvalita vod v rybnících

Většinu rybníků v ČR lze z pohledu kvality vody zařadit mezi eutrofní až hypertrofní nádrže (PECHAR, 2000; PŘIKRYL et al., 2008). Nutné je však pohlížet na příčiny této eutrofizace (HEJZLAR, 2010; POKORNÝ, 2012). Zásadní faktory ovlivňující kvalitu rybníční vody jsou kvalita přítokové vody a způsob hospodaření (SZUMIEC, 2002; POTUŽÁK, DURAS, 2013; VŠETIČKOVÁ et al., 2013). Parametry eutrofní vody vykazují i nádrže zcela bez ryb (KRÁSA et al., 2013). Živiny jsou z velké části do nádrží přinášeny přítokovou vodou a získávány biochemickými procesy stojaté vody (KOČÍ et al., 2000; SLAVÍČEK, 2010; POKORNÝ, 2012). Živiny jsou do vodního prostředí vnášeny procesy přirozené eutrofizace, zapříčiněné uvolňováním dusíku a fosforu z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů a vlivy antropogenními, především intenzivní zemědělskou výrobou, vypouštěním odpadních vod z lidských sídel a z průmyslu (KOČÍ et al., 2000). Výpusti komunálních odpadních vod jsou považovány za hlavní zdroj fosforu pro povrchové vody (HEJZLAR et al., 2008; SLAVÍČEK, 2010). Plošné zdroje pak dotují povrchové vody v závislosti na způsobu obhospodařování půdy, vlastnostech půdy a hydrologickém režimu (HEJZLAR, 2010). Velké množství fosforu je dále adsorbováno v rybníčním dnovém sedimentu (DODDS, WHILES, 2010), odkud je fosfor zpět uvolňován do vodního prostředí v anaerobních podmínkách (LELLÁK, KUBÍČEK, 1992; KASSILA et al., 2001). K těmto zásobám přispěl v minulých desetiletích i nadměrný chov vodní drůbeže (PŘIKRYL et al., 2008).

Biologické principy chovu ryb přímo vyžadují vodní prostředí se zvýšenou trofíí. Tyto živiny jsou transformovány v potravním řetězci a přeměněny v rybí přírůstek (BÍRÓ, 1995; ČÍTEK et al., 1998; ADÁMEK et al., 2010). Základem chovu ryb v rybnících je proto podpora tvorby přirozené potravy a její dlouhodobé udržení pravidelným příkrmováním rybí obsádky, případně aplikací hnojiv (SUKOP, 1998; ČÍTEK et al., 1998; PIVNIČKA, 2004). Příkrmování formou obilovin slouží pro kapří obsádku jako zdroj energie pro metabolické procesy a přírůstek je efektivně tvořen z přirozené potravy – planktonu a bentosu, tzv. transformační článek (FAINA, 1983; ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ et al., 2003). Aplikace látek k chovu ryb (krmiva, hnojiva) jsou zásahy představující vnos dalších živin do vodního prostředí. Na druhé straně jsou tyto živiny zpět z vody odebírány výlovem produkovaných ryb (HARTMAN, 2012). Změnou politických poměrů a změnou ekonomických principů

hospodaření po roce 1989 (BOHÁČKOVÁ, BROŽOVÁ, 2010) došlo k podstatným změnám v chovu ryb v rybnících. Především došlo k racionalizaci aplikace krmiv a hnojiv v rámci rybníkářství. Došlo k redukci plánovaného paušálního, často nadměrného neodůvodněného hnojení organickými i anorganickými hnojivy. V současné době je využití anorganických hnojiv v rybníkářství minimální, takřka nulová (PECHAR, 2000; PŘIKRYL et al., 2004; HARTMAN, 2010). Nutné je na tento vnos a výdej živin v rámci hospodaření pohlížet bilančně. V posledních letech se bilančním principem živin při chovu ryb zabývá řada autorů (HEJZLAR et al. (2008), HEJZLAR (2010), HARTMAN (2012), KRÁSA et al. (2013), POTUŽÁK, DURAS (2013)). Předmětem zájmu je především limitující prvek v procesu eutrofizace – fosfor. Z jejich závěrů plyne, že rybářské hospodaření není významným zdrojem fosforu v povodí. Vyrovnaná bilance fosforu v krmivu a produkci ryb naopak poukazuje na to, že rybníky mají značný potenciál pro retenci fosforu z povodí (KNÖSCHE et al., 2000; HEJZLAR et al., 2008; HARTMAN, 2012). V posledních letech se v ČR akcentují opatření ke snížení trofie povrchových vod, především intenzivní výstavbou čistíren odpadních vod a zvýšením stupně jejich čištění (např. prostřednictvím dotací z Operačního programu Životní prostředí) a postupy ke snížení splachů ze zemědělských pozemků zavedením standardů GAEC a podmínek Cross Compliance (KRÁSA et al., 2013). Do budoucna to může v některých případech znamenat opětovné potřeby zvýšeného hnojení k zabezpečení rybníční produkce (PŘIKRYL et al., 2008).

Z pohledu obojživelníků se tedy jeví, že podstatnější faktor rybníčního prostředí není úroveň jeho eutrofizace, ale míra turbidity částic, tedy zákal (DRIVER et al., 2005; KLOSKOWSKI, 2009). Kapr je bentofágní ryba a při hledání potravy ve dně mělkých eutrofních nádrží dochází ke zvržení sedimentu a navracení usazených živin do vodního sloupce (LOUGHEED et al., 1998; ZAMBRANO et al., 2001; MATSUZAKI et al., 2007; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011). Řada obojživelníků je pak ovlivněna zvýšeným zákalem a změnou environmentálních podmínek (HECNAR, M'CLOSKEY, 1996; LOUGHEED et al., 1998; GLEASON et al., 2003; KNUTSON et al., 2004). Úroveň zákalu je závislá na kusové hmotnosti ryb a celkové biomase obsádky (WEBER, BROWN, 2009). DRIVER et al. (2005) považuje za zásadní faktor kusovou hmotnost ryb a potravní aktivitu ryb, která roste v průběhu vegetační sezóny. Plůdek kapra se v prvním roce života potravně zaměřuje

na zooplankton, případně larvy pakomárů. Tato potravní preference a kusová hmotnost redukuje jeho možnost výrazně přispět k míře zákalu (ADÁMEK et al., 2010; KLOSKOWSKI, 2011b). Druhové spektrum obojživelníků výrazně klesá u rybníků nasazených kategoriemi staršími. KLOSKOWSKI (2010) uvádí znatelný druhový pokles v rybnících pro odchov násad (výtažníky) a tržních ryb (hlavní rybníky). Největší tlak vyvíjí rybí obsádka na rybniční prostředí na vrcholu vegetačního období od konce července. V této době však již většina vodního hmyzu, i většina obojživelníků dokončila svoji metamorfózu a opustila vodní prostředí (KLOSKOWSKI, 2011b).

Mezi další fyzikálně-chemické parametry rybniční vody, které mohou ovlivnit úspěšnost reprodukce obojživelníků, patří především hodnota pH, teplota vody a obsah rozpuštěného kyslíku (HORNE, DUNSON, 1994; MARCO, BLAUSTEIN, 1999; MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). Tyto parametry jsou silně závislé na mnoha vnějších i vnitřních faktorech. Navzájem se ovlivňují, často výrazně kolísají během roku i během jednoho dne, dochází k jejich vertikální stratifikaci (HARTMAN et al., 1998; PITTER, 2009; ŘÍHOVÁ-AMBROŽOVÁ, 2009). Teplotní gradient a kyslíkové poměry v období letní stagnace jsou výrazně ovlivněny intenzitou fotosyntetické asimilace vodních rostlin (HARTMAN et al., 1998; ADÁMEK et al., 2010) a dostupností světla mírou stínění vodní hladiny (HEJNÝ et al., 2000). Při vysoké fotosyntetické asimilaci může dojít k vyčerpání CO₂ z vody a posunu pH k extrémním hodnotám 10–11 (PECHAR, RADOVÁ, 1996). Tyto stavy ohrožují život všech hydrobiontů (HARTMAN et al., 1998).

Ekonomické aspekty provozu rybníků

Ekonomické aspekty provozu rybníků jsou nejčastěji opomíjenou oblastí současné odborné literatury (VRÁNA, BERAN, 1998). Současná míra zabahnění, stav hrází a funkčních objektů rybníků není vyhovující a odpovídá stáří, péči a nedostatku finančních prostředků, které byly v minulosti na jejich údržbu věnovány. Hlavním důvodem tohoto neutěšeného stavu byla nevhodná státní politika minulých desetiletí. Soukromí vlastníci nejsou dnes schopni bez finanční podpory státu nápravu tohoto stavu řešit. VRÁNA (2004) konstatuje, že pokud se na financování mimoekonomických funkcí rybníků bude zásadně podílet stát, bude možné v řadě případů snížit jejich majoritně komerční využívání. Mimoprodukční funkce obecně,

včetně mimoprodukčních funkcí rybníků, které mají nesporný celospolečenský význam v krajině (akumulace vody, protipovodňový efekt, ekologické funkce ad.) (HUSÁK, KVĚT, 2008), však nelze jednoduše přímo ohodnotit (PULKRÁB et al., 2011). Není pochyb, že jejich význam je značný, společnost ve vyspělých zemích jejich existenci vyžaduje a mělo by být v zájmu společnosti tyto hodnotné krajinné prvky zachovat (BOHÁČKOVÁ, BROŽOVÁ, 2010). Většina staveb rybníků v ČR je ve vlastnictví soukromých osob a náklady na jejich provoz i údržbu jdou k jejich tíži. Rentabilita využívání stavby rybníka je při výnosech a zisku z jediného podstatného způsobu generování financí, tj. chovu ryb velmi nízká a stále klesá. De facto takto nelze získat finance na zásadní rekonstrukci nebo celoplošné odbahnění rybníka (VRÁNA, BERAN, 1998; VRÁNA, 2004; APS et al., 2004; BEKEFI, VARADI, 2007). Limitovaným zdrojem financí může být provozování sportovního rybolovu na vybraných rybnících a prodej rybářských povolenek. I tento způsob využití je však závislý na produkci ryb v chovných rybnících (BNINSKA, WOLOS, 2001; SPURNÝ et al., 2009). Zpoplatněné rekreační využívání či další způsoby využívání rybníků (např. sportovní aktivity, plavba apod.) nemají podstatný ekonomický význam, neboť mohou být využívány pouze na omezeném množství rybníků.

Rybníkářství je formou zemědělského podnikání. Obecným cílem podnikání je přežití a neustálý rozvoj podnikajícího subjektu v podmínkách tržní ekonomiky a dosahování zisku (ROSOCHATECKÁ et al., 2007). Možnost produkovat výrobek, uplatnit produkt na trhu a být konkurenceschopný je základním předpokladem pro trvalou existenci podnikajícího subjektu a zisk financí rovněž pro péči o výrobní prostředky, zde rybníky (HŘEBÍK, 2008; HARMAN et al., 2012). Návrhy opatření, které omezují využití rybníků, zdražují jeho provoz, snižují konkurenceschopnost jednoho subjektu vůči ostatním, je nutné především posoudit z ekonomického hlediska a nalézt i adekvátní finanční náhradu nebo jiné kompenzace (RITSCHELOVÁ et al., 2002; PULKRÁB et al., 2011). Na rybnících v soukromém vlastnictví, kde dochází k omezení hospodaření za účelem ochranných aktivit, je třeba objektivně posoudit finanční újmy a ty vlastníkově kompenzovat (HUSÁK, KVĚT, 2008; AOPK ČR, 2011). Nutné je nalezení vhodného kompromisu mezi nároky ochrany přírody a ekonomickými zájmy vlastníků, správců a nájemců dotčených pozemků (MARHOUL, TUROŇOVÁ, 2008). Extenzivní využívání

rybníka přímo snižuje možný hospodářský výsledek, a tedy tvorbu finančních prostředků. Bez možnosti zabezpečení finančních prostředků na provoz a údržbu rybníků není možné od těchto vodních děl vyžadovat plnění jejich funkcí (VRÁNA, BERAN, 1998; HOLCMAN, 2012).

V ČR mohou vlastníci a uživatelé rybníků využívat některé dotační programy (JUST et al., 2009) a programy náhrad, které slouží k usměrňování ekonomiky tam, kde nelze spoléhat na funkci trhu, případně slouží jako kompenzace za různá omezení či pro redukci negativních externalit způsobovaných jinými subjekty (RITSCHELOVÁ et al., 2002; STEJSKAL, 2006; HARTMAN et al., 2012).

Významným zdrojem financí, který mohou vlastníci využít k obnově, rekonstrukci nebo odbahnění rybníka představuje národní Program rekonstrukce a odbahnění rybníků (Program 129 130). Program umožňuje realizovat záměry k posílení bezpečnosti vodního díla, rekonstrukcí hrázového tělesa, technických prvků nebo k odbahnění zdrže. Od roku 2013 byl tento program pozastaven (MZe ČR, 2014a). Všechny nádrže jsou zásadně ovlivněny zazemňováním. Odbahňování je proto základní opatření zabráňující zániku nádrže (VRÁNA, BERAN, 1998; POKORNÝ, HAUSER, 2002; ČERMÁK et al., 2006; GERGEL et al., 2006). Negativní externalitou nevhodného polního i lesního hospodaření je zvýšená míra eroze zemědělských pozemků v povodí. Do budoucna by se proto měla v systému odbahňování nádrží vyžadovat finanční spoluúčast zemědělských subjektů v povodí, včetně jejich spolupráce při ukládání nezávadného sedimentu zpět na zemědělské plochy, tak jak je navrženo ve stanovisku MŽP k návrhu koncepce víceletého národního strategického plánu pro akvakulturu (MŽP ČR, 2013).

V současné době existuje národní program podpory mimoprodukčních funkcí rybníků (Program 15), kdy mohou být poskytnuty dotace hospodařícím subjektům jako kompenzace újmy vzniklé zajišťováním vodohospodářských a celospolečenských funkcí (AOPK ČR, 2011; HARTMAN et al., 2012). Alokované finance jsou však v tomto programu nedostatečné, v jednotlivých letech proměnlivé nebo dokonce žádné. Česká legislativa umožňuje za jistých podmínek čerpat náhrady za ztížené hospodaření v zemědělství na základě ust. §58 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění. Tyto náhrady lze čerpat i za omezení v oblasti rybníkářství dle vyhlášky 432/2005 Sb., v platném znění (STEJSKAL,

2006). Za hlavní evropské dotační tituly umožňující zisk financí pro výstavbu, rekonstrukci, údržbu rybníků, nebo náhrad při uplatnění šetrnějšího způsobu hospodaření patří Operační program Rybářství a Operační program Životního prostředí (PŘIKRYL et al., 2008; HARTMAN et al., 2012). Tyto programy budou vyhlášeny i v novém programovém období 2014–2020 (MZe ČR, 2014b).

3.3.3 Jezera

Z geografického hlediska je jezero obecně definováno jako přírodní sníženina na zemském povrchu nebo pod ním, trvale nebo dočasně vyplněná vodou, nemající bezprostřední spojení s mořem. Oproti rybníkům a vodním nádržím se jezera nedají jednoduchým způsobem vypustit (NĚMEC, HLADNÝ, 2006). Kvalita a složení vody v jezerech je závislá na charakteru povodí příslušného jezera a úzce závisí na nadmořské výšce. Odlišnosti jsou v celkové mineralizaci a obsahu živin ve vodě. V hlubších jezerech dochází k vertikální stratifikaci teploty, obsahu rozpuštěného kyslíku a dalších složek (PITTER, 2009). U holomiktických jezer dochází k promíchávání vody celého vodní sloupce, vzácněji u meromiktických pouze do určité hloubky (HAKALA, 2004). Většina jezer v ČR jsou holomiktická (HRDINKA, ŠOBR, 2010). Z biologického hlediska lze hrubě jezera rozdělit na jezera úživná – eutrofní, s významnou produkcí rostlinného planktonu z dostatku dostupných živin a jezera málo úživná – oligotrofní (HARTMAN et al., 1998). V ČR se nachází velmi málo jezer přírodního původu. Početnější jsou u nás pouze jezera fluvialního původu, která se vytvořila v nivách říčních toků, a dále menší organogenní jezírka, k nimž řadíme četné vodní plochy v horských rašeliništích a slatinách (NĚMEC, HLADNÝ, 2006; KRÁSA et al., 2013). Z pohledu obojživelníků jsou jezera jen minimálně vhodná. Jedná se často o hluboké vodní útvary s chladnou vodou, s minimem přirozené potravy a litorální vegetace. Často se zde vyskytují ryby, jejichž populace lze obtížně regulovat (MAŠTERA, 2014).

3.3.4 Antropogenní jezera, vodní biotopy lomů a výsypek

Vodní útvary vznikající v souvislosti s těžbou nerostných surovin můžeme označit za antropogenní jezera. Cíleně vznikají jen jako výsledek hydrické rekultivace povrchových dolů. Vytvářejí se v depresích po těžbě šterkopískových náplavů

v říčních nivách, po těžbě uhlí, kamene, písku, kaolinu, vápence a mnoha dalších nerostných surovin (JÁNSKÝ, ŠOBR et al., 2003). Komplexní limnologický průzkum v letech 1999 – 2002 identifikoval v ČR téměř 700 jezer přírodního a antropogenního původu (NĚMEC, J., HLADNÝ, J., 2006). Vodní útvary vznikající v lomech, pískovnách, hliníkách po ukončení těžby, a v některých případech již během těžby, jsou z pohledu obojživelníků cenné umělé biotopy. Významné jsou o to víc, že často bývají obklopeny přírodními celky, což usnadňuje kolonizaci obojživelníky (ZAVADIL et al., 2011).

Při povrchovém způsobu těžby se z prostoru lomu nejdříve vyzvedává skrývkový materiál, který může být ukládán do prostoru jiného lomu (vznik vnitřní výsypky) nebo je sypán do okolní krajiny a vzniká tak výsypka vnější (PRACH, 1987). Výsypky představují nová stanoviště, která jsou osídlována v procesu primární sukcese širokou škálou organismů (BEJČEK, TYRNER, 1980; PRACH, 1987; BRÖRING et al., 2005). Vznikající výsypky jsou charakteristické členitým reliéfem s hlubšími depresiemi, které se plní srážkovou vodou, a vznikají tak desítky až stovky jezírek rozmanitých tvarů i velikostí (VOJAR, 2007; PRACH, 2010), které jsou ideálními biotopy obojživelníků (GALÁN, 1997; VOJAR, 2000). Po dostatečném ulehnutí hmoty výsypky jsou prováděny technické rekultivace výsypek. Během nich je povrch výsypky zarovnan a odvodněn melioračními strouhami, často svedenými pouze do několika retenčních nádrží hlubšího charakteru. V rámci biologické rekultivace dochází k zalesňování terénu nebo jeho pokrytí organickým materiálem a využitím pro zemědělské účely (VRÁBLÍKOVÁ et al., 2008; PRACH, 2010). PRACH (2010) uvádí, že v České republice je přibližně 70 výsypek po těžbě uhlí s rozlohou zhruba 270 km².

Společenstvy obojživelníků na výsypkách se zabývali např. GALÁN (1997), BEJČEK, ŠTASTNÝ (1999, 2000), VOJAR (1999), MIKEŠOVÁ (2004), SOLSKÝ (2008), SMOLOVÁ (2009), SMOLOVÁ et al. (2010). Z pohledu obojživelníků vyzdvihují především přirozený vývoj výsypky (samovolnou sukcesí), která vede k vyšší rozmanitosti prostředí a vyšší biologické hodnotě (VOJAR, 2000; ZAVADIL, 2007; HENDRYCHOVÁ, KABRNA, 2008). Většina druhů obojživelníků, které se vyskytují v okolní krajině, je schopna tato nově vzniklá stanoviště osídlit (VOJAR et al., 2004) v závislosti na prostupnosti krajiny a

charakteru samotné výsypky a biotopů na nich vzniklých (MARCH, TRENHAM, 2001; FICETOLA, DE BERNARDI, 2004). Při technických rekultivacích dochází ke snižování terénní členitosti a poklesu počtu i diverzity vodních ploch, což zapříčiňuje pokles populací obojživelníků (VOJAR, 2007). DOLEŽALOVÁ et al. (2012) provedli studii porovnávající prostředí sukcesních a rekultivovaných výsypek na základě charakteristik prostředí zásadních pro život a rozmnožování obojživelníků, ze které vyplývá, že na výsypkách ponechaných přirozené sukcesi vzniká průkazně více vhodných vodních biotopů, ty jsou méně izolované, méně hluboké s pozvolnými břehy, lépe osluněné s rozvinutějším litorálem. Sukcesní i rekultivované plochy výsypek jsou předmětem porovnání s ostatními krajinami v ČR z pohledu nabídky vhodných biotopů pro obojživelníky (SOLSKÝ et al., 2013).

Rekultivace lomů a výsypek je však vyžadována zákonem č. 44/1988 Sb., horní zákon, v platném znění. Ponechání alespoň části výsypek spontánní sukcesi v současné době legislativa oficiálně neumožňuje. Stejný požadavek vyplývá i ze zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění, který udává povinnost návratu dotčených pozemků k původním zemědělským nebo lesnickým účelům (HENDRYCHOVÁ, KABRNA, 2008).

3.3.5 Vodní toky

Charakteristickým znakem vodních toků je trvalé jednosměrné proudění vody (HETEŠA, SUKOP, 1994). Většině obojživelníků pro rozmnožování prostředí s tekoucí vodou nevyhovuje (MAŠTERA, 2012). Menší vodní toky, i jejich nejbližší okolí, však obojživelníci využívají v období mimo rozmnožování jako migrační koridory či k zimování. Důležitější oblastí v povodí toků jsou říční nivy a příbřežní i klidné partie, kde mohou vznikat vhodnější vodní útvary, jako vodní tůň, slepá či mrtvá ramena (HETEŠA, SUKOP, 1994; WELSH, LIND, 2002; JUST et al., 2005; VOJAR, 2007; BUREŠ, 2008). Ty představují mimořádně cenné prvky krajiny, na které se váže velké bohatství rostlin a živočichů. Slouží jako rozmnožovací základny a povodňová útočiště (JUST et al., 2005). Problém představují zásahy k regulacím vodních toků, meliorace lesních porostů, zamezování rozlivům a likvidace ramen a tůní v nivách (VOJAR, 2007). Vodní toky představují velmi dynamický systém, který prodělává v čase značných změn v kolísání průtoků, rychlosti proudění či

v procesech erozně-akumulačních dějů. Doprovodné tůně a další vodní útvary jsou touto dynamikou více či méně postiženy také (ČERNÝ, 2008). Doprovodné biotopy vodních toků jsou často zásobeny vodou v rámci jarních záplav a to přirozených nebo uměle řízených (SUKOP, 1998; ZAVADIL et al., 2011). Drobné vodní toky s čistou vodou v listnatých nebo smíšených lesích jsou místem vývinu mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*). Pokud je proud minimální, mohou se v nich rozmnožovat i čolek horský nebo skokan hnědý (MAŠTERA, 2012).

3.3.6 Tůně, kaluže, mokřady

Tůně

Jako tůně označujeme drobné nevypustitelné vodní útvary přirozeného nebo umělého charakteru (ŘÍHOVÁ-AMBROŽOVÁ, 2003). Lze rozlišovat řadu typů tůní – mikrotůně v korytě drobného toku, protékané tůně, postranní tůně spojené s korytem toku, tůně napájené náhonem, tůně závislé na hladině spodní vody, zavodněné jámy, zavodněné sníženiny v nivách apod. (JUST et al., 2003). V krajině představují tůně mimořádně cenné biotopy (JUST et al., 2005). Trvalé tůně většinou hostí běžné zástupce stojatých vod, periodické tůně se vyznačují specifickou faunou (SUKOP, 1998). Tůně jsou častým rozmnožovacím biotopem obojživelníků (GRANT, 2005) a slouží jim i jako spojovací prvky k překonání vzdáleností mezi jednotlivými vodními útvary (GIBBS, 1993, 2000; SEMLITSCH, BODIE, 1998). Tůně jsou silně náchylné k zániku zazemněním nebo zarůstáním z důvodu jejich malé velikosti a krátké hydroperiody (NICOLET et al., 2004; GRANT, 2005), a protože je jim jen velmi zřídka věnována pozornost a ochrana (DODD, SMITH, 2003; SEMLITSCH, 2003). Tvorba a obnova tůní je proto klíčový způsob ochrany obojživelníků (VOJAR, 2007; ZAVADIL et al., 2011).

Pro obojživelníky jsou především vhodné přirozené nebo uměle vybudované tůně v zamokřených lokalitách, říčních nivách, prameništích, v místech s nepropustným podložím (lomy, pískovny aj.), v blízkosti vodních nádrží nebo v litorálech vodních nádrží (VOJAR, 2007). Vytváření tůní je proto žádoucí podél řek, potoků i pramenišť, v okolí rybníků, u lesních cest, v pískovnách, v lomech, na výsypkách, na vlhkých loukách, ve vojenských prostorech, v oborách i na golfových hřištích (ZAVADIL et al., 2011). Jednotlivé druhy obojživelníků preferují odlišné

morfologické parametry tůní. Ideální prostředí zajistí soustava tůní různé velikosti, hloubky a sklonu břehů (HLAVÁČ, JERMLOVÁ, 2005). Skokan ostronosý a krátkonohý například preferují rozsáhlejší mělké plochy (nad 200 m²) o hloubce 0,5-1 m a sklonem 1:10. Naproti tomu pro ropuchu zelenou postačuje i drobná kaluž bez vegetace, indiferentní hloubky s relativně strmějšími břehy až 1:2. Tůně s hloubkou nad 2,0 m mohou obojživelníci využít k zimování. Náklady na vybudování tůní jsou velmi nízké a vzhledem k jejich významu se jedná o velmi efektivní opatření k ochraně obojživelníků, navíc lze k jejich tvorbě a obnově využít řadu dotačních programů (JUST et al., 2003, 2005; VOJAR, 2007; AOPK ČR, 2011; ZAVADIL et al., 2011).

Tůně v blízkosti rybníků nebo rybníčních soustav nahrazují rybníční biotopy bez nežádoucího vlivu rybí obsádky. Lze pomocí nich rozčlenit a zpestřit plochy zazemněných rybníků. Toto finančně nenáročné opatření posílí různorodost prostředí a podpoří druhovou diverzitu (PŘIKRYL et al., 2004). Důležité je, aby tůně byly po většinu dne osluněné (LOSOS et al., 1985; SKELLY et al., 2002). Životnost tůní je však z důvodu procesů zazemňování relativně nízká, proto je žádoucí pravidelně tůně obnovovat nebo budovat plošně i objemově rozsáhlejší vodní plochy (HLAVÁČ, JERMLOVÁ, 2005). Více zastíněné lesní tůně jsou druhově chudší. Méně světla, chladnější vody a pomalejší rozvoj vegetace je však vyhovující pro čolka velkého a čolka horského (MAŠTERA, 2012). Vysychající tůně mohou být vhodné v případě adekvátní hydroperiody, která umožní vývoj larev. V opačném případě se z nich stává past (VOJAR, 2007). Pravidelně vysychající tůně však neobsahují ryby. Každoroční vysychání nebo promrzání mělkých tůní zabraňuje jejich trvalému osídlení rybami. I v případě opětovného zavlečení ryb a osídlení tůně, je biomasa ryb na počátku sezóny velmi nízká a tůně poskytují vhodné podmínky pro rozmnožování obojživelníků (CASSELMAN, HARVEY, 1975; EATON et al., 2005). Vhodné drobné tůně a kaluže může svojí činností vytvářet i pasoucí se dobytek a potravu hledající zvěř (ZAVADIL et al., 2011). Na druhou stranu snůšky v tůních na pastvinách a v dosahu zvěře jsou zvířaty často mechanicky poškozovány a dochází k znečištění vody výkaly. Takové tůně je pak nutné oplotit nebo jinak zamezit přístupu zvířat (CANALS et al., 2011). Ohrožení kontaminací vody toxickými látkami představují tzv. jedové tůňky, které mohou vznikat u chemických továren a

provozů, na skládkách odpadů apod. Tyto terénní deprese lákají obojživelníky a ti zde následně hynou (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002).

Kaluže

Za kaluže považujeme, v porovnání s tůňemi, menší a krátkodobější vodní útvary. Dochází u nich k častějšímu vysychání a výraznějšímu kolísání hladiny. Kaluže tak velmi rychle přirozeně zanikají. Pro obojživelníky jsou obecně vhodné kaluže, které drží vodu alespoň po tři měsíce v roce (duben až červen), nebo ještě déle. Lesní i mimolesní kaluže a strouhy jsou velmi významné biotopy pro rozmnožování několika druhů obojživelníků (kuňky žlutobřiché, čolka horského, čolka karpatského, skokana hnědého aj.). Vznikají nejčastěji pojezdem těžké techniky na nezpevněných cestách i mimo ně. Ohroženy jsou především vysycháním, projížděním, a záměrným odstraňováním v rámci oprav (MAŠTERA, 2012).

Mokřady

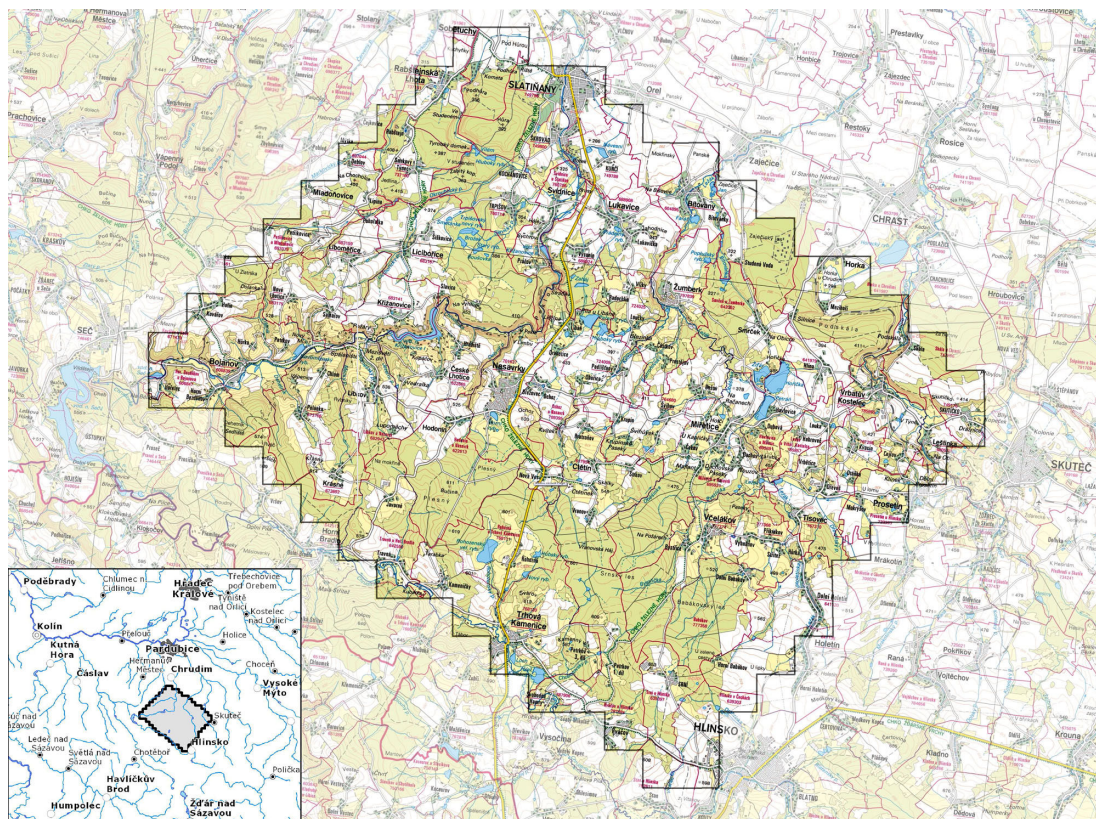
Existuje více definic mokřadu. Mezinárodní definice vycházející z Ramsarské úmluvy pojímá mokřad velmi široce, jako území s bažinami, slatinami, rašeliništi, s vodami přírodními nebo umělými, trvalými nebo dočasnými, stojatými i tekoucími, sladkými, brakickými nebo slanými, včetně území s mořskou vodou, kde hloubka odlivu nepřesahuje šest metrů (CHYTIL et al., 2006). Dle této definice je mokřadem většina výše uvedených vodních biotopů. JUST et al. (2003, 2005) pro účely revitalizací za mokřad označují území, v němž hladina vody vystupuje k terénu a nad terén, aniž by vytvářela větší volnou vodní plochu s hloubkou vody přes 0,6 m. Jde o velmi členité přechodové prostředí s nejednoznačnou hranicí mezi vodou a souší. Většina přirozených mokřadů v zemědělské krajině středoevropských zemí zanikla (IUCN, 1997), tyto původní stanoviště obojživelníků nahradily umělé vodní útvary, především rybníky (KLOSKOWSKI, 2010).

4. Metodika

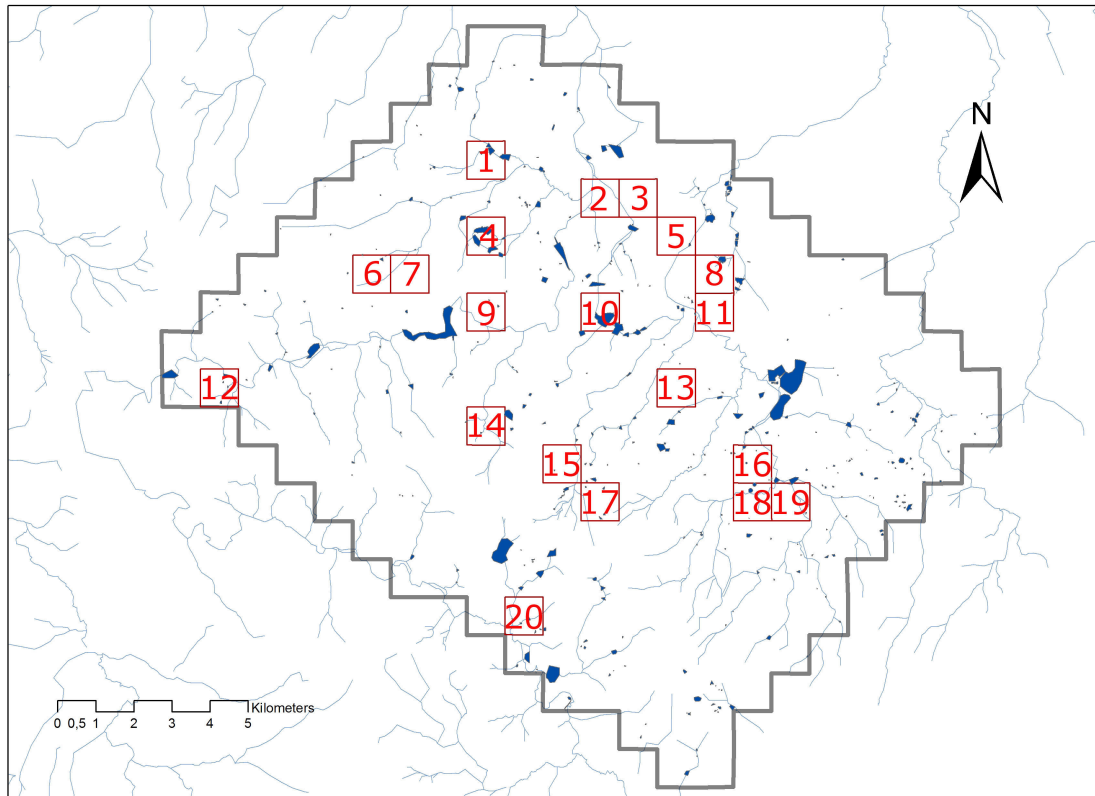
Postup prací zahrnoval studium literárních pramenů, volbu studijního území, studium dokumentů o lokalitě a hospodaření v lokalitě, vlastní terénní průzkum, zákres dat v GIS a statistické zhodnocení.

4.1 Volba území

Pro sumarizaci a hodnocení nabídky vodních biotopů bylo vybráno charakteristické území zemědělsky využívané krajiny s řadou rybníčních soustav v povodí řeky Chrudimky o rozloze přibližně 250 km². Mapové podklady tohoto území byly zpracovány v programu ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010), pomocí kterého bylo území rozděleno pravidelnou čtvercovou sítí o velikosti ok 1,0 x 1,0 km a vybraná oblast zredukována na celé čtverce. Celkově tak bylo studijní území rozděleno na 238 čtverců o celkové rozloze 238 km² (viz obr. č. 1). Jednotlivé čtverce vybraného území byly očíslovány. Dále bylo pomocí generátoru náhodných čísel v programu Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2002) náhodně vybráno 20 čtverců k následnému terénnímu průzkumu vodních biotopů (viz obr. č. 2).



Obr. č. 1: Vybrané území v povodí řeky Chrudimky o rozloze 238 km².



Obr. č. 2: Náhodný výběr 20 čtverců k terénnímu průzkumu.

4.2 Terénní průzkum

Koordináční souřadnice vybraných čtverců byly z programu ArcGIS přeneseny do přenosné GPS navigace GARMIN eTrex 30, která byla využívána k nalezení vodních ploch v terénu a orientaci uvnitř čtverce. Tato GPS navigace sloužila rovněž k záznamu pozice nalezených vodních biotopů.

Terénní průzkum ve vybraných čtvercích ($n = 20$) proběhl v pěti termínech, 26.–27. července, 6. srpna, 21. srpna, 10. září a 2. října 2013. Představoval podrobné systematické procházení vybraného území, zmapování všech nalezených vodních biotopů a zaznamenání jejich charakteristik (viz dále) na kartu lokality a nálezů. Pro mapování byly voleny dny klimaticky a hydrologicky průměrného období (mimo dlouhodobější sucho a mimo srážkové období). V rámci mapování nebyly zaznamenávány tekoucí vodní toky s výjimkou trvalejších tůní vznikajících ve velmi málo vodných tocích, které zcela vysychaly. Pro každý vodní útvar bylo zaznamenáno: datum a čas kontroly, souřadnice GPS, velikost vodní plochy, maximální a převládající hloubka, rozsah litorálu, sklon břehů, oslunění lokality,

kvalita vody, zarybnění, převládající prostředí v okolí, faktory ohrožující vodní biotop a případný výskyt druhů obojživelníků (podrobněji následující kapitola).

4.3 Způsob záznamu vodních ploch a jejich charakteristika

- **datum a čas kontroly**
- **pořadové číslo čtverce**
- **pořadové číslo vodního biotopu v daném čtverci**
- **současnice GPS:** využitím GPS navigace GARMIN eTrex 30 ve formátu zeměpisných souřadnic N: stupně°minuty` a E: stupně°minuty`
- **velikost vodní plochy v (m²):** stanovena u ploch menších než 50 m² měřením na místě, u ploch větších stanovena vektorizací a výpočtem plochy vodního útvaru na podkladu ortofotomapy (Server: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx?) v programu ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010) a následně kategorizovány:
 - do 20 m²
 - 21–100 m²
 - 101–500 m²
 - 501–5 000 m²
 - nad 5 000 m²
- **hloubka maximální v (m):** maximální hloubka vodního útvaru změřena nebo odhadnuta na místě a kategorizována:
 - < 0,5 m
 - 0,5–1,5 m
 - > 1,5 m
- **hloubka převládající v (m):** převládající hloubka vodního útvaru stanovena odhadem na místě a kategorizována obdobně jako hloubka maximální
- **rozsah vhodné litorální vegetace v (%):** rozsah litorální části vodního útvaru s vhodnou emerzní nebo submerzní vegetací, stanovený jako procento z vodní plochy vodního útvaru odhadem na místě.
 - < 5 % bez litorální vegetace
 - 5–75 % litorální vegetace částečně pokrývající vodní útvar
 - > 75 % litorální vegetace zcela pokrývající vodní útvar
- **sklon břehů:** stanoveno kategoriálně dle nejmírnějšího sklonu břehu vodního útvaru v kategoriích:

- mírný (< 30°)
- 1:2 (30–55°)
- kolmý (> 55°)
- **oslunění lokality:** stanoveno podle předpokládané doby a intenzity oslunění vodní plochy v průběhu dne, jako podíl osluněné plochy, v kategoriích:
 - zcela osluněné (> 75 %)
 - částečně osluněné (5–75 %)
 - zastíněné (< 5 %)
- **kvalita vody:** stanovena na základě odborného odhadu vhodnosti vodního útvaru z pohledu jakosti vody pro život obojživelníků v souladu s jejich nároky na podmínky vodního prostředí (zakalení, výskyt plynů NH₃, H₂S, kontaminace apod.) v kategoriích dobrá/špatná
- **hodnota pH vody:** změřena na místě elektronickým přenosným pH metrem Greisinger GMH 3530 s přesností na jedno desetinné číslo
- **hodnota vodivosti vody (mS/cm):** změřena na místě elektronickým přenosným konduktometrem Greisinger GMH 3410.
- **zarybnění:** stanoveno na základě vizuálního zhodnocení, projevů zarybnění na vodní ploše a břehových partiích nebo dle získané dokumentace o hospodaření na vodní ploše v kategoriích:
 - **ano (chov ryb)** – vodní útvar zjevně využívaný k hospodářskému chovu ryb s vyšší obsádkou
 - **ano** – vodní útvar s rybí obsádkou, jehož primární funkcí však není chov ryb
 - **pravděpodobně** – vodní útvar, kde ryby nejsou záměrně vysazovány, přesto je zde jejich výskyt pravděpodobný
 - **ne** – vodní útvar bez výskytu ryb
- **ohrožující faktory:** záznam faktorů, které objektivně ohrožují vodní útvar z pohledu vhodnosti pro život a rozmnožování obojživelníků
- **charakteristika okolí:** záznam převládajícího typu prostředí v bezprostřední blízkosti vodního útvaru (do 50 m)
- **zaznamenané druhy:** záznam životního stádia a počtu jednotlivých druhů obojživelníků zaznamenaných vizuální nebo odposlechovou metodou ve vodním útvaru nebo bezprostřední blízkosti (do 50 m).

V případě spjitých kvantitativních proměnných (velikost vodní plochy, rozsah litorálu, sklon břehů) byly kategorie voleny tak, aby zvolené kategorie reflektovaly důležitost dané charakteristiky z pohledu ekologických nároků obojživelníků.

4.4 Záznamy o výskytu obojživelníků

Záznamy o výskytu jednotlivých druhů obojživelníků v monitorovaných čtvrcích byly poskytnuty z nálezové databáze AOPK ČR (AOPK ČR, 2013) v elektronické podobě ve formě bodových vrstev zpracovaných v rámci GIS. Data zahrnovala nálezy z let 1992 – 2013, převážná část nálezů však byla zaznamenána v období 2008–2013. Na bodová data bylo nahlíženo s ohledem na ekologické nároky a migrační potenciál obojživelníků. Souřadnice výskytu, ve většině případů bez bližších specifikací, prezentovaly širší biotop výskytu daného druhu, např. rybník včetně doprovodných tůní. Cenným zdrojem záznamů o výskytu obojživelníků ve vodních útvech na území CHKO Železné hory byla rovněž připravovaná publikace zoologa AOPK KS Pardubice, RNDr. Milana Růžičky, která mapuje stav v letech 2010–2011.

4.5 Záznamy o rybničním hospodaření

Záznamy o způsobu hospodaření na zaznamenaných chovných rybnících byly poskytnuty uživatelem těchto rybníků společností Rybářství Litomyšl s.r.o. Záznamy obsádek rybníků, termíny výlovů a hydrochemických parametrů vod byly poskytnuty za období 2008–2013 ve formě produkčních karet vedených uživatelem dle přílohy č.1B vyhlášky č. 197/2004 Sb., která provádí zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, v platném znění, a ve formě protokolů o provozních rozbořech povrchových vod.

4.6 Srovnání s ostatními typy krajiny

Součástí práce bylo porovnání vodních biotopů krajiny Chrudimska s dalšími typy krajiny v ČR – Lounsko, České středohoří, Krušnohorsk, a krajina rekultivovaných a sukcesních výsypek severních Čech. Data o výskytu a parametrech vodních ploch v ostatních typech krajiny byla získána terénním průzkumem, záznamem dat a kategorizací získaných dat dle stejné metodiky v rámci řešení projektu FŽP ČZU v Praze „Porovnání vlastností vodního prostředí post-těžební krajiny s různými typy

krajin těžbou neovlivněných pohledem obojživelníků“, a dále byly využity výsledky mapování severočeských výsypek z prací SMOLOVÉ (2009), SMOLOVÉ et al. (2010), DOLEŽALOVÉ et al. (2012).

4.7 Způsob hodnocení dat

Reprezentativnost náhodného výběru

Pro posouzení reprezentativnosti náhodného výběru byly pomocí programu ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010) vektorizovány všechny vodní plochy ve vybraném území o velikosti 238 km² na podkladu vodohospodářské mapy M 1 : 10 000 (server http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM10_PUB/WMSservice.aspx?). Byla tak zjištěna skutečná celková vodní plocha v území a skutečná průměrná vodní plocha v jednom km². Dále byla provedena simulace několika tisíc náhodných výběrů 20 čtverců z této oblasti ve statistickém programu R verze 3.0.2. (The R Foundation for Statistical Computing, 2013) a na základě výsledků tohoto výběru byla vytvořena distribuční křivka rozlohy vodních ploch v rámci takového výběru (princip Monte-Carlo permutačních testů).

Statistická analýza dat – porovnání sledovaných krajin

Pro porovnání nabídky vodních biotopů mezi sledovanými typy krajin byly použity následující srovnávací parametry: počet vodních útvarů, průměrná velikost vodního útvaru a podíl vodních ploch v území. Testování bylo provedeno ve statistickém programu R verze 3.0.2 (The R Foundation for Statistical Computing, 2013). Využity byly zobecněné lineární modely (GLM), pro každý ze tří porovnávaných parametrů (vysvětlovanou proměnnou) byl vytvořen samostatný model, vysvětlující proměnnou byl vždy typ krajiny (viz kap. 6.5).

- I) Pro porovnání krajin ohledně počtu vodních ploch bylo z důvodu overdispérze této vysvětlované proměnné použito v rámci GLM modelu quasi-Poissonovo rozdělení této proměnné
- II) Pro analýzu v parametru průměrná velikost vodních ploch byly nejprve rozlohy vodních ploch logaritmičsky transformovány a následně využit lineární model (LM) s normálním rozdělením dat
- III) Pro porovnání podílu vodních ploch byl použit GLM s binomickým rozdělením této vysvětlované proměnné. Konkrétně byl s pomocí funkce

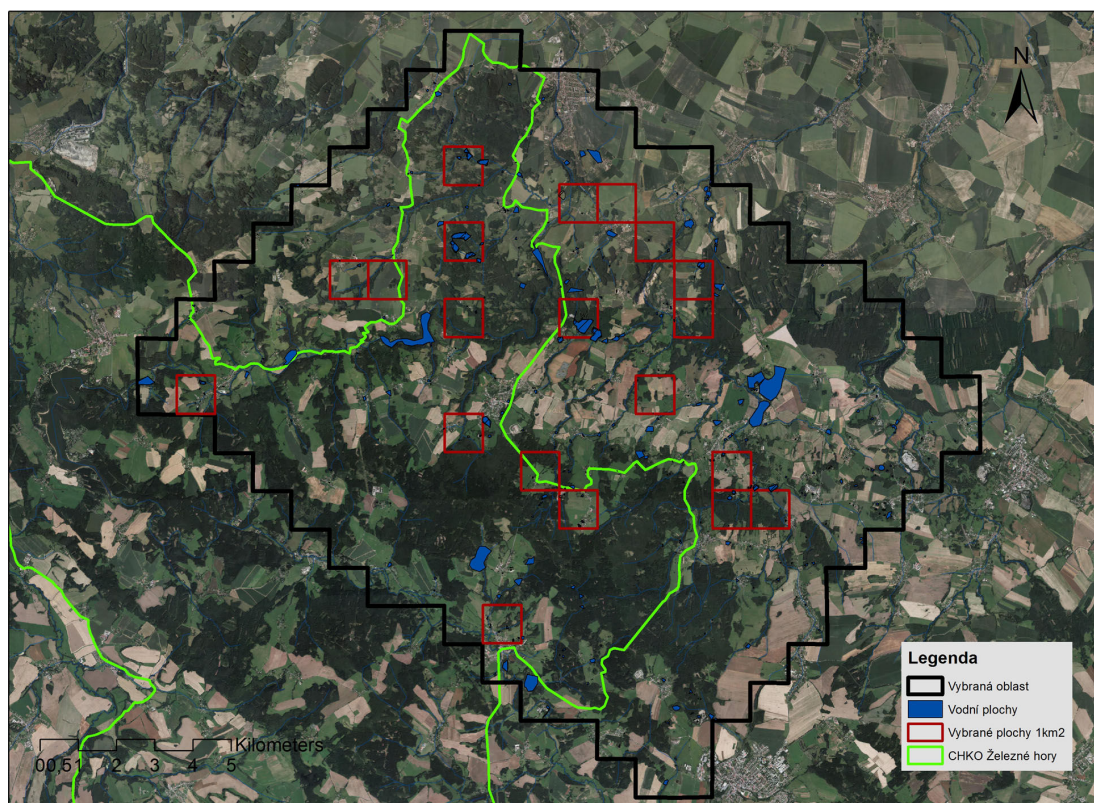
cbind vytvořen vektor y , který představoval rozdíl celkové plochy čtverce (tedy jeden km^2) a rozlohy vodní plochy, tedy prakticky podíl souše. Jde o standardní postup při analýze binomických dat v rámci GLM. Podíl vody zde představuje jakýsi „úspěch“, zatímco dopočet do celkové plochy čtverce, tedy podíl souše, zde představuje „neúspěch“ (CRAWLEY, 2007).

Testování významnosti typu krajiny, coby vysvětlující proměnné, bylo provedeno analýzou rozptylu ANOVA s F-testem v případech GLM s quasi-Poissonových a LM s normálním rozdělením dat vysvětlované proměnné nebo s Chí-kvadrát testem v případě binomického rozdělení u GLM s podílem vodních ploch. Modely byly následně podrobeny regresní diagnostice standardními diagnostickými testy.

Vodní biotopy byly ve všech krajinách popsány dle zvolených charakteristik (viz kap. 4.3) a byly určeny podíly/frekvence kategorií těchto charakteristik. Analýza frekvencí kategorií jednotlivých sledovaných charakteristik mezi oblastmi byla provedena rovněž pomocí GLM modelů s Poissonovým rozdělením. Pro každou charakteristiku byl vytvořen samostatný model, vysvětlujícími proměnnými byly typ krajiny, kategorie dané charakteristiky a interakce mezi nimi. Testování bylo provedeno analýzou rozptylu ANOVA s Chí-kvadrát testem (CRAWLEY, 2007).

5. Charakteristika studijního území

Studijní území se nalézá v Pardubickém kraji, okrese Chrudim. Vybraná studijní oblast má rozlohu 238 km² a je geograficky ohraničena ze severu městem Chrudim, z východu obcí Skuteč, z jihu městem Hlinsko a z východu vodní přehradou Seč (viz obr. č. 1). Nadmořská výška území je pohybuje v rozmezí 300–600 m n. m. V oblasti dominují lesní porosty (smíšené lesy), orná půda, různorodé zemědělské plochy a otevřené luční plochy. Z větších sídel se uvnitř oblasti nachází obec Slatiňany (4200 ob.), Nasavrky (1659 ob.) a Trhová Kamenice (909 ob.). Jihozápadní část území s výběžkem do severní části je součástí CHKO Železné hory. Plošně zaujímá CHKO Železné hory 96,8 km² (40,7 %) ze studijního území (obr. č. 3).



Obr. č. 3: Studijní území na podkladu ortofotomapy.

Geologie a pedologie

Převážnou část studijního území vyplňuje rozsáhlý železnohorský pluton, patrně karbonského stáří, budovaný hlubinnými vyvřelinami s převahou granodioritů (skutečská a nasavrcká žula) nad granitem (křižanovická a žumberská žula) a drobnými tělesy bazických vyvřelin. Východním směrem, okolo Hlinska, leží pás hliněcké zóny se slabě metamorfovanými starohorními až prvohorními horninami. Při severním okraji plutonu vystupují porfyrické horniny lukavické série. Krystalické

břidlice (svory, svorové ruly, amfibolity aj.) budují též okrajové partie severozápadní části Železných hor. Chrudimské paleozoikum na severním okraji Železných hor je tvořeno usazenými horninami přeloučské a vápenopodolské synklinály. Kambrium je zastoupeno senickými vrstvami u Heřmanova Městce. Rozsáhlejší a geomorfologicky výraznější jsou ordovické křemence, křemité pískovce a slepence západně od Slatiňan. Podél údolí Chrudimky nalézáme v terasových stupních čtvrtohorní říční naplaveniny (štěrkopísky).

Na zvlněných jižních okrajích Chrudimské tabule a na ně navazujících severních okrajích Železných hor a Žďárských vrchů jsou rozšířeny především kambizemě. Na polygenických hlínách v jihozápadní části Železných hor se vyvinuly pseudogleje. Na převážně mělkých výchozech kyselých hornin a na suťových svazích Železných hor a východně od Slatiňan se vytvořily rankery (půdy s melanickým humusovým horizontem mocnosti do 30 cm), doprovázené v menší míře litozeměmi (FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002).

Klíma

Většina území okresu Chrudim leží v mírně teplé klimatické oblasti (MT10, MT2, MT3) s průměrnou červencovou teplotou vzduchu 16–18 °C, průměrným počtem letních dnů 20–50 a průměrným počtem mrazových dnů 110–160. Teplota vzduchu je rozhodujícím způsobem ovlivňována především nadmořskou výškou, částečně i konfigurací georeliéfu. Dlouhodobá průměrná roční teplota vzduchu (třicetiletý normál) se v oblasti pohybuje od 8,7 °C v nejnižších polohách (Přelouč) po 5,7 °C (Svratouch). Nejnižší teplotu vzduchu má většinou leden. Dlouhodobá průměrná lednová teplota vzduchu klesá s rostoucí nadmořskou výškou zhruba od –2 °C (Přelouč) do –4,5 °C (Svratouch). Maximální teploty vzduchu v letním období vystupují v nížinných oblastech až k 38 °C. Minimální teploty vzduchu v zimním období mohou klesat i pod –30 °C.

Srážkové charakteristiky jsou značně proměnlivé. Nejmenší roční úhrny atmosférických srážek, kolem 550 mm, jsou zaznamenávány v nížinné části regionu, nejvyšší v oblasti Žďárských vrchů (700 až 800 mm). Nejbohatší na srážky jsou letní měsíce červen a srpen. Minimální srážky bývají v zimních měsících, nejčastěji v únoru. Počet dnů se sněhovou pokrývkou roste s nadmořskou výškou, v průměru od 40 v nížinách.

Sluneční svit je závislý na zeměpisné šířce, konfiguraci georeliéfu, oblačnosti, mlze či zákalu. Průměrný roční úhrn slunečního svitu kolem 1500 hodin (ČERVENÝ, 1984; FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002).

Hydrologie

Celá část studijního území náleží k povodí horního Labe. Důležitým levostranným přítokem Labe a hlavním tokem ve studijním území je Chrudimka. Ta pramení u Svratouchu v nadmořské výšce 700 m n. m. a ústí do Labe v Pardubicích v nadmořské výšce 216 m n. m. (P 872,64 km², L 104,4 km, Q_a 6,02 m³/s). Z větší části protéká Sečskou vrchovinou a než zaústí v Pardubické kotlině, protíná Chrudimskou tabuli. Na toku Chrudimky bylo vybudováno několik vodních nádrží. Na horním toku nádrž Hamry (82 ha), využívaná pro vodárenské účely a pro vyrovnání průtoků. Na středním toku pak přehrada Seč I (220 ha) a Seč II (7 ha). Níže po proudu leží nádrž Křižanovice I (31,8 ha) a Křižanovice II (7,8 ha). Nejvýznamnější přítok Chrudimky je Novohradka (P 471,6 km², L 45,3 km, Q_a 2,56 m³/s) a její přítoky Ležák a Žejbro. Řeka Chrudimka a Novohradka mají nejvíce rozkolísané průtoky (koeficient variace 1,4–1,6) (FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002; NĚMEC, KOPP, 2009).

Přirozené vodní nádrže se v regionu nenachází. Jejich nedostatek byl nahrazen nejprve budováním rybníků, později vodních nádrží. Rybníky vznikající v době od 14. do 16. století byly v 18. a 19. století opět rušeny při snaze o intenzivnější využití půdy. Ve studijním území, tedy v povodí Novohradky a střední Chrudimky byla řada rybníků zachována. V tomto území byla též zatopena řada jam po těžbě štěrkopísku (FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002).

Hlavní rybníční soustavy v této oblasti představují:

- Havlovická rybníční soustava – rybníky Petráň (15 ha), Hoříčka (30 ha) a Žďár (10 ha),
- Libáňská rybníční soustava – rybníky Pařezný (11,7 ha), Hluboký (6,4 ha), Jezírko (1,0 ha), Nový Loučecký (1,5 ha), Loučenský (0,7 ha) a Zaháj (3,5 ha),
- Kochánovická rybníční soustava – rybníky Hluboký (2,84 ha), Vilém (1,56 ha), Perný (0,76 ha) a Čabrousek (0,48 ha)

- Rohozenská rybniční soustava – rybníky Velký rohozenský (22,1 ha), Malý rohozenský (2,0 ha), Hubský (2,2 ha)
- Licibořická rybniční soustava ve Slavické oboře – rybníky Brožek (3,28 ha), Trpišovský nový (6,96 ha), Starý (2,52 ha), Podléský (0,38 ha) a Boušovka (0,77 ha)
- Kamenická rybniční soustava – rybníky Velká Kamenice (12,2 ha), Kamenice Loch (2,8 ha)
- Možděnická rybniční soustava – rybníky Kaprovec (10 ha), Náveský (1,4 ha), Návesní (3,2 ha), Smrčinský (0,6 ha) a Dlouhý (6,7 ha)

6. Výsledky práce

6.1 Výsledky mapování vodních biotopů na Chrudimsku

Při podrobném průzkumu krajiny zkoumaného území v 20 náhodně vybraných čtvercích rozměru 1,0 x 1,0 km bylo celkem zaznamenáno 129 vodních biotopů o celkové rozloze vodní plochy 449,16 tis. m², tj. 2,25 % jejich celkové rozlohy. Jednotlivé typy vodních biotopů a míru jejich zastoupení uvádí tabulka č. 1. Graf č. 1 v příloze č. 4 srovnává vodní plochy jednotlivých vodních útvarů.

Tabulka č. 1: Přehled typů vodních biotopů ve vybraných 20 čtvercích.

vodní biotop	počet	celková vodní plocha (m ²)	podíl na celkové vodní ploše (%)	průměrná plocha biotopu (m ²)
rybníky	36	405 379	90,25	11 261
požární nádrže	6	7 896	1,76	1 316
ostatní nádrže	9	8 016	1,78	891
lomová jezírka	10	22 206	4,94	2 221
tůně přirozené	40	800	0,18	20
tůně umělé	18	576	0,13	32
mokřad	1	2 085	0,46	2 085
stojatý tok	5	2 110	0,47	422
slepá ramena	2	36	0,01	18
vyjeté koleje	1	10	0,00	10
zahradní jezírka	1	47	0,01	47
CELKEM	129	449 161	100	3 482

Největší plochu v krajině zahrnují rybníky, i když početně představují pouze 28 % ze zaznamenaných vodních biotopů, plošně tvoří více jak 90 % z celkové vodní plochy. Nejpočetnějším biotopem jsou tůně, celkem 58, z toho 40 přirozených a 18 umělých tůní. Početně představují podíl 45 %, avšak plošně pouze 0,3 % z celkové vodní plochy. Významný podíl v krajině představují lomová jezírka (početně 7,7 %, plošně téměř 5 %) a požární i ostatní nádrže (početně 11,6 %, plošně 3,5 %).

Z celkového počtu 129 zaznamenaných vodních biotopů bylo 50 (39 %) přirozeného charakteru o výměře 5 tis. m² (1,13 %), a 79 (61 %) uměle vybudovaných o výměře 444 tis. m² (98,87 %). Spektrum přirozeně vzniklých biotopů tvořily především tůně v počtu 40, již podstatně méně stojaté toky v počtu 5, dvě slepá ramena vodních toků, jeden mokřad v podobě mělkého zanikajícího rybníka a jedny vyjeté koleje schopné zadržet dlouhodoběji vodu. Prostorová disperze vodních útvarů není náhodná ani rovnoměrná. Především rybníky jsou koncentrovány v rybníčních soustavách v povodí vodních toků, taktéž tůně ve většině případů doprovází větší

vodní útvary, zejména rybníky a vodní toky. Zatopené lomy se nachází v místech s výskytem těžitelné žuly.

6.2 Vyhodnocení parametrů vodních biotopů

Podrobné parametry zaznamenaných vodních biotopů uvádí tabulka v příloze č. 2. Souhrnné charakteristiky parametrů vodních biotopů uvádí tabulka č. 2. Frekvence jednotlivých kategorií ve sledovaných charakteristikách uvádí tabulky č. 3 až 9.

Tabulka č. 2: Souhrnné charakteristiky sledovaných parametrů vodních biotopů (počty a podíly vodních ploch jsou stanoveny pro každou ze sledovaných charakteristik v samostatné tabulce).

Plocha vodního útvaru v m ²			Zarybnění		
kategorie	počet	podíl %	kategorie	Počet	podíl %
<20	37	28,7	ano (chov ryb)	16	12,4
20-100	29	22,5	ano	19	14,7
101-500	17	13,2	pravděpodobně	28	21,7
501-5000	29	22,5	ne	66	51,2
>5000	17	13,2			

Maximální hloubka vody v m			Převládající hloubka vody v m		
kategorie	počet	podíl %	kategorie	počet	podíl %
<0,5	28	21,7	<0,5	75	58,1
0,5-1,5	63	48,8	0,5-1,5	47	36,4
>1,5	38	29,5	>1,5	7	5,4

Rozsah litorálu v % z plochy vodního útvaru			Sklon břehů v °		
kategorie	počet	podíl %	kategorie	počet	podíl %
<5	8	6,2	1:3 (<30°)	79	61,2
5-75	101	78,3	1:2 (30-55°)	37	28,7
>75	20	15,5	kolmé (>55°)	13	10,1

Oslunění v % plochy vodního útvaru			Okolní prostředí		
kategorie	počet	podíl %	kategorie	počet	podíl %
zastíněné (<5)	56	43,4	zapojené porosty	76	58,9
částečně (5-75)	16	12,4	TTP/zahrada	47	36,4
zcela (>75)	57	44,2	lesostep	6	4,7

Vyhodnocení charakteristiky rozloha vodních ploch

Spektrum vodních útvarů v závislosti na rozloze vodní plochy bylo relativně vyrovnané. Nejčastěji (28,7 %) byly v krajině zaznamenány tůně do velikosti 20 m². Časté (22,5 %) byly i tůně do velikosti 100 m². Tůně umělého původu byly průměrně větší plochy než tůně původu umělého (viz graf č. 2 v příloze č. 4). Vodní útvary do 500 m² (zastoupení 13,2 %) představovaly malé nádrže a rybníky, stojaté toky a malá lomová jezírka. Stejně spektrum biotopů o větších rozměrech tvořilo kategorii do

5000 m² (22,5 %). Plochy nad 5000 m² (13,2 %) představovaly výhradně rybníky a dva zatopené lomy.

Tabulka č. 3: Počty a podíly vodních ploch podle jejich velikosti a typu útvaru.

Plocha vodního útvaru v m ²	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůňe přírodní	tůňe umělé	stojaté toky	ostatní
< 20					27 (68)	8 (44)		2 (40)
20-100		1 (17)	2 (22)	1 (10)	13 (32)	10 (56)	1 (20)	2 (40)
101-500	6 (16)		5 (56)	2 (20)			3 (60)	
501-5000	15 (42)	5 (83)	2 (22)	5 (50)			1 (20)	1 (20)
> 5000	15 (42)			2 (20)				

Vyhodnocení charakteristiky sklon břehů

Sklon břehů byl v 90 % velmi mírný nebo mírný. Výjimku tvořily téměř všechny požární nádrže, některá lomová jezírka a velmi zahloubené tůňe.

Tabulka č. 4: Počty a podíly vodních ploch podle sklonu jejich břehů a typu útvaru.

sklon břehů v °	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůňe přírodní	tůňe umělé	stojaté toky	ostatní
1 : 3 (< 30°)	24 (67)		5 (56)	1 (10)	36 (90)	9 (50)		4 (80)
1 : 2 (30-55°)	12 (33)	2 (33)	3 (33)	6 (60)	4 (10)	5 (28)	4 (80)	1 (20)
kolmé (> 55°)		4 (67)	1 (11)	3 (30)		4 (22)	1 (20)	

Vyhodnocení charakteristiky převládající hloubka

Více jak dvě třetiny biotopů byly mělké vodní útvary s maximální hloubkou do 1,5 m. Větší hloubky byly zaznamenány v zatopených lomech a v rybnících, kde na rozdíl od lomů, je tato hloubka pouze v minoritní části zdrže v oblasti výpustného zařízení. Za mělké lze tedy považovat téměř 95 % všech zaznamenaných biotopů, u nich převládající hloubka nepřesáhla 1,5 m.

Tabulka č. 5: Počty a podíly vodních ploch podle jejich převládající hloubky a typu útvaru.

převládající hloubka v m	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůňe přírodní	tůňe umělé	stojaté toky	ostatní
< 0,5	4 (11)	1 (17)	3 (11)		39 (98)	18 (100)	5 (100)	5 (100)
0,5 - 1,5	32 (89)	5 (83)	6 (89)	3 (30)	1 (2)			
> 1,5				7 (70)				

Vyhodnocení charakteristiky rozsah litorálu

Rozsah vhodného litorálu s litorální vegetací, který plošně dosahoval alespoň 5 % z vodní plochy, vykazovalo téměř 94 % biotopů. Zcela bez vhodného litorálního pásma a porostů byly pouze některé požární nádrže a lomová jezírka. Celková rozloha vhodného litorálu v rybnících a ostatních nádržích činila 57,8 tis. m².

Tabulka č. 6: Počty a podíly vodních ploch podle rozsahu jejich litorálu a typu útvaru.

rozsah litorálu % z plochy útvaru	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůně přírodní	tůně umělé	stojaté toky	ostatní
< 5 (bez)	1 (3)	4 (67)	1 (11)	2 (20)				
5 - 75 (částečně)	33 (92)	2 (33)	8 (89)	8 (80)	32 (80)	11 (61)	5 (100)	2 (40)
> 75 (zcela)	2 (5)				8 (20)	7 (39)		3 (60)

Vyhodnocení charakteristiky oslunění

Stejně zastoupení měly biotopy zcela osluněné (44,2%) a zastíněné (43,4%). Plně osluněné byly především rybníky a ostatní nádrže. Plně zastíněné drobné útvary, především lesní tůně. Pouze jedna desetina biotopů byla osluněna částečně, především menší rybníčky zastíněné doprovodnou vegetací či tůně na rozhraní lesa.

Tabulka č. 7: Počty a podíly vodních ploch podle míry oslunění a typu útvaru.

oslunění % plochy útvaru	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůně přírodní	tůně umělé	stojaté toky	ostatní
< 5 (zastíněné)	1 (3)		1 (11)	2 (20)	39 (98)	8 (44)	3 (60)	2 (40)
5 - 75 (částečně)	4 (11)			4 (40)	1 (2)	4 (22)	2 (40)	1 (20)
> 75 (zcela)	31 (86)	6 (100)	8 (89)	4 (40)		6 (34)		2 (40)

Vyhodnocení charakteristiky zarybnění

V polovině vodních biotopů (veškeré tůně, drobná lomová jezírka) se nevyskytovaly žádné ryby. Ve 20 % případů nebyl výskyt ryb zaznamenán, avšak omezený výskyt byl pravděpodobný. V řadě nádrží, menších rybníčcích (15 %) byl výskyt ryb (především kapra) zaznamenán, avšak nádrže nesloužily plně k hospodářskému chovu ryb. Z 36 zaznamenaných rybníků slouží 16 rybníků čistě k hospodářskému chovu ryb, v 11 rybníčcích byla visuelně zaznamenána rybí obsádka a v 9 byl její výskyt pravděpodobný. Jako chovné rybníky jsou využívány plošně rozsáhlejší rybníky o celkové rozloze 374 tis. m²., tj. 92 % zaznamenané rybníční plochy.

Tabulka č. 8: Počty a podíly vodních ploch podle jejich zarybnění a typu útvaru.

zarybnění	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůně přírodní	tůně umělé	stojaté toky	ostatní
ano (chov ryb)	16 (44)							
ano	11 (31)	2 (33)	2 (22)	4 (40)				
pravděpodobně	9 (25)	2 (33)	6 (67)	5 (50)		2 (11)	2 (40)	1 (20)
ne		2 (33)	1 (11)	1 (10)	40 (100)	16 (89)	3 (60)	4 (80)

Vyhodnocení charakteristiky okolního prostředí

Vodní útvary byly nejčastěji obklopeny lesními zapojenými porosty (59 %), přibližně v jedné třetině případů pak okolní prostředí tvořily louky, pole nebo zahrady. Lesostepní charakter okolí vykazovalo necelých 5 % útvarů.

Tabulka č. 9: Počty a podíly vodních ploch podle jejich okolního prostředí a typu útvaru.

okolní prostředí	počet (%)							
	rybníky	požární nádrže	ostatní nádrže	lomová jezírka	tůňe přírodní	tůňe umělé	stojaté toky	ostatní
zapojené porosty	13 (36)		1 (11)	5 (50)	35 (88)	14 (78)	3 (60)	3 (60)
TTP/zahrada	21 (58)	6 (100)	8 (89)	5 (50)	3 (8)	3 (17)	1 (20)	2 (40)
lesostep	2 (6)				2 (4)	1 (5)	1 (20)	

Hodnota pH vody se ve vodních útvarech pohybovala v hodnotě $7,0 \pm 0,36$ (průměr \pm SD). Konduktivita pak $0,3 \pm 0,21$ mS/cm.

6.3 Vyhodnocení druhového bohatství vodních biotopů

Záznamy z nálezové databáze AOPK (AOPK ČR, 2013) a záznamy Růžičky (in press) v podobě záznamů o výskytu jednotlivých druhů obojživelníků v monitorovaných čtvercích uvádí tabulka č. 10.

Tabulka č. 10: Výskyt obojživelníků ve sledovaných čtvercích.

čtverec	vodní plocha (ha)	počet vodních biotopů	počet vyskytujících se druhů obojživelníků (R)	skokan hnědý	skokan ostronosý	skokan štíhlý	skokan krátkonohý	skokan skřehotavý	skokan zelený	kuňka obecná	rosnička zelená	blatnice skvrnitá	ropucha obecná	ropucha zelená	čolek velký	čolek horský	čolek obecný
C01	4,06	21	13 (10)	D,R	D	D,R	D	D,R	D,R	D,R	D,R	D*	D,R	D,R	D,R	D,R	D,R
C02	2,74	3	1										D				
C03	0,00	0	0														
C04	13,61	8	13 (11)	D,R		D,R	D,R	D,R	D,R	D,R	D,R	D*	D,R	D	D,R	D,R	D,R
C05	0,38	3	5	D				D	D				D				D
C06	0,37	3	2						D								D
C07	0,00	2	0														
C08	2,43	3	3	D					D				D				
C09	0,17	3	4 (4)	D,R		D,R			D				R				D
C10	15,06	27	12	D		D	D	D	D	D	D		D	D	D	D	D
C11	0,05	4	3			D										D	D
C12	1,20	7	4 (3)	D,R		D,R			D				D,R				
C13	0,04	4	0														
C14	0,42	6	8 (5)	D,R		D		D	D,R		D,R		D,R			D,R	D
C15	0,07	2	5 (5)	D,R		D,R	D,R		D,R				D,R				
C16	0,91	7	0														
C17	1,00	5	2 (2)						D,R				D,R				
C18	1,54	6	2	D									D				
C19	0,19	3	1								D						
C20	0,67	12	5 (3)	D,R			D		D,R				D,R			D	
Σ	44,92	129		11	1	8	5	5	12	3	5	2	11	2	3	6	8

D - Nálezová databáze 1992-2013 © AOPK ČR (2013) R - Růžička 2010-2011 (2014)

* poslední záznam z roku 1995

Celkem bylo ve zkoumaném území zaznamenáno 14 druhů obojživelníků. Široké spektrum obojživelníků se vyskytuje především ve čtvercích s rybníčními

soustavami: 13 druhů v Licibořické rybníční soustavě ve Slavické Oboře (čtverec C04), 13 druhů v Kochánovické rybníční soustavě (čtverec C01), 12 druhů v Libáňské rybníční soustavě (čtverec C10). Vysoký počet druhů (8) byl zaznamenán i ve čtverci C14, kde je pouze 0,42 ha vodních ploch. Podstatná část druhů zde však byla zaznamenána v Horním rybníku (3,2 ha) v Nasavrkách, který do čtverce zasahuje pouze okrajově.

Nejčastěji se v záznamech vyskytuje skokan zelený (ve 12 čtvercích), ropucha obecná a skokan hnědý (oba v 11 čtvercích), skokan štíhlý a čolek obecný (oba v 8 čtvercích). Poměrně překvapivé je nízké zastoupení kuňky obecné, pouze ve 3 čtvercích. Vzácný je výskyt skokana ostronosého. Druhová diverzita obojživelníků pozitivně koreluje s počtem vodních biotopů ($r = 0,73$; $p < 0,01$; $n = 20$) i s celkovou vodní plochou v rámci čtverce ($r = 0,74$; $p < 0,01$; $n = 20$).

Většina druhů se dle záznamů z databáze ve shodných biotopech objevuje každoročně nebo v pravidelných několikaletých intervalech. Výjimkou je ropucha zelená, která byla naposledy zaznamenána v lokalitě Libáň u rybníka Hluboký (čtverec C10) v roce 2000 a u rybníka Boušovka (čtverec C04) v roce 2009. Poslední záznamy blatnice skvrnitě u rybníka Popluž i v rybníku Boušovka jsou z roku 1995. V případě blatnice je tedy důvodné tvrdit, že zmíněné lokality tento druh opustil.

Na základě těchto dat lze konstatovat, že největší druhové bohatství obojživelníků je vázáno v krajině Chrudimska na rybníky a jejich doprovodné vodní útvary. Zřetelně druhově bohatší jsou rybníční soustavy a rybníky obklopené zapojenými porosty (lesními porosty) a rybníky s doprovodnými tůněmi. Druhově chudé jsou návesní a zahradní rybníčky, dále pak nádrže v blízkosti infrastruktury či umístěné soliterně v krajině. Z pohledu rozlohy vodního útvaru jsou druhově chudé nádrže a rybníky menší 0,1 ha.

6.4 Posouzení rybářského využívání rybníků

Způsob rybářského využívání nádrží uvádí tabulka v příloze č. 5. Z celkového počtu 36 zaznamenaných rybníků je 16 rybníků využíváno k hospodářskému chovu ryb, 4 slouží ke sportovnímu rybolovu. Ostatní rybníky, velikostně menší jak 0,3 ha, slouží rovněž k chovu ryb, tento chov zde však neprobíhá za účelem podnikání a intenzita

chovu je velmi nízká. Tyto chovy lze označit za zájmové. Ve všech hospodářsky využívaných rybnících je hlavní chovanou rybou kapr obecný. Věková kategorie kapra odpovídá hospodářskému typu rybníka. V řadě případů je uplatňován polykulturní chov s doplňkovými druhy ryb. Plůdkové výtažníky jsou nasazovány samostatně váčkovým plůdkem kapra (K_0) nebo doplněny váčkovým plůdkem amura bílého (Ab_0). Výtažníky nasazované rychleným K_r nebo K_1 jsou doplňovány váčkovým plůdkem štiky (\check{S}_0) a ročkem lína (L_1), výtažníky nasazované K_2 doplňovány váčkovým plůdkem nebo ročkem štiky (\check{S}_0, \check{S}_1), amura (Ab_0, Ab_2) nebo línem L_2 . Hlavní rybníky k odchovu těžších tržních ryb nasazované K_2 nebo K_3 doplňeny \check{S}_1 nebo \check{S}_2, L_2 , ojediněle tolstolobcem Tb_2 nebo generačními candáty (Ca_{GEN}) k jejich výtěru.

Obsádky rybníků a hospodářské zásahy (dávky krmení případně hnojení), termíny napouštění, vypouštění a výlovů jsou stanovovány odbornou rybářskou firmou dle hospodářského plánu v souladu s platnými povoleními a výjimkami v rámci typu hospodářského režimu (extenzivní/polointenzivní/intenzivní). Na území CHKO Železné hory jsou obsádky, dávky látek k chovu ryb a termíny upravovány v dohodě s orgánem ochrany přírody, tedy se Správou CHKO Železné hory. Rybníky určené ke komorování obsádek jsou loveny v jarním období, ostatní v podzimním období, některé rybníky byly využity i jako dvouhorkové.

Termíny vypouštění rybníků za účelem slovení rybí obsádky v období 2008–2013 uvádí tabulka v příloze č. 6. Z termínů vyplývá, že období výlovu se každoročně mění v závislosti na hospodářských potřebách uživatele a na kategorii chované ryby. U některých rybníků dochází ke střídání jejich využívání, a tedy i ke střídání období jejich výlovu. Rybníky využívané jako komory jsou sloveny v jarním období, ostatní jsou sloveny v podzimním období a následně zimovány (ponechány bez vody). Různé období výlovu je uplatňováno také u jednotlivých rybníků v rámci rybniční soustavy. Rybníky, které nemají vhodné parametry, a nejsou nebo nemohou být využívány jako komory, jsou dlouhodobě loveny na podzim (rybníky Perný, Čabrousek, Podleský, Brožek, Trpišovský). Jarní výlovy komor probíhají od začátku března do druhé třetiny dubna (Hluboký kochánovický, Starý). Podzimní výlovy pak od začátku září v případě výtažníků, do první poloviny listopadu u hlavních rybníků (Pařezný, Hluboký Libáň).

Posouzení vztahů mezi společenstvy obojživelníků a hospodářským využíváním rybníků vychází z poskytnutých nálezových dat AOPK (AOPK ČR, 2013). Relevantnost těchto dat je předmětem diskuse. Nejvíce druhů (13) je dlouhodobě zaznamenáváno v rybníku Boušovka (0,77 ha), který není z důvodů zájmů ochrany přírody rybářsky využíván, přesto obsahuje dlouhodobě nelovenou rybí obsádku (pozn. v roce 2013/14 byla nádrž Boušovka kompletně revitalizována). Všechny ostatní plošně větší rybníky, které jsou rybářsky využívány a pravidelně lovené, však vykazují rovněž vysoké druhové bohatství. Většina rybníků je z důvodu své velikosti střídavě využívána k odchovu různých věkových kategorií kapra. Tabulka č. 11 uvádí zaznamenané počty obojživelníků v jednotlivých hospodářských typech rybníků, ty byly kategorizovány dle převládajícího způsobu hospodářského využívání.

Tabulka č. 11: Výskyt obojživelníků v různých hospodářských typech rybníků.

hospodářský typ rybníka	název rybníka	počet druhů	plocha rybníka (ha)	druhy obojživelníků
plůdkový výtažník	Vilém	11	1,56	SH,SZ,SŠ,SS,SK,RO,KO,RZ,ČV,ČH,ČO
výtažník	Hluboký Libáň	12	6,40	SH,SZ,SŠ,SS,SK,RO,RoZ,KO,RZ,ČV,ČH,ČO
	Trpišovský	10	6,96	SH,SZ,SŠ,SS,RO,KO,RZ,(BS),ČV,ČH,ČO
	Perný	8	0,76	SH,SZ,SŠ,RO,KO,ČV,ČH,ČO
	Podléský	8	0,38	SZ,SŠ,RO,KO,RZ,ČV,ČH,ČO
	Hluboký (Kochánovice)	7	2,84	SH,SZ,SŠ,RO,KO,RZ,(BS),ČO
	Čabrousek	7	0,48	SH,SŠ,SS,RO,KO,ČH,ČO
	Brožek	7	3,28	SH,SZ,SŠ,RO,KO,RZ,ČO
	Starý	7	2,52	SH,SZ,SŠ,RO,KO,RZ,ČO
	Hájek	4	0,15	SH,SZ,SŠ,RO
	Popluž	3	2,42	SH,SZ,RO,(BS)
hlavní rybník	Pařezný	5	11,7	SH,SZ,SŠ,RO,KO

SH - skokan hnědý; SZ - skokan zelený; SŠ - skokan štíhlý; SS - skokan skřehotavý; SK - skokan krátkonohý; RO - ropucha obecná; RoZ - ropucha zelená; KO - kuňka obecná; RZ - rosníčka zelená; BS - blatnice skvrnitá; ČV - čolek velký; ČH - čolek horský; ČO - čolek obecný

Ostatní zaznamenané rybníky, rozlohou menší než 0,1 ha, byly druhově chudé. Tento fakt je třeba vysvětlovat často jejich solitérností v krajině nebo umístěním v intravilánu obce, ovlivněním jakosti vod (komunální odpadní vody), specifickým hydrologickým režimem (výrazné kolísání hladiny) nebo jejich nevhodným využíváním (pro závlahy, chov hus, zahradní rybníčky apod.).

6.5 Porovnání vodních biotopů krajiny Chrudimska s dalšími typy krajín

Sledované krajiny uvedené v tabulce č. 12 mají ve vzájemném porovnání odlišnou strukturu vodních útvarů. Počet vodních ploch (graf č. 3) se mezi oblastmi vysoce průkazně liší ($F = 13,08$, $df = 6$, $p < 10^{-6}$). Oblast, tedy typ krajiny, vysvětluje 50,24 % variability. Průměrná velikost vodních ploch (graf č. 4) se mezi oblastmi liší rovněž průkazně ($F = 3,49$, $df = 6$, $p = 0,004$). Oblast vysvětluje 21,42 % variability.

Porovnání krajín podle celkové rozlohy a podílu vodních ploch

Podíl vodních ploch v území se mezi oblastmi vysoce průkazně liší (χ^2 test, $df = 6$, $p < 10^{-6}$), oblast vysvětlila 33,52 % variability. Za krajiny s celkově nízkou rozlohou vodních ploch lze označit lesnatou část Českého středohoří (podíl 0,03 % vodních ploch z celkové rozlohy), Krušné hory (0,35 %) a stepní část Českého středohoří (0,89 %). Lounsko je rovněž chudé na vodní plochy (1,46 %), avšak nalézají se zde lokálně několik velkých vodních nádrží. Zcela odlišnou strukturu vodních útvarů mají výsypky v závislosti na míře jejich rekultivace. Rekultivované výsypky Mostecka vykazují celkovou vodní plochu (0,62 %) několikanásobně menší jak výsypky ponechané samovolné sukcesi (6,84 %). Nabídka vodních ploch Chrudimska díky rybníkům dosahuje 1,66 % z rozlohy území.

Tabulka č. 12: Porovnání nabídky vodních biotopů s dalšími typy krajín.

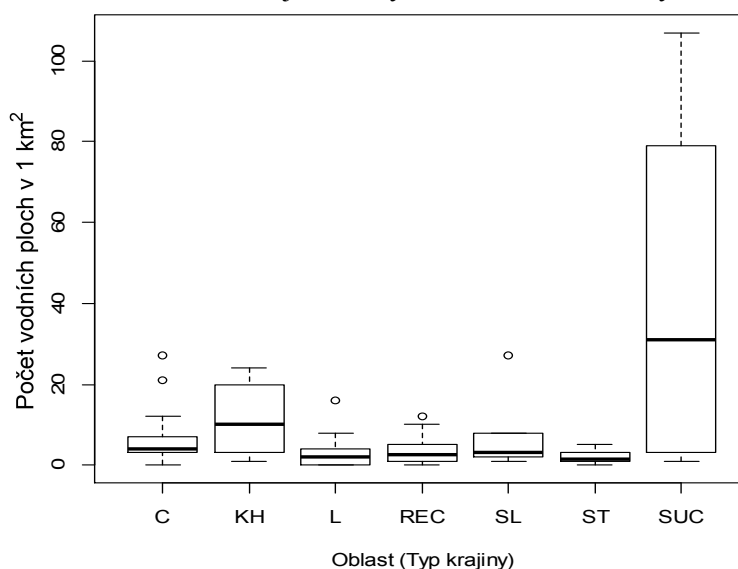
oblast	zkratka	monitorovaná plocha (ha)	počet vodních ploch	vodní plocha (ha)	% vodních ploch v monitor. ploše	odhad % vodních ploch v území *	počet ploch na 1 km ²	průměrná velikost vodní plochy (ha)
Chrudimsko	C	2000	129	44,92	2,25	1,66	6,5	0,35
Krušné Hory	KH	1000	115	3,94	0,39	0,35	11,5	0,03
Lounsko	L	1000	36	43,28	4,33	1,46	3,6	1,20
České středohoří - lesnatá část	SL	1000	61	0,46	0,05	0,03	6,1	0,01
České středohoří - stepní část	ST	1000	19	21,33	2,13	0,89	1,9	1,12
Rekultivované výsypky (mostecko)	REC	1374	49	11,36	0,83	0,62	3,6	0,23
Nerekultivované výsypky	SUC	1000	403	72,87	7,29	6,84	40,3	0,18

* odhad % vodních ploch v území výpočtem bez záznamu minimálního a maximálního extrému

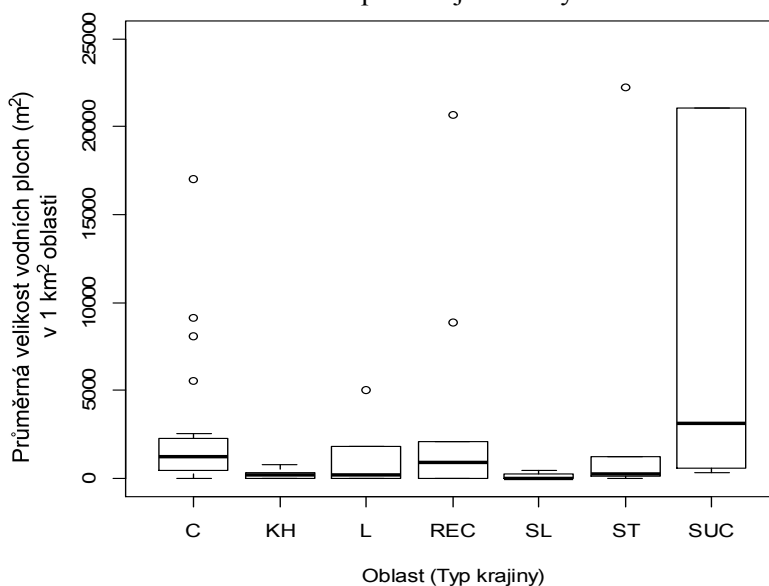
Porovnání krajiny podle počtu vodních ploch

Z pohledu počtu vodních útvarů na 1 km² krajiny jednoznačně dominují sukcesní plochy výsypek (40,3), kde se nalézají velké množství menších vodních útvarů průměrné velikosti 0,18 ha. Časté, avšak pouze velmi drobné biotopy (tůně, kaluže, strouhy ad.), lze nalézt v krajině Krušných hor. Poměrně značné množství vodních biotopů nabízí Chrudimsko v široké škále typů vodních útvarů (rybníky, tůně, lomová jezírka) v průměrné velikosti 0,35 ha. Naopak krajina rekultivovaných výsypek, krajina Lounska a stepní část Českého středohoří nabízí poměrně málo vodních biotopů spíše větší průměrné rozlohy (0,23 – 1,20 ha). Jedná se o plošně rozsáhlejší uměle budované vodní nádrže.

Graf č. 3: Počet vodních útvarů v jednotlivých čtvrcích sledovaných krajín.

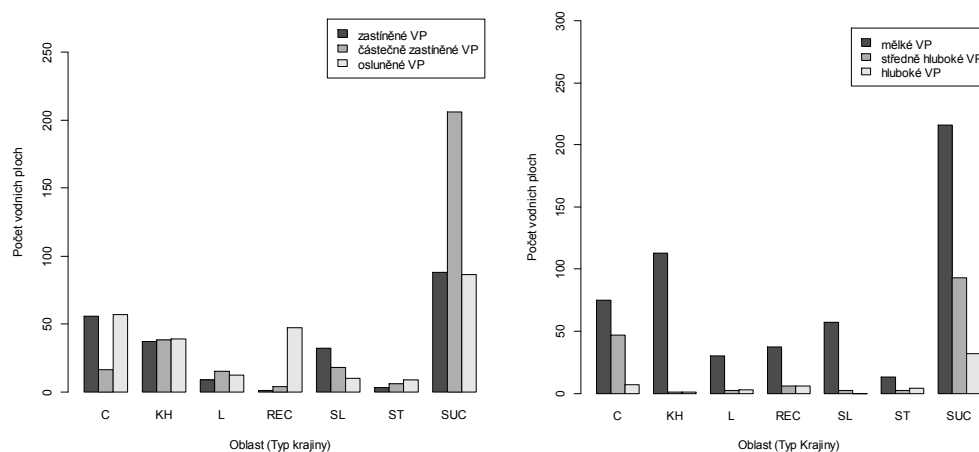


Graf č. 4: Průměrná velikost vodních ploch v jednotlivých čtvrcích sledovaných krajín.

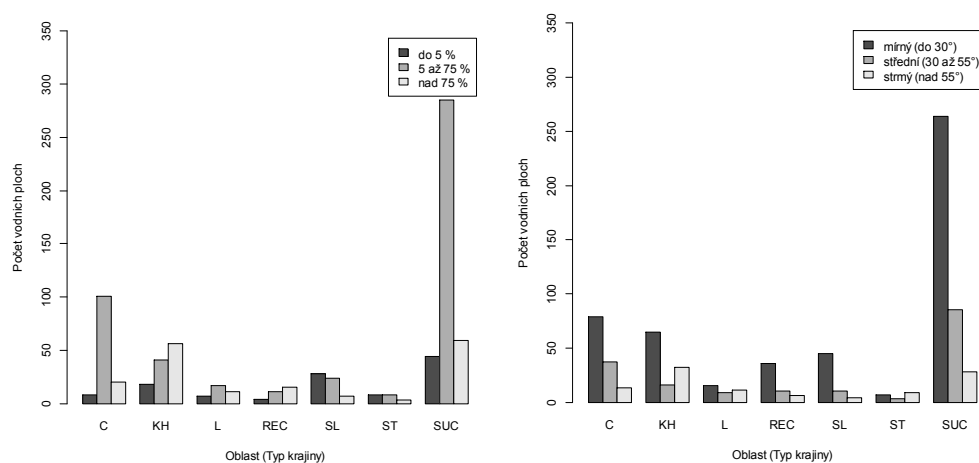


Porovnání krajín podle charakteristik jejich vodních útvarů

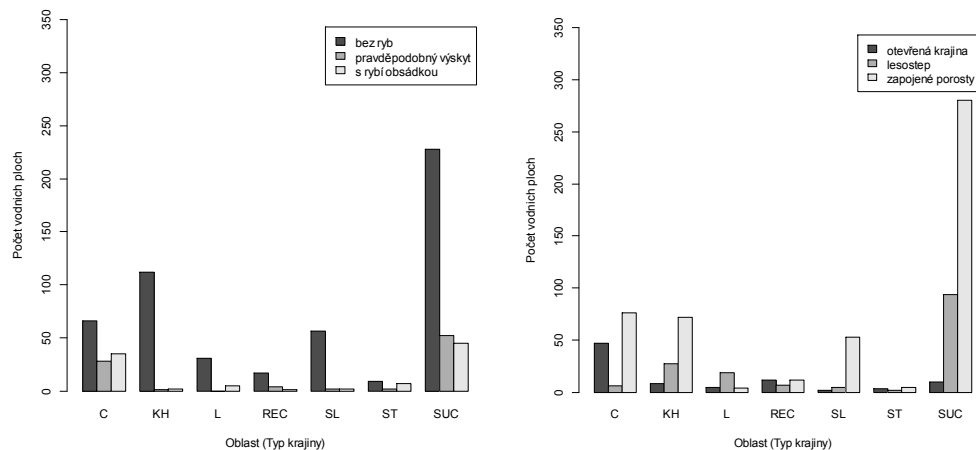
Charakteristiky vodních ploch, resp. zastoupení (počty) vodních ploch podle jejich charakteristik, se mezi oblastmi výsoce průkazně liší ($df=12$, $p < 10^{-6}$) viz grafy č. 5 až 7. Ve všech oblastech dominují mělké vodní útvary s převládající hloubkou do 0,5 m. Na Chrudimsku jsou však výrazněji zastoupeny i útvary s převládající hloubkou 0,5–1,5 m, především se jedná o rybníky, ostatní nádrže a menší lomová jezírka. Oslunění vodních útvarů koreluje s převládajícím typem krajinného pokryvu. Rekultivované plochy jsou proto převážně osluněné, stejně jako stepní část Českého středohoří. V lesnaté části Českého středohoří převažují biotopy zastíněné. V ostatních oblastech je tato charakteristika vyrovnanější.



Graf č. 5: Porovnání počtu vodních ploch podle zastínění (vlevo) a převládající hloubky (vpravo) mezi sledovanými oblastmi. C - Chrudimsko; KH – Krušné hory; L – Lounsko; REC – rekultivované části výsypek; SL – lesní část Českého středohoří; ST – stepní část Českého středohoří; SUC – sukcesní části výsypek



Graf č. 6: Porovnání počtu vodních ploch podle podílu litorálního porostu (vlevo) a sklonu břehů (vpravo) mezi sledovanými oblastmi



Graf č. 7: Porovnání počtu vodních ploch podle zarybnění (vlevo) a okolního prostředí vodních útvarů (vpravo) mezi sledovanými oblastmi

S výjimkou lesnaté části Českého středohoří mají vodní útvary ve všech sledovaných oblastech podíl litorálních porostů vůči vodní ploše vyšší jak 5 %. Rovněž sklon břehů je ve všech oblastech převážně mírný. Chrudimsko se odlišuje od ostatních sledovaných krajín především podílem vodních útvarů s rybí obsádkou. Téměř všechny rybníky jsou zde zarybněny. K chovu ryb slouží rybníky či retenční nádrže i v ostatních oblastech, kde se tyto vodní stavby vyskytují, např. ve stepní části Českého středohoří nebo ojediněle na Lounsku. V ostatních oblastech parametry vodních útvarů chov ryb neumožňují. Některé větší vodní plochy na sukcesních částech výsypek jsou využívány jako rybářské revíry či jsou zarybněny spontánně (lidmi či přenosem jiker vodními ptáky).

Zapojené porosty, jako okolní prostředí vodních útvarů, převažují v krajině Chrudimska, Krušných hor, lesní části Českého středohoří a sukcesních částí výsypek. Otevřený a lesostepní charakter okolí mají útvary na rekultivovaných výsypkách, na Lounsku a stepní části Českého středohoří. Na Chrudimsku však značnou část převážně rybníků obklopuje i otevřená krajina.

8. Diskuse

8.1 Diskuse metodiky

Výběr a charakteristika zájmového území

Vybrané studijní území v povodí řeky Chrudimky lze charakterizovat jako zemědělsky a lesnicky využívanou oblast s řadou historických rybníčních soustav. Převážně menší a střední rybníky zde představují důležité prvky vytvářející harmonickou kulturní krajinu (MÍCHAL, 1994). Dlouhá historie rybníkářství na Pardubicku zaznamenala období mohutné výstavby rybníků (14.–16. století) i období úpadku, kdy byly rybníky opět rušeny (18. století) díky snahám o intenzivnější využití půdy (ANDRESKA, 1987; FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002). Přestože početností ani rozlohou nedosahují pozůstatky rybníčních soustav na Chrudimsku parametrů jihočeské krajiny Třeboňska, Českobudějovicka či Vodňanska, lze na základě zjištění, že více jak 90 % (405 tis. m²) vodních ploch ve studijním území představují rybníky, tuto krajinu pro účely této práce za rybníční považovat.

Reprezentativnost náhodně vybraných čtverců

Vybrané území o rozloze 238 km² představuje plošně reprezentativní výběr (24 %) chrudimského okresu, který má rozlohu 993 km². Ve výběru jsou poměrně zastoupeny majoritní krajinné pokryvy okresu, ve kterém dle ČSÚ (2013) tvoří 605 km² (61 %) zemědělská půda, z toho 448 km² (45,1 %) orná půda, 126 km² (12,7 %) trvalé travní porosty. Lesy pak pokrývají 281 km² (28,7 %).

K terénnímu průzkumu bylo náhodně vybráno 20 čtverců rozměru 1,0 x 1,0 km. V rámci ověření reprezentativnosti tohoto výběru byly vektorizovány veškeré vodní plochy vybraného území na podkladu vodohospodářské mapy M 1 : 10 000. Celková rozloha vodních ploch ve sledovaném území činí 313,32 ha, tj. 1,316 ha/km². Tímto způsobem byly zaznamenány vodní plochy rozlohou větší 250 m². Menší plochy, především tůňe a dočasné vodní biotopy, ve výpočtu chyběly. Jejich podíl na celkové rozloze vodních útvarů lze odhadovat na základě vlastního terénního průzkumu pod 0,5 %, a nemá tak pro účely posouzení založeného na vyhodnocení parametru celková rozloha vodních ploch zásadní význam. Dále byla provedena simulace několika tisíc náhodných výběrů 20 čtverců a vytvořena distribuční funkce charakteristiky celková rozloha vodních útvarů těchto výběrů. Ta odpovídá

26,4 ± 14,0 ha vodní plochy (min. 2,4; max. 82,2 ha). Náhodný výběr 20 čtverců využitých pro práci zahrnoval 44,56 ha vodních ploch, tj průměr + 1,3 směrodatné odchylky. Náhodný výběr tak lze považovat za mírně nadhodnocující, avšak reprezentativní.

Metodika mapování výskytu a vlastností vodních útvarů

Metodika mapování, záznamů a kategorizace zaznamenaných dat byla volena tak, aby výsledky byly plně srovnatelné s obdobně zaměřenými pracemi na hodnocení a vzájemné porovnání reprodukčních biotopů obojživelníků v krajině. Sledované parametry vodních útvarů a jejich kategorizace byly zvoleny dle ekologických požadavků obojživelníků (např. BARUŠ, OLIVA et al., 1992; WELLS, 2007; ZAVADIL et al., 2011) a v souladu s pracemi DOLEŽALOVÉ et al. (2012), SOLSKÉHO et al. (2013), RŮŽIČKY (in press). Mapování bylo prováděno v období klimaticky a hydrologicky průměrného období. Tato podmínka byla předpokladem k získání záznamů o trvalejších vodních útvarech. Dočasné vodní útvary mají v krajině nezanedbatelný význam (RUBBO, KIESECKER, 2005), avšak musí umožnit dostatečnou stálost vodního prostředí minimálně pro dobu metamorfózy larev a přechodu na souš (SEMLITSCH et al., 1996; EHRENFELD, 2000), jinak se pro obojživelníky stávají pastí (VOJAR, 2007).

Mapování výskytu obojživelníků

Pro potřeby práce nebylo možné provést odpovídající biologické průzkumy batrachofauny zaznamenaných vodních biotopů z důvodu časové náročnosti mapování a především protože relevantní výsledky mapování nelze získat během jedné sezóny (VOJAR, 2007; FISHER, 2009). Faunistická data jsou pilířem praktické ochrany (VOJAR, 2007). Pro potřeby práce byly tedy využity batrachologická data z nálezové databáze AOPK ČR (AOPK, 2013) a z připravované souhrnné práce zoologa Správy CHKO Železné hory, který dlouhodobě mapuje batrachofaunu této lokality (RŮŽIČKA, in press). Tyto záznamy lze považovat za vysoce vypovídající, neboť byly vytvářeny zkušenými zoology a pracovníky AOPK ČR (RNDr. Mikátová, RNDr. Bárta, RNDr. Lemberk, RNDr. Růžička ad.) v dlouhém časovém období. Nutné je však při hodnocení těchto dat přihlídnout k jejich pravděpodobnému nesystematickému sběru a k patrnému zvýšenému zájmu a tedy i monitorovacímu úsilí na rybnících ležících ve vyhlášených zvláště

chráněných územích (CHKO Železné hory, PR Hluboký, PP Boušovka). Rovněž tak je třeba vzít na vědomí jistou míru neaktuálnosti některých záznamů. Svoji roli hraje také rozdílná dostupnost a stálost větších vodních ploch (typicky rybníků), v porovnání s tůněmi v lesních celcích (ty nemusí být často ani nalezeny, a tedy nejsou sledovány). Při hodnocení meziročních změn ve vývoji populací je třeba brát ohled na běžné populační výkyvy obojživelníků (PECHMANN et al., 1991; HOULAHAN et al., 2000).

8.2 Diskuse výsledků

8.2.1 Typy biotopů a míra jejich zastoupení na Chrudimsku

Ve vybraných 20 čtvercích studijního území Chrudimska bylo terénním průzkumem zaznamenáno celkem 129 vodních biotopů, jejich celková vodní plocha představovala 0,449 km², tj. 2,25 %. V rámci průzkumu byla zaznamenána široká škála typů vodních biotopů. Různé vodní biotopy mají různý význam pro život a rozmnožování obojživelníků (SEMLITSCH et al. 1996; ZAVADIL et al., 2011; MAŠTERA, 2014). Z celkové vodní plochy představovaly vodní nádrže 0,421 km² (93,7 %) z toho rybníky 0,405 km² (90,2 %), což je 2,0 % rozlohy zkoumaného území. ČSÚ (2013) uvádí podíl rybníků z rozlohy okresu Chrudim 14,7 km², tj. 1,5 %. Zpřesněný odhad 1,66 % byl získán vyloučením jednoho maximálního a jednoho minimálního extrému z výpočtu. Byl vypočten z hodnot rozlohy vodních ploch 18 čtverců, kdy dva čtverce, představující nejmenší a největší rozlohu vodních ploch nebyly započítány. Lokálně početným vodním biotopem na Chrudimsku jsou zatopená lomová jezírka (5 % vodní plochy), neboť toto území v minulosti bylo a i dnes je lokalitou těžby štěrkopísku a žuly (HÁJEK, 1931; FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002). Nejčastějším vodním biotopem v krajině byly tůně, celkem v počtu 58, jejich podíl na celkové vodní ploše činil pouze 0,3 %. Ostatní typy vodních biotopů byly zastoupeny ojedinele.

Nádrže (rybníky)

Celkem bylo zaznamenáno 51 malých vodních nádrží, z toho 36 rybníků, 6 technických požárních nádrží, 5 nádrží neurčitého významu v oplocených objektech, jedna multifunkční nádrž, jedna akumuláční nádrž v obecním drenážním systému, jedna nádrž určená ke koupání, jedna lesní nádrž na lesním stokovém systému.

Předmětem diskuse proto na tomto místě musí být i samotná definice rybníka a jeho specifikace v rámci vodních nádrží. ČSN 75 2410 řadí rybník mezi funkční kategorii vodních nádrží, u kterých převládá rybochovná funkce, obdobně pak zákon č. 99/2001 Sb. o rybníkářství, v platném znění, který definuje rybník jako vodní nádrž určenou především k chovu ryb. PRCHALOVÁ (2010) uvádí, že pro potřeby zákona o ochraně přírody a krajiny se v případě absence definice v tomto zákoně vychází z definic v rámci jiných právních předpisů. Veškeré vodní nádrže současně plní celou řadu funkcí (VRÁNA, BERAN, 1998; ŠÁLEK, 2001). V řadě případů určit majoritní funkci není jednoduché nebo dochází v průběhu let k jejich střídání či dojde k trvalé změně. Žádný předpis nestanovuje úroveň rybářského hospodaření, při které se již na vodní nádrž nahlíží jako na rybník. Sporu asi nebude u vodních nádrží dlouhodobě a pravidelně využívaných k cílenému chovu ryb, které mají dle zákona č. 254/2001 Sb., vodní zákon, v platném znění, vydané povolení k nakládání s vodami k chovu ryb za účelem podnikání a dochází zde k aplikaci látek za účelem chovu ryb (krmiva, hnojiva). Problematické však může být zařazení ostatních nádrží, kde převažují funkce vodohospodářské, ekologické, rekreační, sportovní a jiné, přestože v nádrži je doprovodně cílená rybí obsádka. Především u nádrží s převažující ekologickou funkcí by pak nebylo možné na nádrž nahlížet jako na rybník a paradoxně by tak z hlediska obecné ochrany ze zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, ztratila status významného krajinného prvku, neboť vodní nádrže na rozdíl od rybníků významnými krajinnými prvky ex lege nejsou (DAMOHOŘSKÝ et al., 2010). Nejednoznačnost definic útvarů obecné ochrany v zákoně je značně nevyhovující (MIKO et al., 2005; PRCHALOVÁ, 2010). Stejný problém vyvstává pak i při zápisu takovýchto vodních děl do katastru nemovitostí a jeho zařazení mezi jednotlivé kategorie dle přílohy vyhlášky č. 357/2013 Sb., katastrální vyhláška, v platném znění. Skutečnost zda na vodní nádrž nahlížet jako na rybník může být v praxi, například při mapování vodních ploch v terénu, obtížné a často je nutné obstarat doplňující informace o vodním díle. Příkladem v této práci může být rybník Boušovka (C04-03), kdy vodní dílo v minulosti vzniklo a bylo využíváno k chovu ryb, postupem času však z důvodu výskytu hodnotných společenstev rostlin a živočichů bylo od cíleného chovu ryb a pravidelných výlovů ustupováno a v posledních letech již nádrž obsahovala pouze přirozenou rybí obsádku, která nebyla lovena. Katastr nemovitostí toto vodní dílo neeviduje a lokalita je vedena jako lesní pozemek. Dalšími problematickými příklady

mohou být rybníky určené ke sportovnímu rybolovu, kde jsou relativně vysoké obsádky ryb, ale prakticky zde chov ryb neprobíhá či různé zahradní rybníčky, téměř vždy nasazené rybami, jejichž funkce jsou ale mnohočetné a často ne primárně rybochovné.

Prostorová disperze rybníků v území a analogicky ve sledovaných čtvercích nebyla rovnoměrná. Důvodem je logický princip výstavby rybníčních soustav ve vhodných geografických a hydrologických podmínkách (ANDRESKA, 1987). Rybníční soustavy z rybářského hlediska umožňují optimální hospodaření s vodou a úsporu v dopravě provozovatele (ČÍTEK et al., 1998). Umístění rybníčních soustav pak soustředí i společenstva obojživelníků do těchto lokalit. V závislosti na migračních schopnostech obojživelníků (KOVÁŘ et al., 2009) lze usuzovat, že mimo reprodukční období využívají tyto společenstva blízké terestrické prostředí rybníčních soustav. Migrace obojživelníků mezi vhodnými lokalitami jsou pak závislé na prostupnosti krajiny a fragmentačních prvcích (JOLY et al., 2001; MARCH, TRENHAM, 2001; FICETOLA, DE BERNARDI, 2004).

Tůň

Z celkového počtu 58 zaznamenaných tůní bylo 40 přírodního charakteru a 18 uměle vybudovaných. Determinovat původ tůně nebylo ve všech případech jednoduché. Jasně rozpoznatelné byly tůně v korytech drobných toků nebo lesních strouhách, které vznikly vymílací činností vody (ČERNÝ, 2008; MAŠTERA, 2012). V lesních porostech pak často vznikly zatopením kořenového systému stromů po jejich vývratu a odstranění, především v zamokřených lokalitách (tůň u rybníka Pařezný, čtverec C10). Uměle vybudované tůně byly zpravidla většího rozsahu, v některých případech byly podmínky jejich vzniku známy (tůň u rybníka Vilém, čtverec C01), v ostatních nebyl přírodní činitel rozpoznán. Avšak i umělé tůně rychle získávají přírodní charakter a dochází k jejich plnému zapojení do prostředí (JUST et al., 2005; ZAVADIL et al., 2011). Disperze zaznamenaných tůní v krajině nebyla náhodná, tůně byly seskupeny převážně v blízkosti rybníků a vodních toků. Nalezeno bylo 19 tůní pravděpodobně přírodního charakteru v podmáčené lokalitě ve vzdálenosti do 200 m severně od rybníka Pařezný (čtverec C10) a 13 tůní uměle vybudovaných do 40 m od rybníka Vilém (čtverec C01). V těsné blízkosti vodního toku nebo přímo v korytě vysychajícího toku nebo lesní strouhy bylo zaznamenáno 14 tůní.

Hydrologický režim tůní je závislý na dostatečném zdroji vody nebo úrovni spodní vody (JUST et al., 2003), což splňuje prostředí v blízkosti větších vodních ploch a vodních toků.

Ostatní vodní útvary

V intravilánech obcí nebo v jejich blízkosti byly zaznamenány požární nádrže velikostí 0,03–0,4 ha. Společnou charakteristikou je jejich technicistní charakter, zejména betonové téměř kolmé stěny (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; PARRIS, 2006; MAŠTERA, 2014).

Většina mokřadů ve smyslu definice JUSTA et al. (2005) v krajině střední Evropy zanikla (IUCN, 1997). Jediný zaznamenaný, a z pohledu obojživelníků velmi hodnotný, mokřad v lokalitě (čtverec C14) vznikl v minulosti protržením hráze malého rybníčku. Jeho existence je tedy výsledkem zániku vodního díla. Mokřad je již od roku 1949 vyhlášen jako přírodní památka V Koutech. Zbytky hrázového tělesa, zabezpečující omezené vzduší vody, nadále podléhají rozpadu a bez stabilizačních prací tento mokřad v průběhu času zanikne (MÍCHAL, 1994).

8.2.2 Parametry vodních biotopů

Kategorizace zaznamenávaných hodnot sledovaných parametrů jednotlivých vodních biotopů byla zvolena v souladu s ekologickými požadavky obojživelníků (BARUŠ, OLIVA et al., 1992; POPE et al., 2000; DENOËL, LEHMAN, 2006; ZAVADIL et al., 2011).

Vodní útvary do plochy 0,5 ha, tedy tůně, malé nádrže, lomová jezírka, tvořily 87 % počtu zaznamenaných vodních ploch. Nádrže, rybníky a zatopené lomy nad 0,5 ha představovaly početně zbylých 13 %. Celkem 70 % útvarů nedosahovalo maximální hloubky 1,5 m, 20 % bylo mělčích jak 0,5 m. V parametru převládající hloubka bylo 94,5 % útvarů mělčích jak 1,5 m. Jak uvádí HARTMAN et al. (1998), naprostá většina rybníků v ČR má průměrnou hloubku menší jak 1,5 m. Rovněž tak samozřejmě tůně, slepá ramena i mokřady (JUST et al., 2005). Výjimku tvořily pouze hluboké zatopené lomy (HÁJEK, 1931; SMOLOVÁ, VÍTEK, 2007). Z pohledu tohoto parametru tedy téměř všechny útvary v krajině vyhovují reprodukčním požadavkům obojživelníků (FRÖHLICH et al., 1987; SEMLITSCH et

al., 1996). Rovněž zaznamenané soustavy tůní v blízkosti rybníků různé velikosti, hloubky a sklonu břehů lze považovat za ideální prostředí pro obojživelníky. Jednotlivé druhy obojživelníků totiž preferují odlišné morfologické parametry tůní (HLAVÁČ, JERMLOVÁ, 2005).

Pro obojživelníky přijatelný sklon alespoň některého z břehů vykazovalo 90 % vodních útvarů. Výjimku tvořily kolmé stěny požárních nádrží, lomů a hluboce zahloubených tůní, které lze považovat za bezúnikové pasti (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; PARRIS, 2006). Některé technické nádrže byly doplněny prvky (betonové schody), které, i když problematicky, umožní obojživelníkům nádrž opustit (ZAVADIL et al., 2011; MAŠTERA, 2014). Zcela osluněné (44 %) byly zejména větší nádrže, rybníky a jejich doprovodné tůně. Zcela zastíněné (43 %) pak drobné vodní útvary, zejména lesní tůně, slepá ramena. Krajina Chrudimska nabízí různé biotopy s různou mírou oslunění, což lze považovat za vyhovující stav. Pro většinu druhů je oslunění důležité (LOSOS et al., 1985; BARUŠ, OLIVA et al., 1992), pro některé dokonce nezbytné (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). Méně světla a chladnější vody pak vyhovují některým čolkům ((MAŠTERA, 2012).

Polovina vodních biotopů byla zcela bez výskytu ryb. Pouze 12 % vodních biotopů slouží k hospodářskému chovu ryb, jednalo se vždy o rybníky. Ze 36 zaznamenaných rybníků slouží 16 (44 %) plně k hospodářskému chovu ryb, plošně však představují 92 % rybníční plochy. Ve zbylých 20 rybnících se vyskytuje neurčitá rybí obsádka a majoritní funkce nádrže není jednoduše definovatelná. Otázkou proto je, zda tyto nádrže za rybníky označovat. Z požárních nádrží byly dvě zarybněny, dvě s pravděpodobným výskytem ryb a dvě bez ryb. Zarybnování všech druhů nádrží, včetně požárních, představuje další a vesměs zbytečné ohrožení těchto biotopů pro reprodukci obojživelníků (ZAVADIL et al., 2011).

Pouze 6 % útvarů nemělo dostatečně vyvinuto vhodné litorální pásmo. Vhodná vegetace vodního biotopu hraje důležitou roli pro obojživelníky (MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; EGAN, PATON, 2004; PŘIKRYL et al., 2004; JUST et al., 2009). Naprostá většina (94 %) vodních ploch měla alespoň 5% zastoupení litorální vegetace. Na druhou stranu nadměrné zarůstání ohrožuje využitelnost biotopů z důvodu zazemnění (HÁKOVÁ et al., 2004), nadměrného stínění (SKELLY et al., 2002) a negativního vlivu na chemismus vody (MITCHELL, 1978; HARTMAN et

al., 1998; ADÁMEK et al., 2010). U 15 % útvarů přesahoval pokryv vodní vegetací 75 % jejich plochy.

Vhodné terestrické okolí vodních biotopů je zásadní faktor trvalé existence druhů (CUSHMAN, 2006; PARRIS, 2006). Téměř 60 % vodních útvarů obklopovaly zapojené porosty a tvořily vhodné stanoviště pro řadu druhů obojživelníků vázaných na tyto biotopy v jejich suchozemské fázi života (HERRMANN et al., 2005). LAAN, VERBOOM (1990) uvádí, že přítomnost lesních porostů mezi nádržemi představuje prvek zvyšující jejich konektivitu s pozitivním efektem na druhové bohatství. Z 36,5 % tvořily okolí otevřené biotopy luk, pastvin, zahrad a polí, které mohou být na druhou stranu vyhovující pro druhy otevřených biotopů (ZAVADIL et al., 2011). Vhodnost okolních stanovišť zásadní měrou ovlivňuje způsob jejich obhospodařování a prováděný management (MARHOUL, TUROŇOVÁ, 2008).

8.2.3 Výskyt obojživelníků

Na základě zpracování dlouhodobých dat z Nálezové databáze AOPK ČR (AOPK ČR, 2013) a osobních dat zoologa CHKO Železné hory (RŮŽIČKA, in press) lze v území předpokládat výskyt 14 druhů obojživelníků. Práce dlouhodobě mapující druhovou pestrost obojživelníků plošně rozsáhlého území nejsou běžné. Příkladem může být průzkum, který v pískovných a tůních v povodí řeky Lužnice v CHKO Třeboňsko provedla CHOBOTSKÁ (2009) a zaznamenala během tříletého průzkumu 13 druhů, nebo již zmíněný RŮŽIČKA (in press) uvádí v letech 2010-2011 na území CHKO Železné hory výskyt 15 druhů obojživelníků.

Nejčastějším zaznamenaným vodním biotopem byly rybníky a tůně v jejich blízkosti, kde byl rovněž po vyhodnocení nálezových dat zaznamenán nejfrekventovanější výskyt obojživelníků (GRANT, 2005; ZAVADIL et al., 2011). Na základě těchto zjištění lze potvrdit, že rybníky a doprovodné tůně hrají pro obojživelníky zásadní roli v krajině Chrudimska. Jednoznačně pozitivní význam pro obojživelníky mají i další zaznamenané biotopy – morfologicky vhodná lomová jezírka, mokřady (v definici dle JUST et al., 2009), slepá ramena, stojaté toky a hydrologicky stálé vodní nádrže (MAŠTERA, 2014), avšak s přihlédnutím k jejich počtu a ploše lze považovat jejich význam pro rozmnožování obojživelníků v krajině Chrudimska za značně omezený. Důležitou roli však tyto vodní útvary hrají v zajištění propojení

vhodnějších vodních biotopů, a tvoří tak spojovací prvky k překonání větších vzdáleností (GIBBS, 1993, 2000; SEMLITSCH, BODIE, 1998). Naopak za nevhodné biotopy lze považovat morfologicky nevhodná lomová jezírka, požární nádrže a často i zahradní jezírka (VOJAR, 2007; ZAVADIL et al., 2011; MAŠTERA, 2014).

Ve vybraných čtvercích studijního území bylo zaznamenáno 14 druhů obojživelníků žijících na území ČR. Blatnice skvrnitá, která byla dle Nálezové databáze AOPK ČR (AOPK ČR, 2013) ve sledovaných čtvercích naposledy zaznamenána v roce 1995, se ve vybraném studijním území vyskytuje v rybníku Hubský u obce Rohozná (RŮŽIČKA, in press). Dále je v lokalitě potvrzen výskyt mloka skvrnitého, jehož výskyt zde uvádí MORAVEC (1994), RŮŽIČKA (in press), i ZAVADIL (nepublikováno). S přihlédnutím k tomu, že některé druhy jsou rozšířeny pouze v určitých oblastech ČR, konkrétně čolek hranatý (*Lissotriton helveticus*), čolek karpatský (*Lissotriton montandoni*), čolek dunajský (*Triturus dobrogicus*) a čolek dravý (*Triturus carnifex*) (MORAVEC, 1994; ZAVADIL et al., 2011) lze zaznamenané množství stabilních populací 15 druhů obojživelníků považovat za 88 % druhů české batrachofauny.

Typ, počet a morfologické parametry vodních útvarů v krajině, jejich terestrické okolí a způsoby jejich obhospodařování jsou faktory určující složení batrachofauny daného území (BARUŠ, OLIVA et al., 1992; SEMLITSCH et al. 1996; WELLBORN et al., 1996; MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; WELLS, 2007; GRIFFITHS et al., 2010; ZAVADIL et al., 2011; MAŠTERA, 2012, 2014). Krajina Chrudimska je v současném stavu schopna zajistit přijatelné podmínky pro dlouhodobou existenci řady druhů obojživelníků. Rybníční soustavy i solitérní rybníky se zavedenými systémy hospodaření a jejich doprovodné tůně umožňují dlouhodobé udržení populací zelených skokanů (komplex skokana zeleného), skokana štíhlého, skokana hnědého, ropuchy obecné, kuňky obecné, rosničky zelené. V extenzivněji využívaných rybnících, v lomových jezírkách či morfologicky vhodných nádržích naleznou vhodný rozmnožovací biotop územně rozšíření čolci (čolek velký, čolek horský, čolek obecný). Výskyt skokana ostronosého, blatnice skvrnitá a mloka skvrnitého limituje jejich náročnost na parametry suchozemských nebo vodních biotopů. Jejich počet je na území Chrudimska značně omezený.

Praktická neexistence drobných vodních ploch v otevřených, stepních biotopech kulturní krajiny Chrudimska výrazně limituje výskyt a možnost rozšíření ropuchy zelené, ropuchy krátkonohé či kuňky žlutobřiché (NÖLLERT, NÖLLERT, 1992; ZAVADIL et al., 2011).

8.2.4 Hospodaření na rybnících

V rámci práce bylo zaznamenáno celkem 36 rybníků. Z tohoto počtu je 16 rybníků využíváno k hospodářskému chovu ryb. Způsob hospodářského využívání rybníka, především věková kategorie kapra a hustota obsádky je podstatným faktorem ovlivňující společenstva obojživelníků (DRIVER et al., 2005; MILLER, CROWL, 2006; KLOSKOWSKI, 2009, 2010). Zaznamenány byly rybníky o rozlohách 0,01–11,7 ha. Jedná se tedy o menší rybníky, které mohou být, v závislosti na jejich morfologických a hydrologických charakteristikách, využívány jako plůdkové výtažníky, výtažníky i hlavní rybníky (POKORNÝ, 1987; ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ, 1998a; POKORNÝ et al., 2004). Skutečnost občasného střídání hospodářského využívání rybníků k odchovu různých věkových kategorií ryb byla potvrzena vyhodnocením pětiletého období hospodaření na jednotlivých rybnících dle poskytnutých produkčních karet vedených uživatelem. Rybníky o velikosti 5–10 ha jsou na území Chrudimska považovány za rybníky střední velikosti. Maximální rozlohy rybníků ve studijním území, které však nebyly náhodným výběrem zachyceny, dosahují 20–30 ha. Takové rybníky jsou vždy využívány jako rybníky hlavní (ČÍTEK et al., 1998). Hospodářskému typu rybníka odpovídá věková kategorie nasazovaných a odchovávaných ryb. Hospodářský režim je pak volen chovatelem v závislosti na produkčním cíli a určuje hustotu obsádky a intenzitu hospodářských zásahů v podobě příkrmování rybí obsádky (ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ, 1998a; DUBSKÝ et al., 2003; JIRÁSEK et al., 2005). Ve všech zaznamenaných rybnících je pravidelně hlavní chovanou rybou kapr obecný, který je současně majoritní chovanou rybou v ČR (ČÍTEK et al., 1998; SZÜCS et al., 2007; BERKA, 2012). Ze 16 rybníků, v nichž probíhá hospodářský chov ryb, jsou 4 využívány střídavě jako plůdkové výtažníky a výtažníky, 10 (resp. 11) jako výtažníky nebo k odchovu lehčí tržní ryby (pod kusovou hmotnost 1,5 kg) a pouze 1 (resp. 2) jako hlavní rybník k odchovu tržní ryby (nad kusovou hmotnost 2,0 kg). Jak uvádí KLOSKOWSKI (2009) plůdkové výtažníky, sloužící k odchovu váčkového

plůdku K_0 na K_1 (případně K_0 na K_r) (viz POKORNÝ, 1987), nemají z pohledu impaktu rybí obsádky na obojživelníky podstatný vliv a jsou z hlediska druhového bohatství obojživelníků plně srovnatelné s rybníky zcela bez ryb.

Vzhledem k tomu, rybníky v zájmovém území jsou střídavě využívány k odchovu různých věkových kategorií kapra, není jejich striktní členění podle hospodářských typů možné. Přesto dle převládajícího způsobu využívání lze za plůdkový výtažník jednoznačně označit rybník Vilém (čtverec C01), kde je uváděn výskyt 11 druhů obojživelníků. Výtažníky slouží k odchovu K_1 na K_2 , případně lehčí K_3 . Hlavní rybníky slouží k odchovu těžší tržní ryby (ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ et al., 2003; POKORNÝ et al., 2004). Biomasa ryb od vysazení pravidelně narůstá (HARTMAN et al., 1998). S kusovou velikostí, stářím a hustotou obsádky roste tlak kaprovitých ryb na rybniční prostředí (DRIVER et al., 2005; WEBER, BROWN, 2009; KLOSKOWSKI, 2009, 2010; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011). Obsádky kapřího plůdku a lehké kapří násady, které nejsou schopné predace a výraznější změny prostředí, však nepředstavují zásadní problém v procesu reprodukce obojživelníků (KLOSKOWSKI, 2009, 2010). Druhová bohatost obojživelníků v rybnících využívaných jako výtažníky se dle nálezových dat pohybuje průměrně $7,3 \pm 2,6$ (rybník Popluž – 3 druhy; Hájek – 4; Brožek, Čabrousek, Hluboký, Starý – 7; Perný, Podleský – 8; Trpišovský – 10; Hluboký Libáň – 12). Za hlavní rybník v pravém slova smyslu (viz POKORNÝ et al., 2004) lze ze zaznamenaných rybníků považovat pouze rybník Pařezný, zde se vyskytuje pět druhů obojživelníků. V náhodném výběru mapovaných čtverců nebyly zachyceny rybníky největších rybničních soustav v území (Havlovická, Rohozenská a Možděnická rybniční soustava). K objektivnímu posouzení a průkaznému vyhodnocení druhového bohatství plůdkových výtažníků i hlavních rybníků by však bylo třeba vyhodnotit stav na vícero rybnících těchto typů v rámci systematického monitoringu. Přesto ze získaných záznamů můžeme rozlišit druhy, které jsou vůči intenzitě chovu a rybničnímu režimu více tolerantní. Téměř ve všech kategoriích rybníků se vyskytovali skokan hnědý, skokan zelený, skokan štíhlý a ropucha obecná, částečně i kuňka obecná. Ve výtažnících se dále spektrum rozšiřovalo téměř vždy o kuňku obecnou, rosničku zelenou a jednotlivé druhy čolků. Tyto záznamy jsou ve shodě s průzkumem, který provedl v Polsku KLOSKOWSKI (2010) v kapřích rybnících velikosti 0,8–23 ha v letech 2005–2007. Jako nejběžnější druhy v chovných rybnících uvádí hnědé skokany (85,7 % rybníků), komplex

skokana zeleného (62,9 %) a ropuchu obecnou (60,0 %). Menší četnosti zaznamenal u kuňky obecné, čolků a rosničky. Zároveň uvádí průměrný výskyt 7,4 druhů v plůdkových výtažnicích, 3,05 druhů ve výtažnicích a 1,63 druhů v hlavních rybnících (komplex skokana zeleného a skupinu čolků započítává jako jednu skupinu druhů).

Biomasa obsádky je určena kategorií chované ryby (resp. kusovou hmotností) a hustotou obsádky (ČÍTEK et al., 1998; WEBER, BROWN, 2009). S rostoucí hustotou obsádky je nutné zajistit dlouhodobou existenci vhodného zooplanktonu a funkci transformačního článku předkládáním krmiv (FAINA, 1983; ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ et al., 2003; PIVNIČKA, 2004; JIRÁSEK et al. 2005; ADÁMEK et al., 2010; SCHLOTT, 2011). Z ekonomických důvodů jsou kaprovité ryby přikrmovány převážně obilovinami. Předkládání obilovin snižuje vliv obsádky rybníka na rybníční prostředí (DUBSKÝ et al., 2003; ADÁMEK et al., 2010). Problematicky se zde jeví neschopnost kapra trávit fytátový fosfor obsažený v obilovinách kvůli absenci enzymu fytázy (JIRÁSEK et al., 2005), a tedy obohacování prostředí o sloučeniny fosforu, které je nutné zahrnout při výpočtu bilančního principu chovu ryb (KNÖSCHE et al., 2000; HEJZLAR et al., 2008; HARTMAN, 2012; POTUŽÁK, DURAS, 2013; KRÁSA et al., 2013).

Výskyt obojživelníků a druhové bohatství však nelze plně predikovat pouze v závislosti na režimu hospodaření (kategorie chované ryby, hustota obsádky a hospodářské zásahy). Vhodnost biotopu určuje ještě řada dalších faktorů a vlivů, navíc působících současně a synergicky (COLLINS, STORFER, 2003; WELLS, 2007). Za další podstatné faktory lze považovat uplatňovaný vodní režim a pestrost stanoviště (rozsah a kvalita litorálního pásma, výskyt tůní ad.) (WELLBORN et al., 1996; PŘIKRYL et al., 2004; ZAVADIL et al., 2011).

Vodní režim

Vypouštění rybníka se provádí za účelem výlovu rybní obsádky (ČÍTEK et al., 1998; POKORNÝ et al., 2004). Rybníky se zpravidla vypouštějí každoročně nebo v intervalech nejvýše několika let a poté zůstávají kratší nebo delší dobu bez vody (zimování, případně letnění). Vypouštěním, zejména pak zimováním a letněním, je rovněž zpomalováno tzv. stárnutí rybníčních nádrží (HEJNÝ et al., 2000). Tento

režim značně ovlivňuje spektrum zde se vyskytujících druhů (HARTMAN et al., 1998). V krajině Chrudimska, kde zásadní reprodukční biotop obojživelníků představují rybníky a jejich doprovodné tůňe, je termín vypouštění podstatný pro reprodukční úspěch obojživelníků (VOJAR, 2007; ZAVADIL et al., 2011). V produkčním cyklu chovu ryb probíhají výlovy rybníků v jarním nebo podzimním období. V jarním období jsou loveny komorové rybníky a rybníky s tržní rybou určenou pro toto období (ČÍTEK et al., 1998; POKORNÝ et al., 2004). Ekologické požadavky obojživelníků a principy produkčního rybářství jsou v požadavcích na manipulaci s vodní hladinou protichůdné, a to zejména v jarním období. Jarní výlovy rybníků jsou v produkčním cyklu nezbytné a mohou probíhat až po sejítí ledové pokrývky rybníků, tj. v závislosti na klimatických podmínkách a nadmořské výšce přibližně na přelomu únor/březen a končí, v závislosti na počtu komorových rybníků, náročnosti výlovů, hospodářském plánu a požadavcích trhu, přibližně na konci dubna. S výjimkou v současné době ojediněle letněných rybníků, jsou rybníky po jarním výlovu ihned zastavovány a ihned napouštěny (POKORNÝ et al., 2004). Konkrétní období reprodukce obojživelníků je proměnlivé a závisí na druhovém složení, průběhu počasí v daném roce, charakteru nádrže, místních podmínkách a řadě dalších faktorů (VOJAR, 2007). Jarní vypouštění rybníků se může dotknout především raně se rozmnožujících druhů. Mezi ty lze zahrnout skokana štíhlého, s. hnědého a s. ostronosého. Některé druhy se v tomto období mohou rozmnožovat, avšak jejich reprodukční období je relativně dlouhé, proto je jejich ohrožení pouze částečné – kuňka obecná, ropucha obecná, ropucha zelená, blatnice skvrnitá, rosnička zelená, čolci. Ohroženy pak nejsou druhy rozmnožující se v pozdějším období – skokan zelený, s. skřehotavý, s. krátkonohý. Další druhy většinou rybníky k rozmnožování nevyužívají – kuňka žlutobřichá, ropucha krátkonohá, mlok skvrnitý (BARUŠ, OLIVA et al., 1992; NÖLLERT, NÖLLERT, 1992; MORAVEC, 1994; ZAVADIL et al., 2011).

Podle způsobů vypouštění v letech 2008–2013 lze zaznamenané rybníky rozdělit na: (i) rybníky pravidelně využívané jako komorové rybníky, a tedy vypouštěné převážně v jarním období – rybníky Hluboký (Kochánovice) a rybník Starý; (ii) dále na rybníky, které nejsou morfologicky a hydrologicky vhodné ke komorování, a jsou tedy vypouštěny na podzim a následně zimovány (POKORNÝ, 1987) – rybníky Perný, Čabrousek, Podleský, Brožek, Trpišovský, Pařezný; (iii) a na rybníky

vypouštěné střídavě – rybníky Popluž, Vilém, Drahotický, Hluboký Libáň. Při pohledu na uváděné druhové spektrum není patrný podstatný rozdíl mezi rybníky vypouštěnými pravidelně na jaře nebo na podzim. Tento fakt je možné vysvětlit umístěním rybníků v rybníčních soustavách a rozdílným vodním režimem každého z nich. Dá se proto předpokládat, že druhy udržují své populace ve vhodném vodním útvaru a mezi rybníky migrují (MARCH, TRENHAM, 2001; FICETOLA, DE BERNARDI, 2004; WELLS, 2007; KOVAŘ et al., 2009; BAKER et al., 2011). Vliv vodního režimu na druhové spektrum obojživelníků potvrdil KLOSKOWSKI (2010), i když jako zásadní faktor uvádí samozřejmě kategorii chovaného kapra. Zásadní vliv vodního režimu na početnost a spektrum obojživelníků tak lze očekávat především u soliterních vodních útvarů v krajině.

Při posuzování vlivu termínů vypouštění nádrže na reprodukci obojživelníků je však nutné přihlídnout k dalším vlastnostem biotopu. Skokan ostronosý k rozmnožování vyžaduje mělké zarostlé okraje rybníků se specifickou vegetací (ZAVADIL et al., 2011), která se většinou v plně hospodářsky využívaných rybnících nevyskytuje. Přestože skokan štíhlý není příliš náročný na vodní prostředí, rovněž je vázán na přítomnost vhodné vodní vegetace (ZAVADIL et al., 2011). Při jarním vypouštění rybníků by proto měla být zvýšená pozornost věnována především menším, nepřiliš intenzivně využívaným rybníkům s navazujícími mokřadními biotopy s rozvinutou litorální vegetací.

Často navrhovaná opatření, zakazující jarní výlov rybníka, lze v případě komorových rybníků považovat za velmi nevhodná. Nejenže tak dojde ke kompletnímu rozkladu produkčního cyklu chovu ryb hospodářského subjektu, ale především k neúměrnému tlaku na rybníční ekosystém. Komorové rybníky jsou využívány k přezimování nadměrné a zhutněné rybí obsádky (ŠUSTA et al., 1938; ČÍTEK et al., 1998; DUBSKÝ, 1998a; DUBSKÝ et al., 2003; POKORNÝ et al., 2004). Pokud nedojde k výlovu této obsádky do klimaticky teplého období, kdy ryby začínají aktivně hledat potravu, lze předpokládat neúměrný tlak na rybníční prostředí, a rovněž tak na rozmnožující se obojživelníky, především jejich snůšky a larvy. Navíc zhuštěná obsádka svým tlakem neumožní rozvoj přirozené potravy, velmi brzy nadměrně zakalí vodní sloupec a bez pravidelného intenzivního krmení může dojít k jejímu kondičnímu ohrožení, hromadnému úhynu a následnému rozvratu celého vodního

prostředí (GLEASON et al., 2003; JIRÁSEK et al., 2005; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011).

Rovněž plůdkové výtažníky mají specifický vodní režim. Z důvodu, že jsou nasazovány rozplavaným kapřím embryem z umělého výtěru, který probíhá v závislosti na klimatických podmínkách na přelomu dubna/května, zajišťuje se vhodné spektrum zooplanktoních společenstev v rybníku jejich opožděným napouštěním v průběhu dubna (FAINA, SVOBODOVÁ, 1997; ČÍTEK et al., 1998).

Podzimní vypouštění rybníků po určitém termínu se rovněž může dotknout několika druhů obojživelníků, kteří zimují v rybničním sedimentu. Především se jedná o skokana skřehotavého, částečně skokana hnědého, skokana štíhlého, skokana zeleného a části populací čolků (BARUŠ, OLIVA et al., 1992; ZAVADIL et al., 2011). Podzimní výlovy většinou probíhají do druhé třetiny listopadu a jsou v produkčním cyklu nezbytné. Pokud je rybník vypuštěn před zazimováním obojživelníků, vyhledají tito náhradní biotop. V závislosti na místních podmínkách a aktuálním průběhu počasí nastupuje hibernace obojživelníků již během října (VOJAR, 2007). V průběhu listopadu jsou vypouštěny především plošně rozsáhlé hlavní rybníky s těžkou tržní rybou, tedy rybníky, které jsou z pohledu obojživelníků nejméně vhodné (HARTMAN et al., 1998; KLOSKOWSKI, 2009, 2010). K vyhodnocení vlivu podzimního vypouštění na společenstva obojživelníků by bylo vhodné provést průzkum úrovně přežití obojživelníků, kteří z důvodu vypuštění vodního útvaru přerušují hibernaci a jsou nuceni v podzimním období vyhledat náhradní stanoviště.

Orgány státní správy v ochraně přírody někdy požadují současné omezování jarního i podzimního vypouštění rybníků. Tento přístup, podobně jako zákaz vypouštění komorových rybníků, ovšem fakticky znemožní hospodářské využívání rybníků. K rybníkům a rybničním soustavám je nutné přistupovat individuálně, vyhodnotit jejich reálný potenciál v ochraně obojživelníků v souladu s parametry vodního díla, rybochovnou funkcí a ostatními funkcemi, a podle toho zavádět případná opatření. Je třeba respektovat fakt, že některé rybníky nejsou a nebudou pro některé druhy obojživelníků vhodné. Nelze paušálně uplatňovat obecná doporučení k ochraně celého spektra druhů. Univerzální vhodné vlastnosti nádrží vyhovující všem obojživelníkům neexistují, a tak při opatřeních k ochraně obojživelníků by podobu

vodních ploch měl určovat výběr druhu, popřípadě druhů, které tímto chceme podpořit (VOJAR, 2007).

Ekonomické aspekty

Při hodnocení hospodářského využívání rybníků není možné opomíjet ekonomický pohled. Rybníkářství má jako zemědělský obor v Českých zemích mnoha set letou tradici (ANDRESKA, 1987). Finálním produktem jsou sladkovodní ryby, k jejich odchovu slouží specifické stavby v krajině – rybníky (ČÍTEK et al., 1998). Z dlouhodobé ustálené roční produkce dnes tvoří 85 % kapr (MZe ČR, 2013). Rentabilita chovu kapra je proto zásadní pro existenci tohoto oboru. V průběhu staletí se produkce ryb z hektaru zvyšovala (PŘIKRYL et al., 2004), a to z řady příčin, především s rozvojem technologií chovu, využitím doplňkových druhů ryb, dále introdukcí nových druhů ryb, poznáním nutričních požadavků ryb (např. ŠUSTA et al., 1938; DUBRAVIUS, 1953; KOSTOMAROV, 1966; JIRÁSEK, 1992; CHO, BUREAU, 2001; DUBSKÝ et al., 2003; JIRÁSEK et al., 2005), narůstající eutrofizací vody a zvýšením přirozené úživnosti rybníků (KOČÍ et al., 2000; PŘIKRYL et al., 2004). Po roce 1989 se většina rybníků stala předmětem soukromého vlastnictví a po zavedení tržních principů hospodářství se v rybářském odvětví produkované ryby staly předmětem uplatňovaným na volném trhu (VRÁNA, BERAN, 1998; ROSOCHATECKÁ et al., 2007; HŘEBÍK, 2008; BOHÁČKOVÁ, BROŽOVÁ, 2010; HARMAN et al., 2012). Existence oboru je od té doby závislá na schopnosti vyprodukovat ryby v množství a kvalitě, které budou dnes již na mezinárodním trhu konkurenceschopné a budou generovat finance, které umožní provoz a údržbu staveb rybníků (HŘEBÍK, 2008; HARMAN et al., 2012). Na chov ryb v rybnících je tedy nutno také pohlížet jako na zdroj financí, který umožní provoz rybníků a plnění všech jejich funkcí, tedy i celospolečensky vyžadovaných funkcí (VRÁNA, BERAN, 1998; HUSÁK, KVĚT, 2008). Paradoxně v současné době tyto náklady jdou z většiny k tíži vlastníka stavby vodního díla (VRÁNA, BERAN, 1998).

Zákaz nebo plošné rozšíření omezení chovu ryb v rybnících by v současné době znamenaly zásadní zásah do ekonomické efektivity rybářského odvětví. Prakticky neexistuje adekvátní využití rybníků k zisku potřebných financí. V případě nerentability chovu ryb by se rybníky pro vlastníky staly bezcennými nemovitostmi a

ti by je přestali využívat a udržovat. Jejich případný provoz, který je víceméně celospolečensky vyžadován, by se stal plně závislý na státní podpoře a subvencích. Znamenalo by to další navýšení výdajů ze státního rozpočtu a daňového zatížení obyvatelstva (RITSCHELOVÁ et al., 2002). Z tohoto pohledu a z důvodu, jaké funkce rybníky v krajině plní, se forma poskytování dotačních prostředků vlastníkům rybníků za zajištění mimoprodukčních a celospolečensky vyžadovaných funkcí jeví jako plně opodstatněná podpora. Obdobně pak náhrady v případě omezení hospodaření, např. z důvodu zvýšených zájmů ochrany přírody (HUSÁK, KVĚT, 2008; RITSCHELOVÁ et al., 2002; VRÁNA, 2004; PULKRÁB et al., 2011).

V současné době je tento finanční systém v praxi již částečně zaveden. Existuje dotační titul Ministerstva zemědělství ČR o podpoře za mimoprodukční funkce rybníků nebo možnost náhrady ušlé produkce při ztížení hospodářského využívání rybníků dle zákona o ochraně přírody a krajiny (STEJSKAL, 2006; AOPK ČR, 2011, 2014; MZe ČR, 2014a). Oba subvenční systémy jsou však finančně nedostatečné, výše podpory je vysoce proměnlivá v závislosti na politických rozhodnutích, často podpory na mimoprodukční funkce nejsou poskytovány vůbec (MZe ČR, 2014a). Omezení z důvodu ochrany přírody je v řadě případů legitimní, avšak pokud toto omezení bez nebo s náhradami za ztížené hospodaření neumožní vlastníkově rentabilní provoz rybníka, hrozí riziko v podobě jeho pochopitelné snahy o zastavení provozu a využívání tohoto ekonomicky ztrátového prvku. Tyto rizika pak gradují především v případech narušení stavby rybníčního díla a nutnosti jeho rozsáhlejší opravy (VRÁNA, BERAN, 1998; VRÁNA, 2004; ČERMÁK et al., 2006). Především z pohledu nákladovosti staveb rybníků nemůže rybníkářství v dlouhodobém časovém horizontu v tržním systému bez dotačních prostředků existovat. Náklady na tyto činnosti (odbahnění, rekonstrukce hráze, výstavba bezpečnostních přelivů) mohou daleko přesahovat zisky z rybníka za období několika desítek i stovek let (VRÁNA, BERAN, 1998; VRÁNA, 2004; APS et al., 2004; BEKEFI, VARADI, 2007; HOLCMAN, 2012). Přitom většina škod na těchto stavbách vzniká při plnění široce prospěšných funkcí – retence vody při povodních, transformace povodňových průtoků, zachycení erozních smyčů (GERGEL et al., 2006; ŠÁLEK, TLAPÁK, 2011). Nadměrné zabahnění lze navíc označit za negativní externalitu polního hospodaření bez protierozních opatření. Internalizace těchto externalit by měla být uplatněna vůči jejich původcům (RITSCHELOVÁ et al.,

2002; MŽP ČR, 2013). I v této oblasti jsou v ČR zavedeny dotační systémy, umožňující rekonstrukce rybníčních staveb nebo odbahňování zdrží. Za nejzásadnější lze považovat program 129 130 Ministerstva zemědělství ČR. Samozřejmě i tento program podléhá politicko-ekonomickým rozhodnutím, je finančně zastropen, vztahuje se pouze na určité vlastníky vodních děl a vyžaduje vysokou spoluúčasť vlastníka při financování. Tento program byl z ekonomických důvodů od roku 2013 pozastaven (MZe ČR, 2014a).

Odlišný model lze vysledovat u rybníků ve vlastnictví AOPK ČR, resp. státu (FRANKOVÁ, MAREŠOVÁ, 2008). Zde jsou k údržbě a provozu přímo využívány peníze ze státního rozpočtu. Vzhledem k tomu, že prioritní funkcí není produkce ryb, není předpokladem rentabilní provoz. Tyto rybníky jsou provozovány pronájmem k omezenému chovu ryb podnikajícími subjekty za podmínek a s režimem hospodaření stanoveným AOPK ČR. I v takovém vztahu je rentabilita provozu pro nájemníka opět zásadním předpokladem k uzavření nájemního vztahu. Za nájemníkem v tomto případě nejdou náklady na potřebné opravy a na údržbu rybníka ani rizika spojená se zajištěním bezpečnosti vodního díla. Na druhou stranu jsou výnosy značně omezeny způsobem chovu. Ekonomická bilance chovatele je pak velmi zjednodušená a odpovídá rozdílu výnosů, provozních nákladů a výše nájmu (HŘEBÍK, 2008).

8.2.5 Srovnání vodních ploch Chrudimska s dalšími typy krajín

Získané charakteristiky vodních útvarů krajiny Chrudimska byly porovnány se záznamy z odlišných typů krajín v České republice, které byly mapovány shodnou metodikou v rámci jiných prací a projektů v letech 2009–2013. Předmětem mapování a porovnání byly severočeské výsypkové plochy po těžbě hnědého uhlí, horská krajina Krušných hor, lesnatá i stepní část Českého středohoří a zemědělská krajina Lounska. Výsypky byly rozlišeny na části rekultivované a části ponechané samovolné sukcesí. Každá ze sledovaných krajín vykazuje specifickou strukturu vodních útvarů. Nejvyšší počet vodních biotopů lze nalézt na sukcesních částech výsypek, jedná se o menší útvary průměrné rozlohy 0,18 ha. Vzniklé výsypky jsou charakteristické členitým reliéfem s velkým množstvím jezírek (VOJAR, 2007; PRACH, 2010). Na rekultivovaných částech byla v porovnání se sukcesními částmi zaznamenána méně než desetina vodních biotopů průměrně větší rozlohy. V procesu

rekultivace se povrch výsypek zarovná a odvodní do několika větších nádrží (VRÁBLÍKOVÁ et al., 2008; PRACH, 2010). Porovnáním charakteristik vodních ploch rekultivovaných a sukcesních výsypek se zabývali DOLEŽALOVÁ et al. (2012) se závěrem, že na sukcesních plochách vzniká větší počet vodních biotopů s menší hloubkou, mírným sklonem břehů a částečným osluněním, oproti rekultivovaným částem, kde jsou vytvářeny větší, hlubší, zcela osluněné vodní plochy. Lounsko a část Českého středohoří leží ve srážkovém stínu Krušných hor, a lze je považovat za nejsušší části České republiky (QUITT, 1971). Větší vodní plochy jsou zde ojedinělé a tvoří je různé vodní nádrže, ojedinělé rybníky nebo retenční nádrže sloužící k akumulaci vody. Častější jsou drobné vodní útvary jako tůň, odvodňovací strouhy, kaluže, vyjeté koleje. Podíl větších vodních útvarů, především rybníků, v krajině Chrudimska, přestože byl v minulosti výrazně zredukován, zdatelně převyšuje ostatní sledované krajiny (FALTYSOVÁ, BÁRTA et al., 2002; NĚMEC, KOPP, 2009). Rovněž počet tůní je na Chrudimsku vyšší, ty doprovázejí větší vodní útvary (JUST et al., 2005). Ve všech oblastech převažovaly mělké vodní biotopy. Malé vodní útvary nejsou zpravidla hluboké, jejich převládající hloubka nepřesahuje půl metru (ŘÍHOVÁ-AMBROŽOVÁ, 2003; JUST et al., 2003; GRANT, 2005; MAŠTERA, 2012). Rybníky v průměrné hloubce většinou nepřesahují 1,5 m (HARTMAN et al., 1998). Větších hloubek dosahují přehradní nádrže (ŠÁLEK, 2001; NĚMEC, HLADNÝ, 2006). Ve všech oblastech nejčastěji pokrývá litorální porost více než 5 % rozlohy vodních útvarů. Taktéž sklon břehů je majoritně mírný. Mělké vodní prostředí umožňuje růst litorálním porostům (HEJNÝ et al., 2000; CHYTRÝ et al., 2001; MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002). Pro danou oblast typický geografický krajinný pokryv se také projevuje v charakteristice okolního prostředí vodních útvarů a míře jejich oslunění. Převažují zapojené porosty v Krušných horách, lesnaté části Českého středohoří, sukcesních částech výsypek i na Chrudimsku. Dle ČSÚ (2013) tvoří lesy třetinu území Chrudimského okresu. Charakter otevřené krajiny nebo lesostepní charakter pak má okolí vodních ploch na rekultivovaných částech výsypek, na Lounsku a ve stepní části Českého středohoří. V těchto oblastech převažují osluněné biotopy. Zarybnění je typické pro chovné rybníky Chrudimska. K chovu ryb slouží i rybníky v ostatních oblastech, jejich počet je však nižší. Některé nádrže slouží jako rybářské revíry. Ostatní vodní útvary k cílenému chovu ryb nejsou vhodné (ČÍTEK et al., 1998; HARTMAN et al., 1998; ŠÁLEK, TLAPÁK, 2011). Z pohledu obojživelníků jsou ve většině případů

morfologické vlastnosti zjištěných vodních útvarů pro jejich život a reprodukci vhodné (LOSOS et al., 1985; BARUŠ, OLIVA et al., 1992; HEJNÝ et al., 2000; CHYTRÝ et al., 2001; MIKÁTOVÁ, VLAŠÍN, 2002; PARRIS, 2006). Ohrožení představuje především riziko narušení stálosti vodního prostředí (SEMLITSCH et al., 1996; WELLBORN et al., 1996; EHRENFELD, 2000), jakosti vod (HECNAR, M'CLOSKEY, 1996; GLEASON et al., 2003; KNUTSON et al., 2004; MILLER, CROWL, 2006; SCHMUTZER et al., 2008; KLOSKOWSKI, 2009; ADÁMEK, MARŠÁLEK, 2011) a míra predace (HEYER et al., 1975; DRIVER et al., 2005; KLOSKOWSKI, 2009, 2010, 2011a). Tyto vlivy se v jednotlivých sledovaných oblastech projevují s různou intenzitou. Počty vodních biotopů a jejich vzájemná konektivita jsou na území Lounska, stepní části Českého středohoří nebo rekultivovaných částech výsypek nedostatečné (MARSH, TRENHAM, 2001; WELLS, 2007; BAKER et al., 2011). Malé a mělké vodní biotopy Krušných hor znatelně ohrožuje vysychání a zazemňování (SEMLITSCH et al., 1996; HLAVÁČ, JERMLOVÁ, 2005). V rybníčních ekosystémech je úspěch reprodukce obojživelníků závislý na režimu hospodaření a manipulaci s vodou. Zásadní vliv hraje především věková kategorie a kusová hmotnost nasazovaných ryb (KLOSKOWSKI, 2009, 2010). Tento aspekt je podstatný především v krajině Chrudimska, kde rybníky tvoří více jak 90 % vodních útvarů. Z pohledu obojživelníků poskytují optimální podmínky části výsypek ponechaných samovolné sukcesí, které nabízí širokou škálu morfologicky vhodných a dobře propojených vodních biotopů s nízkou mírou predace (VOJAR, 2000; ZAVADIL, 2007; HENDRYCHOVÁ, KABRNA, 2008; DOLEŽALOVÁ et al., 2010).

9. Závěr

Cíle a metodický postup

Cílem této diplomové práce bylo popsat a vyhodnotit nabídku a charakteristiky vodních ploch, jakožto potenciálních reprodukčních biotopů obojživelníků v krajině Chrudimska. Za tímto účelem byl proveden podrobný terénní průzkum ve 20 náhodně vybraných čtvercích. Tyto čtverce, každý o rozloze 1 km², byly náhodně vybrány z reprezentativní oblasti (238 km²) v okrese Chrudim. Zaznamenány byly všechny nalezené vodní útvary a podrobně vyhodnoceny jejich charakteristiky podstatné ve vztahu k ekologickým nárokům obojživelníků. Praktická vhodnost biotopů byla ověřována pomocí záznamů o výskytu jednotlivých druhů z Nálezové databáze AOPK ČR.

Vzhledem k tomu, že Chrudimsko je krajina bohatá na rybníční soustavy, byla velká pozornost věnována problematice vlivu rybníčního hospodaření na společenstva obojživelníků. V této souvislosti byly vyhodnoceny hospodářské i ekonomické aspekty provozu rybníků, identifikovány konfliktní mezioborové požadavky a navrženy doporučení v praktické ochraně obojživelníků v rybníčních ekosystémech.

Součástí práce je i srovnání nabídky vodních biotopů Chrudimska s dalšími typy krajin v ČR, konkrétně s krajinou Lounska, Českého středohoří, Krušných hor a krajinou technicky rekultivovaných a sukcesních výsypek severních Čech.

Souhrnné výsledky průzkumu vodních ploch Chrudimska

- Ve 20 náhodně vybraných čtvercích bylo zaznamenáno 129 vodních útvarů o celkové rozloze 449,16 tis. m², což představuje 2,25 % rozlohy sledované oblasti.
- Nejčastějšími útvary byly rybníky či jiné nádrže (51) a tůňe (58). Poměrně častá byla lomová jezírka (10). Pouze ojediněle byly zaznamenány slepá ramena toků, vyjeté koleje či zahradní jezírka.
- V krajině Chrudimska jsou plošně dominujícími vodními biotopy rybníky, které představují 90 % z celkové rozlohy vodních útvarů. Početně jsou nejvíce zastoupeny tůňe, které doprovází větší vodní útvary (nádrže, vodní toky) a jsou na nich víceméně hydrologicky závislé.

- Většina vodních biotopů v krajině Chrudimska vznikla činností člověka (rybníky, ostatní nádrže, zatopené lomy ad.). Co do počtu vodních ploch představují 61 % vodních útvarů, plošně téměř 99 %. Téměř 95 % vodních útvarů má průměrnou hloubku menší než 1,5 m s výskytem vhodné litorální vegetace přesahující 5 % jejich rozlohy.
- Hlavním reprodukčním stanovištěm obojživelníků na Chrudimsku jsou rybníky a tůně v jejich okolí.
- Na území Chrudimska se vyskytují stabilní populace 15 druhů obojživelníků. Plošně nejvíce rozšířenými druhy jsou skokan zelený, s. hnědý a ropucha obecná. Častý je výskyt skokana štíhlého, čolka obecného či č. horského. Plošně slabý je výskyt kuňky obecné. Vzácný je výskyt skokana ostronosého, ropuchy zelené, blatnice skvrnitá a mloka skvrnitého.

Hospodářské (rybářské) aspekty a doporučení do praxe

- Z hlediska morfologických parametrů rybníků Chrudimska jsou tyto vodní plochy vhodným prostředím pro rozmnožování obojživelníků (mělké rybníky s částečně vyvinutým litorálem). Ohrožení obojživelníků však plyne z hospodářského využívání rybníků (zvýšené obsádky ryb, nevhodná manipulace s vodou, zákal vody). V tomto ohledu jsou požadavky produkčního rybářství a ekologické nároky obojživelníků protichůdné.
- Struktura rybníčních ploch a zavedené způsoby rybníčního hospodaření na Chrudimsku umožňují ve většině rybníčních ekosystémů přijatelné podmínky zejména pro rozmnožování a život obojživelníků s nijak zvláště vyhraněnými nároky na charakter reprodukčních biotopů – skokan zelený (komplex), s. hnědý, s. štíhlý a ropucha obecná. Rybníky k odchovu mladších kategorií kapra (plůdkové výtažníky, výtažníky) poskytují vhodné podmínky i pro další druhy – kuňka obecná, rosnička zelená, čolci. Stabilita populací je posílena v rybníčních soustavách (díky odchovu různých věkových kategorií ryb).
- Nesporný význam pro obojživelníky mají plůdkové výtažníky (rybníky určené k odchovu K_0 na K_1), které lze z pohledu tlaku rybí obsádky na obojživelníky srovnávat s nádržemi bez ryb. Plůdkové výtažníky lze v rybníkářských oblastech

považovat za vodní plochy s nejvyšším potenciálem a významem pro obojživelníky.

- Rybářské hospodaření v některých svých aspektech negativně ovlivňuje rozmnožovací procesy obojživelníků. Tento problém není možné z ekonomických důvodů řešit omezením rybářské produkce, lze jej však redukovat vhodnou úpravou režimu hospodaření, zpestřováním rybníčních ploch doplňkovými vodními plochami (tůněmi, oddělenými litorály apod.) a komplexním managementem v rybníčních soustavách v souladu s produkčními požadavky.
- V rybníčních soustavách s odlišnými vodními režimy a sloužícími k odchovu různých kategorií ryb lze předpokládat druhově pestřejší spektrum obojživelníků, kteří jsou zde méně ohroženi změnou vodního režimu než populace vázané na solitérní rybníky.
- V praktické ochraně obojživelníků v rybníčních ekosystémech je nutné rybníky a rybníční soustavy posuzovat individuálně a vyhodnocovat jejich reálný potenciál v ochraně obojživelníků. Případná opatření lze zavádět v souladu s parametry vodního díla, rybochovnou funkcí a ostatními funkcemi. Je třeba respektovat fakt, že některé rybníky nejsou a nebudou pro některé druhy obojživelníků vhodné. Není možné paušálně uplatňovat požadavky doporučené k ochraně celého spektra druhů.

Ekonomické aspekty

- Chov ryb je hlavním a téměř jediným zdrojem finančních prostředků pro údržbu stavby rybníka a zabezpečení jeho provozu a existence. Další podstatný zdroj příjmu mohou tvořit pravidelné státní subvence v odpovídající výši, které v současné době nejsou poskytovány. Jejich zavedení by se projevilo v daňové zátěži obyvatelstva.
- V současné politicko-ekonomické situaci jsou nedoceny celospolečenské funkce rybníků. Není možné, aby jejich vlastníci nesli veškeré náklady za zajištění těchto funkcí. Rentabilita chovu ryb a regulace chovu to neumožňují. Současné dotační programy v této oblasti jsou nestálé a nedostatečné

- Navrhovat opatření nejen za účelem ochrany obojživelníků ve formě omezení nebo změny způsobu rybničního chovu lze pouze po komplexním ekonomickém zhodnocení situace a identifikaci ekonomických rizik. Rovněž je třeba nalézt adekvátní náhradní zdroj finančních prostředků. Neuvážené kroky, narušující rentabilitu chovu ryb, povedou k fatálním problémům s provozem a údržbou těchto vodních děl s rizikem pozastavení plnění jejich celospolečenských funkcí.

Porovnání nabídky vodních ploch Chrudimska s ostatními typy krajín

- Každá ze sledovaných oblastí vykazuje odlišné spektrum vodních útvarů, které odpovídá georeliéfu, hydrologickým podmínkám, krajinnému pokryvu a historické i aktuální činnosti člověka v tomto území. Z hlediska morfologických parametrů je většina zdejších vodních ploch pro reprodukci a život obojživelníků vhodná. Ohrožení plyne především z narušení jakosti a stálosti vodního prostředí a míry predace.
- Vysycháním a zánikem jsou ohroženy především rozlohou malé biotopy ve stepní části Českého středohoří (průměrná rozloha biotopů 0,01 ha) a v Krušných horách (0,03 ha).
- Zásadní překážkou k posílení populací obojživelníků je v řadě oblastí nízká početnost vodních biotopů a jejich izolovanost, která brání vytvoření stabilních metapopulačních struktur (České středohoří – 1,9 biotopu/km², rekultivované části výsypek – 3,6, Lounsko – 3,6). V krajině Chrudimska, kde je síť vodních ploch hustší (6,5 biotopů/km², průměrné rozlohy 0,35 ha), limituje jejich vhodnost do určité míry způsob jejich hospodářského využívání. Ideální podmínky z pohledu obojživelníků představují soustavy četných vodních biotopů (převážně nebeských jezírek) na sukcesních plochách výsypek (40,3 biotopů/km² průměrné rozlohy 0,18 ha).
- Krajina Chrudimska nabízí početnější a variabilnější vodní biotopy s dobrou konektivitou pro život a rozmnožování obojživelníků oproti krajině Lounska, Českého středohoří, Krušných hor a rekultivovaných výsypek. Výsypky ponechané samovolné sukcesi v tomto ohledu disponují výrazně vyšším potenciálem.

10. Přehled literatury a použitých zdrojů

ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M., 2010: Aplikovaná hydrobiologie. JU v Českých Budějovicích. FROV, 350s.

ADÁMEK, Z., MARŠÁLEK, B., 2011: Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*, 21: 1-17.

ALFORD, R.A., RICHARDS, S.J., 1999: Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-165.

ANDRESKA, J., 1987: Rybářství a jeho tradice. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 205s.

ANTWI, E.K., KRAAWCZYNSKI, R., WIEGLEB, G., 2008: Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and Urban Planning*, 87: 22-32.

AOPK ČR, 2011: Finanční nástroje péče o přírodu a krajinu. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 40s.

AOPK ČR, 2013: Nálezová databáze ochrany přírody. AOPK ČR, 2013-12-09.

AOPK ČR, 2014: Náhrada újmy – informace pro žadatele. AOPK ČR, online: <http://www.ochranaprirody.cz/nahrada-ujmy/informace-pro-zadatele/>, cit. 2.10.2014.

APS, R., SHARP, R., KUTONOVA, T., 2004: Freshwater fisheries in Central and Eastern Europe: the Challenge of Sustainability. IUCN, Warsaw, 94s.

ARONSSON, S., STENSON, A.E., 1995: Newt-fish interactions in a small forest lake. *Amphibian-Reptilia* 16: 177-184.

BAILLIE, J.E.M., HILTON-TAYLOR, C., STUART, S.N., 2004: IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

BAKER, J., BEEBEE, T.J.C, BUCKLEY, J., GENT, A., ORCHARD, D., 2011: Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth, 69s.

BALDWIN, R.F., CALHOUN, A.J.K., DEMAYNADIER, P.G., 2006: Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: a case study using movements and habitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *Journal of Herpetology* 40: 442-453.

BARUŠ, V., KRÁL, B., OLIVA, O., OPATRŇY, E., REHÁK, I., ROČEK, Z., ROTH, P., ŠPINAR, Z., VOJTKOVÁ, L., 1992: Obojživelníci. Academia, Praha, 338s.

BEEBEE, T.J.C., 1996: Ecology and Conservation of Amphibians. Chapman and Hall, London.

BEEBEE, T.J.C., GRIFFITHS, R.A., 2005: The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125: 271-285.

BEJA, P., ALCAZAR, R., 2003: Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317-326.

BEJČEK, V., TYRNER, P., 1980: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (north-western Bohemia). *Folia Zoologica*, 29: 67-77.

BEJČEK, V., ŠŤASTNÝ, K., 1999: Fauna Tušimicka. Grada Publishing, spol. s.r.o., Praha, 71s.

BEJČEK, V., ŠŤASTNÝ, K., 2000: Fauna Bílinska. Grada Publishing, spol. s.r.o., Praha, 155s.

BEKEFI, E., VARADI, L., 2007: Multifunctional pond fish farms in Hungary. *Aquaculture International*, 15: 227-233.

BENNDORF, J., 1990: Conditions for effective biomanipulation; conclusion derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*, 200/201: 187-203.

BERKA, R., 2012: Udržení současné úrovně produkce chovaných ryb a zlepšení trhu s rybami. In: URBÁNEK, M. (ed.): Naše rybářství. Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, 95-102.

BINCKLEY, CH.A., RESETARITS, W.J., 2003: Functional equivalence of non-lethal effects: generalized fish avoidance determines distribution of gray treefrog, *Hyla chrysoscelis*, larvae. *Oikos*, 102: 623-629.

BÍRÓ, P., 1995: Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture* 129: 373-386.

BNINSKA, M., WOLOS, A., 2001: Management of selected Polish commercial and recreational lake fisheries activities. *Fisheries Management and Ecology* 8: 333-334.

BOHÁČKOVÁ, I., BROŽOVÁ, I., 2010: Ekonomika agrárního sektoru. ČZU PEF Praha, Praha, 120s.

BRÖRING, U., MRZLJAK, J., NIEDERINGHAUS, R., WIEGLEB, G., 2005: Soil zoology I: arthropod communities in open landscape of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering*, 24: 121-133.

BUREŠ, J., 2008: Ochrana přírody v říčních nivách Třeboňska. In: PITHART, D., BENEDOVÁ, Z., KŘOVÁKOVÁ, K. (eds.): Ekosystémové služby říční nivy.

Sborník příspěvků z konference 28.-30.4.2008, Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, Vodní hospodářství, Třeboň, s. 20-23.

CANALS, R.M., FERRER, V., IRIARTE, A., CÁRCAMO, S., EMETERIO, L.S., VILLANUEVA, E., 2011: Emerging conflicts for the environmental use of water in high-valuable rangelands. Can livestock water ponds be managed as artificial wetlands for amphibians? *Ecological Engineering* 37: 1443-1452.

CARR, L.W., FAHRING, L., 2001: Effect of road traffic on two amphibian species of different vagility. *Conservation Biology* 15(4): 1071-1078.

CASSELMAN, J.M., HARVEY, H.H., 1975: Selective fish mortality resulting from low winter oxygen. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 2418-2429.

CLAVERO, M., PRENDA, J., DELIBES, M., 2003: Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra*) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography*, 30: 761-769.

CRAWLEY, M.J., 2007: *The R Book*. John Wiley and Sons, Chichester.

COLLINS, J.P., STORFER, A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, 9: 89-98.

CUSHMAN, S.A., 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231-240.

ČERMÁK, P., BERÁNEK, K., MITAS, V., 2006: Aktuální situace v řešení problematiky v nakládání s rybníčními a říčními sedimenty v zemědělské praxi. Sborník referátů. Problematika nakládání se sedimenty II. Seč, Ústupky EMPLA: 11-14.

ČERVENÝ, J., 1984: Podnebí a vodní režim ČSSR. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 414s.

ČERNÝ, R., 2008: Tůň v nivě řeky a jejich ochrana. In: PŘIKRYL, I., KROPFEROVÁ, L., PECHAR, L. (eds.), 2008: Mokřady a voda v krajině – sborník přednášek. ENKI, o.p.s., Třeboň, 6-7.

ČÍTEK, J., KRUPAUER, V., KUBŮ, F., 1998: Rybníkářství. Informatorium, Praha, 306s.

ČSÚ, 2013: Charakteristika okresu Chrudim. Český statistický úřad, online: http://www.czso.cz/x/redakce.nsf/i/charakteristika_okresu_chrudim, cit. 13.2.2014.

DAMOHOŘSKÝ, M., DROBNÍK, J., SMOLEK, M., SOBOTKA, M., STEJSKAL, V., 2010: Právo životního prostředí. 3. vydání, C.H.Beck, Praha, 678s.

DENOËL, M., LEHMAN, A., 2006: Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biological Conservation* 130: 495-504.

- DIESENER, G., REICHHOLF, J., 1997: Obojživelníci a plazi. Ikar, Praha, 288s.
- DOBROWOLSKI, K.A. (ed.), 1995: Environmental-economic evaluation of fish ponds in Poland. IUCN, Warszawa.
- DODD, C.K., SMITH, L.L., 2003: Habitat destruction and alteration: historical trends and future prospects for amphibians. In: SEMLITSCH, R.D. (ed.), Amphibian Conservation. Smithsonian Institution, Washington, DC, 94-112.
- DODDS, W.K., WHILES, M.R., 2010: Freshwater ecology. Academic Press, 829s.
- 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 6: 5-12.
- DRIVER, P.D., CLOSS, G.P., KOEN, T., 2005: The effect of size and density of Carp (*Cyprinus carpio*) on water quality in an experimental pond. Archiv für Hydrobiologie 163: 117-131.
- DUBRAVIUS, J., 1953: O rybnících. Nakladatelství ČSAV, Praha, 77s.
- DUBSKÝ, K., 1998a: Základy chovu kapra. Institut výchovy a vzdělávání MZe ČR, Praha, 36s.
- DUBSKÝ, K., 1998b: Základy chovu vedlejších druhů ryb. Institut výchovy a vzdělávání MZe ČR, Praha, 35s.
- DUBSKÝ, K., KOUŘIL, J., ŠRÁMEK, V., 2003: Obecné rybářství. Informatorium, Praha, 308s.
- EATON, B.R., TONN, W.M., PASZKOWSKI, C.A., DANYLCHUK, A.J., BOSS, S.M., 2005: Indirect effects of fish winterkills on amphibian populations in boreal lakes. Canadian Journal of Zoology 83: 1532-1539.
- EGAN, R.S., PATON, P.W.C., 2004: Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and salamanders. Wetlands 24: 1-13.
- EHRENFELD, J.G., 2000: Evaluating wetlands within an urban context. Ecological Engineering 15: 253-265.
- EISELTOVÁ, M. (ed.), 1996: Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup. Wetlands International 32, 190s.
- FAINA, R., 1983: Využívání přirozené potravy kaprem v rybnících. VÚRH, Vodňany, 15s.
- FAINA, R., SVOBODOVÁ, Z: 1997: Vliv dravých buchanek na raná vývojová stádia ryb. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, 8s.

FAHRING, L., PEDLAR, J.H., POPE, S.E., TAYLOR, P.D., WEGNER, J.F., 1995: Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 11: 1000-1009.

FALTYSOVÁ, H., BÁRTA, F. et al., 2002: Pardubicko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): *Chráněná území ČR, svazek IV*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 316s.

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.

FISCHER, D., 2009: Metodika provádění batrachologického průzkumu v EVL a MZCHÚ. Metodika AOPK ČR, Praha.

FRANKOVÁ, L., MAREŠOVÁ, L., 2008: Rybníky ve správě AOPK ČR. In: PŘIKRYL, I., KROPFEROVÁ, L., PECHAR, L. (eds.), 2008: *Mokřady a voda v krajině – sborník přednášek*. ENKI, o.p.s., Třeboň, 11-14.

FRÖHLICH, G., OERTNER, J., VOGEL, S., 1987: *Schütz Lurche und Kriechtiere*. Deutscher Landwirtschafts Vlg. Berlin, 324s.

GAGNÉ, S.A., FAHRING, L., 2007: Effect of landscape context on anuran communities in breeding ponds in the National Capital Region, Canada. *Landscape Ecology* 22: 205-215.

GALÁN, P., 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187-195.

GERGEL, J., BENEŠOVÁ, J., HUĐA, J., 2006: Příspěvek k hodnocení rybníčních sedimentů (geneze, legislativa, zdravotní rizika). *Vodní hospodářství*, 56/4: 110-112.

GIBBS, J.P., 1993: Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-31.

GIBBS, J.P., 2000: Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.

GLEASON, R.A., EULISS, N.H., HUBBARD, D.E., DUFFY, W.G., 2003: Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks. *Wetlands*, 23: 26-34.

GLOWACIŃSKI, Z., RAFIŃSKI, J. (eds), 2003: *Atlas of the Amphibians and Reptiles of Poland*. Warszawa-Kraków, Poland.

GRANT, E.H.C., 2005: Correlates of vernal pool occurrence in the Massachusetts, USA landscape. *Wetlands* 25: 480-487.

GRIFFITHS, R.A., DE WIJER, P., MAY, R.T., 1994: Predation and competition within an assemblage of larval newts (*Triturus*). *Ecography* 17: 176-181.

GRIFFITHS, R.A., SEWELL, D., McCREA, R.S., 2010: Dynamics of a declining amphibian metapopulation: survival, dispersal and the impact of climate. *Biological Conservation* 143: 485-491.

HÁJEK, V., 1931: Žulový průmysl na Skutečsku. Prométheus, Praha, 28s.

HAKALA, A., 2004: Meromixis as a part of lake evolution – observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland. *Boreal Environment Research*, 1/9, Helsinki, 37-53.

HÁKOVÁ, A., KLAUDISOVÁ, A., SÁDLO, J. (eds.), 2004: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. *PLANETA XII*, 3/2004 – druhá část. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 75.

HANEL, L., LUSK, S., 2005: Ryby a mihule České republiky, rozšíření a ochrana. ZO ČSOP Vlašim, Vlašim, 448s.

HANEL, L., ZELENÝ, K., 2000: Vážky (Odonata): výzkum a ochrana. ZO ČSOP Vlašim, Vlašim, 240s.

HARTEL, T., NEMES, S., COGALNICEANU, D., ÖLLER, K., SCHWEIGER, O., MOGA, C.I., DEMETER, L., 2007: The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583: 173-182.

HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E., 1998: *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 335s.

HARTMAN, P., 2012: Model výživy rybniční biocenózy s ohledem na celkový fosfor. In: URBÁNEK, M. (ed.): Sborník referátů konference chov ryb a kvalita vody z 23. února 2012. Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, 33-48.

HARTMAN, P., BEDNÁŘOVÁ, D., MIKL, R., 2012: Management akvakultury. FROV JČU, Vodňany, 202s.

HECNAR, S.J., M'CLOSKEY, R.T., 1996: The effect of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79 (1997): 123-131.

HECNAR, S.J., M'CLOSKEY, R.T., 1997: The effect of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79: 123-131.

HEJNÝ, S., POKORNÝ, J., KVĚT, J., HUSÁK, Š., PECHAROVÁ, E., 2000: *Rostliny vod a pobřeží*. East West Publishing Company, Praha, 118s.

HEJZLAR, J., 2010: Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí. Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i. – hydrobiologický ústav, České Budějovice, s. 15.

HEJZLAR, J., ŽALOUDÍK, J., DURAS, J., STAŇKOVÁ, B., MIVALT, R., 2008: Vliv rybářského obhospodařování rybníků na jakost vody ve vodárenské nádrži

Mostišťe. In: ŘÍHOVÁ-AMBROŽOVÁ, J. (ed.): Vodárenská biologie 2008, 29.-30.ledna 2008, Praha, Česká republika, 93-101.

HENDRYCHOVÁ, M., KABRNA, M., 2008: Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe- možnost uplatnění spontánní sukcese. Zprav.Hnědé uhlí, 4: 2-9.

HERRMANN, H.L., BABBITT, K.J., BABER, M.J., CONGALTON, R.G., 2005: Effect of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. Biological Conservation 123: 139-149.

HETEŠA, J., SUKOP, I., 1994: Ekologie vodního prostředí. Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, 132s.

HEYER, W.R., MCDIARMID, R.W., WEIGMANN, D.L., 1975: Tadpoles, predation and pond habitats in the tropics. Biotropica, 7: 100-111.

HLAVÁČ, V., JERMLOVÁ, B., 2005: Tůňe a umělé drobné vodní plochy v regionu Vysočina. Ochrana přírody, 60: 276-278.

HOLCMAN, R., 2012: Návrh revitalizace evropsky významné lokality – rybníka Malá Straka. Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, 75s. Bakalářská práce (nepublikováno).

HORÁČEK, Z., KRÁL, M., STRNAD, Z., VYTEJČKOVÁ, V., 2011: Vodní zákon č. 254/2001 Sb. v úplném znění s komentářem. Soudy, Praha, 423s.

HORNE, M.T., DUNSON, W.A., 1994: The interactive effects of low pH, toxic metals, and DOC on a simulated temporary pond community. Environmental Pollution, 89: 155-161.

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

HRDINKA, T., ŠOBR, M., 2010: Projevy a příčiny meromixie jezer po těžbě nerostných surovin v Česku. Geografie 1/115: 96-112

HŘEBÍK, F., 2008: Obecná ekonomie. Vydavatelství a nakladatelství Aleš Čeněk s.r.o., Plzeň, 223s.

HULE, M., 2012: Mimoprodukční funkce rybníků. In: URBÁNEK, M. (ed.): Naše rybářství. Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, 35-41.

HUSÁK, Š., KVĚT, J., 2008: Chráněná rybníční území a metody hodnocení vlivu hospodaření na rybnících z hlediska zájmů ochrany přírody. In: PŘIKRYL, I., KROPFEROVÁ, L., PECHAR, L. (eds.), 2008: Mokřady a voda v krajině – sborník přednášek. ENKI, o.p.s., Třeboň, 22-24.

CHO, C.Y., BUREAU, D.P., 2001: A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research*, 32: 349-360.

CHOBOTSKÁ, H., 2009: Analýza populací obojživelníků drobných pískoven v CHKO Třeboňsko. Zemědělská fakulta, JČU v Českých Budějovicích, 139s, disertační práce (nepublikováno).

CHYTIL, J., HAKROVÁ, P., VLASÁKOVÁ, L., 2006: Wetlands of the Czech Republic. Czech Ramsar Commites, Pratur, 36s.

CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M. (eds.), 2001: Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 307s.

IUCN, 1997: Fishing for a living. The Ecology and Economics of Fishponds in Central Europe. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

JÁNSKÝ, B., ŠOBR, M. et al., 2003: Jezera České republiky. Monografie. PřK UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, 216s.

JIRÁSEK, J., 1992: Nutriční hlediska pro sestavování receptur kondičních krmných směsí. Sborník referátů z konference, Brno, 56-64.

JIRÁSEK, J., MAREŠ, J., ZEMAN, L., 2005: Potřeby živin a tabulky výživné hodnoty krmiv pro ryby. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 29s.

JOLY, P., MIAUD, C., LEHMANN, A., GROLET, O., 2001: Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*, 15(1): 239-248.

JUST, T., ŠÁMAL, V., DUŠEK, M., FISCHER, D., KARLÍK, P., PYKAL, J., 2003: Revitalizace vodního prostředí. AOPK ČR, Praha, 144s.

JUST, T., MATOUŠEK, V., DUŠEK, M., FISHER, D., KARLÍK, P., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. AOPK ČR a MŽP ČR, Praha, 359s.

JUST, T., MORAVEC, P., ŠÁMAL, V., FRANKOVÁ, L., 2009: Obnova rybníků – obnova malých vodních nádrží jako významných krajinných prvků. AOPK ČR, Praha, 28s.

KALFF, J., 2002: Limnology: inland water ecosystems. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 592s.

KASSILA, J., HASNAOUI, M., DROUSSI, M., LOUDIKI, M., YAHYAOU, A., 2001: Relation between phosphate and organic matter in fish-pond sediment of the Deroua fish farm (Béni-Mellal, Morocco): implications for pond management. *Hydrobiologia* 450: 57-70.

KATZMANN, S., WARINGER – LÖSCHENKOHL, A., WARINGER, J.A., 2003: Effects of inter- and intraspecific competition on growth and development of *Bufo*

viridis and *Bufo bufo* tadpoles. *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 33: 122-130.

KESTEMONT, P., 1995: Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture* 129: 347-372.

KIESECKER, J.M., BLAUSTEIN, A.R., BELDEN, L.K., 2001: Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681-684.

KLOSKOWSKI, J., 2009: Size-structured effect of common carp on reproduction of pond-breeding amphibians. *Hydrobiologia*, 635: 205-213.

KLOSKOWSKI, J., 2010: Fish farm as amphibian habitats: factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. *Environmental Conservation*, 37: 187-194.

KLOSKOWSKI, J., 2011a: Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundam. Appl. Limnol.* 178: 245-255.

KLOSKOWSKI, J., 2011b: Differentiation effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: implications for recreational and wildlife use of farm ponds. *Aquaculture Int.*, 19: 1151-1164.

KNUTSON, M.G., RICHARDSON, W.B., REINEKE, D.M., GRAY, B.R., PARMELEE, J.R., WEICK, S.E., 2004: Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecological Application* 14: 669-684

KNÖSCHE, R., SCHRECKENBACH, K., PFEIFER, M., WEISSENBACH, H., 2000: Balance of phosphorus and nitrogen in carp pond. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 15-22.

KOČÍ, V., BURKHARD, J., MARŠÁLEK, B., 2000: Eutrofizace na přelomu tisíciletí. *Sborník semináře Eutrofizace 2000, Praha*, 3-13.

KOPP, R., ZIKOVÁ, A., MAREŠ, J., NAVRÁTIL, S., ADAMOVSÝ, O., PALÍKOVÁ, M., 2008: Diversity and toxin content of cyanobacteria in fish ponds (South Moravia, Czech Republic) related to fishery management intensity. *Acta Universitatis agriculturae et silviculturae Mendelianae Brunensis*, 5: 111-118.

KOSTOMAROV, B., 1966: *Rybářství*. SPN, Praha, 222s.

KOVAR, R., BRABEC, M., VITA, R., BOCEK, R., 2009: Spring migration distance of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30: 367-378.

KRÁSA, J., ROSENDORF, P., HEJZLAR, J., BOROVEC, J., DOSTÁL, T., DAVID, V., ANSORGE, L., DURAS, J., JANOTOVÁ, B., BAUER, M., DEVÁTÝ, J., STROUHAL, L., VRÁNA, K., FIALA, D., 2013: Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. *ČVUT v Praze, Fakulta svatební, Praha, 2013*, 57s.

KŘIVÁNEK, J., NĚMEC, J., KOPP, J., 2012: Rybníky v České republice. Jan Němec – Consult, Praha, 303s.

LAAN, R., VERBOOM, B., 1990: Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54(3): 251-262.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, F., 1992: Hydrobiologie. Karolinum, Praha, 260s.

LETHINEN, R.M., GALATOWITSCH, S.M., TESTER, J.R., 1999: Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19: 1-12.

LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK J., PELIKÁN, J., 1985: Ekologie živočichů. Státní pedagogické nakladatelství, n.p., Praha, 316s.

LOUGHEED, V. L., CROSBIE, B., CHOW-FRASER, P., 1998: Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1189-1197.

MARCO, A., BLAUSTEIN, A.R., 1999: The effect of nitrite on behavior and metamorphosis in cascades frogs (*Rana cascadae*). *Environ. Toxicol. Chem.*,18: 2836-2839.

MAREŠ, J., BURLEOVÁ, J., 1983: Rybářská technologie II. Institut výchovy a vzdělávání MZVŽ ČSR, Praha, 256s.

MARHOUL P., TUROŇOVÁ, D., 2008: Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000. AOPK ČR, Praha, 163s.

MARSH, D.M., TRENHAM, P.C., 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40-49.

MAŠTERA, J., 2012: Ohrožené vodní biotopy v hospodářských lesích. *Ochrana přírody*, roč. 67, č.3: 12-14.

MAŠTERA, J., 2014: Obojživelníci České republiky. Online: <http://www.obojzivelnici.wbs.cz/>, cit. 27.2.2014.

MATSUZAKI, S.S., USIO, N., TAKAMURA, N., WASHITANI, I., 2007: Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. *Fundam. Appl. Limnol.*, 168: 27-38.

MEYER, A.H., SCHMIDT, B.R., GROSSENBACHER, K., 1998: Analysis of three amphibian population with quarter-century long time-series. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265: 523-528.

MÍČHAL, I., 1994: Ekologická stabilita. Veronica, Brno, 276s.

MIKÁTOVÁ, B., VLAŠÍN, M., 2002: Ochrana obojživelníků. EkoCentrum, Brno, 137s.

MIKEŠOVÁ, E., 2004: Společenstva obojživelníků na výsypkových plochách Sokolovska. Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze, 123s. Diplomová práce (nepublikováno).

MIKO, L. (ed.), 2005: Zákon o ochraně přírody a krajiny. Komentář. C. H. Beck, Praha.

MILLER, S.A., CROWL, T.A., 2006: Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biology* 51: 85-94.

MITCHELL, D.S., 1978: Aquatic weeds in australian waters. Australian Government Publishing Service, Canberra, 189s.

MITSCH, W.J., GOSELINK, J.G., 2000: Wetlands, third ed. Wiley, New York.

MORAVEC, J., 1994: Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Národní muzeum Praha, 116s.

MURPHY, J.E., BECKMEN, K.B., JOHNSON, J.K., COPE, R.B., LAWMASTER, T., BEASLY, V.R., 2002: Toxic and Feeding Deterrent Effects of Native Aquatic Macrophytes on Exotic Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*). *Ecotoxicology*, 11: 243-254.

MUSIL, P., 2000: Rybníky a jejich obhospodařování. *Sylvia*, 2000 36/1: 74-80.

MZe ČR, 2013: Situační a výhledová zpráva – ryby. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha. 32s.

MZe ČR, 2014a: Dotace ve vodním hospodářství – rybníky. Ministerstvo zemědělství ČR, online: <http://eagri.cz/public/web/mze/dotace/narodni-dotace/dotace-ve-vodnim-hospodarstvi/>, cit. 12.3.2014.

MZe ČR, 2014b: Vláda schválila Operační program Rybářství 2014-2020. Ministerstvo zemědělství ČR, online: <http://eagri.cz/public/web/mze/dotace/operacni-program-rybarstvi-na-obdobi-1/aktuality/vlada-schvalila-operacni-program-op.html>, cit. 25.10.2014.

MŽP, 2013: Stanovisko MŽP podle zákona č.100/2001 Sb. k návrhu koncepce „Víceletý národní strategický plán pro akvakulturu“, verze 4.11.2013. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

NĚMEC, J., HLADNÝ, J. (eds.), 2006: Voda v České republice. Consult Praha, Praha, 253s.

NĚMEC, J., KOPP, J. (eds.), 2009: Vodstvo a podnebí v České republice. Consult Praha, Praha, 255s.

NICOLET, P., BIGGS, J., FOX, G., HODSON, M.J., REYNOLDS, C., WHITFIELD, M., WILLIAMS, P., 2004: The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation* 120: 261-278.

NÖLLERT, A., NÖLLERT, C., 1992: Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh-Kosmos, Stuttgart.

OERTLI, B., JOYE, D.A., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D., LACHAVANNE, J.B., 2002: Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59-70.

OUELLET, M., BONIN, J., RODRIGUE, J., DESGRANGES, J.L., LAIR, S., 1997: Hindlimb deformities (ectromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats. *Journal of Wildlife Diseases* 33: 95-104.

PARRIS, K.M., 2006: Urban amphibian assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75: 757-764.

PAVLICA, J., 1964: Malé vodní nádrže a rybníky. SNTL. Praha. 200s.

PECHAR, L., 2000: Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology* 7: 23-31.

PECHAR, L., 2008: Rybníční ekosystémy – eutrofizace a ekologická stabilita. In: PŘIKRYL, I., KROPFEROVÁ, L., PECHAR, L. (eds.), 2008: Mokřady a voda v krajině – sborník přednášek. ENKI, o.p.s., Třeboň, 62-64.

PECHAR, L., RADOVÁ, J., PŘIKRYL, I., FAINA, R., 1996: Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. In: IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy: Trvale udržitelné využívání rybníků v CHKO a BR Třeboňsko, České koordináční středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko, Cambridge, Velká Británie, s. 57-82

PECHMANN, J.H.K., SCOTT, D.E., SEMLITSCH, R.D., CALDWELL, J.P., VITT, L.J., GIBBONS, J.W., 1991: Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253: 892-895.

PETRANKA, J.W., HARP, E.M., HOLBROOK, C.T., HAMEL, J.A., 2007: Long-term persistence of amphibian population in a restored wetland complex. *Biological Conservation* 138: 371-380.

PIERCE, B.A., HARVEY, J.M., 1987: Geographic variation in acid tolerance of Connecticut wood frog. *Copeia* 1987: 94-105.

PÍPALOVÁ, I., 2002: Initial impact of low stocking density of grass carp on aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 73: 9-18.

PITTER, P., 2009: Hydrochemie. 4.aktualizované vydání. VŠCHT v Praze, Praha, 592s.

PIVNIČKA, K., 2004: Aplikovaná ekologie. Dlouhodobá udržitelnost rybářské, zemědělské a lesnické produkce. Univerzita Karlova v Praze, Nakladatelství Karolinum, Praha, 185s.

POKORNÝ, J., 1987: Odchov rychleného plůdku kapra v plůdkových výtažnicích I.řádu. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, 15s.

POKORNÝ, J., 2009: Vodní hospodářství: Stavby v rybářství. Informatorium, Praha, 318s.

POKORNÝ, J., 2012: Vodoprávní a environmentální problematika v rybářství. In: URBÁNEK, M. (ed.): Naše rybářství. Rybářské sdružení ČR, České Budějovice, 43-56.

POKORNÝ, J., HAUSER, V., 2002: The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. Ecological Engineering 18: 555-574.

POKORNÝ, J., LUCKÝ, Z., LUSK, S., POHUNEK, M., JURÁK, M., ŠTĚDRONSKÝ, E., PRÁŠIL, O., 2004: Velký encyklopedický rybářský slovník. Nakladatelství Fraus, Plzeň, 649s.

POPE, S.E., FAHRING, L., MERRIAM, H.G., 2000: Landscape complementation and metapopulation effect on leopard frog populations. Ecology 81: 2498-2508.

POREJ, D., HETHERINGTON T.E., 2005: Designing wetlands for amphibians: the importance of predatory fish and shallow littoral zones in structuring of amphibian communities. Wetlands Ecology and Management 13: 445-455.

POTUŽÁK, J., HŮDA, J., PECHAR, L., 2007: Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds – impact of zooplankton structure. Aquaculture Int. 15: 201-210.

POTUŽÁK, J., DURAS., J., 2013: Rybníky jako účinný nástroj pro snižování živinového zatížení povodí. Sborník konference Vodárenská biologie, 32-40.

PRACH, K., 1987: Succesion of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W.Bohemia. Czechoslovakia Folia Geobotanica et Phytotaxonomica, Praha, 22: 339-354.

PRACH, K., 2010: Výsypky. In: ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. (eds.), 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými démoniemi. Calla, České Budějovice, 15-36.

PRCHALOVÁ, J., 2010: Zákon o ochraně přírody a krajiny a Natura 2000. Úplné znění zákona s komentářem, judikaturou a prováděcími předpisy, 2.aktualizované vydání k 1.3.2010. Linde Praha, Praha, 431s.

PULKRÁB, K., ŠIŠÁK, L., SLOUP, R., PADUCHOVÁ, M., 2011: Ocenění produkčních a mimoprodukčních funkcí současného a perspektivního variantního využití zájmového území. ČZU FLD, Praha, 26s.

PŘIKRYL, I., FAINA, R., DUŠEK, M., 2004: Obnova rybníčních ekosystémů v České republice a jejich správný management. ENKI o.p.s., Třeboň, 16s.

PŘIKRYL, I., 2008: Vlastnosti a význam různých typů rybníků v tvorbě a ochraně přírody. Informační centrum mokřady a voda v krajině, Seminář ENKI o.p.s., Třeboň

PŘIKRYL, I., ADÁMEK, Z., FAINA, R., HARTMAN, P., KOZÁK, P., LINHART, O., MÁCHOVÁ, J., 2008: Metodika OP Rybářství 2.2.: Hospodaření na rybnících s režimem zlepšujícím kvalitu vodního prostředí. Jihočeská univerzita v Č. Budějovicích, VÚRH Vodňany, 36s.

QUITT, E., 1971: Klimatické oblasti Československa. Academia, Studia Geographica 16, GÚ ČSAV v Brně, 73s.

RELYEA, R.A., MILLS, N., 2001: Predator – induced stress makes the pesticide carbaryl more deadly to gray treefrog tadpoles (*Hyla versicolor*). Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98: 2491-2496.

RESETARITS, W.J., WILBUR, H.M., 1989: Choice of oviposition site by *Hyla chrysoscelis*: Role of predators and competitors. Ecology, 70(1): 220-228.

RESETARITS, W.J., 1995: Competitive asymmetry and coexistence in size-structured populations of brook trout and spring salamanders. Oikos, 73(2): 188-198.

RITSCHELOVÁ, I., et al., 2002: Úvod do ekonomiky životního prostředí. Univerzita J.E.Purkyně, Ústí nad Labem, 96s.

ROSOCHATECKÁ, E. et al., 2007: Ekonomika podniků. PEF ČZU, Praha, 196s.

RUBBO, M.J., KIESECKER, J.M., 2005: Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. Conservation Biology 19: 504-511.

RŮŽIČKA, M., in press: Vodní plochy v CHKO Železné hory a jejich obojživelníci v letech 2010–2011. Správa CHKO Železné hory, Nasavrky, 264s.

ŘÍHOVÁ-AMBROŽOVÁ, J., 2009: Aplikovaná a technická hydrobiologie. VŠCHT v Praze, Praha, 226s.

SEIMLITSCH, R.D., GIBBONS, J.W., 1988: Fish predation in size structured populations of treefrog tadpoles. Oecologia 75: 321-326.

SEMLITSCH, R.D., SCOTT, D.E., PECHMANN, J.H.K., GIBBONS, J.W., 1996: Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond. In: CODY, M.L., SMALLWOOD, J. (eds.): Long-term studies of vertebrate communities. Academic Press, San Diego, CA, USA: 217-248.

SEMLITSCH, R.D., BODIE, J.R., 1998: Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-1133.

SEMLITSCH, R.D., 2003: Conservation of pond-breeding amphibians. In: SEMLITSCH, R.D. (ed.), *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution, Washington, DC, 8-23.

SCHLOTT, K., BAUER, C., FICHTENBAUER, M., GRATZL, G., SCHLOTT, G., 2011: Bedarfsorientierte Fütterung in der Karpenteichwirtschaft. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien, 36s.

SCHMUTZER, A.C., GRAY, M.J., BURTON, E.C., MILLER, D.L., 2008: Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. *Freshwater Biology* 53: 2613-2625.

SCOTT, J.M., DAVIS, F., CSUTI, F., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ANDERSON, H., CAICCO, S., D'ERCHIA, F., EDWARDS, T.C.J., ULLIMAN, J., WRIGHT, R.G., 1993: Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 57: 5-41.

SKELLY, D.K., FREIDENBURG, L.K., KIESECKER, J.M., 2002: Forest canopy and the performance of larval amphibians. *Ecology* 83: 983-992.

SLAVÍČEK, M., 2010: Fosfor v pracích prášcích a mycích prostředcích. *Vodní hospodářství 1/2010 – Listy CzWA*: 5-7s.

SMOLOVÁ, D., 2009: Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách. *Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze*, 59s. Bakalářská práce (nepublikováno).

SMOLOVÁ, D., DOLEŽALOVÁ, J., VOJAR, J., SOLSKÝ, M., KOPECKÝ, O., GUČÍK, J., 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. *Sborník Severočeského Muzea, Přírodní vědy, Libeč*, 28: 155-163

SMOLOVÁ, I., VÍTEK, J., 2007: *Základy geomorfologie. Vybrané tvary reliéfu*. Vydavatelství UP v Olomouci, Olomouc, 189s.

SNODGASS, J.W., BRYAN, A.L., BURGER, J., 2000: Development of expectations of larval amphibian assemblage structure in southern depression wetlands. *Ecological Applications* 10: 1219-1229.

SOLSKÝ, M., 2008: Populační dynamika a biotopové preference skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojiřetínské výsypce. *Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, Praha*, 50s. Diplomová práce (nepublikováno).

SOLSKÝ, M., SMOLOVÁ, D., VOJAR, J., 2013: Porovnání vlastností prostředí post-těžební krajiny s okolními typy krajín. In: DEVÁTÝ, J., DOČKAL, M., KLÍMOVÁ, M., LIPTÁK, M., ŠTICH, M., WAYSKRABOVÁ, L. (eds): *Sborník příspěvků konference voda a krajina*. ČVUT, Praha, 291-297.

SPURNÝ, P., 2000: Ichtyologie (systematická část). Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 280s.

SPURNÝ, P., MAREŠ, J., KOPP, R., FIALA, J., VÍTEK, T., 2009: Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice. MZLU v Brně, Brno, 38s.

STEJSKAL, V., 2006: Úvod do právní úpravy ochrany přírody a péče o biologickou rozmanitost. Linde Praha, Praha, 591s.

STICKNEY, R.R., 2009: Aquaculture: an Introductory Text. CABI, 304s.

STRAŠKRABA, M., TUNDISI, J. G., 1999: Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications, 565-597.

STROBAND, H.W.J., DABROWSKI, K., 1979: Morphological and physiological aspects of the digestive system and feeding in freshwater fish larvae, In: Nutrition des poissons, Paris: 353-376.

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 extinctions worldwide. Science 306: 1783–1876.

SUKOP, I., 1998: Aplikovaná hydrobiologie. MZLU v Brně, Brno, 143s.

SVOBODOVÁ, Z. (ed.), 1987: Toxikologie vodních živočichů. MZVŽ ČSR, ČRS, Praha.

SZUMIEC, J., 2002: Ecological aspects of pond fish culture intensification. 1. The effects of rearing biotechnology and intensification level. Archives of Polish Fisheries, 10(3): 4-5.

SZÜCS, J., STUNDI, L., VÁRADI, L., 2007: Carp farming in Central and Eastern Europe and a case study in multifunctional aquaculture. In: LEUNG, P.S., LEE, C.S., O'BRYAN, P.J. (eds.): Species and system selection for sustainable aquaculture. Blackwell, Ames, 389-413.

ŠÁLEK, J., 2001: Rybníky a účelové nádrže. Nakladatelství VUTIUM, Brno, 125s.

ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V., 2011: Ekologická a vodohospodářská funkce malých vodních nádrží v lesním prostředí. Vodní hospodářství 1: 39–43.

ŠUSTA, J., SCHÄFERNA, K., DVOŘÁK, B., 1938: Výživa kapra a jeho družiny rybníčné: nové základy rybochovu rybníčního. Československá Akademie Zemědělská, Praha, 221s.

TEMPLE, H.J., COX, N.A., 2009: European Red List of Amphibians. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 33s.

VASCONCELOS, D., CALHOUN, A.J.K., 2006: Monitoring created seasonal pools for functional success: a six-year case study of amphibian responses, Sears Island, Maine, USA. *Wetlands* 26: 992-1003.

VOJAR, J., 1999: Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Lesnická fakulta, ČZU v Praze, 60s. Diplomová práce (nepublikováno).

VOJAR, J., 2000: Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa*, 48: 41-43.

VOJAR, J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny, 155s.

VOJAR, J., DOLEŽALOVÁ, J., MIKEŠOVÁ, E., 2004: The species diversity of amphibian communities in brown coal mining deposits: use for management valuable habitats. In: TICHÁ, I. (ed.): *Sustain Life – Secure Survival II*. Conference proceedings. 22.-25. September, Prague, Czech Republic, 194.

VRÁBLÍKOVÁ, J., BLAŽKOVÁ, M., FARSKÝ, M., JEŘÁBEK, M., SEJÁK, J., ŠOCH, M., DEJMAL, I., JIRÁSEK, P., NERUDA, M., ZAHÁLKA, J., 2008: Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, I. část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky dispartit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

VRÁNA, K., BERAN, J., 1998: *Rybníky a účelové nádrže*. Vydavatelství ČVUT, Praha, 146s.

VRÁNA, K., 2004: Malé vodní nádrže – součást revitalizace krajiny. Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů – souhrn referátů semináře z 24.března 2004, s. 5-14.

VŠETIČKOVÁ, L., ADÁMEK, Z., ROZKOŠNÝ, M., SEDLÁČEK, P., 2013: Změna kvality vody po průtoku rybníky. In: URBÁNEK, M. (ed.): *Chov ryb a kvalita vody II*, Sborník referátů z konference 21. a 22. února 2013. Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, 35-42.

WEBER M.J., BROWN, M.L., 2009: Effects of common carp on aquatic ecosystems 80 years after „Carp as a dominant“: ecological insight for fisheries management. *Reviews in Fisheries Science*, 17(4): 524-537.

WELLBORN, G.A., SKELLY, D.K., WERNER, E.E., 1996: Mechanisms 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.

WELSH, H.H., LIND, A.J., 2002: Multiscale habitat relationships of stream amphibians in the Klamath-Siskiyou Region of California and Oregon. *J. Wildl. Manage.* 66: 581-602.

ZAMBRANO, L., SCHEFFER, M., MARTINEZ-RAMOS, M., 2001: Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94: 344-350.

ZAVADIL, V., 2007: Je nutný management pro obojživelníky? In: BRYJA, J., ZUKAL, J. (eds): *Zoologické dny Brno 2007*, sborník abstraktů z konference 8.-9. února. Ústav biologie obratlovců AV, Brno, 122-123.

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: 83-93.

ZAVADIL, V., ROZÍNEK, R., KEROUŠ, K., 2005: Hodnocení a sledování změn obojživelníků. In Vackář D.(ed.): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, 224-235.

ZAVADIL, V., SÁDLO, J., VOJAR, J. (eds.), 2011: *Biotopy našich obojživelníků a jejich management*. AOPK ČR, Praha, 178s.

ČSN 75 24 10 – Malé vodní nádrže. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví. Praha, 2011, 48s.

Metodický pokyn Ministerstva zemědělství ČR a Ministerstva životního prostředí ČR č.35508/2002-6000 ze dne 28.11.2002, pro posuzování žádostí o výjimku z ustanovení § 39 odst.1 zákona č.254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů pro použití závadných látek ke krmení ryb a k úpravě povrchových vod na nádržích určených pro chov ryb.

Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Vyhláška č. 357/2013 Sb., vyhláška o katastru nemovitostí (katastrální vyhláška), v platném znění.

Vyhláška č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybníkářství), v platném znění.

Vyhláška č.432/2005 Sb., kterou se stanoví podmínky a způsob poskytování finanční náhrady za újmu vzniklou omezením zemědělského hospodaření, vzor a náležitosti uplatnění nároku, v platném znění.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), v platném znění.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění.

Zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), v platném znění.

Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství), v platném znění.

Přílohy

- Příloha č. 1: Vybrané území Chrudimska – vodohospodářská mapa
- Příloha č. 2: Přehled zaznamenaných vodních útvarů a jejich parametrů v mapovaném území
- Příloha č. 3: Vodní útvary v mapovaných čtvercích se zobrazením výskytu jednotlivých druhů obojživelníků
- Příloha č. 4: Grafy popisných charakteristik vodních útvarů krajiny Chrudimska
- Příloha č. 5: Hospodářské využívání nádrží v mapovaném území
- Příloha č. 6: Způsob rybářského využívání rybníků v mapovaném území
- Příloha č. 7: Situace porovnávaných oblastí v ČR
- Příloha č. 8: Fotodokumentace – typy vodních útvarů v krajině Chrudimska
- Příloha č. 9: Fotodokumentace – rybníky pohledem obojživelníků
- Příloha č. 10: Fotodokumentace – faktory ohrožující obojživelníky ve vod. útvarech
- Příloha č. 11: Fotodokumentace – typy krajin a voda v krajině