

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie a životního prostředí



**Porovnání fenologie a topických nároků skokana
hnědého (*Rana temporaria*) a skokana
ostronosého (*Rana arvalis*)**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vypracovala: Kateřina Maříková

Praha, 2008

Prohlašuji, že jsem uvedenou diplomovou práci vypracovala samostatně a s použitím uvedené literatury.

V Praze dne 24. 4. 2008

.....

Poděkování

Na tomto místě děkuji **Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D.** za odborné vedení diplomové práce, za cenné rady a připomínky v průběhu výzkumu a zpracování výsledků, za poskytnutí literatury a za pomoc při statistickém zpracování dat.

Rovněž zde děkuji **Jiřímu Maříkovi** za pomoc při sběru dat v terénu, za fotodokumentaci, cenné rady, a že to se mnou vydržel.

Za psychickou podporu a trpělivost děkuji všem svým přátelům.

Abstrakt

Práce se zabývá srovnáním fenologie a topických nároků skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) na 66 vybraných lokalitách Chebské pánve. Na velké části druhového areálu je skokan ostronosý rozšířen sympatricky se skokanem hnědým. Cílem práce bylo zjistit preference biotopových charakteristik prostředí obou druhů a ověřit prostorovou, i časovou specializaci. Porovnány byly jednak lokality s výskytem pouze skokana hnědého a lokality se sympatrickým výskytem. Zde bylo sledováno časové a prostorové rozdělení nik obou druhů.

Nejprve byly na každé lokalitě zjištěny charakteristiky vlastního biotopu a jeho okolí (zastoupení litorální a ponořené vegetace, sklon břehů a dna, oslunění, podíl okolních biotopů, rybářské využití) a dále prezence skokana ostronosého (vysvětlovaná proměnná). Data byla zpracována zobecněnými lineárními modely (GLIM) pro vyhodnocení vlivu jednotlivých proměnných na prezenci skokana ostronosého. Bylo zjištěno, že prezenci skokana ostronosého ovlivňuje sklon dna, vyšší procento litorální a ponořené vegetace, podíl okolních biotopů. Oslunění a rybářské využití nemá prokazatelný vliv na jeho prezenci.

Na vybraných 15 lokalitách se syntopickým výskytem obou druhů byly zaznamenávány fenologické události (příchod jedinců na lokalitu, kladení snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek). Načasování jednotlivých událostí se u obou druhů lišilo, resp. skokan hnědý přicházel na lokality dříve, snůšky kladl rovněž dříve, a ty se dříve líhnuly i rozplavávaly. V průměru se tak dělo o 5 – 6 dní dříve než u skokana ostronosého. Tento rozdíl byl patrný i na jednotlivých lokalitách. Velikost rozdílů, resp. počet dní mezi těmito fenologickými fázemi byla konstantní.

Na stejných lokalitách bylo rovněž sledováno prostorové uspořádání snůšek obou druhů. Lze říci, že skokan ostronosý preferuje kladení do litorální vegetace, kdežto skokan hnědý není v tomto směru zcela vyhraněn. Vzájemné uspořádání snůšek obou druhů nebylo příliš variabilní, snůšky byly kladeny odděleně. Skokan ostronosý kladl snůšky až na výjimky jednotlivě, skokan hnědý v konglomerátech po desítkách až stovkách.

Klíčová slova: skokan ostronosý (*Rana arvalis*), skokan hnědý (*Rana temporaria*), okolní biotop, oslunění, litorální a ponořená vegetace, sklon dna, snůšky, prostorová a časová nika.

Abstract

The main topic of this study is a comparison of demands of species mentioned below in 66 localities in the Cheb basin. Moor frog (*Rana arvalis*) spread in most parts of this area with brown frog (*Rana temporaria*). The goal of this dissertation work is to find out the preferences of both of the species for special habitat. Another main task is to confirm the space and time specialization. The data from the study areas with occurrence of one species were compared (*Rana temporaria* is in most of the study areas). The area of occurrence of both species was studied and the results compared with the preferences of individual microhabitats.

First there were found out the ecological characteristics of study habitats and close surroundings (the cover of litoral and submerged vegetation, beds slope, insolation, the rate of surroundings biotops, fish), for moor frog there was recorded presence or absence on the study area (which is dependent on the conditions of individual habitats – dependent variable). The data were processed using generalized linear models (GLIM). The results show the influence of a beds slope, the ratio of surroundings biotopes, the cover of litoral and submerged vegetation on presence of moor frog. Insolation and fishing usage does not have arguable influence on its presence.

On the chosen localities (15) with appearance of both kinds were recorded phenological activities (coming individuals on locality, laying clutches, incubation clutches, swim - off clutches). The results of the tests were, that timing of activities of both kinds differ, resp. brown frog comes to localities earlier, it lays clutches earlier as well and hatching and swim – off is also earlier. On average this happens about 5 – 6 days earlier than with a moor frog. This difference is perceptible also in single localities. The differences among those particular phenological phases are constant.

In the same localities the space of ordering clutches of both kinds was also monitored. We can say, that a moor frog prefers laying to the litoral vegetation, whereas brown frog is not quite clear cut. Reciprocal ordering of the clutches of both kinds was not too variable, clutches were laid separately. Moor frog laid clutches beyond exception individually, brown frog in conglomeration of tens to hundreds.

Key words: moor frog, *Rana temporaria*, brown frog, *Rana arvalis*, close surroundings, insolation, litoral and submerged vegetation, beds slope, clutches, space and time specialization.

OBSAH

1. ÚVOD	6
2. POPIS ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ.....	9
2.1 Umístění a územní členění.....	9
2.2 Klima	9
2.3 Geomorfologie	10
2.4 Geologie.....	10
2.5 Pedologie	11
2.6 Vegetace	11
2.7 Fauna	12
3. METODIKA.....	14
3.1 Období terénních prací.....	14
3.2 Monitoring obojživelníků	14
3.3 Sledované lokality	14
3.4 Charakteristiky vodní plochy	15
3.5 Statistické zpracování dat.....	17
4. VÝSLEDKY	20
4.1 Srovnání výskytu <i>Rana arvalis</i> a <i>Rana temporaria</i>	20
4.2 Vliv charakteristik prostředí na prezenci/absenci <i>Rana arvalis</i>	21
4.3 Časové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách	25
4.4 Prostorové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách	33
5. DISKUSE.....	36
5.1 Diskuse metodiky	36
5.2 Diskuse výsledků	37
5.2.1 Srovnání výskytu.....	37
5.2.2. Vliv charakteristik prostředí na absenci/prezenci <i>Rana arvalis</i>	38
5.2.3 Časové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách.....	41
5.2.4 Prostorové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách.....	42
6. ZÁVĚR.....	44
7. LITERATURA.....	45

1. Úvod

Obojživelníci jsou nedílnou součástí ekosystémů v různorodých a často dosud nepoznaných vazbách s dalšími taxony (včetně člověka), například jako významná kořist obratlovců či bezobratlých (pulci). Proto je zřejmé, že snížením jejich početnosti je významně ovlivněna celá zoocenóza (Blaustein & Kiesecker 2002, Loman 2007). Rozsáhlá a neutuchající činnost člověka (zahrnující například destrukci biotopů, kontaminaci prostředí, introdukci nepůvodních druhů) je zásadně ohrožuje (Semlitsch, 2003). Zaslouží si proto pozornost, abychom lépe pochopili jak je účinně chránit proti nám samotným.

Skokan hnědý (*Rana temporaria*) a skokan ostronosý (*Rana arvalis*) jsou významnými zástupci české batrachofauny. Z hlediska ohrožení by měla být pozornost věnována oběma druhům společně. Podle rozšíření v České republice (Příloha 2) je sice daleko významněji zastoupen *Rana temporaria*, ale i on je ohrožen úbytkem jedinců i celých populací (Mikátová & Vlašín, 1998). Vyhláška č. 395/1992 Sb. a její novela 175/2006 Sb. uvádějí *Rana arvalis* jako druh kriticky ohrožený, avšak *Rana temporaria* není vůbec zařazen, což rozhodně neodráží míru jeho ohrožení (Vojar, 2007). Oproti tomu nedávno aktualizovaný Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky (Zavadil & Moravec, 2003) uvádí *Rana arvalis* jako druh ohrožený a *Rana temporaria* jako druh téměř ohrožený. Zařazení tímto způsobem odráží myšlenku autorů o nutnosti chránit všechny naše druhy obojživelníků, kvůli stupni destrukce krajiny, tj. biotopů obojživelníků.

Negativními zásahy do prostředí mohou trpět všechny druhy obojživelníků bez výjimky. A i tak rozšířený druh jako je *Rana temporaria* by měl být pečlivě sledován jako bioindikátor (Grossenbacher, 1997). Na mnoha lokalitách v ČR je na ústupu (Kulich, 1985) a v některých částech areálu rozšíření (zejména západní části) došlo vlivem rozsáhlé devastace přirozených stanovišť ke katastrofálnímu snížení početních stavů (Baruš & Oliva, 1992). Zároveň, *Rana arvalis* je ohrožován obecně působícími faktory, přičemž se zdá, že je citlivější na kvalitu vody (Moravec, 1994). Většina jejich areálu se překrývá (Příloha 1), (Gasc et al., 1997), jsou to sympatrické druhy (Begon et al., 1997), přičemž směrem na sever převažuje *Rana temporaria* a na jihu *Rana arvalis* (Baruš & Oliva, 1992). Zároveň se často vyskytují společně na stejných lokalitách (Moravec, 1994), přičemž populace obou druhů dlouhodobě přežívají. Existují tedy mechanismy a adaptace, které omezují překrývání ekologických nik a snižují mezidruhovou konkurenci obou druhů (Kulich, 1985). Vyskytují se často společně dlouhodobě a populace jsou víceméně stabilní, což by v případě identických nik odporovalo jednomu ze základních

ekologických pravidel – Gauseho principu konkurenčního vyloučení (Begon et al., 1997). Baruš a Oliva (1992) uvádí, že při syntopickém výskytu *Rana arvalis* toleruje více sucho a teplo než *Rana temporaria*, což se odráží v prostorovém rozdělení stanoviště mezi oběma druhy.

Podle Mikátové a Vlašína (1998) je *Rana temporaria* velmi nenáročný druh na typ vodních nádrží, které využívá k rozmnožování a zároveň i na charakter suchozemských biotopů. Výškové členění naší republiky ho nijak nelimituje. Je to druh s mimořádně širokou ekologickou valencí (Baruš & Oliva, 1992), v ČR jej prvotně limitují otevřené xerothermní biotopy, druhotně je znevýhodněn značným odlesněním, odvodněním a kultivací krajiny (Moravec, 1994). Druh *Rana arvalis* uvádí Mikátová a Vlašín (1998) jako ostrůvkovitě rozšířený v nížinných a středních polohách. Obecně není ve výběru stanoviště úzce vyhraněn, ale obývá především vlhká stanoviště (podmáčené a rašelinné louky), světlé a vlhké partie smíšených lesů a nížinné lužní biotopy (Moravec, 1994). Oproti *Rana temporaria*, se u nás prosazuje na teplejších lokalitách nižších poloh.

Fenologicky se *Rana temporaria* ze zimního spánku probouzí dříve než *Rana arvalis* a jako první dosahuje míst rozmnožování. Dochází tak k časové diferenciaci. Při náhlém ochlazení však může dojít k pozastavení páření a oba druhy se pak rozmnožují současně (Severtsov et al., 1998).

Cíle práce

- Srovnání výskytu obou druhů v rámci České republiky na základě dostupných literárních údajů
- Stanovení preferencí prostředí na základě dat o výskytu či absenci *Rana arvalis* na lokalitě
- Na lokalitách se syntopickým výskytem detailní studie topických nároků a fenologických charakteristik obou druhů

2. Popis zájmového území

Studované zájmové území (Příloha 3) bylo vybráno vzhledem k dostupnosti všech lokalit v něm obsažených a také s ohledem na výskyt sledovaných druhů (přítomnost alespoň jednoho z nich). To se samozřejmě zakládá na dlouhodobější znalosti celé oblasti, jednotlivých vodních ploch a samozřejmě i místní batrachofauny.

2.1 Umístění a územní členění

Zájmové území leží na 12°10' – 12°30' východní délky a 50°15' – 50°00' severní šířky, území bývalého Chebského okresu nyní Karlovarského kraje. Celková rozloha činí 229,9 km². Velmi přibližné členění ploch dle kultur je následující: zemědělská půda 70 %, lesy 12 %, vodní plochy 9 % (včetně mokřadů, rašelinišť), ostatní zbývá na městskou zástavbu, komunikace, atd.

2.2 Klima

Podle Quittovy klasifikace se celé zájmové území Chebsko (dále jen Chebsko) nachází v mírně teplé klimatické oblasti, jednotkách MT 7 a MT 4 (Tolasz et al., 2007). Průměrná roční teplota vzduchu se pohybuje mezi 6 – 8°C, ve vegetačním období (IV. – IX.) 12 – 14°C. Absolutně nejvyšší teploty vzduchu byly zaznamenány v červenci a srpnu (36°C), nejnižší teploty klesly v únoru k -30°C. Počet mrazových dnů v ročním průměru se pohybuje mezi 120 a 160, počet letních dnů mezi 10 a 30. V dlouhodobém průměru spadne na většině území 500 – 750 mm srážek za rok (Tolasz et al., 2007). Chebská pánev je hůře provětrávána, časté jsou tu inverze. Převládají západní (14%) a jihozápadní (21%) směry větru, bezvětří (13%), severní (10%), severovýchodní (11%). Území patří k hlavnímu povodí Labe. Hlavní hydrologickou osou je Ohře se svými přítoky. Nejvýznamnější jsou pravostranná Odrava a levostranné Plesná a Libocký potok. Je to oblast středně vodná do 10 l.s⁻¹.km². Retenční schopnost území je malá, stupeň rozkolísanosti odtoku je střední až silný. Koeficient odtoku je dosti vysoký (0,31 – 0,45), (Zahradnický & Mackovčín, 2004). Téměř celý okres Cheb je chráněnou oblastí přírodní akumulace vod (CHOPAV) Chebské pánve – Slavkovského lesa.

2.3 Geomorfologie

Území je tvořeno především celkem Chebské pánve a částečně celkem Smrčiny (Hazlovská pahorkatina a Chebská pahorkatina), oba celky patří do soustavy Krušnohorské. Rovina Chebské pánve je na jihovýchodě obklopena hraniční hornatinou Českého lesa (Dyleňský les), Podčeskoleskou pahorkatinou (Tachovská brázda). Na severozápadě obklopuje Chebskou pánev hraniční pásmo Smrčin (Chebská pahorkatina, Ašská pahorkatina, Hazlovská pahorkatina), na severu lemují pánev Krušné hory. Chebská pánev vznikla neotektonickými poklesy v místech křížení příkopových propadlin dvou směrů – staršího krušnohorského a mladšího hercynského směru, ve kterém je mírně protažena. Do výškově převážně homogenního reliéfu se zařezávají 20 – 50 m hluboká, většinou rozevřená úvalovitá údolí Ohře a Odavy a přítoků, se 4 až 5 pleistocénními terasami. Mladé poklesy podmínily vznik kotlinek u Františkových Lázní a Hájku (Soos), s výplní slatiny a křemeliny. Mladá sopka Komorní hůrka (503,4 m n. m.) vznikla ve spodním pleistocénu (před 860 000 lety). Chebská pánev s okolím je výraznou recentní seizmickou oblastí (Zahradnický & Mackovčín, 2004). Reliéf mapované části Smrčin má ráz členité vrchoviny s výškovou členitostí 50 – 100 m. Sledované území se nachází v nadmořské výšce 425 – 655 m.

2.4 Geologie

Sledované území Chebska je tvořeno regionálními geologickými jednotkami Chebsko – dyleňské krystalinikum, smrčinský masiv a především chebská pánev (Zahradnický & Mackovčín, 2004). Smrčinský masiv patří k větším granitovým tělesům v kraji, s jeho kontaktními účinky je spjata lokalita erlanů s charakteristickou mineralogickou asociací u Hazlova. V Chebské pánvi jsou rozsáhle dochovány neogenní uloženiny. V soustavě průtočných jezer a říčních toků se usazovaly jíly, v příznivých obdobích docházelo v močálech k tvorbě uhlí. Uhlonosná sedimentace končí ukládáním šedozelených jíků, nazývaných (podle hojných zkamenělých misek korýšů *Cypris angusta*) cyprisovými jíly. K nejmladším projevům vulkanismu patří drobné starokvartérní sopky Komorní hůrka a Železná hůrka u Chebu, tvořené z velké části dosud sypkými pyroklasticky. Podložní krystalinikum vystupuje západně u Chebu (ruly) a u Hazlova (žuly), (Chlupáč, 2002).

2.5 Pedologie

Dominují kyselé primární pseudogleje, místy ve sníženinách s ostrůvky glejů. Při vyšších okrajích pánve se vyskytují převážně kyselé typické kambizemě. Významné jsou organozemě ve formě rašeliny, u Františkových lázní s ložiskem rozsvíkové zeminy u Hájků (Soos). Na čedičových vulkanitech se objevuje eutrofní kambizem, opakem jsou velice chudé nevyvinuté půdy na starosedelských pískovcích a kaolinizované žule (Culek, 1996).

2.6 Vegetace

Vegetační kryt odráží především geologické a klimatické poměry oblasti a také nepominutelný vliv lidské činnosti na krajinu. Pokud by příroda dostala šanci k vývoji bez dalšího ovlivňování člověkem, pokryly by povrch území z větší části bučiny a doubravy. Jejich hranici lze vést zhruba v nadmořské výšce 500 m. Předpokládáné jsou kyselé bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*), které charakterizuje kromě dominantního buku lesního (*Fagus sylvatica*) také příměs dubů (*Quercus robur*, *Q. petraea*), případně lípy malolisté (*Tilia cordata*) a javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*). V bylinném patře je diagnostickým druhem především bika bělavá (*Luzula luzuloides*), doplněná některými acidofilními druhy trav, z nichž nalezneme hlavně metličku křivolakou (*Avenella flexuosa*). Odedávna jsou však bučiny nahrazeny kulturními lesy s převahou smrku, částečně byly i tyto málo výnosné plochy využívány zemědělsky. Až koncem 20. století lze zaznamenat snahy o obnovení přirozenější skladby lesních porostů opětovným vysazováním buku a dalších listnáčů. Kyselé borové a březové doubravy (*Genisto-germanica-Quercion*) jsou situované do nižších poloh. Duby (*Quercus robur*, *Q. petraea*) doplňují nejčastěji bříza bělokorá (*Betula pendula*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*). V řídkém keřovém patře roste hlavně krušina olšová (*Frangula alnus*), vzácněji také jalovec obecný (*Juniperus communis*). Bylinné patro je poměrně pestré. Z diagnostických druhů lze zmínit lipnici hajní (*Poa nemoralis*), třtinu rákosovitou (*Calamagrostis arundinacea*), některé biky (*Luzula pilosa*, *L. luzuloides*), keřiky kručinek (*Genista germanica*, *G. tinctoria*), černýš luční (*Melampyrum pratense*), pryskyřník hajní (*Ranunculus nemorosus*), zimostrázek alpský (*Polygaloides chamaebuxus*) a konvalinku vonnou (*Convallaria majalis*). Ve druhém typu se prosazují hlavně acidofyty. Vedle metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*), prhy arniky (*Arnica montana*) a svízele horského (*Galium saxatile*) jsou to keřičky vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), borůvky černé (*Vaccinium myrtillus*), brusinky obecné (*Rhodococcum vitis-idaea*) a vřesovce pleťového (*Erica herbacea*), (Neuhäuslová et al., 2001). Z předchozí charakteristiky

vyplývá, že se současný vegetační kryt na většině území od potenciální vegetace liší. Kulturní krajina současnosti, tvořená hlavně lidskými sídlišti, komunikacemi všeho druhu, kulturními lesy a zemědělsky využívanými plochami, neposkytuje přirozené vegetaci mnoho prostoru. Přesto se v ní můžeme setkat se zajímavými a druhově bohatými společenstvy na loukách, na okrajích rybníků a v rašelinných biotopech. Vegetačně nejzajímavější jsou středně vlhké louky, v nichž mnohde vzájemně prorůstají společenstva ovsíkových a smilkových luk (*Arrhenatherion* a *Violion caninae*). Na vlhčích stanovištích přecházejí ovsíkové louky nejčastěji do různých typů luk psárkových (*Alopecurion pratensis*) a květnatých mokřých luk (*Calthion*). Přechod smilkových luk na vlhčí stanoviště má těžiště v nízkoostřicových porostech (*Caricion fuscae*). Mokřadní vegetace okrajů vodních ploch není příliš diferencována, obvykle chybí význačné druhy, které by umožnily přesnější identifikaci.

2.7 Fauna

Z lesních živočichů stojí za zmínku pravidelně se vyskytující kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*) a sýc rousný (*Aegolius funereus*). V sedmdesátých letech se objevil i čáp černý (*Ciconia nigra*). Zato zcela zmizel tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), dlouho již nebyl pozorován ani jeřábek lesní (*Tetrastes bonasia*), kriticky ohrožený je i tetřívka obecná (*Lyrurus tetrix*). Silný úbytek byl také zaznamenán u sluky lesní (*Scolopax rusticola*), naopak se opět rozšířil krkavec velký (*Corvus corax*). Vzhledem k tomu, že se zachovaly pouze fragmenty bučin, je na okrese vzácný holub doupňák (*Columba oenas*) a lejsek malý (*Ficedula parva*). Od devadesátých let se opět nepravidelně objevuje rys ostrovid (*Lynx lynx*). Otevřená krajina okrese je silně přeměněna zemědělstvím, ale i přesto se zachovaly ojedinělé lokality stepního charakteru. Na takovém stanovišti byl v roce 1995 také nalezen křížák pruhovaný (*Argiope bruennichi*), známý donedávna jen za jižního Slovenska a Moravy. U ptáků došlo k silnému poklesu stavů u sýčka obecného (*Athene noctua*) a sovy pálené (*Tyto alba*). K určitému zlepšení stavů došlo naopak u koroptve polní (*Perdix perdix*) a křepelky obecné (*Coturnix coturnix*). Také se zase objevuje chřástal polní (*Crex crex*). Novým hnízdicím druhem je od roku 1990 také luňák červený (*Milvus milvus*). V osmdesátých letech naopak zmizel chocholouš obecný (*Galerida cristata*). Vzácně a jen v teplejších částech okrese hnízdí pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*). Na Chebsku se vyskytuje poměrně hodně vodních ploch i mokřadů. K největším pozoruhodnostem zde patří přežívající populace perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*) v hraničních tocích na Ašsku, jedna z největších ve střední Evropě. Z vzácnějších druhů vážek je třeba uvést páskovce kroužkovaného (*Cordulegaster boltoni*) a vážku podhorní (*Sympetrum*

pedemontanum), na rašeliništích pak lesklici horskou (*Somatochlora alpestris*) a lesklici severní (*Somatochlora arctica*). Objevuje se tu také pravidelně žluťásek borůvkový (*Colias palaeno*). U vod je bohatě zastoupeno ptactvo. Od roku 1992 zde hnízdí jeřáb popelavý (*Grus grus*). Po Českolipsku je Chebsko druhým místem, kde v České republice tento druh dnes hnízdí. Z dalších vzácnějších druhů hnízdí pouze na jedné lokalitě vodouš rudonohý (*Tringa totanus*) a nepravidelně pak vodouš kropenatý (*Tringa ochropus*). Nověji se objevil např. moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*) a také slavík modráček (*Luscinia svecica*). Přehradní nádrže Jesenice a Skalka, ale i řeka Ohře jsou významnými lokalitami pro průtah i zimování vodního ptactva. V osmdesátých letech vzniklo u přehradní nádrže Jesenice nové zimoviště severských hus - husy polní (*Anser fabalis*) a husy běločelé (*Anser albifrons*). Ze savců vázaných na vodní prostředí je nutno uvést ojediněle se vyskytující vydru říční (*Lutra lutra*) a bobra evropského (*Castor fiber*), který se přistěhoval ze sousedního Bavorska (Jäger in verb).

3. Metodika

3.1 Období terénních prací

Sledování všech vodních ploch bylo prováděno v sezoně 2007 na 66 lokalitách autorkou této práce a Jiřím Maříkem. Všechny lokality byly navštěvovány v období od začátku března do konce července. Tak aby mohlo být zaznamenáno rozmnožování obou druhů a zároveň i vegetace na daných lokalitách. Jednotlivé exkurze byly prováděny v závislosti na aktivitě obojživelníků. Celkově lokality pro sledování výskytu a absence *Rana arvalis* byly navštíveny až třikrát. Lokality, na nichž se sledovalo prostorové a časové rozmístění rozmnožování byly navštíveny až desetkrát.

3.2 Monitoring obojživelníků

Pro oba druhy byly použity standardizované metody monitoringu, které vycházely z konkrétních podmínek prostředí, metodiky jednotného monitorování obojživelníků vypracované pro AOPK a její mapovatele a standardních monitorovacích metod (Heyer et al., 1994). Pro zjištění relativní početnosti byly u obou druhů použity metody nevyžadující manipulaci s jedinci. Na lokalitě byl během pětiminutového sčítání zaznamenán počet vokalizujících samců. Pak následovalo podél celého obvodu vodní nádrže sčítání snůšek (Příloha 5) a jedinců, případně amplexů. Determinace obou druhů (Příloha 9) byla prováděna podle Zwacha (1990), Thielcke et al. (1991), Baruše & Olivy (1992), Nečase et al. (1997). Nomenklatura a latinské názvy jsou uváděny podle Nečase et al. (1997). Pro zaznamenání jednotlivých událostí (příchod prvních jedinců, příchod většiny jedinců, první snůšky, většina snůšek, vylihnutí, rozplavání) na vybraných lokalitách, byly navštěvovány co nejčastěji (většinou každý druhý den). Zaznamenání byli všichni jedinci (slyšení, vidění) i snůšky. Snůšky (Příloha 10) byly spočítány pro každý druh zvlášť, v případě většího počtu byl použit přepočtový koeficient pro plochu podle Lomana (2006). Stáří snůšek bylo zjištěno podle Duellmana & Trueba (1986) a Baruše & Olivy (1992).

3.3 Sledované lokality

Pro každou lokalitu bylo zapsáno její číslo a název (názvy ve většině případů z mapy 1 : 50 000, dále pak z mapy 1 : 10 000). Dále pak charakteristiky prostředí.

Pro sledování výskytu a absence *Rana arvalis* byly vybrány všechny vodní plochy ve sledované oblasti. Na všech těchto plochách se vyskytuje *Rana temporaria*. Lokality s absencí *Rana temporaria* a prezencí *Rana arvalis* se zde nevyskytují.

Pro sledování prostorového a časového rozmístění rozmnožování obou druhů byly vybrány lokality, na kterých se pravidelně rozmnožují oba druhy. Další podmínkou bylo, aby to byly vodní plochy od sebe dostatečně vzdálené (případně oddělené nepřekonatelnou překážkou). Prostorové rozmístění na vybraných lokalitách bylo zaznamenáno především jako rozmístění snůšek obou druhů, kritéria viz Tabulka 1. Jednak bylo bráno v úvahu naklazení více snůšek pohromadě či jednotlivě, jednak místo naklazení (litorál, volná voda, ponořená vegetace) a rovněž jako neopomenutelné se zdá vzájemné rozložení snůšek obou druhů. Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 410 m až 530 m.

		KÓD
SNŮŠKY [S]	jednotlivě	1
	shluky do 50 snůšek	2
	shluky nad 50 snůšek	3
MÍSTO [M]	litorál	1
	ponořená vegetace	2
	volná voda	3
VZÁJEMNÉ ROZLOŽENÍ [V]	pohromadě	1
	vedle sebe	2
	odděleně	3

Tabulka 1. Použitá kritéria pro popis prostorového rozmístění snůšek obou druhů

3.4 Charakteristiky vodní plochy

Pro sledování výskytu a absence *Rana arvalis* byly brány v úvahu níže uvedené charakteristiky. Kvůli minimalizaci rozdílů mezi nádržemi způsobených růstem vegetace a počasím (různé stavy hladiny), byly charakteristiky pro všechny lokality zaznamenány ve stejném časovém období.

Přítomnost ryb

Byla zaznamenána přítomnost ryb a způsob jejich chovu. Extenzivnost chovu je charakterizována jako přirozená produktivita bez dalších vkladů do výroby a bez ovlivňování výše produkce. Intenzivnost hospodaření v rybářství je chápána jako stupeň vynakládání prostředků a práce na jednotku plochy nebo objemu vody, patří sem příkrmování a krmení ryb (Pokorný, 2004). Pro možné počítání statistických analýz byly tyto charakteristiky zaznamenávány podle následující tabulky (Tabulka 2).

VYUŽITÍ	KÓD
bez ryb	1
extenzivní	2
intenzivní	3

Tabulka 2. Kategorie využití vodních ploch po hospodářské stránce

Oslunění

Oslunění bylo zjišťováno za jasných dnů mezi 12:00 a 14:00 letního času (květen). Bylo vyjádřeno jako procentuelní podíl vodní plochy, jež byla vystavena přímému slunečnímu záření.

Sklon

Sklon břehů byl zaznamenán jako pozvolný v případě bezproblémové přístupnosti vodní plochy (do 45°) nebo jako příkrý – obtížně přístupný (nad 45°). Sklon dna (vyjádřený jako převýšení v cm na 1 m délky) byl zaznamenán v několika místech rozložených po obvodu nádrže. Byl zjišťován v první polovině dubna. Nádrže jsou obvykle zcela naplněny a nedochází k výrazným projevům možných jarních přísušků. Ve výsledku se liší, sklon břehu byl z analýzy vyloučen, jelikož byl téměř na všech lokalitách zastoupen jen jednou kategorií (pozvolný – všechny lokality jsou pro obojživelníky bezproblémově přístupné).

Vysychání lokality

Dále bylo zaznamenáno případné vysychání (ano X ne) lokality v období rozmnožování obou druhů a dalšího vývinu snůšek a pulců. Do analýzy nebyla tato kategorie nakonec zahrnuta, protože byla téměř ve všech případech zastoupena jen jednou kategorií (= lokalita nevysychá).

Litorál

Přítomnost litorální a ponořené vegetace byla zaznamenána až v první dekádě května (dochází k maximálnímu růstu vodní vegetace). Litorální vegetace je vyjádřena jako procentuelní podíl délky břehové linie s litorálem, z její celkové délky. Do litorální vegetace byly zahrnuty porosty příbřežního pásma s kolísající hladinou (např. sítina, chrastice, orobinec, ostřice). V případě výskytu ponořené vegetace byla zjištěna procentuelní část vodní plochy, jí zarostlou, z celkové plochy. Do ponořené vegetace byla zahrnuta i vegetace vzplývající na hladině a pod ní.

Okolní biotop

Kvalita vody zhoršená obhospodařováním orné půdy je samozřejmě rozdílná oproti kvalitě vody například v lese. Avšak na přítomnost obojživelníků má zřejmě mnohem zásadnější vliv charakter terestrického prostředí v okolí vodních ploch (Loman & Lardner, 2006). Proto byl zaznamenáván převažující biotop v okolí vodní plochy (v pásu širokém 50 m od obvodu vodní plochy). Nejprve byla stanovena přibližná procentuelní zastoupení jednotlivých biotopů (mokřad, louka, les, pole, pastvina) a z těchto poměrů pak byly odvozeny převládající biotopy. V kategorii mokřad jsou zahrnuta následující stanoviště: rašeliniště, prameniště, rákosiny, vodní plochy. Kategorie biotopů byly rozděleny na negativní a pozitivní, zároveň byly jednotlivé kategorie zakódovány pro možné statistické využití (Tabulka 3). V případě převažujícího negativního okolního biotopu byla zaznamenána do poznámky případná přítomnost biotopu pozitivního. (Např.: 90 % okolo vodní plochy zaujímá pole, zbývajících 10 % je les – je to významné, protože les plní funkci koridoru pro migraci obojživelníků k vodní ploše, případně funkci zimoviště.)

OKOLNÍ BIOTOP - PŘEVAŽUJÍCÍ	POVAHA	KÓD
louka	negativní	1
pastvina	pozitivní	2
pole	negativní	3
mokřad	pozitivní	4
les	pozitivní	5

Tabulka 3. Použité kategorie okolního biotopu sledovaných vodních ploch, povaha jednotlivých biotopů vzhledem k vhodnosti přežívání obojživelníků (louka je negativní kvůli kosení, pole je negativní kvůli veškerým úpravám)

Doprovodné druhy

Na všech lokalitách byly rovněž zaznamenány další druhy obojživelníků (pro statistické zpracování: presence = 1, absence = 0).

3.5 Statistické zpracování dat

Zpracování dat je rozděleno podle cílů práce na dva níže uvedené hlavní okruhy. Ve všech statistických testech je použita hladina signifikance $\alpha = 0,05$.

- ❖ Analýza vlivu charakteristik prostředí na prezenci/absenci *Rana arvalis*
- ❖ Analýza časového rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách.

Pro zpracování vlivu charakteristik prostředí na absenci/prezenci *Rana arvalis* byl použit zobecněný lineární model (GLM) ve statistickém programu S-Plus, 6.0.2 (Crawley, 2003).

Jako vysvětlující proměnné (kvantitativní i kvalitativní) byly použity charakteristiky prostředí (Tabulka 4). Vysvětlovanou proměnnou byla prevalence/absence *Rana arvalis* na jednotlivých lokalitách.

Charakteristika	Třída	Kód
Oslunění (%)	—	sun
Zastoupení litorální vegetace (%)	—	lit
Zastoupení ponořené vegetace (%)	—	pv
Sklon dna (cm/m)	—	slope
Rybářské využití	bez ryb	fish
	extenzivní	
	intenzivní	
Převažující biotopy	louka	ok
	pastvina	
	pole	
	mokřad	
	les	

Tabulka 4. Přehled charakteristik prostředí, **třída** (rozdělení kvalitativních charakteristik do tříd), **Kód** (kód pro analýzy regresním modelem)

V programu Microsoft Excel byla vytvořena tabulka, zahrnující prezenci/absenci *Rana arvalis* a environmentální charakteristiky na jednotlivých lokalitách. Existence statisticky významné korelace je narušením předpokladů zobecněných lineárních modelů, a proto byly v modelu ponechány jen vzájemně nekorelované charakteristiky. V modelu nebyla žádná průkazná interakce, následovalo testování jednotlivých charakteristik delecními testy (tj. porovnáním modelu s příslušnou charakteristikou a bez ní a zjištěním statisticky průkazné změny mezi modely byla zjištěna i průkaznost charakteristiky), a použitím Type III testu. Závěrem byl vytvořen minimální model pouze s průkaznými charakteristikami prostředí. Výsledný (minimální) regresní model byl vizualizován v programu Statistica, 8.0 a v programu Microsoft Excel.

Ohledně časového rozmístění vyvstává několik otázek a hypotéz, které mohou být zkoumány:

- Liší se v průměru fenologie skokanů pro jednotlivé události (tzn., zda se liší *Rana arvalis* a *Rana temporaria* v příchodu prvních (většiny) jedinců na lokalitu, naklazení prvních (většiny) snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek)?
- Pokud se fenologie jednotlivých druhů liší, zda je tento časový posun patrný i na jednotlivých lokalitách?

- Pokud existuje posun v jednotlivých událostech mezi druhy, pak zda je tento posun konstantní nebo je v některé (příchodu jedinců, kladení snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek) fázi výraznější?

Pro možné zodpovězení zmíněných otázek bylo nejprve nutné „transformovat“ zaznamenaná data (tj. datum příchodu prvních (většiny) jedinců na lokalitu, naklazení prvních (většiny) snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek pro každý druh na vybraných lokalitách). Transformace se provedla tak, že nejnižšímu datu pro každou událost byla přiřazena jednička a každému následujícímu datu hodnota o jedna vyšší (např. 14. 4. 2007 ~ 1, 15. 4. 2007 ~ 2); jednotlivé hodnoty tak znamenaly počet dní od počátku konkrétní fenologické fáze zaznamenané v rámci všech lokalit.

Zda se liší fenologie skokanů pro jednotlivé události, byla zjištěna pomocí Mann – Whitneyova neparametrického testu (jedná se o data na ordinální škále – nelze proto užít t – testu), (Lepš, 1996). Porovnála jsem tak mediány výše popsanych hodnot u obou setů, H_0 : fenologie skokanů se neliší.

Existence časového posunu ve všech událostech na jednotlivých lokalitách mezi oběma druhy byla zjišťována pomocí Wilcoxonova párového neparametrického testu. Test se soustředí na rozdíly mezi hodnotami (daty) pro jednotlivé lokality bez ohledu na variabilitu mezi nimi (Lepš, 1996). H_0 : není rozdíl mezi mediány příchodu prvních (většiny) jedinců na lokalitu, naklazení prvních (většiny) snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek u obou druhů.

Data získaná zaznamenáváním událostí skupiny lokalit byla analyzována pomocí neparametrického Friedmanova testu, který vychází z pořadových hodnot měření (Hendl, 2006). Friedmanův test zkoumá nulovou hypotézu, že mediány dat příchodu prvních (většiny) jedinců na lokalitu, naklazení prvních (většiny) snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek jsou stejné, resp., že rozdíl mezi jednotlivými událostmi je konstantní případně, zda existuje posun v jednotlivých fenologických fázích mezi druhy.

K testování výše popsanych hypotéz v této kapitole byl použit program Statistica 2008, verze 8.0.

4. Výsledky

4.1 Srovnání výskytu *Rana arvalis* a *Rana temporaria*

Areál výskytu

Ekologie druhu závisí na jeho rozšíření, *Rana arvalis* v evropské části Ruska je běžný v borovicových lesích, klade do lesních vodních ploch a okrajů mokřadů, přezimuje na zemi. Kdežto na východní hranici areálu preferuje otevřené vlhké louky a zimuje ve vodě. Hranice realizované niky populace druhu nekoliduje s prostorem rozšíření druhu a jeho historickou dynamikou. Realizovaná nika je vždy užší než fundamentální nika. Nicméně, bylo by mylné usuzovat, že mezidruhovú kompetice nastavuje limity realizované niky. Ukazuje se v některých případech, že realizovaná nika může být užší než fundamentální kvůli vlastnostem druhů, spíše než kvůli jejich kompetici s jinými druhy (Severtsov, 2004).

Rana arvalis je eurytopní druh. Obývá lesní, lesostepní a stepní pásmo. Na severu rozšíření zasahuje až do tundry, na jihu do polopouští v Kazachstánu. Obecně jej lze charakterizovat jako druh obývající stanoviště v listnatých, smíšených i jehličnatých lesích, dále lužní biotopy, okraje močálů a rašelinišť, louky i kulturní krajinu (Juszczyk, 1974, Bannikov et al., 1977, Arntzen, 1981, Iščenko, 1997). V teplejších níže položených stepních oblastech dávají populace *R. arvalis* přednost břehům vod, podobně i populace z tundry jsou vázány na břehy potoků a řek, neboť na těchto stanovištích dochází ve větší míře k tání zamrzlé půdy (Lobanov, 1977). Po celém areálu rozšíření preferuje k rozmnožování vodní nádrže s mírně kyselou vodou (pH = 5,0 – 6,0), (Iščenko, 1997). Na většině druhového areálu neleží lokality *R. arvalis* výše než 700 m n. m. (Bannikov et al., 1985). Výjimečně přesahuje tuto hranici. V Rakousku vystupuje až do 800 m n. m. (Iščenko, 1997), na Zakarpatské Ukrajině byl nalezen v 987 m n. m. (Ščerban', 1980). Výjimečné je vertikální rozšíření na Altaji do 1860 m n. m. (Iščenko, 1997).

Rana temporaria je rovněž eurytopní druh. Obývá hlavně lesní biotopy vázané na vlhká a stinná stanoviště v blízkosti potoků, vodních nádrží v lesních formacích od lužních lesů přes lesy listnaté a smíšené, až po jehličnatou tajgu a kosodřevinu. Proniká i na otevřená prostranství (vlhké louky, rašeliniště), (Baruš & Oliva, 1992). Důležitější než vegetační pokryv je ve stanovištních nárocích dostatečná vlhkost prostředí a blízkost vodních nádrží. Při výběru vod k rozmnožování dává přednost mělkým, klidným a prohřátým nádržím, ale jinak je krajně nenáročný. Ščerban' et Ščerban', (1980) udávají v nádržích s výskytem pulců *Rana temporaria*

pH 5,6 – 5,8. *Rana temporaria* se v jižních oblastech svého areálu chová jako horský druh (vystupuje až do výšek 3 000 m n. m., na severu je naopak obyvatelem nížin a středních poloh. Vyhýbá se oblastem s věčně zmrzlou půdou (Baruš & Oliva, 1992).

Výskyt v České republice

Podle Baruše & Olivy (1992) je *Rana arvalis* v Čechách a na Moravě rozšířen ostrůvkovitě v nížinách a středních polohách. Lokality výskytu jsou např. na Tachovsku, Chebsku, Strakonicku, Benešovsku, v okolí Pardubic, Hradce Králové, Jindřichova Hradce, Olomouce, Hodonína a Břeclavi. V Čechách se obvykle vyskytuje do 600 m n. m. (Rozínek et al., 1994). Nejvýše položené místo výskytu je 807 m n. m. v Doupovských horách (Zavadil et Šapovaliv, 1990, Zavadil, 1993). *Rana temporaria* je rozšířený po většině území, nevyskytuje se v teplých nížinách jižní Moravy. V České republice se nadmořská výška výskytu tohoto druhu pohybuje mezi 143 m až 1 300 m (Kulich, 1985).

Rovněž Moravec (1994) uvádí *Rana arvalis* jako druh u nás roztroušený lokálně v nížinných a středních polohách na území víceméně celého státu. Tímto druhem je obsazeno 137 kvadrátů síťové mapy ČR, tj. 20,2 %. Dále pak *Rana temporaria* uvádí jako druh rozšířený na celém našem území, přičemž obsazuje 520 kvadrátů síťové mapy ČR, tj. 76,7 %. V rámci „Mapování výskytu obojživelníků a plazů v ČR“, které zahájila v září 2006 Česká herpetologická společnost a Muzeum přírody Český ráj ve spolupráci s Ondřejem Zichou - Biolib (www.biolib.cz), je k dnešnímu datu uváděno pro druh *Rana arvalis* obsazených 156 kvadrátů, tj. 23 % území ČR. U druhu *Rana temporaria* je uvedeno 576 kvadrátů síťové mapy ČR, tj. 85 % (Příloha 2). Takovýto nárůst rozhodně nebude způsoben rozšířením obou druhů, ale větší pozorností v rámci jejich monitoringu. Jelikož mapování na www.biolib.cz i nadále pokračuje a nyní se rozběhlo mapování celé ČR zaštitěné AOPK ČR, (které má za úkol zrevidovat dosavadní údaje a zároveň zmonitorovat i prázdné kvadranty), je možné očekávat obsazení některých dalších chybějících čtverců. Ve všech případech je použita zavedená metodika síťového mapování organizmů v ČR (Buchar, 1982).

4.2 Vliv charakteristik prostředí na prezenci/absenci *Rana arvalis*

Obsazení vodních ploch obojživelníky bylo stoprocentní a přitom druhově velmi rozmanité. Na sledovaných 66 lokalitách bylo nalezeno celkem 13 druhů obojživelníků. Zájmový druh *Rana arvalis* má 50%, 33 lokalit. Nejčastějšími druhy byly: *Bufo bufo*, *Rana* kl. *esculenta*, *Triturus vulgaris*, *Triturus alpestris*. Dalším velmi hojným druhem byl *Rana lessonae*, méně četnými pak

Pelobates fuscus, *Hyla arborea*, *Triturus cristatus*, nejméně běžnými byly druhy: *Rana ridibunda*, *Bufo calamita*, *Bufo viridis*. Nízký počet prezencí u dvou posledně jmenovaných druhů, je způsoben nízkým počtem jimi preferovaných lokalit (pískoven, raných sukcesních ploch) ve vzorku lokalit sledovaných. Souhrnně vše vyjadřuje Tabulka 5.

Druh	Přítomnost	
	N	%
<i>Bufo bufo</i>	66	100
<i>Rana temporaria</i>	66	100
<i>Triturus alpestris</i>	66	100
<i>Triturus vulgaris</i>	66	100
<i>Rana</i> kl. <i>esculenta</i>	65	98
<i>Rana lessonae</i>	47	71
<i>Rana arvalis</i>	33	50
<i>Hyla arborea</i>	15	23
<i>Pelobates fuscus</i>	15	23
<i>Triturus cristatus</i>	14	21
<i>Bufo calamita</i>	5	8
<i>Rana ridibunda</i>	5	8
<i>Bufo viridis</i>	3	5

Tabulka 5. Přítomnost obojživelníků ve vodních nádržích. Druhy jsou řazeny sestupně podle počtu lokalit se zjištěnou přítomností, N - počet nádrží se zjištěnou přítomností, % - podíl nádrží se zjištěnou přítomností z celkového počtu nádrží. Celkový počet lokalit byl 66.

Celkem bylo monitorováno 66 lokalit, jednalo se o rybníky, pískovny a další různé mokřady. Sledované charakteristiky zobrazuje Příloha 8. Na 33 lokalitách se ze sledovaných druhů vyskytuje jen *Rana temporaria*, na 33 lokalitách se vyskytují oba zájmové druhy. V rámci explorační analýzy těchto charakteristik nebyla zjištěna korelace. Interakce mezi jednotlivými charakteristikami nebyly průkazné. Následovalo testování charakteristik umístěním na poslední místo (Tabulka 6). Jako neprůkazné se ukázaly charakteristiky oslunění (sun) a rybářské využití (fish), delecními testy bylo ověřeno, že jejich vyloučením se model průkazně nezmění.

Charakteristika	Df	F	P
sun	1	0.102	0.750
ok	4	2.163	0.085
slope	1	5.407	0.023
lit	1	3.654	0.061
pv	1	7.076	0.010
fish	2	1.113	0.335

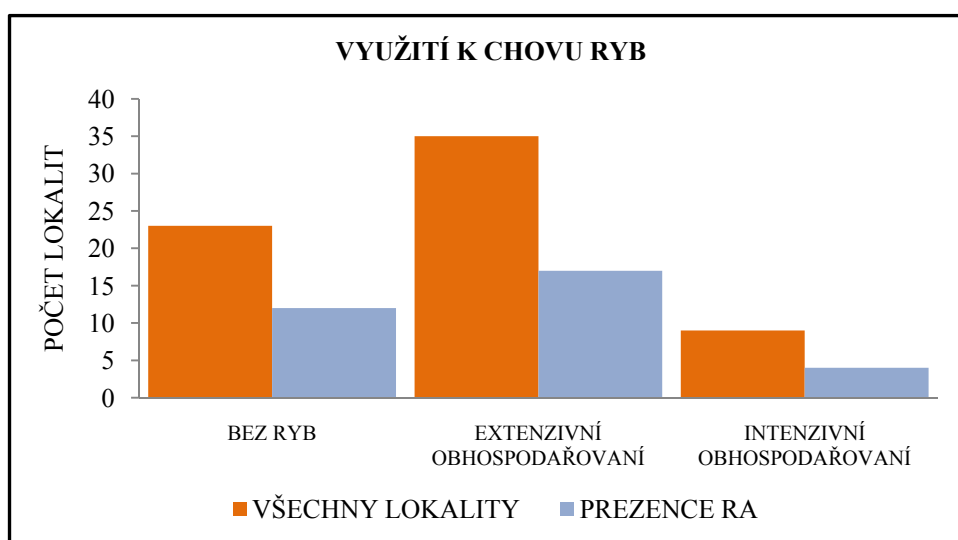
Tabulka 6. Výsledné hodnoty testovaných charakteristik testem Type III. Signifikantně vychází jen ponořená vegetace (pv) a sklon dna (slope), avšak hodnota pro litorál (lit) je těsně na hraně, stejně tak okolní biotop vyšel jako neprůkazný jen těsně.

Následně byl tedy vytvořen minimální model pouze s průkaznými faktory, jejichž signifikance byla dále testována umístěním na poslední místo v modelu (Type III test), (Tabulka 7).

Charakteristika	Df	F	p
ok	4	3.278	0.017
slope	1	8.931	0.004
lit	1	8.356	0.005
pv	1	9.460	0.003

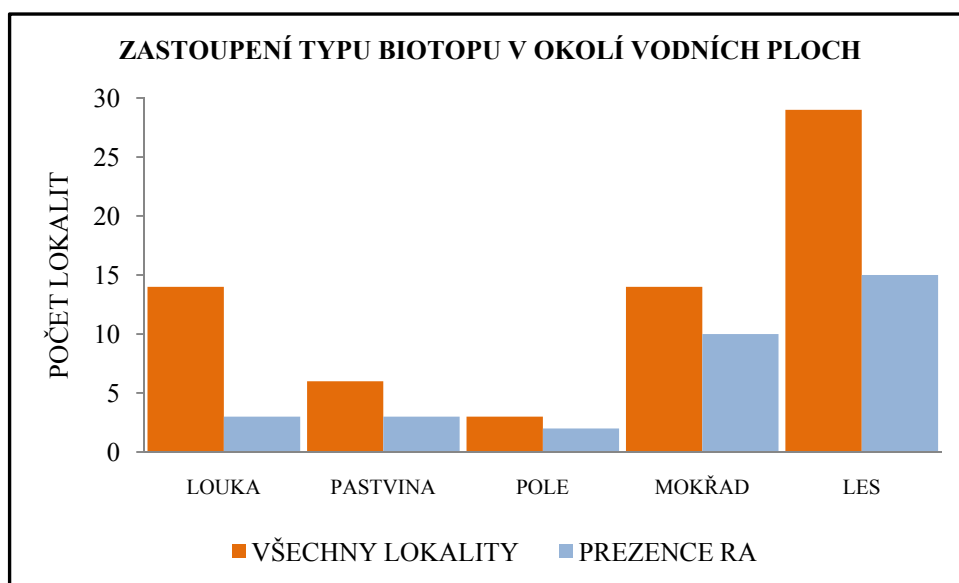
Tabulka 7. Po delečních testech, bylo prokázáno, že vyřazením charakteristik v této tabulce se průkazně změní celý model. Tato tabulka tedy zahrnuje charakteristiky minimálního modelu a hodnoty odpovídají testování každé charakteristiky na posledním místě. Signifikantní jsou všechny.

Což tedy znamená, že rybářské využití (fish) nemá průkazný vliv na prezenci/absenci *Rana arvalis*. Využití k chovu ryb je patrné z Grafu 1.



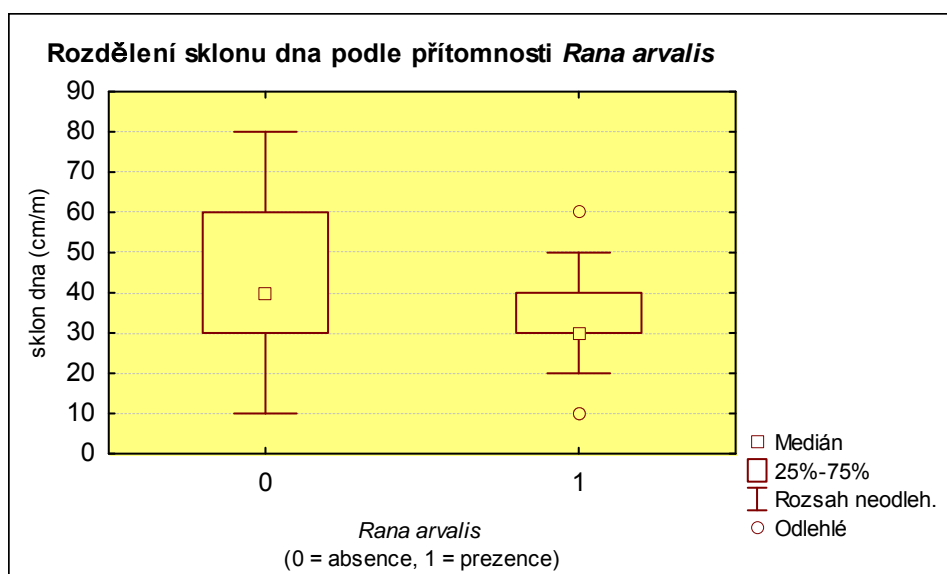
Graf 1. Na sledovaných 66 vodních plochách převažuje extenzivní obhospodařování, dále jsou významně zastoupeny vodní plochy bez ryb (v těchto případech se jedná o zaniklé rybníky, rašeliniště, písčokovny, lomy – často přírodní rezervace). Tato charakteristika však nemá významný vliv na přítomnost *Rana arvalis*.

Oslunění lokalit (sun) bylo velmi variabilní, pohybovalo se v rozmezí 20 až 100 %, v průměru bylo však 76 % (převažovaly tedy poměrně dost osluněné plochy). Na prezenci/absenci *Rana arvalis* nebyl vliv této charakteristiky prokázán. Převažující okolní biotop (ok) má však průkazný vliv na prezenci/absenci *Rana arvalis* (Graf 2), nejvýznamněji je na lokalitách s prezencí *Rana arvalis* (Příloha 4) zastoupen v okolí mokřad (má pozitivní vliv na jeho přítomnost), kdežto nejméně je přítomen na lokalitách s převažujícími loukami v jejich okolí (mají negativní vliv na jeho přítomnost). Ač by se mohlo zdát, že les by měl mít stejně jako mokřad významný vliv na prezenci, není tomu tak a *Rana arvalis* absentuje na polovině lokalit s převažujícím lesem v okolí.



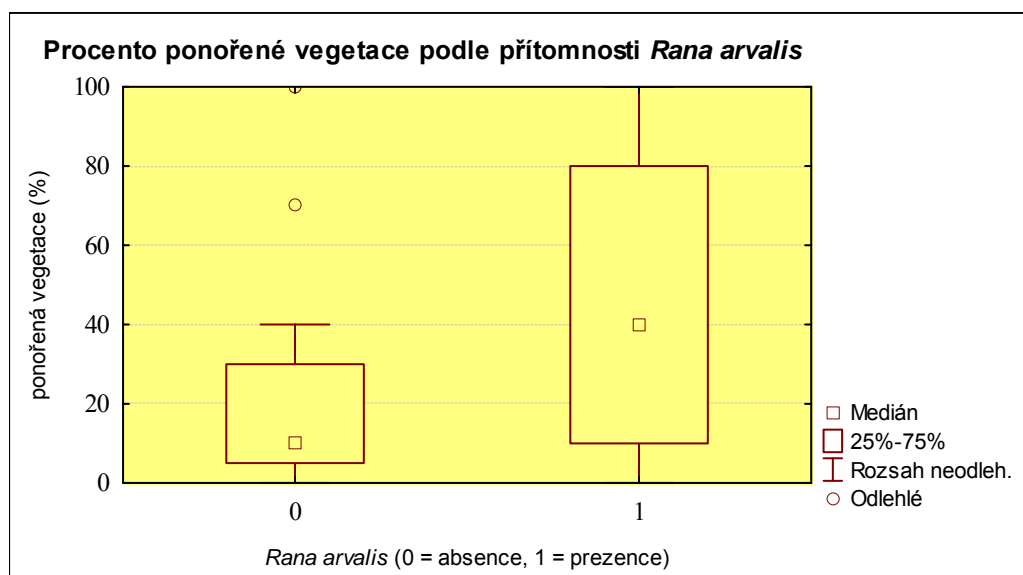
Graf 2. Jako nejčastější okolní biotop byl zaznamenán les, jednalo se o především o borovou doubravu a olšinu, nepatrně byla zastoupena i smrčina. Mokřady byly zastoupeny rašeliništi, močály, prameništi. Pole byla oseta různými kulturami (obilí, řepka). Pastviny byly spásány skotem. V případě luk se jednalo o intenzivní hospodaření.

Rovněž i sklon dna (slope) má průkazný vliv na prezenci/absenci *Rana arvalis* (Graf 3), (v průměru byl 30 cm na 1 m, hodnoty na všech plochách byly v rozmezí 10 – 80 cm na 1 m).



Graf 3. Sklon dna má prokazatelný vliv na prezenci *Rana arvalis*, medián je 30 cm na 1m vzdálenosti od břehu. Většina dat se pohybuje mezi 30 a 40 cm, čím větší, ale i menší je sklon, je pravděpodobnější absence tohoto druhu.

Dále pak procentuelní zastoupení litorálu podél břehové linie má signifikantní vliv na prezenci/absenci *Rana arvalis*, (v průměru se pohyboval okolo 65 % (rozmezí 0 – 100 %, kde bez litorálu byla jen jedna lokalita). Procentuelní zastoupení ponořené vegetace se rovněž pohybovalo v rozmezí 0 – 100 %, přičemž úplně bez ponořené vegetace bylo deset lokalit, průměrná hodnota se pohybovala okolo 33 %, vliv této charakteristiky na prezenci/absenci *Rana arvalis* ukazuje Graf 4. Data viz Příloha 8.

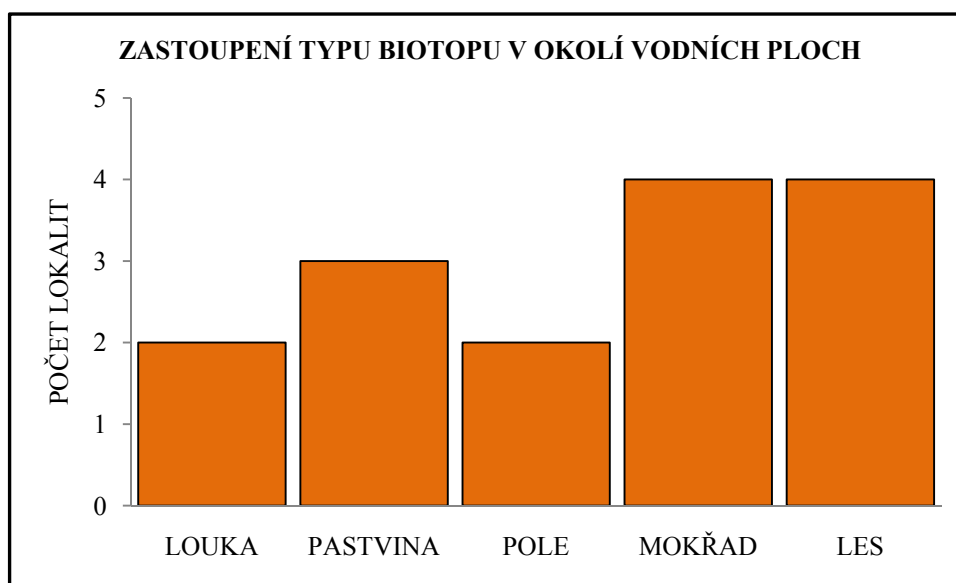


Graf 4. Z grafu je vidět pozitivní vliv vyššího procenta ponořené vegetace na přítomnost *Rana arvalis*

4.3 Časové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách

Pro zkoumání časové niky bylo vybráno a sledováno celkem patnáct lokalit. Jedná se většinou o extenzivně využívané rybníky, případně o bývalé rybníky, částečně zrašelinělé, zazeměné a bez rybí osádky (Graf 5); na těchto vybraných plochách se tedy intenzivně rybářsky nehospodaří.

Nadmořská výška se pohybuje od 410 m n. m. do 520 m n. m., což je nejspíš příčinnou rozdílného nástupu obojživelníků k rozmnožování na lokalitách. Procento osluněné plochy se pohybuje od 60 % do 100 %, v průměru je 86 %. Sklon dna lze hodnotit jako velmi mírný (tedy vhodný pro sledované druhy), pohybuje se v rozmezí 10 až 40 cm hloubky na jeden metr, průměr je pak 27 cm. Procentuelní zastoupení litorálu podél břehové linie je v průměru 75 %. Zastoupení typu biotopu v okolí vodních ploch vyjadřuje Graf 5, poměr všech kategorií je víceméně vyrovnaný, nejčtenější je les a mokřad. V případě okolního biotopu kategorie pole a louka, které byly brány jako negativní, se zároveň minoritně vyskytuje pozitivní typ biotopu (mokřad).



Graf 5. Rozdělení převažujícího typu biotopu na sledovaných lokalitách

Pro statistické hodnocení pak bylo použito jen třináct lokalit. Jelikož zde byly sledovány dva druhy (*Rana arvalis* a *Rana temporaria*) a na dvou lokalitách byl zaznamenán během doby rozmnožování jen jeden druh (*Rana arvalis*), nebylo možné tyto dvě lokality brát v úvahu. Jak uvádějí autoři Birnbaum (2006), Ahola et al. (2006), novým a zcela zásadním činitelem, který dokáže zdecimovat celé populace obojživelníků, je norek americký (*Mustela vison*). Vzhledem k tomu, že *Rana temporaria* se začíná rozmnožovat dříve (je prvním obojživelníkem na lokalitě), zásah norkem do jeho populace je naprosto zásadní. Exkurze a kontroly na těchto třinácti vybraných lokalitách probíhaly od 10. března 2007 do poslední sledované vývojové fáze (rozplavání) posledních snůšek, tj. do 15. dubna 2007. Při všech návštěvách byly zaznamenány počty vokalizujících samců, počty pozorovaných exemplářů a počty snůšek, přičemž u snůšek bylo během dalších kontrol zaznamenáno jejich stáří a vývojová fáze. Z těchto údajů vznikla tabulka (Příloha 7) a mapa (Příloha 6) s daty jednotlivých událostí (první jedinci, většina jedinců, první snůšky, většina snůšek, líhnutí, rozplavání) na konkrétních lokalitách.

Výsledky testování rozdílnosti fenologických fází obou druhů

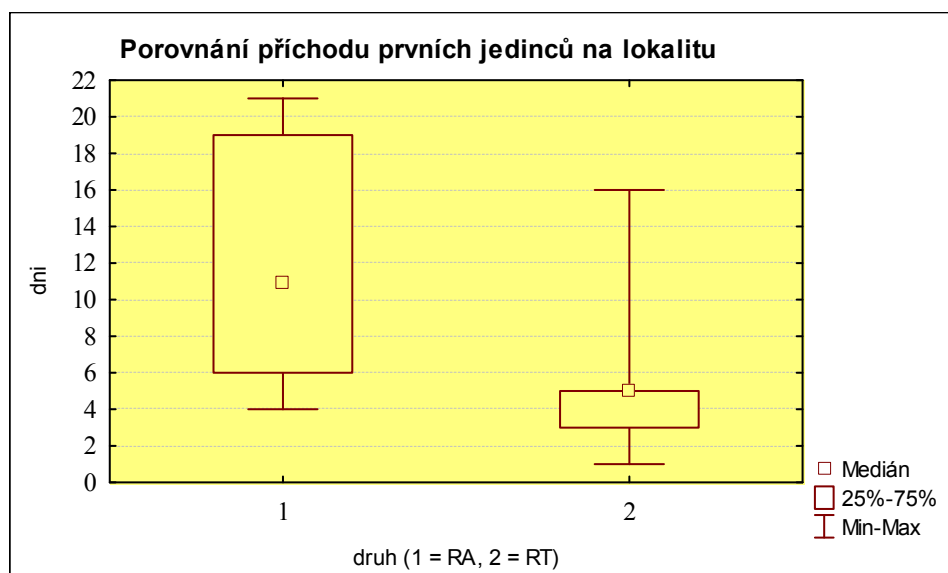
Cílem bylo ověřit platnost údajů o rozdílné fenologii sledovaných druhů pro studované území. Výsledky testů pro jednotlivé události ukazuje Tabulka 8.

Událost	N ₁	N ₂	U	p
první jedinci na lokalitě	10	10	16,50	0,011
většina jedinců na lokalitě	13	13	43,00	0,033
první snůšky na lokalitě	12	10	12,00	0,001
většina snůšek	13	13	35,50	0,011
líhnutí snůšek	13	13	30,50	0,005
rozplavání	13	13	34,50	0,010

Tabulka 8. Souhrnná tabulka výsledků jednotlivých testů událostí (**Mann – Whitneyův neparametrický test**). N₁ je počet lokalit s pozorováním *Rana arvalis*, N₂ je počet lokalit s pozorováním *Rana temporaria*. U je hodnota testového kritéria a p je odpovídající dosažená hladina významnosti pro dvoustranný test. Vzhledem k tomu, že všechny hodnoty p jsou menší než 0,05, jedná se o průkazné výsledky.

Příchod prvních jedinců

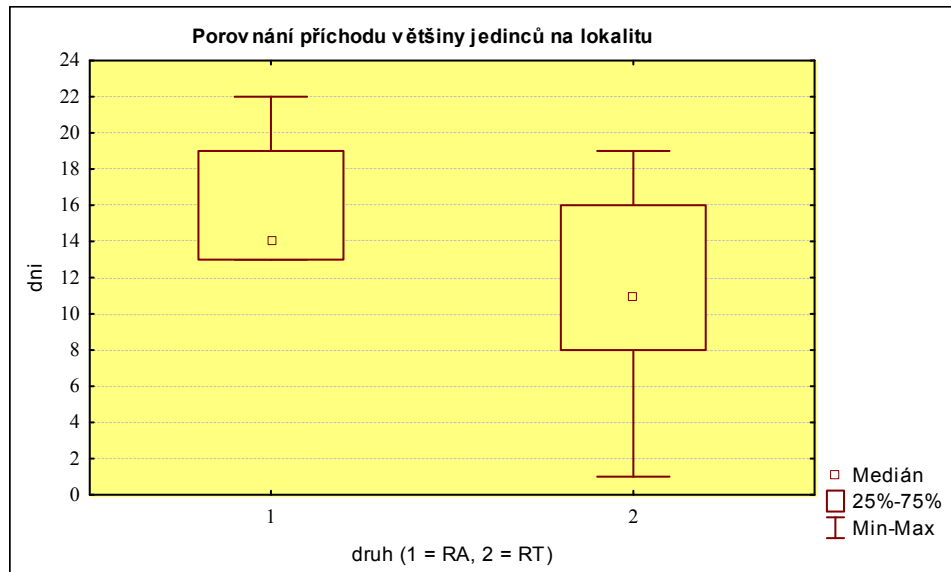
První testovanou hypotézou bylo, že není rozdíl mezi příchodem prvních jedinců *Rana arvalis* a prvních jedinců *Rana temporaria*. H₀ se zamítá na hladině významnosti 0,011, tzn. je statisticky významný rozdíl v příchodu prvních jedinců *Rana arvalis* a *Rana temporaria* (Tabulka 9, Graf 6), resp. **první jedinci *Rana temporaria* jsou na lokalitě v průměru dříve než první jedinci *Rana arvalis***. V tomto testu bylo hodnoceno jen deset lokalit, protože na čtyřech lokalitách byl příchod tak masový, že byl brán jako příchod většiny jedinců, tudíž toto datum bylo použito jen jednou a to do další analýzy.



Graf 6. Krabicový graf zobrazující mediány pro příchod prvních jedinců na lokalitu. Rozdíl mediánů příchodu prvních jedinců na lokalitu se liší o 6 dní.

Příchod většiny jedinců

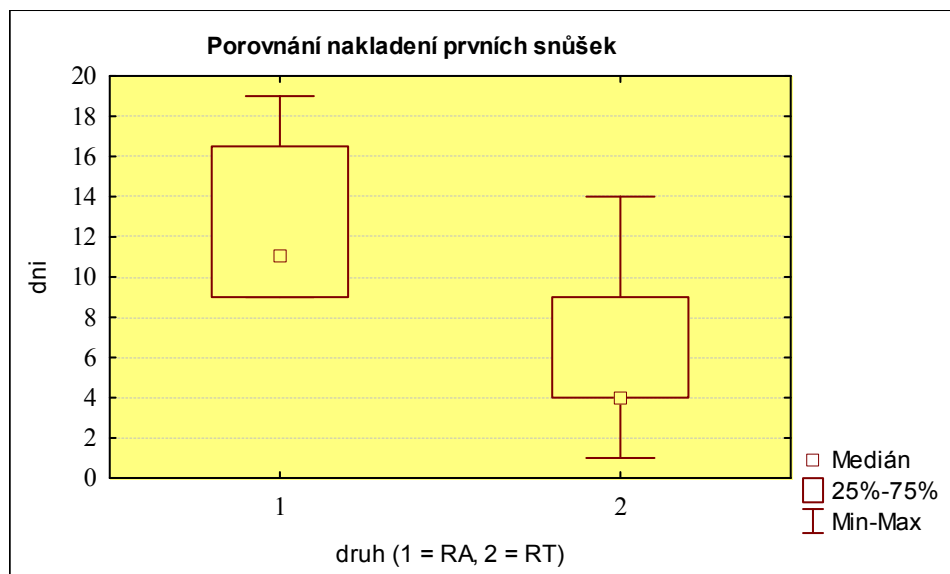
Druhou testovanou hypotézou bylo, že není rozdíl mezi příchodem většiny jedinců *Rana arvalis* a většiny jedinců *Rana temporaria*. H_0 se zamítá na hladině významnosti 0,033, tzn. je statisticky významný rozdíl v příchodu většiny populace *Rana arvalis* a většiny populace *Rana temporaria* (Tabulka 9, Graf 7), resp. **většina jedinců *Rana temporaria* je na lokalitě v průměru dříve než většina jedinců *Rana arvalis*.**



Graf 7. Krabicový graf zobrazující mediány pro příchod většiny jedinců na lokalitu

Naklazení prvních snůšek

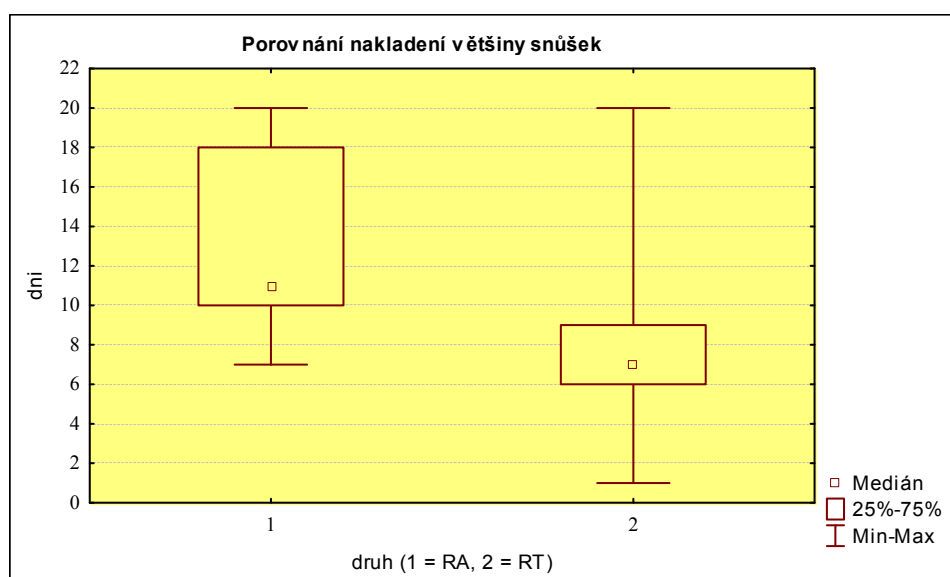
Třetí testovanou hypotézou bylo, že není rozdíl mezi naklazením prvních snůšek *Rana arvalis* a naklazením prvních snůšek *Rana temporaria*. H_0 se zamítá na hladině významnosti $p = 0,001$, tzn. je statisticky významný rozdíl v naklazení prvních snůšek obou druhů (Tabulka 9, Graf 8), resp. ***Rana temporaria* klade první snůšky v průměru dříve než *Rana arvalis*.** V tomto testu bylo rovněž jako v prvním hodnoceno méně lokalit, neboť na jedné lokalitě se shodovalo datum naklazení většiny snůšek *Rana arvalis* (na třech v případě *Rana temporaria*) s naklazením prvních (opět masový nástup sledované události, kdy se jedná opravdu o většinu snůšek a bylo by tedy zavádějící použít toto datum i jako datum naklazení prvních snůšek).



Graf 8. Krabicový graf zobrazující mediány prvních naklazených snůšek na lokalitách

Naklazení většiny snůšek

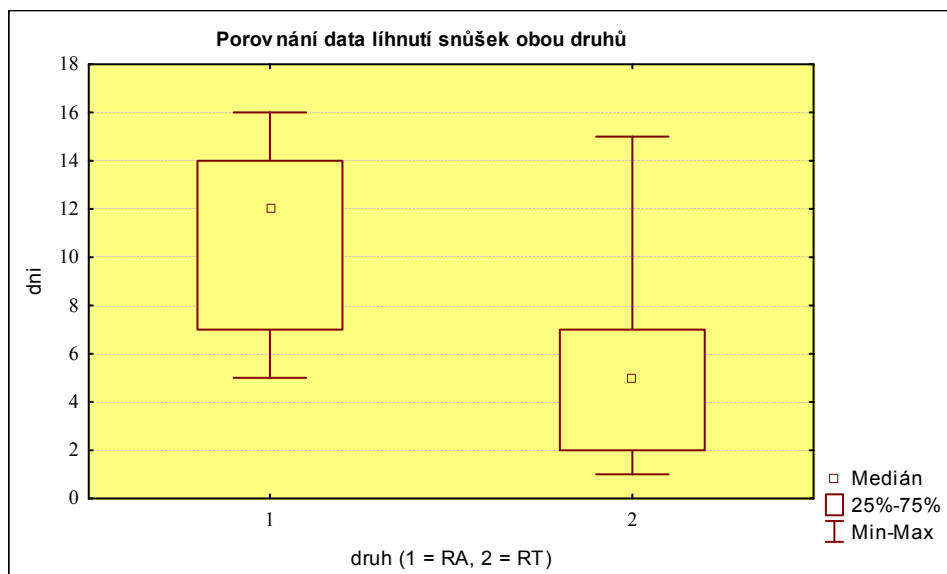
Čtvrtou testovanou hypotézou bylo, že není rozdíl mezi naklazením většiny snůšek *Rana arvalis* a většiny snůšek *Rana temporaria*. H_0 se zamítá na hladině významnosti $p = 0,011$, tzn. je statisticky významný rozdíl v naklazení většiny snůšek obou druhů (Tabulka 9, Graf 9), resp. ***Rana temporaria* klade většinu snůšek v průměru dříve než *Rana arvalis*.**



Graf 9. Krabicový graf zobrazující mediány většiny naklazených snůšek na lokalitách

Líhnutí snůšek

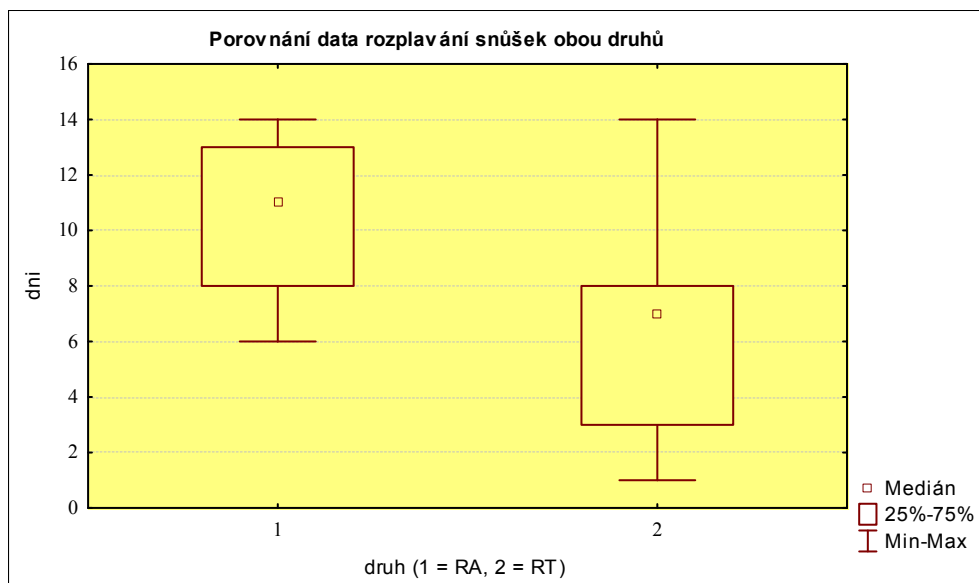
Pátou testovanou hypotézou bylo, že není rozdíl mezi líhnutím snůšek *Rana arvalis* a líhnutím snůšek *Rana temporaria*. H_0 se zamítá na hladině významnosti $p = 0,005$, tzn. je statisticky významný rozdíl v líhnutí snůšek *Rana arvalis* a líhnutím snůšek *Rana temporaria* (Tabulka 9, Graf 10), resp. snůšky *Rana temporaria* se v průměru líhnou dříve než snůšky *Rana arvalis*.



Graf 10. Krabicový graf zobrazující mediány líhnutí snůšek na lokalitách

Rozplavání snůšek

Poslední testovanou hypotézou bylo, že není rozdíl mezi rozplaváním vylíhnutých pulců *Rana arvalis* a rozplaváním vylíhnutých pulců *Rana temporaria*. H_0 se zamítá na hladině významnosti $p = 0,010$, tzn. je statisticky významný rozdíl v rozplavání vylíhnutých pulců *Rana arvalis* a rozplavání vylíhnutých pulců *Rana temporaria* (Tabulka 9, Graf 11), resp. snůšky *Rana temporaria* se rozplavávají v průměru dříve než snůšky *Rana arvalis*.



Graf 11. Krabicový graf zobrazující mediány rozplavání vylíhnutých pulců obou druhů

Rozdíly v načasování fenologických událostí na jednotlivých lokalitách

Cílem Wilcoxonova testu bylo ověřit, zda na jednotlivých lokalitách existuje statisticky prokazatelný časový posun mezi oběma druhy (párová data). Proto mohla být použita jen data z lokalit, na kterých byly údaje o obou druzích pro každou událost. Z toho vyplývá rozdílné **N** u jednotlivých událostí (příčiny jsou popsány výše u předchozího typu). Výsledky testů pro jednotlivé události ukazuje Tabulka 9.

Událost	N	Z	p
první jedinci na lokalitě	9	2,520	0,011
většina jedinců na lokalitě	13	2,803	0,005
první snůšky na lokalitě	9	2,665	0,007
většina snůšek	13	2,934	0,003
líhnutí snůšek	13	3,059	0,002
rozplavání	13	3,059	0,002

Tabulka 9. Souhrnná tabulka výsledků jednotlivých testů událostí (**Wilcoxonův párový neparametrický test**). **N** je počet pozorování *Rana arvalis* a *Rana temporaria* na stejných lokalitách. **Z** je hodnota testového kritéria a **p** je odpovídající dosažená hladina významnosti pro dvoustranný test.

Z Tabulky 10 je patrné, že na jednotlivých lokalitách je u všech událostí prokazatelný časový posun (tudíž jejich realizované časové niky jsou v době rozmnožování odlišné, ač se doba jejich rozmnožování překrývá). Tzn., že se na jednotlivých lokalitách objevují první jedinci a většina jedinců *Rana temporaria* v průměru (5 až 6 dní) dříve než první jedinci a většina jedinců *Rana*

arvalis. Rovněž platí, že *Rana temporaria* klade (v průměru o 4 až 6 dní) první snůšky a většinu snůšek na jednotlivých lokalitách dříve než *Rana arvalis*. A dále pak platí, že snůšky *Rana temporaria* se na jednotlivých lokalitách líhnou a rozplavávají (v průměru o 4 až 5 dní) dříve než snůšky *Rana arvalis*.

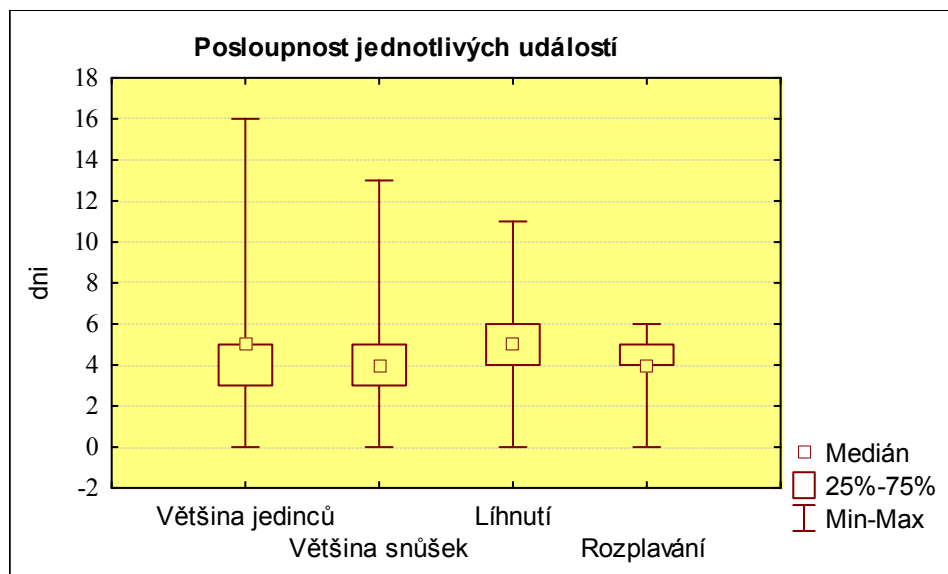
Výsledky testování konstantnosti průběhu všech sledovaných fází fenologie

Výše popsané testy se věnovaly každé události zvlášť, Friedmanův test porovnává všechny události najednou. Ptáme se, zda existuje konstantní rozdíl u obou druhů během všech událostí, případně zda se medián rozdílů mění (zmenšuje/zvětšuje). Z analýzy byly vyloučeny pro nedostatečnou velikost vzorku příchod události prvních jedinců na lokalitu a přítomnost prvních nakladených snůšek. Výsledky jsou zobrazeny v Tabulce 10.

Událost	Průměrné pořadí	Součet pořadí	Průměr	Směrodatná odchylka
Většina jedinců	2,500	32,50	4,538	4,095
Většina snůšek	2,231	29,00	4,615	3,595
Líhnutí snůšek	3,000	39,00	5,231	2,455
Rozplavání snůšek	2,269	29,50	4,154	1,573

Tabulka 10. Friedmanova ANOVA a Kendallův koeficient shody, (N = 13) $F_r = 3,432432$, $p = 0,32963$, Koeficient shody = 0,08801

Významné jsou především analyzované události. Graf 12 ukazuje víceméně konstantní medián rozdílů u všech čtyř událostí, tzn. testované události nastávaly u *Rana temporaria* konstantně dříve (v průměru o 4 až 5 dní) než u *Rana arvalis*. Pro 3 stupně volnosti na hladině významnosti 0,05 je kritická hodnota χ^2 rozdělení 7, 185, což vede k závěru, že Friedmanův test neindikuje zamítnutí shody mediánů měření jednotlivých událostí. Za zmínku stojí zmenšující se maximální hodnota rozdílu, to může být způsobeno ustálením počasí, a tím pádem rozběhnutím plynulého vývoje snůšek.

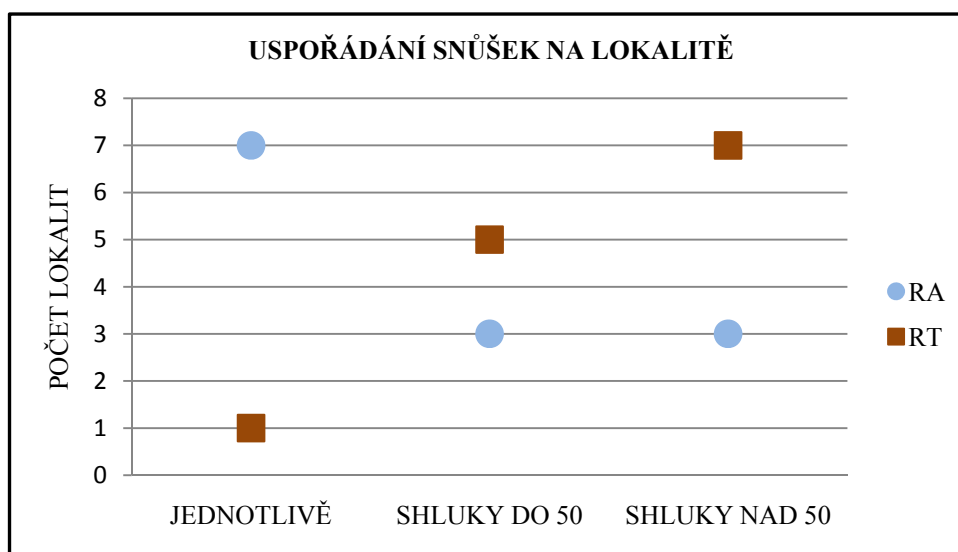


Graf 12. Porovnání mediánů rozdílů nástupů jednotlivých událostí mezi druhy *Rana arvalis* a *Rana temporaria*

4.4 Prostorové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách

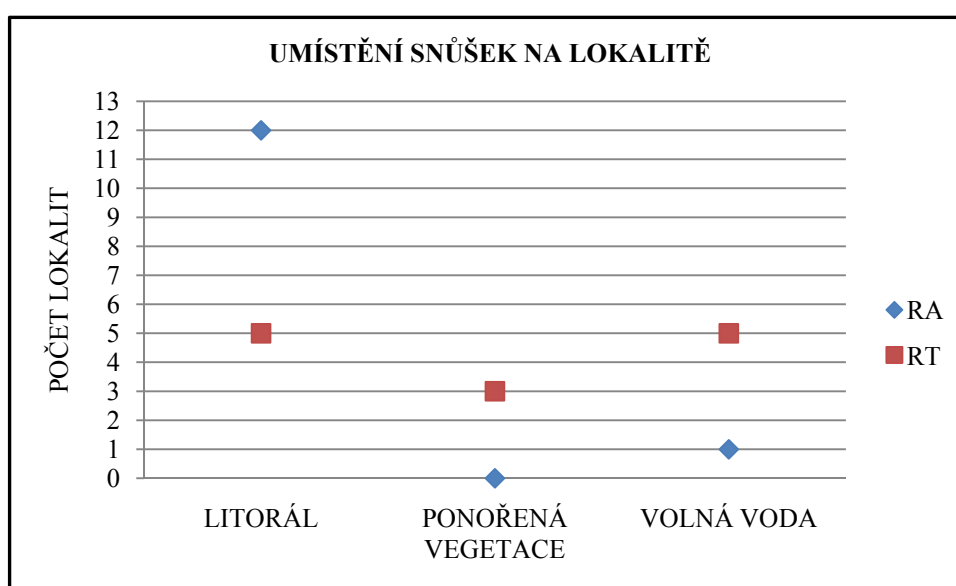
Kromě realizované časové niky obou druhů během rozmnožování byla rovněž zaznamenána realizovaná prostorová nika kladení snůšek *Rana arvalis* a *Rana temporaria*. Jedná se o stejné lokality jako u řešení časové niky, souhrn jejich biotopových charakteristik je uveden výše. U obou druhů byl zaznamenán počet, místo a uspořádání snůšek nakladených na sledovaných patnácti lokalitách, rovněž byly zaznamenány vzájemné vztahy snůšek obou druhů.

Uspořádání snůšek souvisí i s jejich počtem, *Rana arvalis* klade snůšky především jednotlivě, avšak vyskytly se případy, kdy byly jeho snůšky nakladeny ve shlucích do padesáti kusů (počty snůšek se pohybovaly okolo pětiset kusů), ale i ve shlucích nad padesát kusů (počty snůšek nad tisíc kusů). U *Rana temporaria*, který je znám svým kladením snůšek ve větších shlucích, dopadly výsledky rovněž podle očekávání. Jeho snůšky byly převážně ve shlucích nad padesát kusů (vždy v případech, kdy se počet snůšek pohyboval ve stovkách až tisících), výskyt snůšek jednotlivě byl jen v jediném případě (počet snůšek necelé dvě desítky), rovněž uspořádání ve shlucích do padesáti kusů odpovídalo počtu snůšek řádově jen v desítkách (Graf 13).



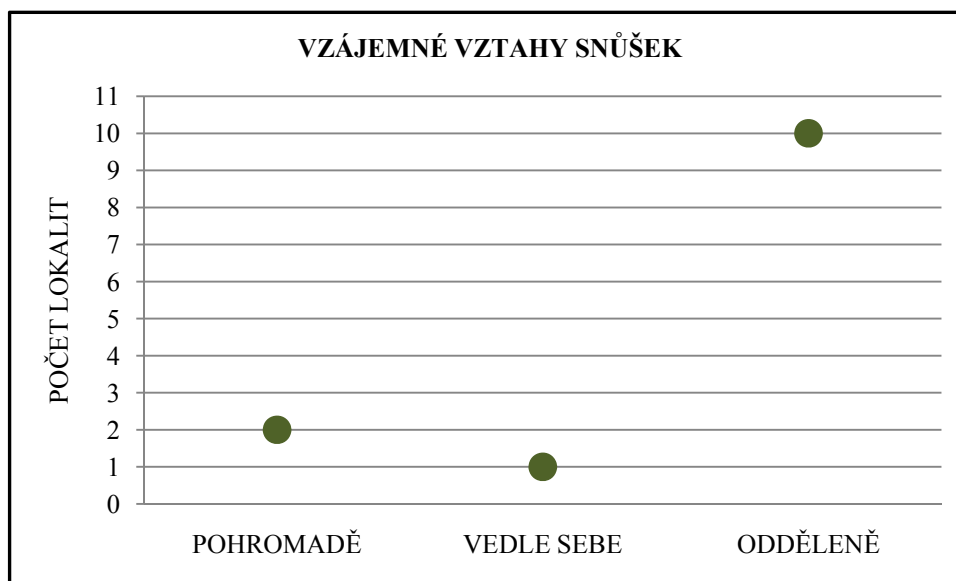
Graf 13. Míra agregace snůšek druhů *Rana arvalis*(RA) a *Rana temporaria* (RT)

Z Grafu 14 vyplývá, že na sledovaných lokalitách byl druh *Rana arvalis* výrazněji zaměřen na jeden typ nakladení svých snůšek. Až na jednu výjimku byly na všech lokalitách jeho snůšky nakladeny do litorálu. V případě nakladení snůšek do volné vody se jednalo o lokalitu, kde není vyvinut klasické litorální porost, ale břehy jsou obrostlé monokulturou *Phragmites communis*. V době rozmnožování dosahovala vodní hladina k tomuto porostu, avšak ten byl bez vody. Snůšky byly tedy nakladeny do volné vody o hloubce cca 15 cm. Druh *Rana temporaria* na sledovaných lokalitách nijak výrazně nepreferoval žádnou z kategorií. A rovněž nijak nesouvisí počet nakladených snůšek s jejich umístěním.



Graf 14. Preference typu prostředí pro nakladení snůšek *Rana arvalis* (RA) a *Rana temporaria* (RT)

V neposlední řadě je také nutné zmínit vzájemné uspořádání snůšek obou druhů (Graf 15). Jen ve dvou případech byly snůšky nakladeny dohromady na jednom místě (to bylo ovšem způsobeno nedostatkem jiných vhodných podmínek a nedostatečnou velikostí lokality) a v jednom případě vedle sebe (již zmiňovaná lokalita bez litorálu s porostem *Phragmites communis*, kde to, že nebyly odděleně ale vedle sebe, bylo nejspíš způsobeno právě absencí litorálu). Avšak ve většině případů byly snůšky kladeny odděleně, a to i na lokalitách, na kterých kladly oba druhy do litorálu (jejich snůšky byly zpravidla několik desítek metrů vzdálené).



Graf 15. Znázornění společného/rozdílného výskytu snůšek *Rana arvalis* a *Rana temporaria*

5. Diskuse

5.1 Diskuse metodiky

Obojživelníci většinou žijí skrytým způsobem života a během celého roku je problematické vidat je v hojnějším počtu. Výjimkou je období rozmnožování, kdy se na vhodných biotopech vyskytují hromadně. Proto je toto období vhodné pro jejich studium (Dykyjová et al., 1989). Existují různé metody sledování jejich společenstev a populací. Můžeme je rozdělit na přímé a nepřímé (Vojar, 2001). Mezi přímé metody stanovení velikosti sledovaných populací patří vychytání všech jedinců na sledovaném biotopu metody založené na značení a zpětném odchytu jedinců („Mark – and – Recapture Techniques“, Krebs, 1989). K nepřímým metodám patří např. stanovení velikosti populace počítáním snůšek. Tímto způsobem se však zjistí jen počet samic, které se zúčastnily reprodukce. Rovněž nevýhodné je, že při větším stáří snůšek dochází k jejich obtížné identifikaci (nelze rozeznat jednotlivé snůšky nakladené hromadně na jednom místě). Výskyt samců je možné zaznamenávat na základě hlasových projevů (u druhů s výrazným hlasovým projevem). Vzhledem k současnému stavu obojživelníků a jejich zákonné ochraně (zákon 114/1992 Sb.), jakékoli přímé metody pozorování jsou velmi těžko uskutečnitelné. Jednak s ohledem na respektování existence obojživelníků na jejich tak málo četných lokalitách, jednak vzhledem ke složitosti a časové náročnosti získání jakékoli výjimky k manipulaci obojživelníky, byly v rámci diplomové práce aplikovány pouze metody nepřímé.

Počet vodních ploch vybraných ke sledování charakteristik prostředí a absence/prezence *Rana arvalis* (66), se zdá jako dostatečný i ve srovnání s podobnými studii publikovanými ve vědeckých časopisech. Stumpel & van der Voet (1998) sledovali charakteristiky 133 vodních ploch rozmístěných po celém Holandsku. Loman & Andersson (2006) monitorovali 120 vodních ploch v Jižním Švédsku a Baker & Halliday (1999) 78 vodních ploch v zemědělské krajině Spojeného království. Většina prací, která sleduje výskyt několika druhů obojživelníků na větším množství lokalit, byla zaznamenávána prezence/absence druhů (Stumpel & van der Voet, 1998, Baker & Halliday, 1999, Bosch & Martínez-Solano, 2003). V této práci byla rovněž sledována jen prezence/absence druhů na lokalitě, ačkoli početnosti výrazně lépe vypovídají o preferenci vodních ploch. Početnost nebyla zaznamenávána vzhledem k časové náročnosti (na úkor zjištění početnosti by musel být zmenšen počet lokalit) a již zmíněné problematice přímých metod určování početnosti. Výběr charakteristik vodních ploch a jejich okolí byl proveden v závislosti na publikovaných zkušenostech herpetologů zabývajících se vlivem charakteristik prostředí na

výskyt obojživelníků (Stumpel & van der Voet, 1998, Baker & Halliday, 1999, Bosch & Martínez-Solano, 2003, Petranka et al., 2003, Piha et al., 2007). Náročnost získávání hodnot některých charakteristik prostředí v terénu je příčinou jejich nižšího počtu v této práci ve srovnání s některými výše jmenovanými studiemi, které většinou navázaly na dřívější výzkumy a převzaly řadu dat. Úskalím se také jeví jednotné rozdělení vodní vegetace do shodných kategorií, např. Stumpel & van der Voet (1998) rozlišují vegetační kryt břehu a vegetační kryt vody, oproti tomu Oldham et al. (2000) dělí vegetaci na litorální, ponořenou a plovoucí. Zároveň nebylo snadné stanovit převažující biotop v okolí vodních nádrží a definovat velikost tohoto okolí. Na řadě lokalit mělo několik biotopů přibližně shodné zastoupení a tak byl vybrán ten, který měl větší procento v bezprostředním okolí.

Počet vodních ploch vybraných ke sledování fenologie a prostorového rozmístění (15) obou zájmových druhů je těsně nad hranicí vhodnosti ke statistickému zpracování. Jako minimální počet bylo na začátku stanoveno 10 lokalit pro tato sledování, nakonec se podařilo tento počet zvýšit na 15. Nebyl to jednoduchý úkol, jelikož vhodných lokalit, které splňují kritéria popsaná výše v metodice, není mnoho. Vzhledem k rozlehlosti nebylo rovněž zcela jednoduché kontrolovat tyto vybrané lokality v dostatečném časovém intervalu. To se nakonec přece jen podařilo tak, aby byly zaznamenány všechny sledované události. Avšak ne vždy byla ta která lokalita navštívena v nejvhodnější dobu, což je důvodem nereprezentativnosti údajů o vokalizaci samců a prezenci jedinců, resp. nevhodnosti těchto dat k odhadu početnosti populací na jednotlivých lokalitách. Řešením tohoto problému rozhodně není menší počet lokalit (kvůli statistickému zpracování), naopak vhodné by bylo zvýšení počtu pozorovatelů v terénu. To s sebou ovšem nese riziko srovnatelnosti dat, jelikož dobrovolníků ochotných a dostatečně odborně způsobilých není dost.

5.2 Diskuse výsledků

5.2.1 Srovnání výskytu

Sympatrie obou druhů je charakteristická napříč historickým obdobím. V souladu s karyologickým výzkumem má skupina hnědých skokanů svůj původ ve východoasijské oblasti. Severtsov et al. (1998) konstatují, že *Rana arvalis* se oddělil od fylogenetické linie dříve než *Rana temporaria*. Průnik jejich areálů výskytu je značný. Česká republika leží víceméně ve středu obou jejich areálů, proto je zajímavé, že jejich mapy rozšíření v ČR už tak podobné nejsou. U *Rana arvalis* je zajímavá značná „děravost“ v obsazení mapovacích čtverců. Ta může

být způsobena pochopitelně náročností tohoto druhu na prostředí, avšak zároveň jak uvádějí Baruš & Oliva (1992), Moravec (1994) může to být způsobeno nedostatečnou znalostí tohoto druhu a jeho špatnou determinací. Bude proto zajímavé sledovat výsledky momentálně zároveň běžících mapování obojživelníků (Biolib, AOPK ČR). Teoreticky by tato mapování měla zaznamenávat údaje od odborné veřejnosti, což by mohlo zajistit určitou věrohodnost dat, nehledě na to, že data shromažďovaná na Biolibu jsou dobrovolná a procházejí určitou korekcí. Avšak v rámci AOPK mapují všichni zaměstnanci, včetně např. botaniků (což snižuje hodnotu těchto dat).

5.2.2. Vliv charakteristik prostředí na absenci/prezenci *Rana arvalis*

Na všech 66 lokalitách byly nalezeny alespoň čtyři druhy obojživelníků (*Rana temporaria*, *Bufo bufo*, *Triturus alpestris*, *Triturus vulgaris*). Na třech vodních plochách byly nalezeny všechny druhy zmiňované v Tabulce 5. Jedná se o všechny druhy pro Chebsko doposud udávané (Moravec, 1994), kromě čolka hranatého (*Triturus helveticus*) a mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*). To je dáno tím, že sledované vodní plochy jsou naprosto nevhodné pro tyto dva druhy (vesměs se jedná o rybníky – *Salamandra salamandra* potřebuje potůčky v listnatých lesích, které se ve sledovaném území prakticky nevyskytují, *Triturus helveticus* zasahuje východní hranicí svého areálu těsně mimo sledované území a rovněž mu nevyhovují monitorované vodní plochy).

Přítomnost ryb

Pomocí zobecněného lineárního modelu a delečních testů bylo zjištěno, že rybářské využití, resp. absence/prezence ryb na lokalitě nemá vliv na absenci/prezenci *Rana arvalis*. Hecnar & M'Closkey (1997) sledovali taktéž rybářské využití (přítomnost ryb) ve vztahu k početnosti a absenci/prezenci druhů obojživelníků. Zjistili signifikantně nižší zastoupení obojživelníků na rybnících s rybí osádkou. Zároveň však udávají, že ne všechny druhy jsou tím ovlivněny negativně, obojživelníci s větším tělem či snůškou se podle nich vyskytují v přítomnosti ryb na lokalitě častěji než menší druhy obojživelníků. Což může znamenat, že žáby jako takové jsou oproti čolkům ve výhodě (přítomnost *Rana arvalis* tím pádem není signifikantní ve spojitosti s rybí osádkou). Podle studie, kterou provedli John, Baker & Halliday (1999) *Rana temporaria* dokonce preferuje lokality s rybí osádkou, resp. má větší prezenci na takovýchto lokalitách. Naopak Loman & Andersson (2006) udávají, opuštění lokality *Rana arvalis* kvůli introdukci ryb. Oldham, Keeble, Swan & Jeffcote (2000) zmiňují, že je důležité znát druhy, které tvoří rybí osádku, např. kapr obecný (*Cyprinus carpio*) není tak velká hrozba pro obojživelníky na rozdíl

od koljušky (*Gasterosteus* sp.), (působí nejen jako predátor, ale zároveň je konkurentem), stejně tak okoun (*Perca* sp.) a pstruh (*Salmo* sp.) nejsou nejvhodnějšími pro koexistenci s obojživelníky. Avšak zároveň upozorňují, že obtížné zjištění rybí populace spojené s nejistými účinky na některé druhy obojživelníků, činí tento faktor velmi problematickým. Ale vzhledem k jeho celkově silné korelaci s prezencí obojživelníků (v jejich studiích) by neměl být ignorován. Z toho všeho tedy vyplývá, že rozhodně není jednoduché stanovit jaká další hlediska sledovat, důležité je rozhodně složení rybího společenstva a početnost jednotlivých druhů. Dále pak je jistě významný způsob chovu ryb, vzhledem ke krmení (dodávání živin – zvýšení eutrofizace).

Oslunění

Rovněž bylo zjištěno, že procento oslunění vodní plochy nemá vliv na přítomnost *Rana arvalis*, stejně tak Loman & Lardner (2006) nezjistili signifikantní vliv zastínění vodní plochy na prezenci, případně přežívání *Rana arvalis*. Mikátová & Vlašín (1998) uvádějí oslunění pro tento druh jako výhodné, avšak nikoli nezbytné. Oldham et al. (2000) sledovali vliv zastínění sice na druh *Triturus cristatus*, ale zjistili, že je významná hodnota zastínění vodní plochy 75 %. Při takto velkém zastínění a vyšším, *Triturus cristatus* takové lokality nepreferuje. Zároveň poznamenávají velmi důležitý fakt, že ačkoliv je vodní plocha kolem dokola obklopena lesem, může na její střed dopadat sluneční záření (pak takový případ nezaznamenáme jako zastínění 100 %, ale méně). To může významně ovlivnit výsledky, jelikož pro většinu obojživelníků je pro rozmnožování významný především břeh s litorálem a střed vodní plochy není preferován. To je pravděpodobně důvodem proč v této studii nevyšlo oslunění vodní plochy průkazně. Nebyla totiž zaznamenána hodnota 0 % oslunění, ačkoli v několika případech byla vodní plocha zcela obklopena lesem. V příštích výzkumech by tedy bylo vhodné uvažovat oslunění litorálu, případně břehové linie. Zároveň by bylo vhodné zaznamenávat druhy stromů podél břehů. Jak totiž správně připomínají Oldham et al. (2000), nadměrný opad listů může zvýšit obsah organických látek ve vodě a tím její eutrofizaci (to může být vysvětlující proměnnou pro absenci *Rana arvalis* – preferuje vody oligotrofní).

Sklon

Dále bylo zjištěno, že sklon dna má průkazný vliv na přítomnost *Rana arvalis*, resp. sklon 30 cm na jeden metr a menší pozitivně ovlivňuje přítomnost druhu. Zřejmě to souvisí s větší plochou vhodnou pro kladení snůšek, která při menším sklonu vzniká. Voda se tak lépe prohřeje, takové podmínky pak odpovídají tomu, co při syntopickém výskytu s *Rana temporaria* preferuje. Nečas et al. (1997) uvádí rozmnožování tohoto druhu v mělkých vodách do 70 cm hloubky.

Litorální vegetace

Podle spočtené statistiky má vyšší procentuelní zastoupení litorální vegetace pozitivní vliv na přítomnost *Rana arvalis*. Handl (2006) také uvádí její významný vliv. Mikátová & Vlašín (1998) uvádějí, že *Rana arvalis* snese vodní plochu bez vegetace a že je pro něj nevýznamná, připouštějí však, že je pro něj výhodné, je-li část lokality zarostlá. Stumpel & van der Voet (1998) uvádějí častější výskyt *Rana temporaria* v nádržích s kompletně vyvinutou břehovou vegetací.

Ponořená vegetace

Ponořená vegetace má ze všech charakteristik největší hodnotu počítané statistiky F (tím pádem nejmenší $p = 0,003$). Ve výsledku to znamená, že vyšší procento ponořené vegetace má prokazatelně pozitivní vliv na prezenci *Rana arvalis*. Studie, kterou dělali Mazerolle et al. (2005), uvádí ponořenou a plovoucí vegetaci jako nejdůležitější vysvětlující proměnnou přítomnosti žab (*Anura*) v rybníce. Stejně tak Baker & Halliday (1999) uvádí pozitivní vztah ponořené vegetace s přítomností žab (*Anura*). Beebee (1997) uvádí rovněž velmi pozitivní vliv ponořené vegetace na prezenci obojživelníků, udává, že rybník je „v dobré kondici“ při pokryvnosti 25 % a více.

Okolní biotop

Loman & Lardner (2006) udávají agrikulturní krajinu jako nevhodnou pro druh *Rana arvalis*, který je typický pro mokřady, případně pastviny (jako okolní biotopy vodní plochy, kam klade své snůšky). Kdežto *Rana temporaria* má větší rozsah terestrických biotopů, a byl dokonce pozorován tah přes zorané pole na místo rozmnožování a následně pak tah zpět. *Rana arvalis* nebyl nikdy v takovýchto podmínkách (přímo na poli) zaznamenán. Loman & Andersson (2006) uvádějí pozitivně signifikantní vliv pastviny jako okolního biotopu na přítomnost *Rana arvalis*, vliv lesa nebyl průkazný, vliv pole byl negativně signifikantní. V této práci se ukazuje jako významný okolní biotop mokřad (pozitivní), rovněž signifikantní je louka (negativní). Pole, pastvina a les nemají průkazný vliv na absenci/prezenci *Rana arvalis*. Jeho prezence na lokalitách s převažujícím okolním biotopem těchto tří kategorií je stejná jako jeho absence. Neprůkazný vliv lesa může být způsoben přílišnou variabilitou této kategorie v terénu, rozhodně bude vhodnější luh, olšina, podmáčená smrčina než smrková monokultura. Vystává otázka, zda tuto kategorii (třidu) rozdělit na negativní a pozitivní, tím pádem místo pěti kategorií v charakteristice okolního biotopu mít šest kategorií, jenže tím se pak ubere další stupeň volnosti a bylo by tedy vhodné zvýšit i počet lokalit.

Beebee (1997) uvádí, že pro žáby (*Anura*) obecně jsou vhodnější starší vodní plochy, což souvisí s vyvinutým litorálem, porostem ponořené vegetace a menším sklonem (způsobeným postupným zanášením nádrže). Další velmi zajímavý poznatek uvádí Häkkinen et al. (2001). Jejich experiment ukázal na významnou citlivost *Rana arvalis* vůči UV-B záření (na rozdíl od *Rana temporaria*, který tímto zářením nijak prokazatelně netrpí). To může být důvodem, proč preferuje lokality s vyvinutým litorálem a ponořenou vegetací, které umožňují jeho larvám mimo jiné skrýt se před přílišným slunečním zářením. Na přítomnost nejen *Rana arvalis* má pak pochopitelně zcela evidentní vliv způsob odbahnění vodní plochy. Většinou se jedná o naprosto nevhodný zásah, avšak občas je rybník odbahněn vhodně tak, že podél břehu jsou vytvořeny hráze (hrázky), které oddělují mělký litorál od volné hlubší vody. Takovýto biotop je pak pro *Rana arvalis* naprosto ideální a vyskytuje se zde v tisících jedinců (výhodou je uzavřenost, která brání rybám dostat se do tohoto prostoru, nepřerušená sukcese litorálu rovněž přispívá pozitivně). Ovšem takovýto postup není proveditelný na všech lokalitách, podmínkou je dostatečně velká plocha rybníka, neintenzivní hospodaření, a především dobrá vůle.

5.2.3 Časové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách

Výsledky této studie potvrdily obecně platné předpoklady o fenologii druhů *Rana arvalis* a *Rana temporaria*. To znamená, že *Rana temporaria* začíná své rozmnožování dříve (přichází dříve na lokalitu, klade dříve snůšky, které se líhnou a rozplavávají dřív než snůšky *Rana arvalis*). V průměru vychází rozdíl mezi všemi sledovanými událostmi pět až šest dní, což je podle Baruše & Olivy (1992) závislé na zeměpisné šířce, dále pak na počasí (teplota, srážky, vítr). Při nepříznivém počasí tak může dojít k oddálení rozmnožování *Rana temporaria* a pak může dojít k současnému rozmnožování obou druhů (příkladem může být letošní sezona, kdy došlo ke zkrácení intervalu mezi oběma druhy na dva dny). Nutno poznamenat, že rozdíl ve fenologii obou druhů vyšel signifikantní nejen obecně, ale i na jednotlivých lokalitách se pohyboval v průměru pět až šest dní. Podobné výsledky obsahuje i studie, kterou provedli Severtsov et al. (1998). *Rana temporaria* opouští zimoviště dříve (Severtsov et al., 1998) v závislosti na počasí. *Rana arvalis* přichází o 7 až 10 dní později, ovšem při velmi pozdním jaru se *Rana temporaria* opoždí a jde téměř shodně s *Rana arvalis*. Dřívější kladení snůšek *Rana temporaria* je umožněno tím, že klade snůšky do vícevrstevných (dvě až tři vrstvy) objemných konglomerátů, které umožňují lepší odolnost vůči jarním teplotním výkyvům (přes noc jich umrzne méně, než kdyby byly snůšky jednotlivé). To že může klást do několika vrstev o stovkách až tisících snůšek, je umožněno jeho větší tolerancí k hypoxii oproti *Rana arvalis* (Severtsov, 2004). Loman (2002) uvádí zajímavý fenologický údaj, v případě syntopického

výskytu *Rana temporaria* metamorfuje o 20 dní dříve než *Rana arvalis*, což je ve srovnání s rozdíly při kladení, líhnutí a rozplavání značně velký posun. Vzhledem k výsledkům testu o konstantnosti rozdílů mezi jednotlivými sledovanými událostmi v této práci, to může znamenat, že ačkoli se rozdíly neliší na začátku vývoje nové generace (nakladení, líhnutí, rozplavání), na konci (v období metamorfózy) je už posun rozdílů značný. Což může naznačovat, že i nepatrný náskok (pět dní) je zcela zásadní a umožní rychlejší vývoj larev a pulců. Zároveň však musíme brát v úvahu, že tato data nejsou ze stejného místa ve stejném roce, tudíž jejich srovnání je jen teoretické.

Dále je důležité poznamenat, že každá ekologicky specifická fáze ontogeneze je charakteristická svojí vlastní fundamentální a realizovanou subnikou (Severtsov, 2004). I přes syntopický výskyt obou druhů, podle Severtsova et al. (1998) konkurence mezi sledovanými druhy chybí. Potravní konkurence u plůdku stejného druhu i u plůdku mezi druhy neexistuje. Díky hryzacímu retnímu aparátu a filtrační schopnosti žaberních keříčků, pulečci požívají široké spektrum potravy, od epidermis makrofyt, po bakteriální vrstvy na povrchu vody, trusu a těl různých drobných živočichů a také i jiných plůdků, které jsou součástí planktonu ve vodě. Stav mikroplanktonu ve vodě a stav střev plůdku z té samé nádrže, svědčí o tom, že zde chybí volba potravy. Vyčíslení indexu naplnění střev potvrdily plné zabezpečení plůdku potravou. Nekonkurují si ani v jednom stadiu životního cyklu. Což je v rozporu s Lardnerem (1995), který uvádí, že ekologie pulců obou druhů je stejná a může se projevovat kompeticí.

5.2.4 Prostorové rozmístění obou druhů na vybraných lokalitách

Tato data nebyla nijak statisticky analyzována, avšak z výsledků je patrné, že prostorové rozmístění obou druhů na jednotlivých lokalitách je různé a potvrzuje údaje z literatury (Severtsov, 1998, Baruš & Oliva, 1992). Jak bylo zmíněno výše, kladení snůšek *Rana temporaria* do větších seskupení (podle výsledků je největší zastoupení shluků nad 50 kusů snůšek) je přizpůsobením k dřívějšímu kladení (větší odolnost vůči mrazu). Z toho i vyplývá kladení snůšek *Rana arvalis* spíše jednotlivě, jelikož jeho odolnost vůči hypoxii není tak vysoká jako u *Rana temporaria*. Z toho tedy vyplývá, že „shlukovitost“ snůšek není primárně dána podmínkami prostředí (litorál, sklon dna, atd.), ale slouží jako prostředek k odlišení časové niky obou druhů. Výjimečně se vyskytly snůšky *Rana arvalis* ve shlucích nad 50 kusů (jeho celkové počty snůšek na lokalitě šly do tisíců), je nutné poznamenat, že pak byl *Rana temporaria* značně minoritním zástupcem obojživelníků na lokalitě (pár desítek snůšek). Další velmi zajímavou skutečností je, že jen výjimečně kladly oba druhy snůšky pohromadě (tedy na stejné místo),

případně vedle sebe. V naprosté většině byly naklady odděleně. S tím souvisí i preference místa pro naklady snůšek. *Rana temporaria* jednoznačně nepreferuje žádnou ze tří sledovaných kategorií (litorál, ponořená vegetace, volná voda), avšak *Rana arvalis* naprosto upřednostňuje klady do litorálu. Severtsov (2004) uvádí jako důvod malých, resp. žádných seskupení, snůšek *Rana arvalis* jejich malou přilnavost. Zároveň udává, že v případě syntopického výskytu obou druhů *Rana temporaria* klade ve velkém množství pohromadě a *Rana arvalis* jednotlivě v okolí a do mělké vody.

6. Závěr

V sezóně 2007 byl v období od začátku března do konce srpna proveden monitoring obojživelníků na 66 lokalitách na Chebsku, se zaměřením na presenci/absenci skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*). Pro jednotlivé lokality byly zjištěny charakteristiky prostředí vlastní vodní plochy a jejího okolí. Na vybraných 15 lokalitách byla zjišťována fenologická data pro *Rana arvalis* a *Rana temporaria* (příchod prvních/většiny jedinců na lokalitu, naklazení první/většiny snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek) a údaje o prostorovém rozmístění snůšek dvou druhů.

Celkem bylo na sledovaném území zaznamenáno 13 druhů obojživelníků. Druhy *Rana temporaria*, *Bufo bufo*, *Triturus alpestris*, *Triturus vulgaris* se vyskytují na všech lokalitách. Dalšími významně zastoupenými druhy byly: *Rana* kl. *esculenta* (65 lokalit), *Rana lessonae* (47 lokalit). Zájmový druh *Rana arvalis* byl na polovině lokalit. Dále pak byly zaznamenány druhy: *Hyla arborea* (15 lokalit), *Pelobates fuscus* (15), *Triturus cristatus* (14), *Bufo calamita* (5), *Rana ridibunda* (5), *Bufo viridis* (3). Na třech lokalitách bylo zaznamenáno všech 13 druhů současně.

Pomocí zobecněného lineárního modelu bylo zjištěno, že přítomnost *Rana arvalis* na sledovaných vodních plochách ovlivňuje především zastoupení ponořené a litorální vegetace, dále pak sklon dna a převažující okolní biotop. *Rana arvalis* preferuje lokality (Příloha 11) s vyšším zastoupením litorálu a ponořené vegetace, sklonem dna do 30 cm na jeden metr, okolním biotopem s převahou mokřadu a minimem louky. Vliv oslunění a rybářského využití nebyl prokázán.

Načasování jednotlivých fenologických fází se u *Rana arvalis* a *Rana temporaria* signifikantně liší. *Rana temporaria* prokazatelně dříve přichází na lokalitu i klade snůšky, které se dříve líhnou a rozplavávají než je tomu u *Rana arvalis*. Rozdíl činí v průměru 4 – 6 dní. Zároveň bylo ověřeno, že na jednotlivých lokalitách je prokazatelný rozdíl mezi oběma druhy pro sledované události a rozdíl mezi jednotlivými fenologickými událostmi zůstává konstantní (5 dní).

V případě prostorového rozmístění obou druhů bylo zjištěno, že na sledovaných lokalitách *Rana arvalis* preferuje klazení svých snůšek do litorálu. Klade je jednotlivě, jen výjimečně ve větších shlucích, a odděleně od *Rana temporaria*. *Rana temporaria* klade snůšky převážně ve velkých konglomerátech. Jde o strategii umožňující klást podstatně dříve (embrya jsou v hromadných shlucích lépe chráněna proti mrazu). Ve výběru místa pro naklazení snůšek není tento druh tak vyhraněný, klade ve stejné míře jak do litorálu, tak do volné vody.

7. Literatura

AHOLA M., NORDSTRÖM M., BANKS P. B., LAANETU N., KORPIMÄKI E. (2006): Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. *Proceedings of the Royal Society B*, 273: 1261 – 1265.

ARNTZEN J. W. (1981): Kikkers en padden (Anura). In: Spareboom M. (ed.): *De amfibieën en reptielen van Nederland, België en Luxemburg*. Rotterdam: A. A. Balkema, 284 pp.

BAKER J. M. R. & HALLIDAY T. R. (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55 – 63.

BANNIKOV A. G., DAREVSKIJ I. S., DENISOVA M. N., DROZDOV N. N., JORDANSKIJ N. N. (1985): *Žizň životnych. Tom 5. Zemnovodnyje, presmykajuščijesja. 2. izd. Moskva: Prosveščeniye*, 399 pp.

BARUŠ V. & OLIVA O. [EDS.] (1992): *Fauna ČSFR, sv. 25 Obojživelníci – Amphibia. Academia, Praha*, 338 pp.

BEEBEE T. J. C. (1997): Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on Chalk Downland in Sussex, England. *Biological Conservation*, 81: 215 – 219.

BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace, společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc*

BIRNBAUM C. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Mustela vison*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species (www.nobanis.org, verze ze dne 6. 4. 2008).

BLAUSTEIN A. R. & KIESECKER J. M. (2002): Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, 5: 597 – 608.

BOSCH J. & MARTÍNEZ-SOLANO I. (2003): Factors influencing occupancy of breeding ponds in a montane amphibian assemblage. *Journal of Herpetology*, 37: 410 – 413.

BUCHAR J. (1982): Způsob publikace lokalit živočichů z území Československa. *Věst. Čs. Společ. Zool.* 46: 317 – 318.

CRAWLEY M. J. (2003): *Statistical Computing. An Introduction to Data Analysis using S-plus*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, England, 761 pp.

- CULEK M. [ED.] ET AL. (1996):** Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha, 347 pp.
- DUELLMAN W. E., TRUEB L. (1986):** Biology of Amphibians. McGraw-Hill, New York, 670 pp.
- DYKYJOVÁ ET AL. (1989):** Metody studia ekosystémů. Academia, Praha, 447 – 473.
- GASC J. P., CABELA A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC J., DOLMEN D., GROSSENBACHER K., HAFFNER P., LESCURE J., MARTENS H., MARTÍNEZ RICA J. P., MAURIN H., OLIVIERA M. E., SOFIANIDOU T. S., VEITH M. & ZUIDERWIJK A. [EDS] (1997):** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Paris.
- GROSSENBACHER K. (1997):** Long-term population monitoring of *Rana temporaria* near Berne, Switzerland. In: Roček Z. & Hart S. [eds.], Herpetology '97, Abstracts from Third World Congress in Herpetology, 3 – 10 August 1997, Prague, Czech Republic.
- HANDL L. (2006):** Osídlování nově vytvořených vodních ploch obojživelníky na území CHKO Kokořínsko. Diplomová práce, Fakulta lesnická a environmentální ČZU Praha, 52 pp. (nepublikováno)
- HÄKKINEN J., PASANEN S. & KUKKONEN J. V. K. (2001):** The effects of solar UV-B radiation on embryonic mortality and development in free boreal anurans (*Rana temporaria*, *Rana arvalis* and *Bufo bufo*). Chemosphere, 44: 441 – 446.
- HECNAR S. J. & M'CLOSKEY R. T. (1997):** The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biological Conservation, 79: 123 – 131.
- HENDL J. (2006):** Přehled statistických metod zpracování dat: analýza a metaanalýza dat, Portál, Praha, 583 pp.
- HEYER W. R., DONNELLY M. A., MCDIARMID R. W., HAYEK L. - A., FOSTER M. S. [EDS.] (1994):** Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA, 361 pp.
- CHLUPÁČ I., BRZOBOHATÝ R., KOVANDA J., STRÁNÍK Z. (2002):** Geologická minulost České republiky. Academia, Praha, 436 pp.
- IŠČENKO V. G. (1997):** *Rana arvalis* Nilsson, 1842. In: Gasc J.-P. , Cabela A., Crnobrnja – Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J. P., Maurin H., Oliveira M. E., Sofianidou T. S., Veith M. and Zuiderwijk A. (eds.): Atlas of

Amphibians and Reptiles in Europe. Paris: Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d' Histoire Naturelle (IEGB/SPN): 128 – 129.

JUSZCZYK W. (1974): Plazy i gady krajowe. Warszawa: PWN, 723 pp.

KREBS CH. J. (1989): Ecological Methodology. Harper Collins Publishers, New York, 16 – 64.

KULICH J. (1985): Srovnání některých aspektů bionomie *Rana temporaria* L. a *Rana dalmatina* Bonaparte (Ranidae, Amphibia) s poznámkami o četnosti populací a prostorové aktivitě *Rana temporaria* L. Diplomová práce, Přírodovědná fakulta UK Praha, 106 pp. (nepublikováno).

LARDNER B. (1995): Larval ecology of *Rana arvalis*: an allopatric island population compared with sympatric mainland population. Amphibia – Reptilia, 16: 101 – 111.

LEPŠ J. (1996): Biostatistika. JČU, České Budějovice, 166 pp.

LEPŠ J. & ŠMILAUER P. (2000): Mnohorozměrná analýza ekologických dat. JČU, České Budějovice, 102 pp.

LOBANOV V. A. (1977): Rasprostrnenije ostromordoj ljaguški v Bolšezemel'skoj tundre. Voprosy gerpetologii, Leningrad, 4: 134 – 135.

LOMAN J. (2002): Temperature, genetic and hydroperiod effects on metamorphosis of brown frogs *Rana arvalis* and *R. temporaria* in the field. Journal of Zoology, 258: 115 – 129.

LOMAN J. & ANDERSSON G. (2006): Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989 – 2005. Mixed trends in different habitats. Biological Conservation, 135: 46 – 56.

LOMAN J. & LARDNER B. (2006): Does pond quality limit frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment. Journal of Applied Ecology, 43: 690 – 700.

MAZEROLLE M. J., DESROCHERS A. & ROCHEFORT L. (2005): Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. Ecological Applications, 15 (3): 824 – 834.

MIKÁTOVÁ B. & VLAŠÍN M. (2002): Ochrana obojživelníků. EkoCentrum Brno, 135 pp.

- MORAVEC J. [ED.] (1994):** Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Atlas of Czech amphibians, Národní muzeum, (zoologické odd.), Praha, 136 pp.
- NEČAS P., MODRÝ D. & ZAVADIL V. (1997):** Czech Recent and Fossil Amphibians and Reptiles. An Atlas and Field Guide. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 94 pp.
- NEUHÄUSLOVÁ Z. ET AL. (2001):** Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia, Praha, 341 pp.
- OLDHAM R. S., KEEBLE J., SWAN M. J. S. & JEFFCOTE M. (2000):** Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). Herpetological Journal, 10: 143 – 155.
- PETRANKA J. W., KENNEDY C. A. & MURRAY S. S. (2003):** Responses of amphibian to restoration of a southern Appalachian wetland: a long-term analysis of community dynamics. Wetlands, 23: 1030 – 1042.
- PIHA H., LUOTO M., PIHA M. & MERILA J. (2007):** Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. Global Change Biology, 13: 300 – 311.
- POKORNÝ J., 2004:** Velký encyklopedický rybářský slovník, Fraus, Plzeň, 649 pp.
- ROZÍNEK K., ROZÍNEK R., MORAVEC J. (1994):** SKOKAN OSTRONOSÝ – *Rana arvalis* Nilsson, 1842. In: Moravec J., (ed.): Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Atlas of Czech amphibians. Praha: Národní muzeum: 82 – 86.
- SEMLITSCH R. D. (2003):** Amphibian Conservation. Smithsonian Books, Washington and London, 324 pp.
- SEVERTSOV A. S. (2004):** Fundamental Species Niche: Mechanism of Formation and Ecological Significance. Russian Journal of Ecology, Vol. 35, No. 6: 357 – 363.
- SEVERTSOV A. S., LYAPKOV S. M., SUROVA G. S. (1998):** Sootnočeniye ekologičeskich niš travjanoj (*Rana temporaria* L.) i astromordnoj (*Rana arvalis* Nilss.) ljaguček (Anura, Amphibia), Žurnal obščej biologii, 59: 279 – 301.
- STATSOFT INC. (2008):** STATISTICA Cz (Softwarový systém na analýzu dat), verze 8.0
Www.StatSoft.Cz
- STUMPEL A. H. P. & VAN DER VOET H. (1998):** Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. Amphibia – Reptilia, 19: 125 – 142.

ŠANDERA M. (2008): Mapa rozšíření *Rana arvalis* v ČR. BioLib [http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id96/]

ŠANDERA M. (2008): Mapa rozšíření *Rana temporaria* v ČR. BioLib [http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id102/]

ŠČERBAK N. N. ET ŠČERBAN' M. I. (1980): Zemnovodnyje i presmykajuščijesja Ukrainских Karpat. Kijev: Izd. Naukova dumka, 267 pp.

THIELCKE G., HUTTER C. – P., HERRN C. – P. & SCHREIBER R. L. (1991): Rettet die Frösche, Das Standardwerk zum praktischen Amphibienschutz in Deutschland, Österreich und der Schweiz, Dortmund, 125 pp.

TOLASZ R., MÍKOVÁ T., VALERIANOVÁ A., VOŽENÍLEK V. (2007): Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav, Praha, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc

VOJAR J. (2001): Metody studia obratlovců – Obojživelníci. *In:* Bejček V., Šťastný K. et al.: Metody studia ekosystémů, Lesnická práce, s. r. o., Praha, 111 pp.

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

ZAHRADNICKÝ J., MACKOVČIN P. [EDS.] ET AL. (2004): Plzeňsko a Karlovarsko. *In:* Mackovčín P. & Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek XI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 588 pp.

ZAVADIL V. (1993): Vertikale Verbreitung der Amphibien in der Tschechoslowakei. Salamandra, 28: 202 – 222.

ZAVADIL V. & ŠAPOVALIV P. (1990): Obratlovci Doupovských hor (Amphibia, Reptilia). Sborník Západočeského Muzea v Plzni, Příroda, 77: 1 –55.

ZAVADIL V. & MORAVEC J. (2003): Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky, Příroda, Praha, 22: 83 – 93.

ZWACH I. (1990): Naši Obojživelníci a plazi ve fotografii. SZN, Praha, 141 pp.

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, jak vyplývá ze změn provedených zákonným opatřením Předsednictva České národní rady č. 347/1992 Sb., zákonem č. 289/1995 Sb., nálezem

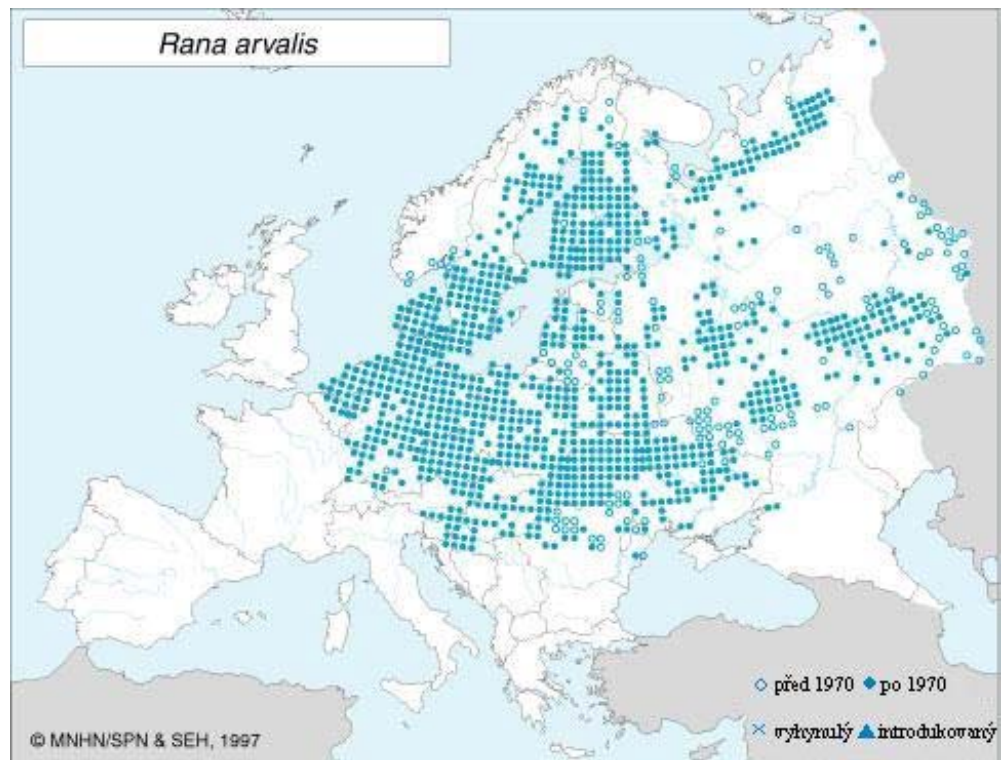
Ústavního soudu České republiky vyhlášeným pod č. 3/1997 Sb., zákonem č. 16/1997 Sb., zákonem č. 123/1998 Sb., zákonem č. 161/1999 Sb., zákonem č. 238/1999 Sb., zákonem č. 132/2000 Sb., zákonem č. 76/2002 Sb., zákonem č. 20/2002 Sb., zákonem č. 100/2004 Sb., zákonem č. 168/2004 Sb. a zákonem č. 218/2004 Sb.

Vyhláška č. 395/1992 Sb. a její novela 175/2006 Sb.

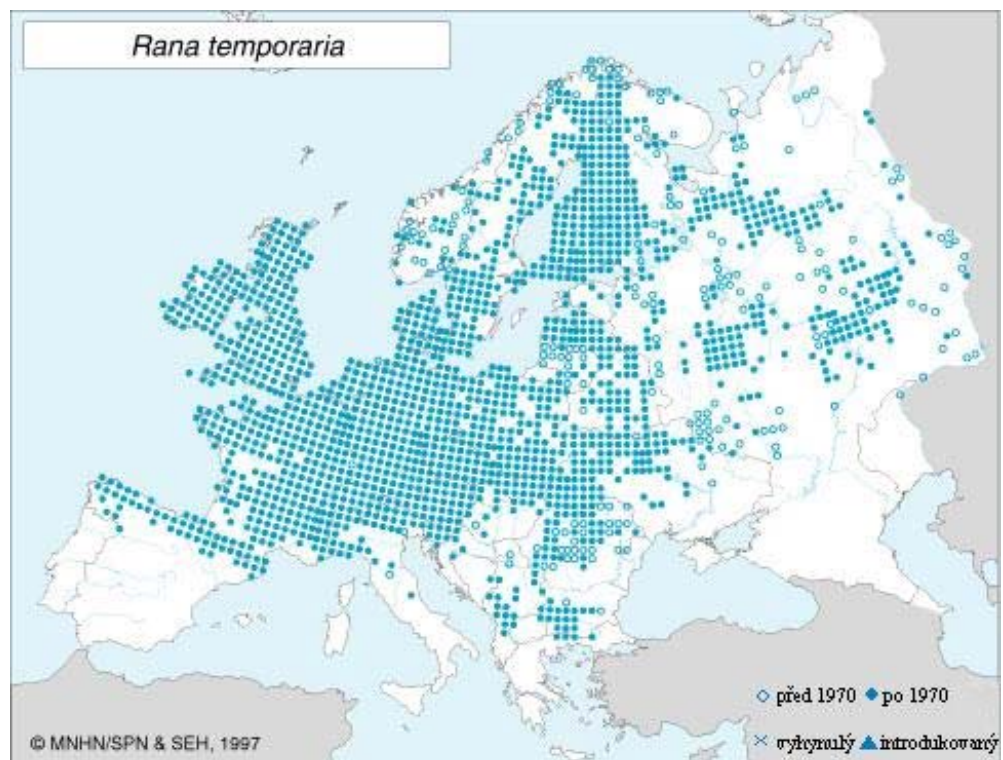
Seznam příloh

- P1** – Mapy rozšíření skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) v Evropě
- P2** – Mapy rozšíření skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) v ČR
- P3** – Zobrazení studované oblasti a lokalit
- P4** – Zobrazení prevalence skokana ostronosého (*Rana arvalis*) v závislosti na převažujícím okolním biotopu vodní plochy
- P5** – Zobrazení počtu snůšek skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) na vybraných lokalitách
- P6** – Zobrazení rozdílnosti časových nik skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)
- P7** – Tabulka se záznamy dat jednotlivých fenologických událostí skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) na lokalitách s jejich syntopickým výskytem v roce 2007
- P8** – Tabulka se záznamy prevalence/absence skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a sledovaných charakteristik vodních ploch
- P9** – Fotografie dospělců skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)
- P10** – Fotografie snůšek skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)
- P11** – Fotografie typických lokalit skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)

Příloha 1: Mapy rozšíření skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) v Evropě

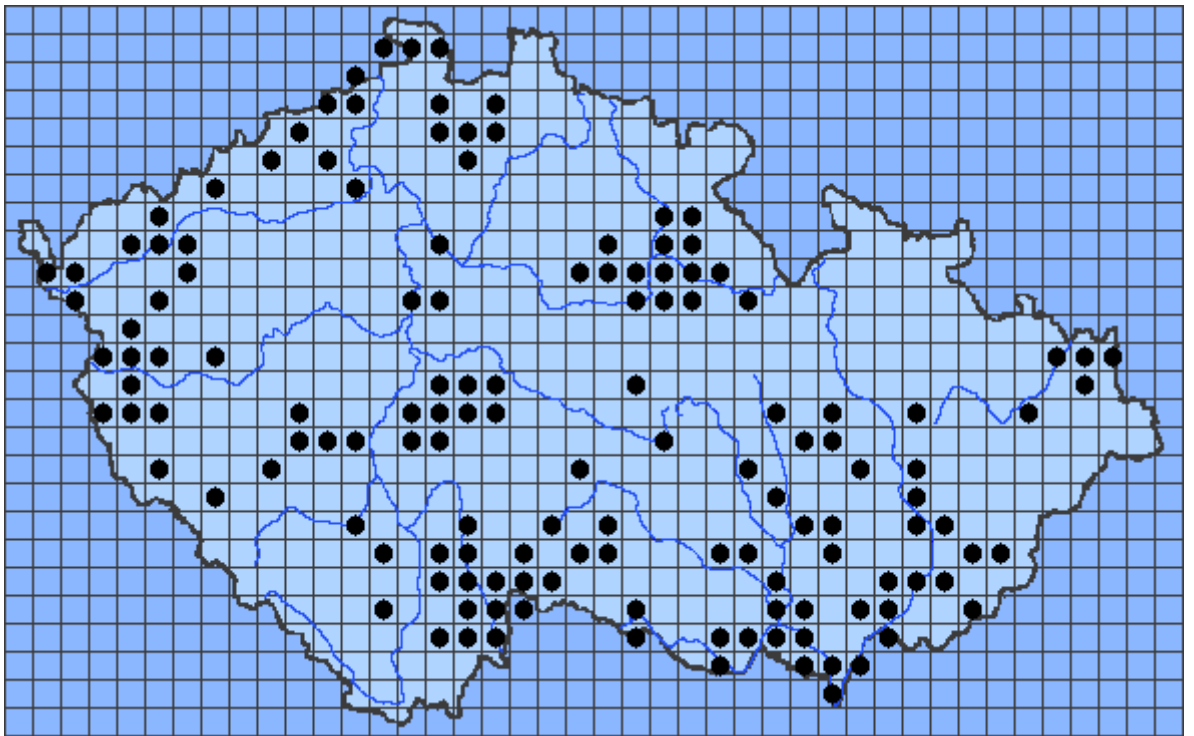


Mapa rozšíření skokana ostronosého (*Rana arvalis*) v Evropě (Gasc et al., 1997).

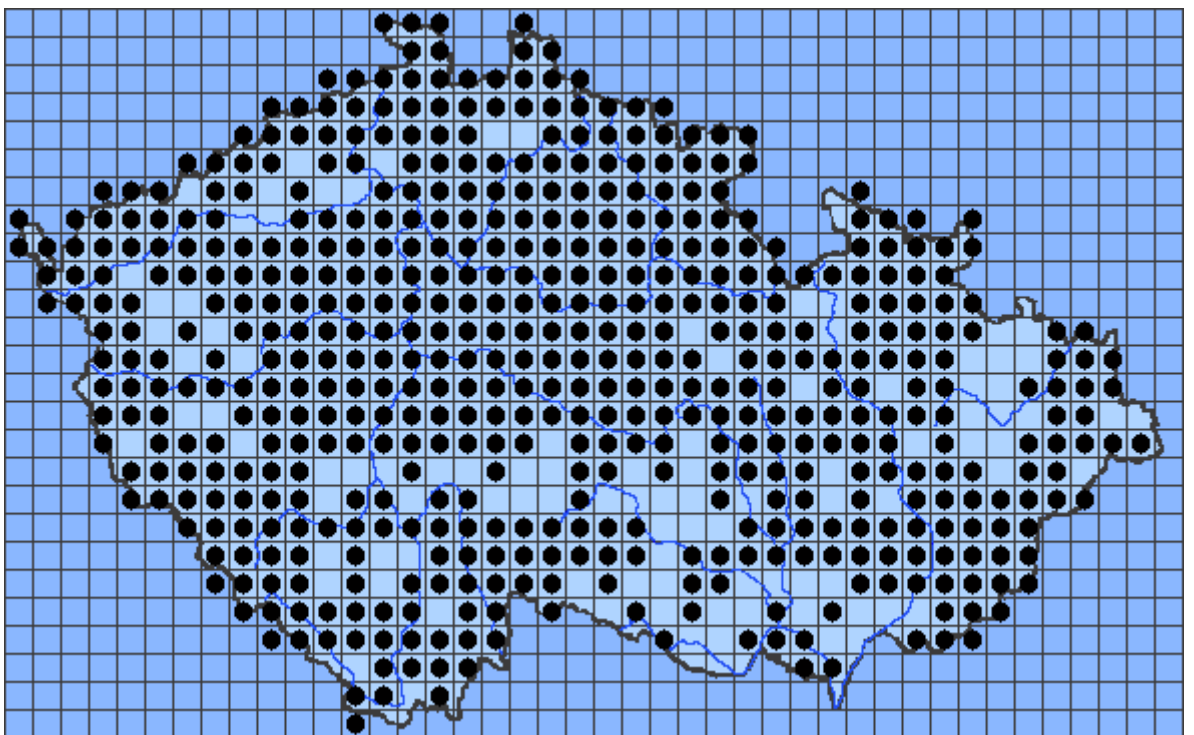


Mapa rozšíření skokana hnědého (*Rana temporaria*) v Evropě (Gasc et al., 1997).

Příloha 2: Mapy rozšíření skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) v ČR



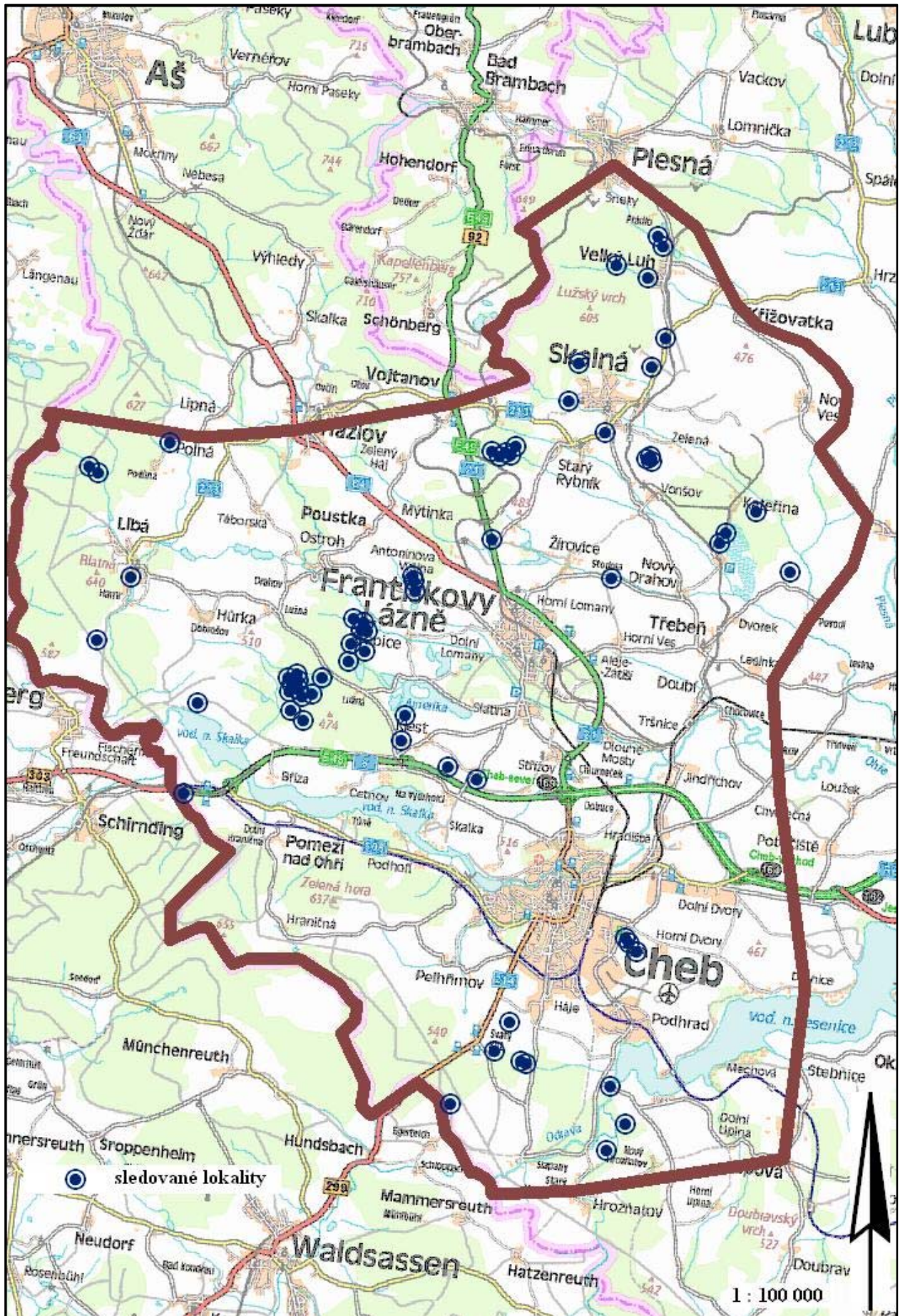
Mapa rozšíření skokana ostronosého (*Rana arvalis*) v ČR (Šandera 2008).



Mapa rozšíření skokana hnědého (*Rana temporaria*) v ČR (Šandera 2008).

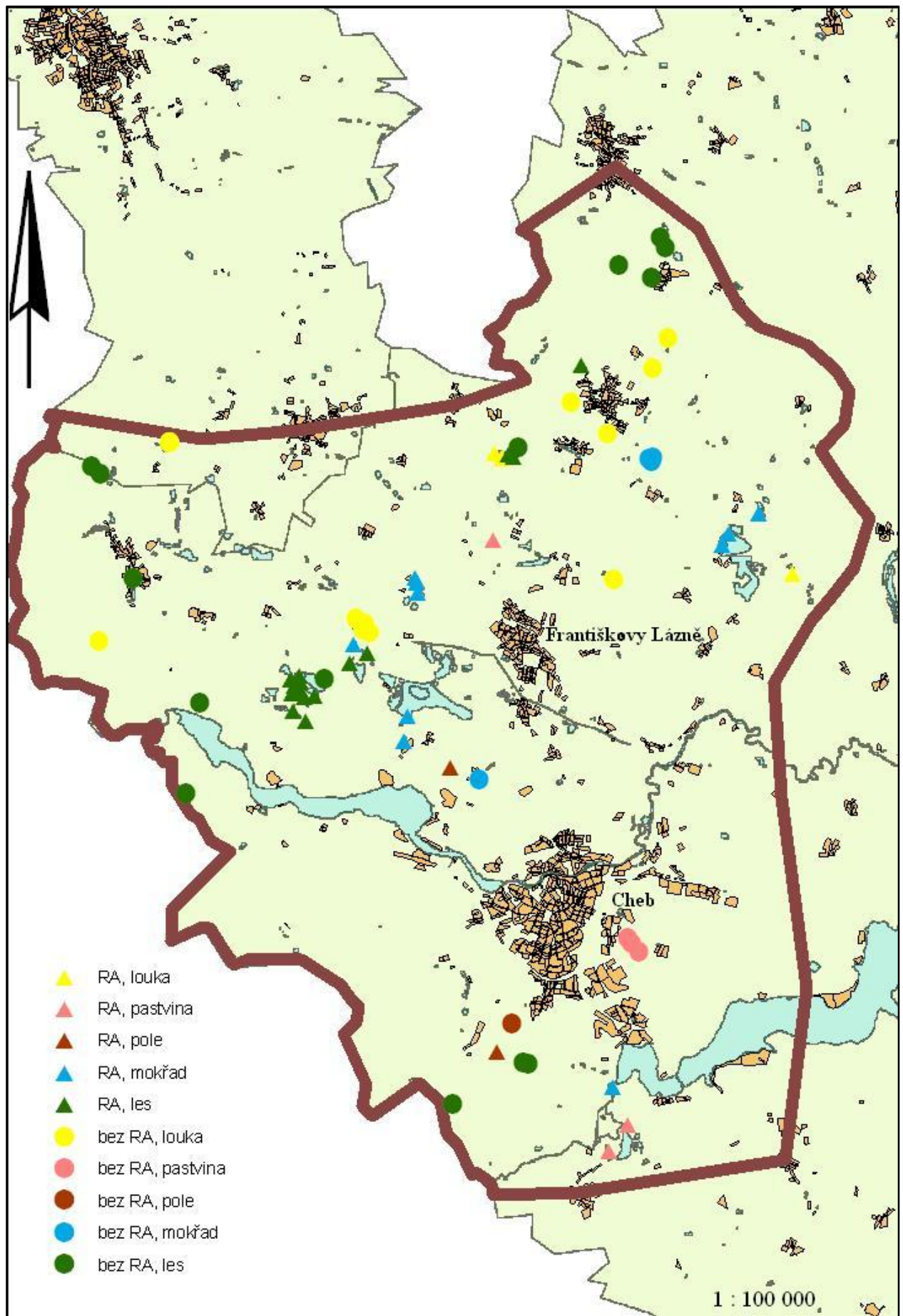
Příloha 3: Zobrazení studované oblasti a lokalit

● sledované lokality



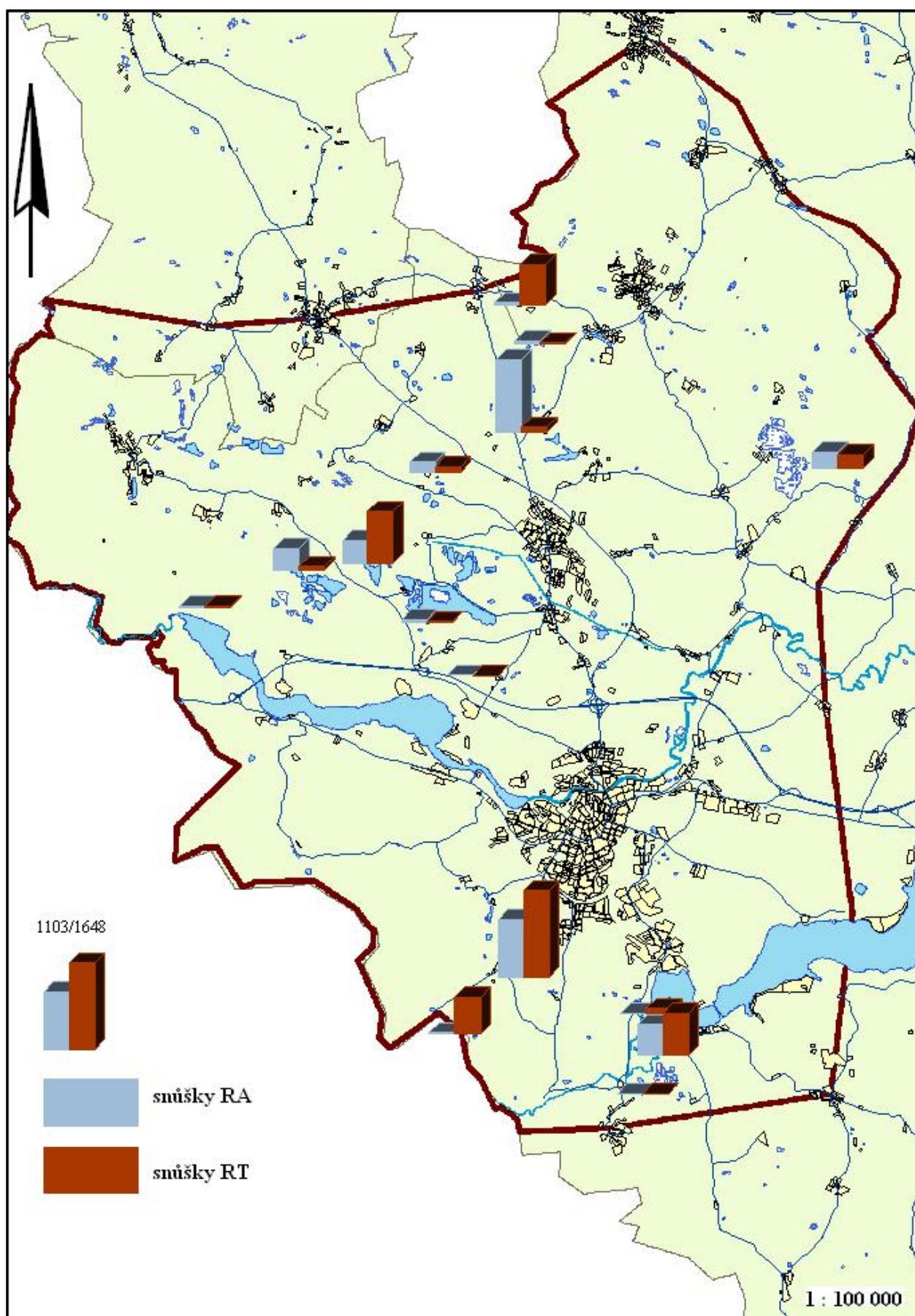
Příloha 4: Zobrazení prezence skokana ostronosého (*Rana arvalis* = RA) v závislosti na převažujícím okolním biotopu vodní plochy

Trojúhelník vyjadřuje prezenci, kolečko vyjadřuje absenci.



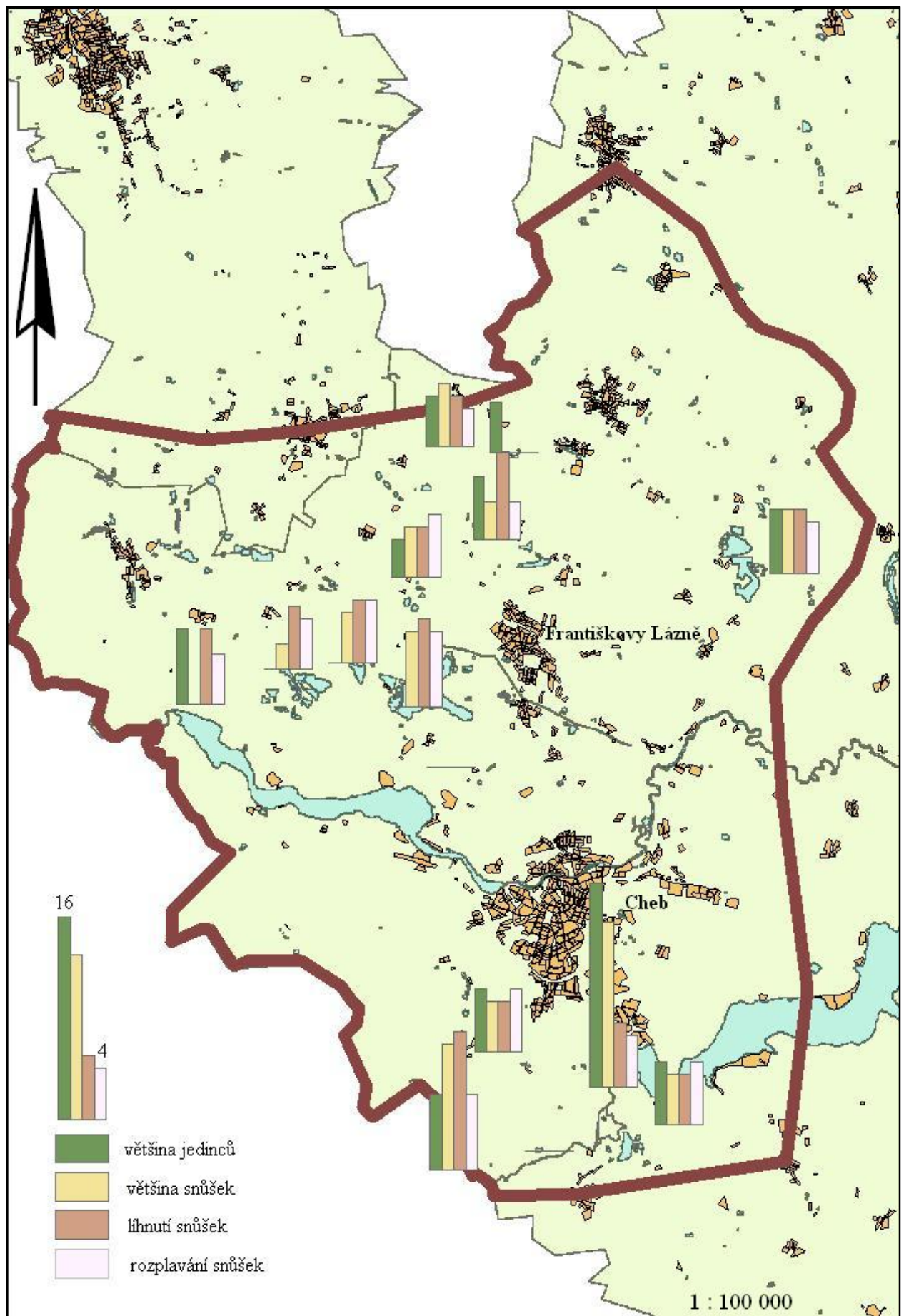
Příloha 5: Zobrazení počtu snůšek skokana ostronosého (*Rana arvalis* = RA) a skokana hnědého (*Rana temporaria* = RT) na vybraných lokalitách

Sloupce vyjadřují počet snůšek.



Příloha 6: Zobrazení rozdílnosti časových nik skokana ostronosého (*Rana arvalis* = RA) a skokana hnědého (*Rana temporaria* = RT)

Sloupce vyjadřují počet dní mezi jednotlivými událostmi – příchodem většiny jedinců na lokalitu, naklazením většiny snůšek, líhnutím snůšek, rozplaváním snůšek – obou druhů.



Příloha 7: Tabulka se záznamy dat jednotlivých fenologických událostí skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) na lokalitách s jejich syntopickým výskytem v roce 2007

V tabulce jsou zaznamenána data jednotlivých fenologických událostí skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*) na lokalitách s jejich syntopickým výskytem v roce 2007 (příchod prvních jedinců na lokalitu, příchod většiny jedinců na lokalitu, naklazení prvních snůšek, většiny snůšek, líhnutí snůšek, rozplavání snůšek).

LOKALITA	1. JEDINCI			VĚTŠINA			1. SNŮŠKY			VĚTŠINA SNŮŠEK			LÍHNUTÍ			ROZPLAVÁNÍ		
	RA	RT	Δ	RA	RT	Δ	RA	RT	Δ	RA	RT	Δ	RA	RT	Δ	RA	RT	Δ
SORGEN	20.3.	14.3.	6	25.3.	20.3.	5	25.3.	17.3.	8	30.3.	25.3.	5	8.4.	3.4.	5	12.4.	8.4.	4
VELKÝ VYDÝMAČ	30.3.	14.3.	16	3.4.	30.3.	4	3.4.	25.3.	9	8.4.	3.4.	5	12.4.	8.4.	4	15.4.	12.4.	3
PRÁZDNÝ	30.3.	25.3.	5	3.4.	30.3.	4	3.4.	30.3.	4	8.4.	8.4.	0	12.4.	12.4.	0	15.4.	15.4.	0
HORNÍ SILNIČNÍ	20.3.	14.3.	6	25.3.	20.3.	5	25.3.	20.3.	5	28.3.	25.3.	3	9.4.	2.4.	7	12.4.	9.4.	3
DVOREČEK	23.3.	14.3.	9	26.3.	23.3.	3	26.3.	23.3.	3	30.3.	26.3.	4	4.4.	30.3.	4	9.4.	4.4.	5
SV. KŘÍŽ	14.3.	10.3.	4	25.3.	20.3.	5	25.3.	18.3.	7	27.3.	23.3.	4	2.4.	29.3.	4	7.4.	2.4.	5
DELTA	—	—	—	29.3.	13.3.	16	29.3.	—	—	2.4.	20.3.	13	7.4.	2.4.	5	11.4.	7.4.	4
AMERIKA	—	—	—	31.3.	31.3.	0	4.4.	—	—	6.4.	31.3.	6	13.4.	6.4.	7	15.4.	9.4.	6
OKOUNÍ	—	12.3.	—	26.3.	26.3.	0	26.3.	20.3.	6	30.3.	26.3.	4	4.4.	30.3.	5	9.4.	4.4.	5
VELKÝ KŘIVÝ	15.3.	12.3.	3	28.3.	28.3.	0	28.3.	—	—	30.3.	28.3.	2	9.4.	4.4.	5	13.4.	9.4.	4
KOMORNÍ DVŮR	—	—	—	—	—	—	31.3.	—	—	4.4.	—	—	11.4.	—	—	14.4.	—	—
BŘEZÁK	13.3.	13.3.	0	25.3.	20.3.	5	25.3.	20.3.	5	29.3.	25.3.	4	2.4.	29.3.	4	7.4.	2.4.	5
TOVÁRNÍ	—	13.3.	—	—	—	—	—	—	—	29.3.	—	—	7.4.	—	—	11.4.	—	—
STROUHA	28.3.	16.3.	12	31.3.	25.3.	6	31.3.	25.3.	6	7.4.	28.3.	10	11.4.	31.3.	11	13.4.	7.4.	6
POMEZNÁ	20.3.	—	—	26.3.	20.3.	6	—	20.3.	—	26.3.	26.3.	0	10.4.	4.4.	6	14.4.	10.4.	4

Příloha 8: Tabulka se záznamy prevalence/absence skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a sledovaných charakteristik vodních ploch

číslo	Lokalita	Rybářské využití (1=bez ryb, 2=extenzivní, 3=intenzivní)	RA	Oslunění (%)	Sklon dna (cm/m)	Litorál (% břehové linie)	Ponořená vegetace (% vodní plochy)	Převažující okolní biotop (1=louka, 2=pastvina, 3=pole, 4=mokřad, 5=les)	výskyt pozitivního biotopu
1	Dvoreček #1	2	1	100	40	40	30	4	
2	Dvoreček #2	2	1	100	50	40	20	4	
3	Dvoreček #3	2	1	100	50	20	10	4	
4	Studna	2	1	70	40	70	40	5	
5	Vražedný	2	1	70	40	80	30	5	
6	Banán	1	1	80	30	100	90	5	
7	241	1	1	100	30	100	90	5	
8	Plochý r.	3	0	100	50	50	5	5	
9	Rourový r.	3	1	80	40	70	30	5	
10	Liščí r.	2	1	70	30	60	30	5	
11	Ženský r.	3	1	80	60	30	10	5	
12	Nový r.	3	1	90	30	90	20	5	
13	Horní r.	2	1	60	40	80	60	5	
14	Dolní r.	1	1	30	20	100	100	5	
15	Amerika PR	1	1	100	10	100	100	4	
16	Pod krůt'árnou	3	1	50	50	20	0	4	
17	Okouní rybník	2	1	80	30	100	100	5	
18	Rathsam	1	0	100	10	100	30	5	

19	Pomezní rybník PR	1	0	50	30	100	20	5	
20	Velký luh Cezar	2	0	70	50	20	10	5	
21	Velký luh Prádlo	1	0	100	70	30	0	5	
22	Šnecký rybník	1	0	80	30	80	40	5	
23	Mlýnský rybník	2	0	70	20	90	20	5	
24	Černý rybník	2	0	90	20	60	10	1	4
25	Jáma Zelená #1	1	0	100	80	40	10	4	
26	Jáma Zelená #2	1	0	100	50	100	25	4	
27	Jáma Zelená #3	1	0	100	50	100	10	4	
28	Soos NPR #1 bublák	1	1	100	20	100	50	4	
29	Soos NPR #2 bublák	1	1	100	10	100	70	4	
30	Soos NPR #3 Kateřina	1	1	40	20	100	80	4	
31	Velký Vydýmač	2	1	80	30	25	5	1	4
32	Malý Vydýmač	2	1	70	40	50	60	1	4
33	Prostřední r.	2	1	60	30	20	5	5	
34	Prázdný r.	2	1	50	30	30	10	5	
35	Hliněný r.	2	0	20	80	0	0	5	
36	Horní Silniční rybník	2	1	90	30	100	100	2	
37	Sorgen	1	1	100	50	20	0	1	4
38	Komorní dvůr 1	2	0	100	60	10	0	4	
39	Komorní dvůr 2	1	1	100	10	100	100	3	4
40	Hájský rybník	2	0	100	50	40	5	3	—
41	Svatý Kříž	1	1	70	20	100	60	3	5
42	Hechtova mýt' #1	2	0	40	40	25	0	5	
43	Hechtova mýt' #2	1	0	30	30	60	40	5	
44	Svatý Kříž Signálka	2	0	60	40	100	100	5	
45	Tovární rybník	2	1	100	30	70	10	2	
46	Březák	2	1	70	20	70	20	2	
47	Delta Jesenice	1	1	100	30	100	90	4	
48	Maškov #1	2	0	90	60	30	0	2	
49	Maškov #2	2	0	100	40	80	20	2	

50	Maškov #3	2	0	70	70	80	30	2	
51	Koupaliště Skalná	2	0	90	30	20	0	1	5
52	Vypuštěný U trati	2	0	30	20	50	30	1	4
53	Mezi silnicemi Skalná	2	0	100	60	50	10	1	—
54	Štolba Skalná	1	1	50	30	90	50	5	
55	Žírovice	1	0	100	30	100	70	1	4
56	Podílná Lom	1	0	20	70	20	5	1	5
57	Kladivo	2	0	70	60	50	10	5	
58	Rota Dubina	1	0	100	20	100	100	1	—
59	Mošnička	2	1	70	40	100	10	4	
60	Kovář	2	1	50	40	60	40	5	
61	Ovčárna	3	0	90	30	70	15	1	5
62	Žabí	3	0	90	50	50	10	1	5
63	Stříbrný	3	0	90	40	60	10	1	5
64	Hled'sebský - 3	3	0	40	40	15	0	1	5
65	Velká žabka	2	0	50	30	80	30	5	
66	Malá Žabka	2	0	50	30	100	0	5	

Příloha 9: Fotografie dospělců skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)



Skokan ostronosý (*Rana arvalis*) v amplexu (foto J. Mařík).



Skokan hnědý (*Rana temporaria*) v amplexu (foto J. Mařík).

Příloha 10: Fotografie snůšek skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)



Snůška skokana ostronosého (*Rana arvalis*), (foto J. Mařík).



Snůšky skokana hnědého (*Rana temporaria*), (foto J. Mařík).

Příloha 11: Fotografie typických lokalit skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*)



Lokalita typická pro skokana ostronosého (*Rana arvalis*) s vyvinutým litorálem, do kterého klade své snůšky, (foto J. Mařík).



Rybník s řídkým litorálem je typický pro skokana hnědého (*Rana temporaria*), (foto J. Mařík).