

Univerzita Hradec Králové

Přírodovědecká fakulta

Diplomová práce

Blanokřídlí v rákosových dutinách na vybraných stanovištích
východních Čech - pokus s umělými hnízdy

2017

Bc. Pavlína Tauchmanová

Univerzita Hradec Králové

Přírodovědecká fakulta

Katedra biologie

**Blanokřídlí v rákosových dutinách na vybraných stanovištích
východních Čech - pokus s umělými hnízdy**

Diplomová práce

Autor: Bc. Pavlína Tauchmanová

Studijní program: N1501 Biologie

Studijní obor: Systematická biologie a ekologie

Vedoucí práce: doc. Mgr. Petr Bogusch, Ph.D

Oponent: Mgr. Petr Janšta, Ph.D.

Datum zadání závěrečné práce: 2014

Datum odevzdání závěrečné práce: 19. 5. 2017

Hradec Králové

2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Blanokřídlí v rákosových dutinách na vybraných stanovištích východních Čech - pokus s umělými hnízdy“ vypracovala samostatně a že jsem v seznamu použité literatury uvedla všechny prameny, z kterých jsem vycházela.

V Hradci Králové dne

Pavλίna Tauchmanová

Poděkování:

Tímto bych ráda poděkovala vedoucímu práce doc. Mgr. Petru Boguschovi, Ph.D za jeho odborné vedení, pomoc v terénu a za následné determinování druhů. Taktéž bych chtěla poděkovat za cenné rady, informace a především trpělivost, které mi poskytl během zpracování mé diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat Mgr. Aleně Astapenkové za pomoc v terénu a následné vedení při rozebírání hálek.

Na závěr bych chtěla taktéž poděkovat své rodině a přátelům za jejich nemalou podporu.

Anotace

Tauchmanová, P. *Blanokřídlí v rákosových dutinách na vybraných stanovištích východních Čech - pokus s umělými hnízdy*. Hradec Králové: Univerzita Hradec Králové, Přírodovědecká fakulta, 2017. 85 s. Vedoucí diplomové práce doc. Mgr. Petr Bogusch, Ph.D., Diplomová práce.

Cílem práce je výroba umělých hnízd z rákosových hálek rodu *Lipara* sp. a jejich následná instalace na vybrané lokality s porosty rákosu obecného (*Phragmites australis*), kde probíhá management kosení. Důvodem je zjištění, zda zástupci blanokřídleho hmyzu (Hymenoptera), kteří běžně hnízdí v prázdných hálkách rodu *Lipara* sp. využijí uměle nabídnutá hnízda pro své hnízdění. Výskyt a četnost těchto druhů bude následně porovnána s mokřadními a rákosními druhy odchycenými do Möerikeho barevných misek. Veškerý vylíhlý hmyz z umělých hnízd bude determinován a budou vyhodnoceny rozdíly.

Klíčová slova

Lipara, rákosové hálky, žahadloví blanokřídlí (Aculeata: Hymenoptera), hnízdění, umělá hnízda

Annotation

Tauchmanová, P. *Hymenoptera in reed galls of selected sites of the west Bohemia – experiment with artificial nests*. Hradec Králové: Univerzity of Hradec Králové, Faculty of Science, 2017. 85 s. Thesis supervisor doc. Mgr. Petr Bogusch, Ph.D., Diploma thesis.

The aim of the thesis is a production of artificial nests made of reed galls of *Lipara* sp. and their subsequent installation on the chosen locations with the growth of common reed (*Phragmites australis*), where the management of mowing is passing off. The reason is a detection, whether orders of Hymenoptera, that ordinarily nest in the empty galls of *Lipara* sp. will utilize artificially offered nests for their nesting. The occurrence and frequency of the species will be followingly compared with wetland and reed species captured to Moerike colorful bowl traps. All the hatched insect from the artificial nests will be determined and the differences will be evaluated.

Key words

Lipara, reed galls, Aculeate Hymenoptera, nesting, artificial nests

Obsah

1	Úvod	9
2	Literární přehled	11
2.1	Rákos obecný	11
2.2	Rákosiny.....	13
2.2.1	M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	13
2.2.2	M1.2 Slanomilné rákosiny a ostřicové porosty.....	14
2.2.3	M1.4 Říční rákosiny	14
2.3	Živočichové obývající rákosiny	16
2.4	Blanokřídli (Hymenoptera).....	18
2.4.1	Binomie.....	18
2.4.2	Hálky.....	18
2.5	Zelenuškovití (Chloropidae)	20
2.5.1	Morfologie larev rodu <i>Lipara</i>	21
2.5.2	<i>Lipara lucens</i> Meigen, 1830	21
2.5.3	<i>Lipara pullitarsis</i> Doskočil & Chvála, 1971	23
2.5.4	<i>Lipara rufitarsis</i> Loew, 1858	24
2.5.5	<i>Lipara similis</i> Schiner, 1854.....	25
2.6	Druhy blanokřídlych hnízdící v rákosových hálkách	26
2.6.1	<i>Pemphredon fabricii</i> Müller, 1911	26
2.6.2	<i>Trypoxylon deceptorium</i> Antropov, 1991	28
2.6.3	<i>Hylaeus pectoralis</i> Förster, 1871.....	29
2.6.4	<i>Hoplitis leucomelana</i> Kirby, 1802	30
2.6.5	<i>Trichrysis cyanea</i> Linnaeus, 1758.....	31
2.6.6	<i>Chrysis angustula</i> Schenck, 1856	32

2.6.7	<i>Chrysis rutilans</i> Olivier, 1790	33
2.7	Charakteristika studovaných lokalit.....	34
2.7.1	Přírodní památka Broumarské slatiny.....	35
2.7.2	Přírodní rezervace Dubno.....	38
2.7.3	Přírodní památka Roudnička a Datlík	41
2.7.4	Národní přírodní památka Bohdanečský rybník	44
2.7.5	Národní přírodní památka Kopicácký rybník.....	47
2.7.6	Přírodní památka Rybník Jíkavec.....	50
2.7.7	Přírodní památka Byšičky	53
2.7.8	Přírodní rezervace Baroch	55
3	Metodika.....	57
4	Výsledky.....	61
4.1	Druhy v rákosových hnízdech	61
4.2	Druhy z barevných misek.....	64
4.2.1	Rákosoví specialisté.....	64
4.2.2	Mokřadní druhy	67
4.3	Celkové výsledky projektu.....	70
5	Diskuze.....	72
6	Závěr	77
7	Seznam použité literatury	79
8	Příloha	86

1 Úvod

Rákos obecný (*Phragmites australis*) je často považován za agresivní a zároveň invazivní rostlinu, která bývá předmětem mnoha managementových zásahů na lokalitách. Tyto zásahy bývají založeny na opakovaném ničení a odstraňování biomasy. Avšak dle mnoha výzkumů jsou právě tyto porosty domovem a hnízdištěm mnoha druhů živočichů ze skupin bezobratlých, ale i obratlovců. Vzhledem k faktu, že mnohé druhy biotopů vymizely z naší kulturní krajiny přičiněním lidských zásahů, mohou rákosiny a zejména jejich písčité podklad nahrazovat právě mnohé již neexistující druhy biotopů. Stébla rákosu jsou spojena s mnoha rákosovými specialisty, kam řadíme zejména mnohé druhy ptáků. Pro tuto práci však byli stěžejní zástupci z hmyzí říše vázaní na rákosiny, konkrétně zástupci rodu *Lipara*. Nejen samotný rákos, ale právě hálky vytvořené druhy rodu *Lipara*, které můžeme považovat za mikrohabitaty hostí mnoho druhů žahadlových blanokřídlých (Bogusch et al. 2016). Hálky rodu *Lipara* hostí mnoho palearktických druhů blanokřídlého hmyzu, které si vytvořily hnízdní strategii založenou právě na využívání opuštěných hálek zelenušek rodu *Lipara*, kdy využívají nejčastěji hálky druhu *Lipara lucens*. Pokud jsou rákosiny sečeny jednou či dvakrát ročně, může dojít k situaci, kdy nebude vytvořen dostatek hálek pro zahnízdění rákosových specialistů, kteří pak budou pro své hnízdění vyhledávat vzdálenější místa. Právě eradikace rákosu může mít za následek snížení hojnosti mnoha druhů, z nichž jsou mnohé považovány za vzácné, některé dokonce za kriticky ohrožené (Astapenková 2017).

Dle předchozích studií bylo v rákosových hálkách nalezeno celkem 29 hnízdících druhů včel a vos, mezi nimi se vyskytovaly druhy kleptoparazitické, parazitické, ale bylo nalezeno i několik fakultativních hálkových specialistů, z nichž mnohé řadíme k druhům ohroženým. Mnozí z nich jsou právě rákosovými specialisty, sem řadíme druhy *Pemphredon fabricii* a *Hylaeus pectoralis* a další druhy, jakými jsou *Hylaeus moricei*, *Passaloecus clypealis*, *Rhopalum gracile* a *Trypoxylon deceptorium*, které byly zaznamenány, jako druhy pevně vázány na přítomnost rákosin i rákosových hálek (Astapenková et al. 2015).

Tato práce měla za cíl zjistit, zda tento hmyz, běžně využívající rákosové hálky rodu *Lipara* ke svému hnízdění využije umělá hnízda vytvořená právě z těchto hálek. Dalším cílem bylo testování, zda se hálkoví specialisté vzdalují od

rákosinových monokultur a zda vyhledávají vhodná místa k hnízdění i v blízkém okolí rákosin. K tomuto účelu byla na lokalitách ve východních Čechách instalována hnízda, označená jako kontrolní, která byla umístěna v dohledné vzdálenosti od linie hnízd umístěných v rákosině. Dále byly porovnávány četnosti a početnosti druhů, čímž bylo zjištěno, zda je management dané lokality vhodný pro zástupce hálkových specialistů čeledi blanokřídlých. Práce je součástí ucelenější studie, probíhající na celém území republiky. Výsledky celého výzkumu jsou součástí příloženého manuskriptu článku, odevzdaného do časopisu Ecological Engeneering.

2 Literární přehled

2.1 Rákos obecný

Rákos obecný (*Phragmites australis*) je jednou ze světově nejvíce studovaných rostlin (Hulme et al. 2013). Jedná se o kosmopolitní rostlinu, která aktuálně prochází populační explozí zejména v okolí sladkých vod a mokřadů (Tewksbury et al. 2002), kde dokáže vytvořit i velice rozsáhlé monokultury, zvané rákosiny (Baldwin et al. 2010). Především vlivem antropogenních faktorů, jakými jsou hydrologické změny, eutrofizace prostředí a další globální změny se však invazivně šíří i na další stanoviště, kam můžeme zařadit třeba dálniční příkopy, opuštěné pískovny, odkaliště, hnědouhelné výsypky a mnohá další místa. Zejména kvůli této schopnosti šíření do okolí jsou rákosové porosty středem diskuzí ohledně vhodného managementu, který je ve většině případů zaměřen na jejich eliminaci.

Jednotlivé rostliny tolerují široký rozsah kolísání vodní hladiny od trvale suchého prostředí až po zamokření s více než 1 m hloubky (van der Toorn 1972).

Dle Minchintona & Bertnesse (2003) se rákos obecný rozmnožuje převážně vegetativně podzemními oddenky, ze kterých vybíhají dlouhé kořenové výhonky, z nichž následně vyrůstají jednotlivá vzpřímená stébla. Výška stébel se pohybuje mezi 2 – 3 m, dle růstových podmínek, avšak byla zaznamenána i výška přes 10 m (Conert 1983). Největší část biomasy rákosu obecného zabírá právě podzemní část rostliny, kdy představuje rozsáhlý oddenkový systém přibližně dvě třetiny celkové biomasy rostliny. Oddenky dosahují do hloubky více jak 2 m, kde tvoří dobře vyvinutý systém vzdušných aerenchymatických dutin umožňujících růst v zatopených půdách s nedostatkem vzduchu (Szcepanisky 1969).

Rákos produkuje velké množství semen, plodnost semen je však variabilní. Mladé semenáčky jsou drobné, křehké a v konkurenci se zvláště neuplatňují. V reakci na zvýšené množství živin v prostředí mohou ale vykazovat explozivní růst (Saltonstall & Stevenson 2007). Na vrcholu stonků vyrůstají koncem léta terminální květenství, semena pak zrají na konci podzimu. Plně vzrostlá stébla na podzim odumírají, avšak i nadále přetrvávají typicky vzpřímená, ač nezelená po několik let (Haslam 1969).

Rákos obecný výrazně ovlivňuje procesy v ekosystému (Meyerson et al. 2000). Mnohé z těchto účinků řadíme mezi negativní, další pak řadíme k účinkům pozitivním, a to v závislosti na zájmech nebo cílech managementu. Kromě funkcí

stanovišť *Phragmites australis* poskytuje celou řadu nebiotopových ekosystémových služeb a to zejména díky jeho vysoké nadschopnosti tvorby biomasy a značné produktivitě nových rostlin. Mezi tyto služby patří tvorba a stabilizace mokřadních půd a břehů vodních toků, ochrana proti stoupající hladině vody, zvyšování vertikálního nárůstu bahnitých substrátů, vazbu uhlíku a odstraňování makronutrientů a stopových prvků (především kovových) z povrchových vod (Meyerson, 2000). Rákos obecný je využíván různými způsoby komerčně i kulturně. Stébla mohou sloužit jako zdroj celulózy při výrobě sololitových desek, papíru nebo syntetických textilií. Mohou být používána jako krmivo nebo podestýlka pro zvířata. Oddenky bývají občas zpracovány jako náhražka kávy, či jako základ alkoholických nápojů (Haslam 1972).

2.2 Rákosiny

Obecně jsou rákosiny dle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2001) řazeny jako biotop M1 Rákosiny a vegetace vysokých ostřic. Strukturou a druhovým složením se jedná o chudé porosty bažinných bylin, zpravidla s převahou travin, kdy strukturu často určuje pouze jeden dominantní druh bylinného patra. Kvůli nedostatku světla, prostoru a někdy i značného množství stařiny, která se hromadí na povrchu půdy je nižší bylinné patro značně potlačené. Nalézt zde můžeme zejména traviny a širokolisté byliny, v zaplavených porostech poté okřehkovité rostliny, nebo vodní játrovky. Tato vegetace se rozvíjí až koncem jara, či začátkem června, kdy už je okolní vegetace plně rozvinuta. Hlavní růstové období je od května do července (Schwarzländer & Häfliger 2000).

Co se ekologie a rozšíření týče, můžeme rákosiny nalézt na celém území České republiky, nejhojněji však v nížinách a pahorkatinách. Jedná se o různé typy mokřadů přirozeného či umělého charakteru, které bývají trvale nebo periodicky zaplavované. Konkrétně to jsou zejména břehy a mělké pobřežní zóny rybníků, tůní, říčních náplav a mrtvých ramen řek, dále pak okraje vodních toků a bažin, ale i mokré louky, či opuštěné pískovny a lomy. Na našem území se vyskytuje několik podjednotek tohoto biotopu.

2.2.1 M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod

Strukturně se jedná o jednoduchou vegetaci s převahou mohutných bahenních travin. Husté zapojené porosty obvykle tvoří rákos obecný (*Phragmites australis*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) nebo orobince (*Typha angustifolia* a *Typha latifolia*), nižší bylinné patro je často tvořeno pouze několika druhy, např.: *Galium palustre* s. lat., *Lythrum salicaria* a *Scutellaria galericulata*. Vysoké pokryvnosti zde mohou dosáhnout liány, např.: opletník plotní (*Calystegia sepium*). Bohatá je pak rozvolněná vegetace, nalézt zde můžeme byliny nižšího vzrůstu jako *Equisetum fluviatile* a *Sparganium* spp., na krátkodobě vysychajících místech světlomilné bahenní byliny *Alisma plantago-aquatica* a *Butomus umbellatus*, obnažená rybníční dna porůstají jednoleté druhy *Eleocharis ovata* a *Peplis portula*. Z hlediska vegetace se navrhuje management udržování vysoké hladiny podzemní vody nebo zajištění pravidelných záplav (řízené povodňování) v aluviálních územích, u rybníků občasné ponechání porostů po jeden rok na nízké hladině vody, kdy takto

obnažený substrát umožní vyklíčení semen, při vyhrnování bahna v chovných rybnících je vhodné ponechat část porostů nevyhrnutých.

2.2.2 M1.2 Slanomilné rákosiny a ostřicové porosty

Jedná se často o nezapojené rákosiny a porosty vysokých ostřic. Bývají několikvrstevné (dvou až třívrstevné), horní vrstvu tvoří dominanty (*Bolboschoenus koshewnikowii*, *B. maritimus*, *Carex acuta*, *C. disticha*, *Phragmites australis* a *Schoenoplectus tabernaemontani*), v nižších vrstvách nalezneme různé mokřadní a ruderalní druhy. Uplatňuje se zde významná diagnostická skupina druhů, snášející mírné zasolení půdy, pro příklad *Aster tripolium* subsp. *pannonicus*, *Carex melanostachya*, *Carex otrubae*, *Cirsium brachycephalum*, *Eleocharis uniglumis*, *Juncus gerardii*, *Melilotus macrorrhiza* aj. v některých případech bývá přítomno i mechové patro a v porostech mělkých vod se mohou vyskytovat i vodní rostliny včetně parožnatek. Jako management je zde zvoleno udržování výšky hladiny podzemní vody.

2.2.3 M1.4 Říční rákosiny

Vyskytují se především podél středně velkých vodních toků, druhově převládá vegetace s chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) nebo ostřicí Buekovou (*Carex buekii*). Jedná se o vyšší porosty částečně, či plně zapojené, avšak na místech podél toků, které jsou mechanicky narušovány, se mohou vyskytovat i nižší porosty, či pouze jejich fragmenty. Uplatňují se zde vzrůstově mohutné byliny především *Barbarea vulgaris*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Mentha longifolia*, *Petasites hybridus* a *Rumex aquaticus*. V méně zapojených porostech lze nalézt i jednoletky druhů rodů *Bidens*, *Epilobium* a *Persicaria* ale i další bažinné rostliny *Alisma plantago-aquatica*, *Oenanthe aquatica* a *Rorippa amphibia*. Navrhovaným managementem je celková revitalizace říčních systémů (Chytrý et al. 2001).

Rákosiny taktéž představují důležitý zdroj potravy a úkrytů pro mnohé živočichy. Na porosty jsou vázání především mnozí vodní ptáci, dominujícími druhy vázanými na rákosiny jsou pro uvedení rákosník obecný (*Acrocephalus scirpaceus*), cvrčilka slavíková (*Locustella luscinioides*), moták pochop (*Circus aeruginosus*) nebo chřástal vodní (*Rallus aquaticus*) a mnozí další. Dále zde můžeme sledovat mnohé druhy obojživelníků, či malých savců, kterými jsou např.

rejscec vodní (*Neomys fodiens*), myška drobná (*Micromys minutus*) nebo hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*). Vyskytuje se zde ale především velké množství zástupců bezobratlých živočichů, jako jsou vážky, motýli, pavouci, ale i řada brouků, zástupců dvoukřídlého hmyzu (Diptera), či zájmové skupiny blanokřídlých (Hymenoptera).

2.3 Živočichové obývající rákosiny

Podle van der Toorna and Mooka (1982) můžeme živočichy obývající rákosové porosty rozdělit podle rozsahu a způsobu poškozování rostlin. Vzhledem k nízkým populacím a způsobu přijímání potravy převážné množství druhů rostliny příliš nepoškozují. Do této kategorie můžeme zařadit např. larvy nočních motýlů, které se živí na čepelích listů, hmyz minující na listech nebo hálkotvorné mušky, vytvářející z vnitřní strany dutých stébel malé háčky. Naopak do skupiny živočichů, kteří způsobují výrazné poškození na rostlinách a výjimečně i na celých zejména řídkých rákosových porostech, řadíme různé druhy bezobratlých, ale i savců a ptáků. Do této skupiny patří např. larva travařka *Chilo phragmitellus*, navrtávající stébla rákosu, noční motýli *Arenostola phragmitidis*, *Archanara geminipuncta*, *A. dissoluta*, *Rhizedra lutosa* a hálkotvorný hmyz např. *Therismoptes arundinis* a *Lipara lucens*.

Naopak Tscharrntke (1992) rozděluje hmyz, využívající stébla rákosu, do dvou skupin na primární útočníky, kterými jsou herbivoři využívající stébla a na sekundární útočníky, kam řadíme fytofágní i saprofágní hmyz, který je závislý na poškozování stébel primárními útočníky.

Primární útočníky můžeme dále rozdělit na hmyz napadající vzrostný vrchol rákosových stébel, kam řadíme druhy *Lipara lucens*, *Lipara rufitarsis*, *Lipara pullitarsis*, *Lipara similis*, *Archanara geminipuncta* a *Platycephala planifrons*. Dále hmyz napadající apikální internodia např. *Giraudiella inclusa*, *Lasioptera flexuosa*, hmyz napadající střední internodia např. *Lasioptera hungarica*, *Chilo phragmitellus*, *Tetramesa phragmitis*, *Thrypticus smaragdinus*, nebo hmyz napadající bazální internodia např. *Chilo phragmitellus*, *Giraudiella inclusa*, *Chaetococcus phragmitidis*, či *Schizophora* spp.

Sekundární útočníky lze následně dělit na larvy žijící mezi vadnoucími listy poškozených stébel pro příklad *Asynapta phragmitis*, *Anthomyza collini*, *Microlepidoptera* gen. sp., či druhy z čeledi Chloropidae. Další druhy jsou závislé na postranních výhoncích jako zdrojích potravy; např. *Lasioptera arundinis*, *Stenotarsonemus phragmitidis*, *Tetramesa phragmitis*. Řadíme sem i saprofágní druhy, žijící se trusem primárních útočnicků, kam spadají další zástupci čeledi Chloropidae. V neposlední řadě sem patří pro nás významné druhy vos a včel,

využívající prázdné hálky nebo zlámaná stébla pro hnízdění *Pemphredon fabricii*, *Hylaeus pectoralis*, *Trypoxylon* spp., *Passaloecus clypealis*).

V oblasti střední Evropy bylo nalezeno 21 druhů endofágních herbivorních členovců, kteří se živí na stéblech nebo oddencích rákosu obecného. Všechny tyto druhy hmyzu mají velký vliv na morfologii stébla. Zelenušky druhů *Lipara similis* a *L. pullitarsis* patří k nejhojnějším herbivorním druhům, avšak nezpůsobují významnou redukci biomasy. Naproti tomu druh *Platycephala planifrons* výrazně redukuje nadzemní biomasu rostliny (Schwarzländer a Häfliger 2000).

Dle Schwarzländera a Häfligera (2000) lze druhy vyskytující se v rákosinách rozdělit do pěti skupin, a to na dvoukřídlý hmyz na stéblech rákosu (Diptera, Chloropidae); např. *Platycephala planifrons*, *Lipara lucens*, *L. rufitarsis*, *L. pullitarsis*, *L. similis*. Následně na hálkotvorný dvoukřídlý hmyz (Diptera, Cecidomyiidae); např. *Giraudiella inclusa*, *Lasioptera hungarica*, *L. arundinis*, *Microlasioptera flexuosa*, můry minující na stéblech (Lepidoptera, Noctuidae); např. *Archanara geminipuncta*, *A. dissoluta*, *A. neurica*, *Arenostola phragmitidis*. Další skupinou jsou motýli minující na stéblech anebo na oddencích (Lepidoptera, Noctuidae, Pyralidae, Cossidae); např. *Rhizedra lutosa*, *Phragmataecia castaneae*, *Chilo phragmitella*, *Schoenobius gigantella*. Ostatní druhy reprezentuje např. *Donacia claviceps*, *Thrypticus smaragdinus*, *Tetramesa phragmitis* či *Stenotarsonemus phragmitidis*.

2.4 Blanokřídlí (Hymenoptera)

2.4.1 Binomie

Zástupci řádu blanokřídlí jsou v podstatě všudypřítomní na celém světě, kdy obývají nejrozmanitější suchozemské ekosystémy, avšak mnohé druhy parazitující u vodních hostitelů se přizpůsobily i dočasnému pobytu ve vodě. Dospělci aktivují přes den, či při soumraku a živí se převážně nektarem nebo medovicí z květů, ovšem patří sem i dravé druhy. Nejvýznamnější rolí blanokřídlých v ekosystému je schopnost opylování květů, typická pro včely, a snižování populační hustoty jiných bezobratlých, což je typické pro mnoho skupin parazitoidů. V rámci této práce je studována skupina žahadloví (Aculeata), která se dělí na tři nadčeledi zlatěnky (Chrysidoidea), včely (Apoidea) a vosy (Vespoidea).

2.4.2 Háčky

Dle Skuhravé & Skuhravého (2010) rozumíme pod pojmem háčky takzvané novotvary na rostlinách, které vznikly jako reakce na hálkotvorný organismus, kdy dochází ke zmnožení a zvětšení buněk rostlinných pletiv, což je následek obranné reakce samotné rostliny. Pozorovat je následně můžeme jako zvláštní útvary na všech orgánech rostliny (listech, květech, stoncích aj.). Háčky jsou nejvíce viditelné na listech stromů a keřů, představují kulovité nebo zašpičatělé útvary, různé jamky, puchýřky atd., avšak nejčastěji se vyskytují zejména u bylin.

Háčkou (cecidium) označujeme útvary, které se odlišují zejména prostorově a tvarově od normálního vzhledu a stylu růstu rostliny a vznikají, jako odpověď na přítomnost cizího organismu. Tehdy mluvíme o vztahu mezi hálkotvorným organismem a hostitelskou rostlinou. Hálkotvorné organismy můžeme nalézt u hlístic, roztočů, vlnovníků, hmyzu, ale i hub, bakterií a virů (Novák et al. 1996-2016).

Dle nálezů fosílií nejstarších hálek (starých i 250 miliónů let) je zjevné, že se jedná o velmi starou životní strategii, skupiny hálkotvorného hmyzu pak můžeme nalézt na všech kontinentech světa (např. kosmopolitní bejломorku *Mikiola fagi*). Hálkotvorné organismy využívají háčky jako ochranu před nepříznivými vlivy prostředí nebo jako zdroj potravy. Tyto organismy podněcují pomocí fytohormonů rostlinné buňky ke zvětšování objemu. Hmyz si pro kladení vajíček vybírá nejčastěji mladé rostliny, které jsou tvořené měkkým pletivem, a je možné se do

nich snadněji dostat pomocí kladélka. Kladení vajíček probíhá buď na povrch rostliny, kdy se následně vylíhlé larvičky samy prokoušou dovnitř stébla, či pomocí dlouhého kladélka přímo do stébla. Uvnitř hálkové formace se nachází měkké pletivo, které slouží jako potrava pro vyvíjející se larvu. Naopak na povrchu hálky se vytváří velmi tvrdé pletivo, které má za úkol chránit larvu před nevítanými predátory, popřípadě i před parazitoidy. Pro indukci růstu hálky je stimulem buďto samotné kladení, kdy samice hálkotvorného hmyzu spolu s vajíčkem umístí na rostlinu již zmíněné fytohormony, které jsou zodpovědné právě za abnormální růst rostliny, či potravní aktivita larvy (Raman et al. 2005). Larvami je vylučována kyselina indol-3-octová (IAA), což je rostlinný růstový hormon, řazený mezi auxiny (Schäller 1969).

Každý hálkotvorný organismus tvoří tvarově i barevně specifické hálky. Vůbec nejtypičtějsími a veřejně nejznámějšími útvary jsou kulovité hálky na listech dubu, tzv. duběnky, které vytváří žlabatka listová (*Cynips quercusfolii*), nebo špičaté červené formace na listech buku tvořené bejlomorkou bukovou, či hálky na listech růže šípkové, které vytváří žlabatka růžová (*Diplolepis rosae*); (Skuhřavá & Skuhřavý 2010, Křížková 2011).

Obecně odhadujeme, že přibližně je 13 000 druhů hmyzu z celého světa hálkotvorných. V Evropě se hálkotvorný hmyz vyskytuje mezi řády dvoukřídlého hmyzu (Diptera), blanokřídlých (Hymenoptera), stejnokřídlých (Homoptera), brouků (Coleoptera) a motýlů (Lepidoptera). Jako nejznámější můžeme zmínit pilatku hálčivou (*Pontania proxima*), dutilku šroubovitou (*Pemphigus spyrothecae*), nebo mšici révokaze (*Viteus vitifoliae*), páchající plošné škody na vinnících. Z řádu dvoukřídlí (Diptera) pak náleží k hálkotvorným organismům zástupci tří čeledí, bejlomorkovití (Cecidomyiidae), vrtulovití (Tephritidae) a zelenuškovití (Chloropidae). Čeď Chloropidae zastupuje 205 druhů v České republice, z nich je ale pouze 80 druhů hálkotvorných. Uvést můžeme právě druhy rodu *Lipara*, patřící do čeledi Chloropidae, jejichž opuštěné hálky mohou dále využívat jiní živočichové, především pak zástupci dalších řádů hmyzu (Skuhřavá & Skuhřavý 2010, Heneberg et al. 2014, Bogusch et al. 2016).

2.5 Zelenuškovití (Chloropidae)

Dospělci zelenušek jsou malé až středně velké vzhledově „typické mouchy“ s kompaktním dlouhým tělem, širokou hlavou a hlubokým hrudníkem. Zadeček je zploštělý a nohy jsou krátké, široká křídla překrývají v klidovém stavu zadeček. Barva těla je variabilní od černé přes žlutou červenou až zelenou, často s černými, nebo červenými pruhy, případně jinými znaky. Tělo může být pokryto chlupy (setami).

Dospělci se vyskytují na otevřených stanovištích, jakými jsou louky, paseky, mokřady, aj. Spatřit je můžeme nejčastěji na stoncích, či listech rostlin. Potrava dospělců je kvůli stavbě sosáku kapalná, živí se především sekrety a medovicí ze stonků a listů, někteří taktéž přijímají šťávy z plodů. Podle druhu hibernace se rozdělují na druhy, u nichž přezimují dospělci a na druhy u kterých přezimuje larva, nebo občas prepupa, či pupárium. Tato larva přezimuje ve výhoncích, semenech, či v hálkách.

Nedávné studie přinesly zjištění, že mnoho druhů je hojných i v lesích, kde jsou zapojené do rozkladných procesů tlejícího dřeva a hub. Většina larev asociuje na monokulturách čeledí Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae a několika dalších, kteří se živí jako konzumenti rostlin a detritu. U některých druhů larev byly ve slinných žlázách a dalších orgánech nalezeny symbiotické bakterie, podílející se na trávení rostlinných tkání. Mnoho bakterií je taktéž součástí mikroflory vajíček, larev, ale i dospělců. Chloropidae hrají zjevnou roli v potravních zdrojích pro mnohé parazity a parazitoidy čeledi blanokřídlých (Hymenoptera), některých parazitických hlístic a hub. Dospělí jedinci i larvy jsou taktéž kořistí již zmíněných blanokřídlých, ale také dvoukřídlých (Diptera) a mnohých hmyzožravých ptáků (Nartshuk & Andersson 2013).

Pro náš výzkum byl stěžejní právě rod *Lipara* z čeledi Chloropidae, jehož staré doutníkovité hálky bývají používány některými vosami a včelami pro hnízdění. Druhy rodu *Lipara* jsou typičtí rákosoví specialisté, na našem území se vyskytují čtyři monofágní a zároveň monocyklické druhy rodu *Lipara*. Řadíme sem druhy *Lipara lucens*, *Lipara pullitaris*, *Lipara rufitarsis* a *Lipara similis*. Larvální vývoj rodu *Lipara* probíhá v hálkách na stoncích rákosu obecného (*Phragmites australis*). Samice rodu *Lipara* kladou vajíčka na povrch rákosových výhonků, následně se

larvy prvního instaru prokousávají tkáň rostliny, kdy se živí mladými listy. Následně dochází k vytvoření samotné háčky (Heneberg et al. 2014).

2.5.1 Morfologie larev rodu *Lipara*

Larvy rodu *Lipara* jsou cylindricky prodloužené, jsou 6 – 10 mm dlouhé, v nejširší oblasti mají 2-3 mm, obecně je tělo larvy bílé nebo nažloutlé. Jeden, či tři hrudní segmenty jsou černé a sklerotizované na hřbetní straně. Na obličejové masce se nachází tykadla tvořená dvěma segmenty. Čelistní makadla obklopuje sklerotizovaný půlkruh. Kusadla mají přídatné zuby, které jsou uspořádány do dvou řad. Malé papily a spikuly jsou přítomny na hrudní a zadečkové části těla (Nartshuk & Andersson 2013).



Obr. č. 1, 2 : Dospělec druhu *Lipara lucens*. Dostupné: <https://diptera.info>

2.5.2 *Lipara lucens* Meigen, 1830

Jedná se o dlouhý robustní druh, největší rodu *Lipara* a zároveň celé čeledi Chloropidae v Palearktické oblasti, dosahuje délky těla 5,5 až 8 mm. Tělo je pokryté dlouhými nažloutlými chlupy, které jsou na štítu (scutum) uspořádány v zřetelných pruzích. Bazální segmenty tykadel jsou taktéž nažloutlé. Obličejová část je poměrně široká, pleura je hrubě zvrásněná, nohy jsou tmavé.

V průběhu roku se vyskytuje pouze jedna generace jedinců, larvy přezimují uvnitř hálek. Dospělci se začínají objevovat od konce května do počátku června na rostlinách rákosu obecného (*Phragmites australis*), a to převážně na optimálně vyvinutých stéblech rostoucích na suchých místech (Nartshuk & Andersson 2013). Vybírá si spíše silnější stonky rákosu, s šíří báze více, než 4 mm (Häfliger 2007).

Dospělci se následně dorozumívají pomocí vibrací a zvuků, produkovaných oběma pohlavími. Časně vylíhlé samičky již nesou zralá vajíčka a mohou se ihned pářit. Vajíčka jsou následně nakladena na růstové vrcholy stonků či na povrch listů rákosu. Po vylíhnutí postupuje larva nahoru, kde vstupuje dovnitř pod okrajem listové pochvy a prokusuje si cestu skrz svinuté listy, dokud nedosáhne růstového vrcholu. Býložravé larvy poté produkují silnou doutníkovitou, či bodcovitou hálku na vrcholu výhonku v důsledku poškození funkce meristémů. Formování samotné hálky začíná ihned, jakmile se larva začne krmit uvnitř vznikající hálky (Nartshuk & Andersson 2013). Ve stádiu růstu hálky je redukováno prodlužování internodií rákosu, hálky druhu *Lipara lucens* mají více, než sedm těchto zkrácených internodií a každé následující internodium je dvakrát až třikrát silnější, než předešlé (Häffliger 2007).

Vnitřek parenchymatické dřevě hálky slouží jako vyživovací tkáň. Tkáň v místě tvorby hálky zvětší svůj průměr více než třikrát. Když je hálka hotová, larva se prokouše růstovým bodem, kde otevře komoru hálky a konzumuje vyživovací tkáň. Ihned poté vzniká extrémně tvrdá hálka, která je výsledkem sklerenchymatického procesu. Na konci léta plně vyvinuté larvy přechází do diapauzy (Nartshuk & Andersson 2013).



Obr. č. 3, 4, 5: Hálky druhu *Lipara lucens*. Vpravo roztřížená hálka s krmící se larvou *L. lucens*. Dostupné: http://www.cabi.org/phragmites/key_online.html

2.5.3 *Lipara pullitarsis* Doskočil & Chvála, 1971

Jde o tmavý, lesklý a robustní druh, který je však zřetelně menší, než předchozí druh *L. lucens*. Dosahuje délky jen 3,5 až 5 mm. Štít (scutum) je pravidelně hustě porostlý žlutavými setami. Tykadla jsou převážně černá, bazální segmenty však mohou být hnědé. Obličejová maska je širší, než u předchozího druhu. Nohy jsou černé se žlutou bází chodidel.

Co se výskytu týče, *Lipara pullitarsis* vyhledává spíše podmáčené rákosiny (Dely-Draskovits 1994). Larvy jsou fytofágní, produkuje vrcholové hálky na stéblech rákosu (*Phragmites australis*). Tvoří menší hálky než *L. lucens*, kdy je v jedné hálce zpravidla pouze jedna larva (Kubík 2006). Tyto hálky jsou měkké a neobsahují tvrdou komoru hálky. Samice obecně preferují užší stonky hostitelské rostliny (Nartshuk & Andersson 2013).



Obr. č. 6: Hálky rodu *Lipara pullitarsis*. Dostupné: http://www.cabi.org/phragmites/key_online.html

2.5.4 *Lipara rufitarsis* Loew, 1858

Opět lesklý a robustní druh, který je menší, než druh *L. lucens*, dosahuje délky 3,5 až 5 mm. Štít (scutum) je pravidelně hustě porostlý bělavými setami, které nejsou uspořádány do pruhů, jako je tomu u druhu *L. lucens*. Tykadla jsou převážně žlutá, bazální segmenty mohou být zbarvené hnědě. Obličejová maska je užší, než u druhu *L. lucens*. Nohy jsou černé s jasně žlutými chodidly.

Larvy jsou opět fytofágní a produkují taktéž háčky na vrcholcích stébel rákosu obecného. Většinou bývají háčky užší, než u druhu *Lipara lucens*, avšak mnohdy jsou na první pohled k nerozeznání (Nartshuk & Andersson 2013). *Lipara rufitarsis* je vzácnějším druhem a upřednostňuje převážně sušší lokality (Dely-Draskovits 1994).



Obr. č. 7: Háčky rodu *Lipara rufitarsis*. Dostupné: http://www.cabi.org/phragmites/key_online.html

2.5.5 *Lipara similis* Schiner, 1854

Z výše zmíněných se jedná o nejmenší druh, který měří 3,3 až 4,6 mm. Chlupy jsou bělavé až stříbřitě šedé a jsou zřetelně uspořádány do podlouhlých pruhů, čímž vytváří rýhovaný vzhled. Obličejová maska je široká, tykadla mají nažloutlou barvu.

Larva je stejně tak, jako tomu bylo u předchozích zástupců štíhlá, mléčně bílá, avšak s černými konci. Jako jediná larva z rodu je zřetelně sklerotizovaná na obou stranách. Háčky tohoto druhu nejsou ztlustlé, proto jsou nejmenší a nejméně nápadné (Chvála et al. 1974). *Lipara similis* vyhledává spíše stanoviště, s vyšší hladinou vody (Dely-Draskovits 1994).



Obr. č. 8: Háčky rodu *Lipara similis*. Dostupné: http://www.cabi.org/phragmites/key_online.html

2.6 Druhy blanokřídlých hnízdí v rákosových hálkách

2.6.1 *Pemphredon fabricii* Müller, 1911

Tento druh byl dlouhou dobu uváděn jako synonymum k *P. lethifer* (Vepřek & Straka 2007). *Pemphredon fabricii*, neboli českým názvem stopčík rákosní je středně velký druh 5 až 8,5 mm dlouhý, patřící do čeledi kutíkovití (Crabronidae). Jedná se o tmavě zbarvený druh se zřetelně hranatou hlavou, přední křídla mají dvě vřetenní žilky, zadeček je stopkatý a hrud' zřetelně hustě tečkovaná (Macek et al. 2010). Zajímavá je přítomnost charakteristických drápků, spojená se specializací na hnízdění v rákosových stéblech, která je specifickou adaptací tohoto druhu, stejně jako jiných rákosových blanokřídlých (Smitsen 2003).

Jedná se o hojný druh v České republice, avšak pouze na mokřadních lokalitách, kde hnízdí v hálkách zelenušek *Lipara lucens*, či ve starých stéblech rákosu. Tento druh preferuje hálky, které mají v nejširším místě průměr 10-14,5 mm. Samice zakládá i 3 až 4 hnízda nejčastěji s 6 až 12 plodovými komůrkami (Macek et al. 2010). Dle Bogusche et al. (2015) jsou tyto komůrky od sebe odděleny přepážkami tmavé barvy, které jsou složeny z neidentifikovaného materiálu, který by mohly představovat tekuté výkaly a larvální mazivo smíchané s hedvábím. Jednotlivé komůrky jsou zásobeny mšicemi ochromenými žihadlem, nebo stiskem hlavy kusadly. Během zásobovacích letů nezakrývají hnízda, vajíčka nakladou až po úplném zásobení komůrky. Dospělci taktéž často nabodávají mšice a olizují z ran prýšticí krmomízu pro svou potřebu. Letová perioda je od května do srpna (Macek et al. 2010). Délka plodových buněk je přibližně 7,9 mm. Maturní larva je dlouhá přibližně 8,3 mm a v nejširším místě má 2 mm, barva je nejčastěji žlutá, ale i bílá, oranžová či zbarvená do červena. Žluté a oranžové larvy mají často první segmenty těla bílé. Integument je hladký s několika sětami na hřbetě tělních segmentů (Bogusch et al. 2015).



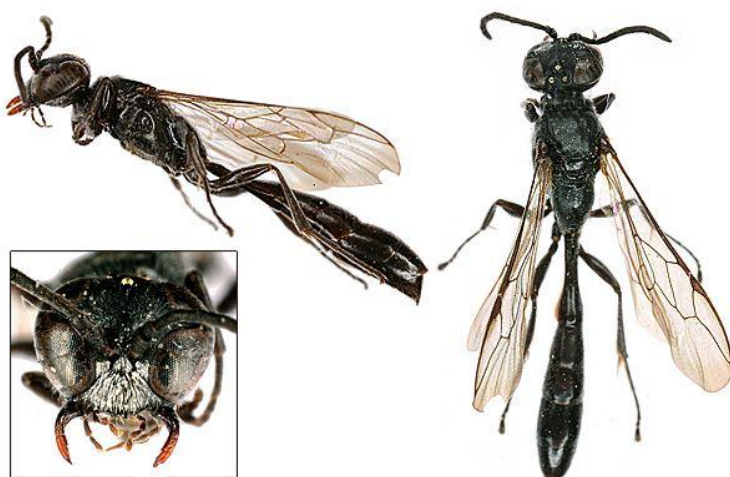
Obr. č. 9: Dospělec druhu *Pemphredon fabricii*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

2.6.2 *Trypoxylon deceptorium* Antropov, 1991

Dřevovrtka rákosní (*Trypoxylon deceptorium*) je 5,5 až 9,5 mm dlouhý druh z čeledi kutíkovití (Crabronidae). Tělo i nohy jsou černé, štíhlé a zadeček je taktéž velice štíhlý, čímž se liší od dalších druhů rodu *Trypoxylon*. Vnitřní okraj očí je vykrojený. První tergít je více než třikrát delší, než je široký.

Jedná se o hojný druh vyskytující se v nižších polohách na mokřadních lokalitách. Letová perioda je od května do září. Obývá velice rozmanité biotopy, kdy si hnízda zakládá v dutých lodyhách, ostružiníkových prutech, slaměné a rákosové střešní krytině, opuštěných chodbách dřevních brouků a také v rákosových hálkách rodu *Lipara*. Na vhodných stanovištích může vytvářet agregace s více druhy současně, často násilně ovládá již obsazené hnízdo, do kterého naklade svůj plod, z tohoto důvodu někdy samci hlídají hnízdo po dobu nepřítomnosti samice. Hnízda mohou obsahovat až 9 plodových komůrek, které jsou odděleny přepážkami. Každá tato komůrka je zásobena až padesáti kusy ochromených pavouků, po shromáždění potravy naklade samice vajíčko na zadeček pavouka a hnízdo zazdí směsí jílu, která následně ztverdne. Následný larvální vývoj je krátký, trvá 5 až 7 dní, dospělá larva si spřádá v komůrce světle hnědý netransparentní kokon s lesklým povrchem (Macek et al. 2010).

Samice, které se jako dospělci živí nektarem z květů, preferují hálky s průměrem 5 až 14,5 mm, které se nalézají na rákosových stoncích o průměru přibližně od 4 až 5,5 mm. Počet plodových komůrek v jedné hálce bývá zpravidla jedna až dvě, nalézt lze i hnízda o šesti a více komůrek. Buňky jsou dlouhé přibližně 8,3 mm. Larva je bílé až bledě žluté barvy, dlouhá je přibližně 5,5 mm a má tvar nedokonale válcovitý. Integument je velmi tenký a hladký pouze s několika setami na hřbetě (Bogusch et al. 2015).



Obr. č. 10: Dospělec druhu *Trypoxylon deceptorium*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

2.6.3 *Hylaeus pectoralis* Förster, 1871

Maskonoska rákosní (*Hylaeus pectoralis*) je bioindikačně významný hygrotomofilní druh řazený do čeledi hedvábnicovití (Colletidae). Dle Farkače et al. (2005) řadíme tento druh podle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky mezi druhy kriticky ohrožené (CR). Délka těla se pohybuje od 5,5 až 8 mm a typickým znakem tohoto druhu je hrubě jamkovitý středobod. Maska samice se vyznačuje trojúhelními žlutými skvrnami, zatímco maska samce je sytě žlutá, tykadla jsou černá s útlými násadci, tegrity jsou bez trásní. Jedná se o polylektický druh, pylová zrna zachycená na předních nohou vyčesávají speciálním hřebínkem na vnější sanici čelistí a následně je polykají do volete, kde je mísí s nektarem. Tuto tekutou směs pak vyvrhují do připravených plodových komůrek, kdy kladou vajíčko na povrch této směsi.

Obývá rozmanité střídavě suché až vlhké biotopy, např. otevřené mokřady, rákosiny, slaniska v teplých oblastech, avšak hnízdí téměř výhradně v hálkách zelenušky *Lipara lucens*. Letová perioda je od června do září (Macek et al. 2010).

Samice si vybírá hálky s průměrem od 5 do 9,5 mm na rákosových stoncích s průměrem větším než 6 mm. Délka plodových komůrek se pohybuje okolo 7,8 mm, v jedné hálce jich může být od 1 až 5. Okolo těchto jednotlivých buněk se nachází vrstva charakteristické látky, která se typově podobá celofánu. Tělo larvy je bílé dlouhé přibližně 7,3 mm a má vřetenovitý tvar. Integument je hladký pouze s několika setami. (Else 1995, 2012, Bogusch et al. 2015).

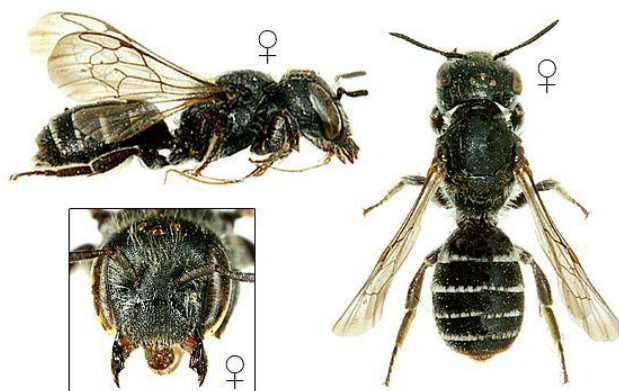


Obr. č. 11: Dospělec druhu *Hylaeus pectoralis*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

2.6.4 *Hoplitis leucomelana* Kirby, 1802

Zednice jetelová (*Hoplitis leucomelana*) je monovoltinní 6 až 8 mm dlouhý druh s černým štíhlým tělem, na zadečku má úzké světlé pásy, z nichž jsou dvě přední uprostřed úzce přerušené. Samice má jemně vykrojený čelní štítek a samec zahnutý poslední tykadlový článek. Vyskytuje se u lesních okrajů, pasek, světlin, zahrad a rákosin. Jedná se o polylektický druh, který létá na bobovité a hluchavkovité rostliny. Hnízdí v suchých dutých lodyhách, či prutech keřů a bylin, kde si samice právě na těchto prutech s měkkou dřevinou vykusuje až 28 cm dlouhé chodby s 3 až 17 komůrkami uspořádaných v řadě. Jednotlivé komůrky jsou odděleny přepážkami z pasty z rozžvýkaných listů, zbytek chodby vyplní směsí rostlinné dřeviny, kamínků a zbytků skeletů různého hmyzu. Letová perioda je od června do srpna. Taktéž si pro hnízdění vybírá hálky od druhu *L. lucens* (Macek et al. 2010).

Preferuje hálky s průměrem hálky 5 až 14,5 mm na rákosovém stonku s průměrem menším než 4 mm. V jedné hálce se nachází jedna až čtyři plodové buňky délky cca 8,2 mm. Larva je bílé barvy a měří přibližně 8,1 mm je robustní, vřetenovitého tvaru. Integument je pokryt mnoha setami. Larva je umístěna v nahnědlém polopruhledném hedvábném kokonu. (Bogusch et al. 2015).



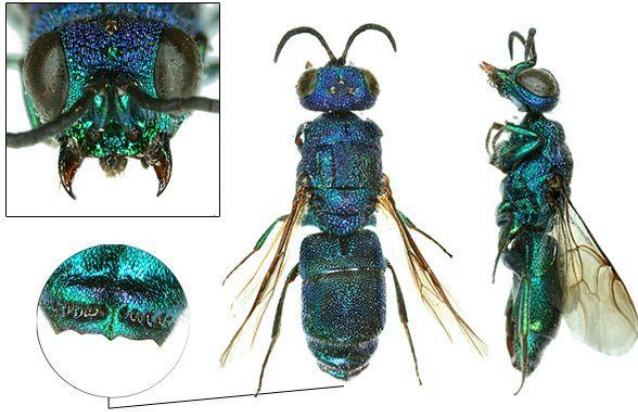
Obr. č. 12: Dospělec druhu *Hoplitis leucomelana*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

2.6.5 *Trichrysis cyanea* Linnaeus, 1758

Zlatěnka modrá (*Trichrysis cyanea*) je 4 až 8 mm dlouhý zástupce čeledi zlatěnkovití (Chrysididae). Celé tělo je kovově modré se zelenými odlesky. Zadní okraj třetího zadečkového článku je opatřen třemi zuby, první zadečkový článek má uprostřed hladký pruh. Jedná se o jednu z nejhojnějších a zároveň velice přizpůsobivých zlatěnek, nalézt ji můžeme i ve vyšších polohách. Samice klade vajíčka do rozestavěných i uzavřených hnízd, kdy do jedné plodové komůrky bývají nakladena 2 až 3 vajíčka, následně vylíhlé larvy se vzájemně napadají, dokud nezůstane jen jedna přeživší larva, která poté odstraní hostitelské vajíčko a začne požírat nahromaděné zásoby hmyzu, nebo pavouků (Macek et al. 2010).

Tělo larvy má bílou barvu a je dlouhé přibližně 3,9 mm, je krátké a robustní. Integumenty nejsou hladké, ale obsahují mikrostruktury, sety se vyskytují jen ve velmi malém počtu (Bogusch et al. 2015).

Podmínkou výběru druhů, u kterých parazituje, je společná potrava, kterou jsou pavouci, avšak byla nalezena i u druhů, využívajících jinou potravu; např. v hnízdech *P. fabricii* (Bogusch et al. 2015, Pärn et al. 2015).



Obr. č. 13: Dospělec druhu *Trichrysis cyanea*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

2.6.6 *Chrysis angustula* Schenck, 1856

Zlatěnka úzká (*Chrysis angustula*) je 6 až 9 mm velký štíhlý druh z čeledi zlatěnkovití (Chrysididae). Hlava i hrud' jsou zelenomodré až modré s ohnivě zlatým až zlatočerveným zadečkem. Tělo je hustě jemně tečkované, apikální okraj třetího tergitu se čtyřmi zuby. Jedná se o spíše chladnomilný druh, hojný ve středních polohách (Macek et al. 2010). Podle Farkače et al. (2005) řadíme tento druh do Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky – bezobratlí jako druh ohrožený (EN).

Larvy druhu mají přibližně 5,92 mm dlouhé bílé, krátké a zavalité tělo. Hlava je kulatá a dobře viditelná, mandibula obsahuje minimálně tři zuby, kdy je apikální zub delší a ostřejší než ostatní zuby (Astapenková et al. 2017).



Obr. č. 14: Dospělec druhu *Chrysis angustula*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

2.6.7 *Chrysis rutilans* Olivier, 1790

Zlatěnka blýskavá je 5 až 9 mm dlouhý druh na spodní straně zlatozelený až zlatočervený, tělo je jemně tečkované. Jedná se o teplomilný druh v České republice poměrně vzácný (Macek et al. 2010).

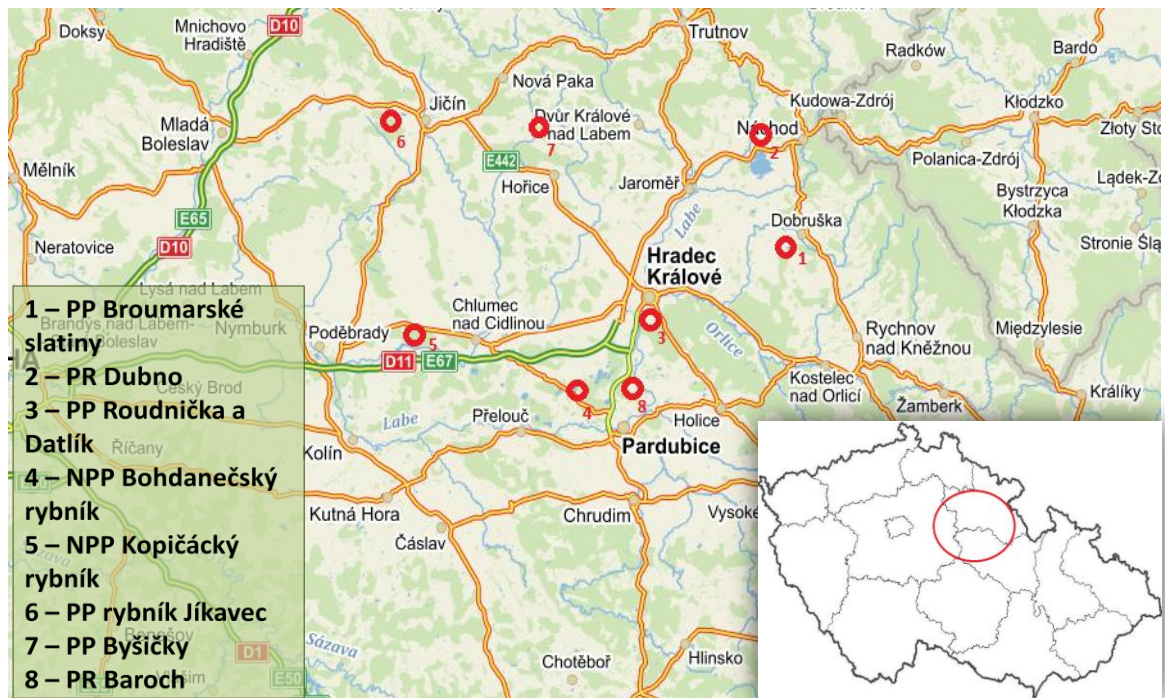
Délka těchto larev se pohybuje okolo 5,72 mm. Larvy jsou bíle zbarvené robustní a krátké. Hlava larvy je velká a užší než thorax. Mandibula nese právě tři zuby, které jsou na vnější straně delší a ostřejší. Larva tohoto druhu má poslední abdominální segment kratší a užší než předcházející články, zároveň nejsou dorzoventrálně zploštělé, stejně, jako druhu předcházejícího je taktéž poslední abdominální segment opět kratší a užší než ostatní segmenty (Astapenková et al. 2017).



Obr. č. 15: Dospělec druhu *Chrysis rutilans*. Dostupné: <http://www.biolib.cz>

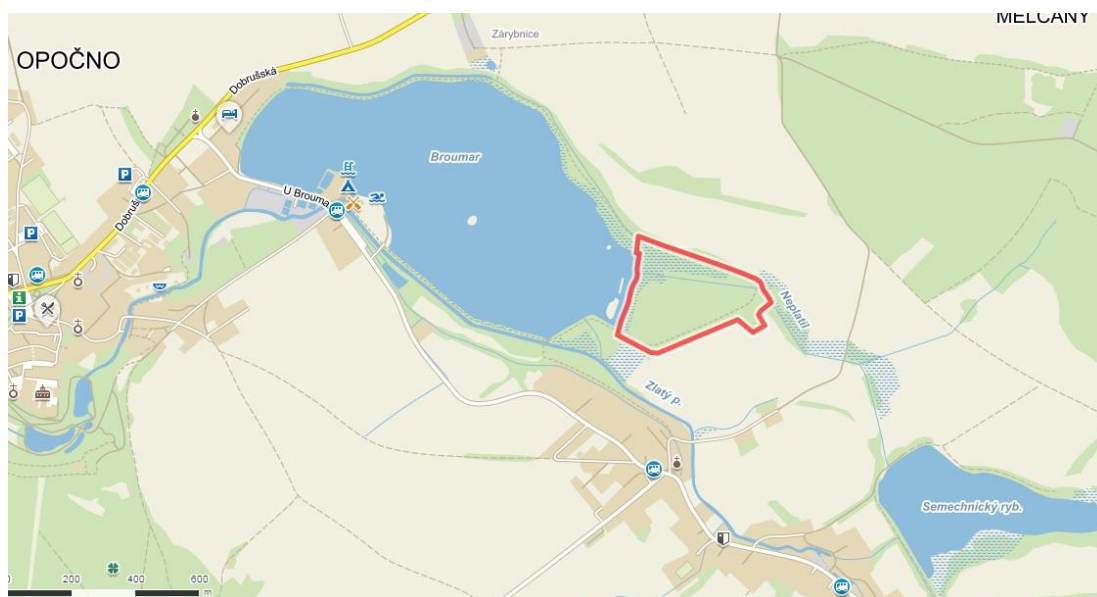
Dle Astapenkové et al. (2017) můžeme zmínit ještě další zástupce žahadlových blanokřídlých, kteří se vyskytují v hálkách druhu *Lipara lucens*. Prvním druhem je *Passaloecus clypealis*. Larvy druhu *Passaloecus clypealis* jsou dlouhé přibližně 5,32 mm, zbarvené většinou světle žlutě, ale nalézt můžeme i jedince sytě žluté až okrové, tělo je mírně dorzoventrálně zploštělé. Hlava je poměrně velká zaoblená, šířka odpovídá šíři těla. Dále uvádí druh *Trypoxylon minus*, tělo tohoto druhu je dlouhé přibližně 7,17 mm, barva je bílá nebo světle okrová. Celá larva je štíhlá protáhlá a dorzoventrálně zploštělá. Mandibula je opatřena pěti malými zuby. Zmínit můžeme taktéž druh *Hylaeus moricei*, kdy se jedná o bílé či bělavé larvy měřící asi 5,46 mm. Tělo je nepatrně dorzoventrálně zploštělé, kdy je poslední abdominální segment kulatý. Mandibula nese jeden větší zub a osm malých zubů na vnitřní straně.

2.7 Charakteristika studovaných lokalit



Obr. č. 16: Mapa východních Čech s vyznačenými lokalitami výzkumu. Zdroj: <https://mapy.cz>

2.7.1 Přírodní památka Broumarské slatiny



Obr. č. 17: Mapa s vyznačením PP Broumarské slatiny. Dostupné: <https://mapy.cz>

Přírodní památka Broumarské slatiny o rozloze 1,69 ha se nachází severně od spojnice města Opočno a obce Semechnice v okrese Rychnov nad Kněžnou nad zhlaví rybníka Broumar. Chráněné území se nachází v nadmořské výšce 282 m. n. a k jeho vyhlášení došlo 5. 7. 1984. Předmětem ochrany stanoviště jsou slatinné louky se vzácnými a ohroženými druhy rostlin (především vstavačovými), které zůstaly zachovány jako zbytek přirozených lučních porostů po velkoplošných melioracích v 80. letech 20. století (Míkovcová, 2009). Jádrem území tvoří 0,52 ha velká bezlesá enkláva, tvořená slatinnou loučkou a porosty vysokých ostríc. Ze všech stran na ni navazují lesní porosty mokřadních olšin a dubohabřin, okrajově je zastoupen i jasanovo – olšový luh. Mokřadními olšinami prochází napřímený přítok do rybníka Broumar.

V době návrhu území na přírodní památku probíhalo na rybníku Broumar intenzivní rybniční hospodaření. V době vyhlášení bylo zvláště chráněné území, zejména louky mezi rybníkem Broumar a Semechnickým rybníkem ohroženo realizovanými melioračními zásahy prováděnými na pozemcích obhospodařovaných zemědělským družstvem. Dalším ohrožením lokality se stalo rozsáhlé odbahnění rybníka Broumar, které bylo realizováno na podzim roku 1989. Později však bylo upuštěno od uložení trvalé i dočasné deponie vytěženého sedimentu na plochu přírodní památky a byl zde vyloučen pohyb těžební techniky.

Kolem rybníka Broumar mimo ZCHÚ však byly vytvořeny v důsledku odbahnění valy z vytěženého sedimentu, část sedimentu byla uložena ve formě ostrůvků přímo v ploše rybníka Broumar. Chráněný přírodní výtvar Broumarské slatiny byl v roce 1992 převeden do kategorie maloplošného chráněného území přírodní památka. Přímo v lokalitě však neprobíhala žádná péče a lokalita značně zarostla rákosem a náletovými dřevinami. Následně byl v PP proveden první významný asanační zásah, tj. vyřezání náletových dřevin. Od roku 2004 probíhalo v lokalitě na základě managementu stanoveného Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR v Pardubicích pravidelné kosení s posunem sečí a úklid sklizené hmoty na okraj lokality. Zároveň byly na louce ponechávány nepokosené plochy pro dokončení vývoje hmyzu vázaného na živné rostliny. V neposlední řadě došlo k použití těžké techniky, čímž na celé ploše vznikla hustá síť vyjetých kolejí po traktorech a další těžké technice, která vytvořila mozaiku plošek s různým stupněm zamokření. Pravidelný monitoring stavu populace hlízovce Löeselova (*Liparis loeselii*) a dalších zvláště chráněných druhů rostlin dokazoval úspěšnost realizovaných řízených zásahů. V posledním desetiletí však, navzdory pečlivě prováděnému managementu, došlo k velkému úbytku až vymizení hlavního předmětu ochrany hlízovce Löeselova. Hlavní příčinou vymizení se zdá být změna vodního režimu na lokalitě, postupné vysoušení a pokles hladiny spodní vody (Rešlová 2016).

Jelikož přibližně polovinu plochy zaujímá mozaika slatinných a bezkolencových luk, můžeme zde nalézt velké množství zajímavých druhů rostlin jako např. ostřice Davallová (*Carex Davalliana*), hlízovec Löeselův (*Liparis loeselii*), prstnatec pleťový (*Dactylorhiza incarnata*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) a jejich kříženec *Dactylorhiza x archensoniana*.

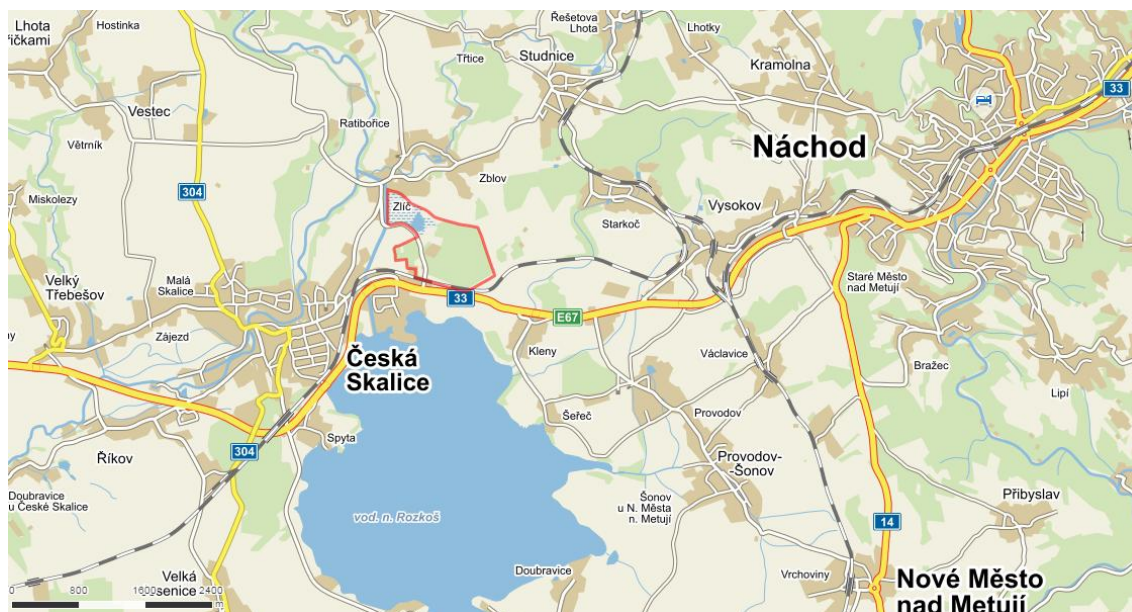
Co se živočichů týče, probíhal zde malakologický výzkum, v němž byl zjištěn výskyt zajímavých druhů měkkýšů, jakými jsou vrkoč útlý (*Vertigo angustior*), který je v ČR v současné době ohrožen ztrátou vhodných biotopů, tj. odvodňováním a zarůstáním, vrkoč mnohozubý (*Vertigo antivertigo*), v současné době taktéž ohrožen ztrátou vhodných biotopů, nebo levotočka bažinná (*Aplexa hypnorum*), holarktický druh, v současnosti se vyskytující roztroušeně v nížinách a středních polohách. Jako další druhy živočichů můžeme uvést ještěrku obecnou (*Lacerta vivipara*), netopýra rezavého (*Nyctalus notula*), netopýra večerního

(*Eptesicus serotinus*), netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) nebo žluvu hajní (*Oriolus oriolus*).



Obr. č. 18: Náhledové foto PP Broumarské slatiny. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.2 Přírodní rezervace Dubno



Obr. č. 19: Mapa s vyznačením PR Dubno. Dostupné: <https://mapy.cz>

Území se nachází severně od přehradní nádrže Rozkoš, přibližně 2 km severovýchodně od České Skalice. Výměra rezervace je 86,19 ha a nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 285 až 308 m n. m. Přírodní rezervace Dubno byla vyhlášena v roce 1956.

Dle patrných zemních valů napříč vodotečí lze předpokládat, že převážnou část současné rozlohy lesů přírodní rezervace v minulosti pokrývala vodní plocha. Ta byla ovšem po čase zrušena a na ploše byla založena oplocená obora s ohradou pro dobytek. V polovině 18. století zde byla založená takzvaná Dubenská bažantnice, která byla v provozu až do roku 1945. Kvůli chovu bažantů bylo území osázeno především dubovými odrostky a smrkem ztepilým, které poskytovaly bažantům potravu a ochranu při hnízdění. Výsadba smrku byla naštěstí po reorganizaci lesního provozu zakázána.

Přírodní rezervace Dubno je charakterizována jako význačný a na našem území nejseverněji položený lužní háj s rybníkem i hnízdištěm vodního ptactva. V plánu péče je navrženým managementem zachovat jedinečný charakter lokality, struktury porostů se snahou zmlazování porostu a redukcí jasanu, dále ponechání vybraných bezzásadových porostů po celé ploše do rozpadu spolu s udržením a zlepšením biodiverzity lučních, vodních, mokřadních a lesních společenstev (Zapletal et al. 2012).

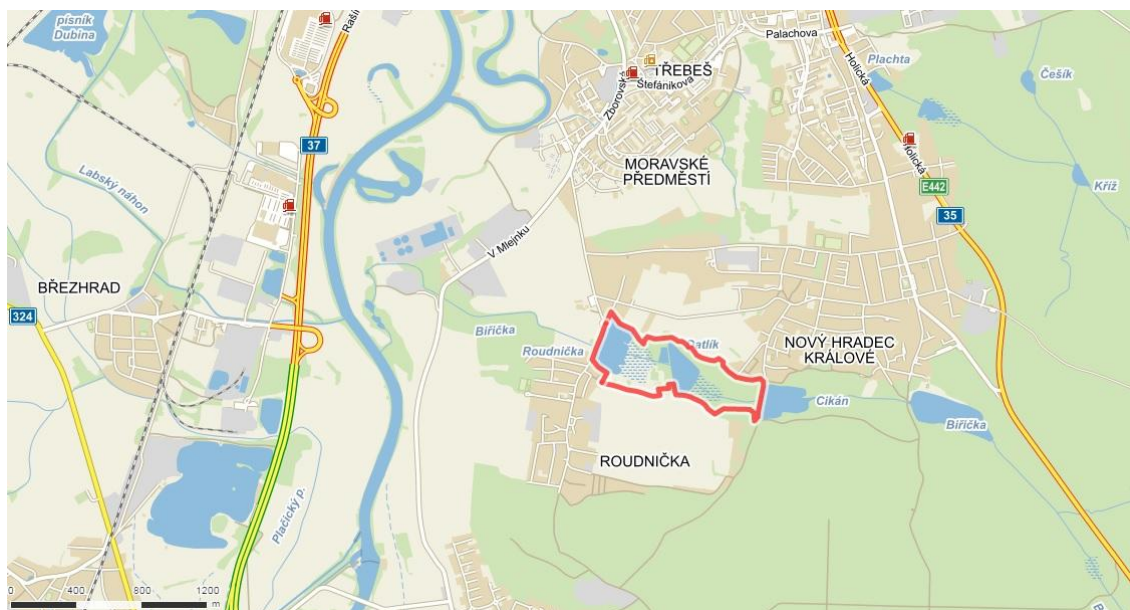
Z významné flóry zde nalezneme druhy prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), prstnatec pleťový (*D. incarnata*), ostřice Davallova (*Carex davalliana*), kruštík bahenní (*Epipactis palustris*), hadilka obecná (*Ophioglossum vulgatum*), starček roketolistý (*Senecio erucifolius*), vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*), žluťucha lesklá (*Thalictrum lucidum*), bradáček vejčitý (*Listera ovata*), vemeník zelenavý (*Platanthera chlorantha*). Charakteristickým prvkem hájů je jarní aspekt, který je i zde velice typický, nalézt tu můžeme prvosenku jarní (*Primula veris*), prvosenku vyšší (*P. elatior*), jaterník trojlaločnatý (*Hepatica nobilis*), hrachor jarní (*Lathyrus vernus*). Co se kvetoucích rostlin týče, v letních měsících zde spatříme okrotici bílou (*Cephalanthera damasonium*), lilii zlatohlávka (*Lilium martagon*), či kruštík modrofialový (*Epipactus purpurata*).

K charakteristické fauně na této lokalitě patří především ptactvo, a to i druhy silně ohrožené, vyskytuje se zde žluva hajní (*Oriolus oriolus*), včelojed lesní (*Pernis apivorus*), ťuhýk obecný (*Lanius collurio*), strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*), chřástal vodní (*Rallus aquaticus*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), žluna šedá (*Picus canus*), lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), žluna zelená (*Picus viridis*), datel černý (*Dryocopus martius*), hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*), puštík obecný (*Strix aluco*), strakapoud malý (*Dryocopus minor*), rákosník proužkovaný (*Acrocephalus schoenobaenus*) nebo dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*). Ze zástupců hmyzu můžeme uvést zástupce zejména brouků, jakými jsou kovařící *Calambus bipustulatus* a *Ampedus erythrogonus*, dále střevlíci; např. střevlík kožitý (*Crabus coriaceus*), střevlík zahradní (*C. hortensis*), střevlík zrnitý (*C. granulatus*), či zástupce roháčovitých roháček bukový (*Sinodendron cylindricum*). Dalšími bezobratlými jsou zástupci motýlů: bělopásek dvouřadý (*Limenitis camilla*), modrásek očkovaný (*Maculinea teleius*), zdobenec zelenavý (*Gnorimus nobilis*), mūra blýskavka plicníková (*Atypha pulmonaris*), píd'alka píd'alička bobulová (*Eupithecia immundata*). Dalšími zástupci jsou měkkýši, nejvýznamnějšími z nich je pak údolníček rýhovaný (*Vallonia enniensis*) a vlahovka karpatská (*Monachoides vicinus*); (Vavřenová 2015).



Obr. č. 20: Náhledové foto PR Dubno. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.3 Přírodní památka Roudnička a Datlík



Obr. č. 21: Mapa s vyznačením PP Roudnička a Datlík. Dostupné: <https://mapy.cz>

Přírodní památka Roudnička a Datlík o rozloze 29,72 ha leží v nadmořské výšce cca 230 m v plochem úvalu jižně od Záměčku mezi západní částí Nového Hradce Králové a Roudničkou. Datlík a Roudnička jsou dvěma ze čtyř průtočných rybníků na potoce Biříčka. Rybníky jsou obklopeny rákosinami a vlhkými loukami, v prostoru mezi nimi je z části uměle vysázený remíz. Pod hrází Datlíka je rozpadající se soustava menších sádkových nádrží. Rybníky a slatinné louky v jejich okolí jsou bohatou botanickou lokalitou, zachovala se zde vodní a mokřadní společenstva, mozaiky bezkolencových slatinných a zrašelinělých luk, rákosiny a porosty vysokých ostřic s řadou chráněných a ohrožených druhů rostlin a živočichů.

Chráněné území bylo vyhlášeno v roce 1988. V minulosti byly všechny louky pravidelně koseny, avšak v době vyhlášení byly louky obhospodařovány pouze občasně a později obhospodařování lučních porostů postupně zcela ustalo. To vedlo k zarůstání louky rákosem šířícím se z litorálů rybníků a zarůstáním náletovými dřevinami. V některých částech lokality byly vysázeny geograficky nepůvodní dřeviny, které se semeny šířily do okolí, čímž vznikla monokultura topolu kanadského či remízy s monokulturami smrku.

Botanická charakteristika území je zde opravdu pestrá, nalézt můžeme hned několik ohrožených a chráněných druhů rostlin kupříkladu česnek hranatý

(*Allium angulosum*), ostřici Davallovu (*Carex davalliana*), ostřici blešní (*Carex pulicaris*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), žebratku bahenní (*Hottonia palustris*), bleduli jarní (*Leucojum vernum*), upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*).

Díky rozrůzněnosti přírodních společenstev je lokalita bohatá především z hlediska výskytu vzácných a ohrožených druhů živočichů, jako jsou např. zástupci ptačí říše bukač velký (*Botaurus stellaris*), ledňáček říční (*Alcedo atthis*) chřástal kropenatý (*Porzana porzana*) moták pilich (*Circus cyanos*), chřástal vodní (*Rallus aquaticus*), lžičák pestrý (*Anas clypeata*), výr velký (*Bufo bufo*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), potápka roháč (*Podiceps cristatus*), potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*), moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*). Dále nechybí pestrá směsice obojživelníků a ryb vázaných na vodní společenstva rak říční (*Astacus astacus*), piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), skokan zelený (*Pelophylax esculentus*), rosnička zelená (*Hyla arborea*), čolek horský (*Ichthyosaura alpestris*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), slepýš křehký (*Anguis fragilis*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*), ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*) nebo užovka obojková (*Natrix natrix*).

Zajímavé jsou i nálezy entomologické. Ze zástupců motýlů můžeme jmenovat druhy, jako je srpokřídlec olšový (*Drepana curvatula*), přástevník *Thumatha senex*, nebo přástevník *Pelosia muscerda*, kteří zde byly sledováni pravidelně. Nejpozoruhodnějším nálezem je teplomilný stepní druh *Eupithecia millefoliata* z čeledi píďalkovitých. Dále se zde vyskytuje řada vzácných nebo bioindikačně významných druhů čeledi můrovitých: *Macrochilo cribrumalis*, *Simyra albovenosa*, *Oligia versicolor*, *Archanara dissoluta*, *Leucania obsoleta* a *Mythimna impura* (Mikát et al. 2003). Taktéž z řádu brouků je zde zaznamenáno několik významných druhů, např. vzácný krasec *Poecilonota dives*, nebo velmi vzácný teplomilný noční druh tesaříka *Axinopalpis gracilis*.



Obr. č. 22: Náhledové foto PP Roudnička a Datlík. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.4 Národní přírodní památka Bohdanečský rybník



Obr. č. 23: Mapa s vyznačením PP Bohdanečský rybník. Dostupné: <https://mapy.cz>

Bohdanečský rybník se nachází na severozápadním okraji města Lázně Bohdaneč a představuje zlomek velkolepé soustavy 300 rybníků na Pardubicku založených počátkem 16. století, které jsou napájeny Opatovickým kanálem. Volná hladina má rozlohu 85 ha, břehová linie je velmi členitá s bohatým zastoupením rákosin a několika ostrovy. V blízkém okolí rybníka se nacházejí vlhké louky, lesy a pole. Zvláštní ochrana se datuje od roku 1951, kdy byly rybník, přilehlé vlhké louky, bažinné olšiny, vrbiny a rozsáhlé rákosiny vyhlášeny státní přírodní rezervací.

Předmětem ochrany byla její ornitologická významnost, zejména díky hojnému výskytu bahňáků (Kopecká & Zárubová-Prausová 2000). V roce 1992 bylo území převedeno do kategorie národní přírodní rezervace. Stávající chráněné území má výměru 248,86 ha a nachází se v nadmořské výšce 220 m n. m. Hranice přírodní rezervace včetně ochranného pásma je shodná s Ptačí oblastí Bohdanečský rybník, která byla zřízena k ochraně chřástala kropenatého (*Porzana porzana*) v roce 2004. Území je navrženo do seznamu evropsky významných lokalit pro výskyt druhů kuňka ohnivá (*Bombina bombina*), modrásek bahenní (*Maculinea nausithous*), modrásek očkovaný (*Maculinea teleius*) a vážka jasnosvrnná (*Leucorrhinia pectoralis*).

Vlivem toho, že v minulosti nebyly naplánovány žádné řízené zásahy, došlo k degradaci původního fenoménu území. Navíc došlo vlivem samovolného vývoje bez pravidelných zásahů člověkem (kosení, sečení, odstraňování náletu) k postupnému zazemňování, zarůstání ploch rákosem a náletovými dřevinami. Negativní vliv zde mělo i provozování chovu vodní drůbeže, intenzifikační chov ryb, který vedl ke zvýšení trofie prostředí, a nešetrná myslivost. S touto devastací souvisela i ruderalizace území, které je v těsném kontaktu s intravilány obcí, ornou půdou, komunikacemi a zemědělskými objekty. Kvůli těmto vlivům druhová diverzita NPR značně poklesla, ovlivněny byly i luční ekosystémy, které kvůli zřízení odvodňovacích kanálů téměř chybí. Od roku 1993 probíhají na území realizace managementových opatření, které byly navrženy pro rekultivaci celé oblasti rezervace. Probíhá zde pravidelné kosení rákosin a luk dvakrát ročně, byla pokácena alej nepůvodního topolu kanadského a náletové dřeviny jsou průběžně likvidovány. Dalším krokem bylo vybudování soustavy 12 tůní v severozápadní zátocce Bohdanečského rybníka v roce 1999, zároveň začaly být obnovovány podmáčené ostřicové louky (jednorázové poježdění těžkou mechanizací, kosení a odstraňování biomasy). Dále byl vybudován ostrůvek a mělčiny pro obnovu mokřích rákosin (Prausová 2005).

Co se botanické bohatosti týče hojný je rdest světlý (*Potamogeton lucens*), vzácně se vyskytuje rdest tupolistý (*Potamogeton obtusifolius*) a rdest ostrolistý (*Potamogeton acutifolius*), ohroženým druhem je řečanka přímořská (*Najas marina*), v litorálních rákosinách se vyskytuje populace pryskyřníku velkého (*Ranunculus lingua*), na porosty rákosin navazují luční společenstva s ostřicí Davallovou (*Carex davalliana*), prstnatcem pleťovým (*Dactylorhiza incarnata*) a májovým (*D. majalis*) a pupečníkem obecným (*Hydrocotyle vulgaris*).

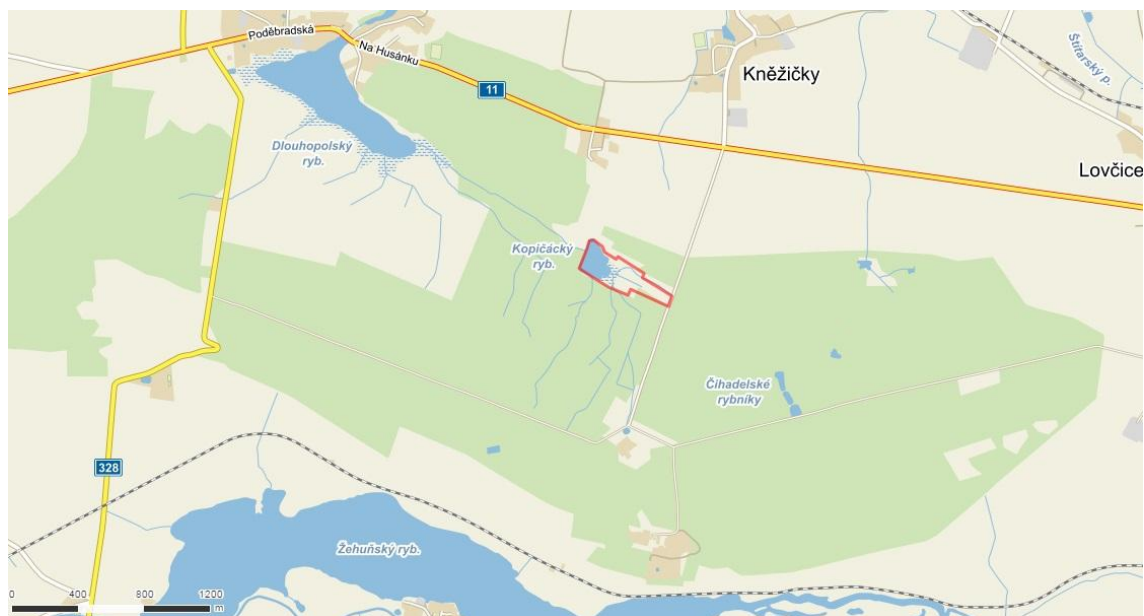
Na pestrost vegetace se váží i rozmanitá společenstva živočichů. Mokřady jsou jednou z nejvýznamnějších lokalit kriticky ohrožené hrachovky okružankovité (*Pisidium pseudosphaerium*) a zároveň lokalitou ohrožené okružanky mokřadní (*Sphaerium nucleus*). Prokázán byl i výskyt řady vzácných a reliktních druhů pavouků *Rugathodes instabilis*, *Theridion pictum*, *Gongylidiellum murcidum* a vzácných druhů hmyzu, mezi ně mimo jiné patří: klínatka rohatá (*Ophiogomphus serpentinus*), šídlo luční (*Brachytron pratense*), vážka tmavá (*Sympetrum danae*), batolec červený (*Apatura ilia*), batolec duhový (*Apatura iris*), bělopásek topolový

(*Limenitis populi*) a další. Co se obratlovců týče, lokalita je významná zejména pro ornitology, kromě chřástala kropenatého (*Porzana porzana*) se zde vyskytuje bukáček malý (*Ixobrychus minutus*), slavík modráček (*Luscinia svecica*), chřástal vodní (*Rallus aquaticus*), rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), sýkořice vousatá (*Panurus biamircus*), od roku 2005 pak i jeřáb popelavý (*Grus grus*) a řada dalších ptačích druhů. Ze savců zde byla pozorována vydra říční (*Lutra lutra*).



Obr. č. 24: Náhledové foto PP Bohdanečský rybník. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.5 Národní přírodní památka Kopičácký rybník



Obr. č. 25: Mapa s vyznačením PP Kopyčácký rybník. Dostupné: <https://mapy.cz>

Národní přírodní památka Kopyčácký rybník se nachází v Oboře Kněžičky nedaleko od Chlumce nad Cidlinou, na rozhraní středočeského a východočeského kraje, asi 3 km jižně od Městce Králové (Beran & Škodová 2013), kde tvoří enklávu bezlesí uvnitř lesního komplexu. Nadmořská výška se pohybuje okolo 235 metrů.

Lokalita je chráněna již od roku 1948 jako součást národní přírodní rezervace Žehuňská obora, následně byla v roce 2007 vyhlášena národní přírodní rezervace Kopyčácký rybník na ploše 8,3 ha. Před vyhlášením Kopyčáckého rybníka jako chráněného území byly slatinné louky udržovány pastvou zvěře chované v oboře. Ze slatinných luk postupně ustoupily konkurenčně slabé a zároveň vzácné druhy, jako např. hadilka obecná (*Ophioglossum vulgatum*) nebo prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*). Proto jsou dle navrženého managementu louky udržovány i pravidelným kosením. Na místech s nižší hladinou podzemní vody došlo k expanzi bezkolence modrého (*Molinia caerulea*) a třtiny křovištní (*Calamagrostis epigeios*).

Rybník byl v 90. letech 20. století odbahněn a sediment byl uložen v litorálu rybníka, čímž došlo k jeho částečnému znehodnocení. Nyní je rybník omezeně využíván k chovu ryb. Na místě bývalé deponie bahna při severním okraji Kopyčáckého rybníka byla v roce 2008 vytvořena menší tůň, která s ním není propojena a slouží k rozmnožování obojživelníků.

Co se rostlinného zastoupení týče, vodní vegetace rostlin je ovlivněna především rybí obsádkou. Větší část rybníčního dna pokrývají parožnatky, zejména pak *Chara hispida* zaznamenána byla i řečanka přímořská (*Najas marina*) nebo lakušník nitolistý (*Batrachium trichophyllum*), při břehu rybníka roste šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*). V litorálu rybníka najdeme drobnou ostřici pozdní (*Carex viridula*) či rdest trávolistý (*Potamogeton gramineus*). Na obnažených místech nalezneme některé subhalofilní druhy, například zeměžluč spanilou (*Centaureum pulchellum*), nebo štírovník úzkolistý (*Lotus tenuis*). Na okraji rákosin je hojná ožanka čpavá (*Teucrium scordium*), na tyto rákosiny navazuje slatinná louka s dominantní pěchavou slatinnou (*Sesleria uliginosa*) a dalšími druhy, jako jasou např. ostřice Hostova (*Carex hostiana*), hadí jazyk obecný (*Ophioglossum vulgatum*), ostřice Davalova (*Carex davalliana*). Ojediněle se zde vyskytují i vzácné druhy, kterými jsou prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), česnek hranatý (*Allium angulosum*) a hořeček nahořklý pravý (*Gentianella amarella* subsp. *amarella*).

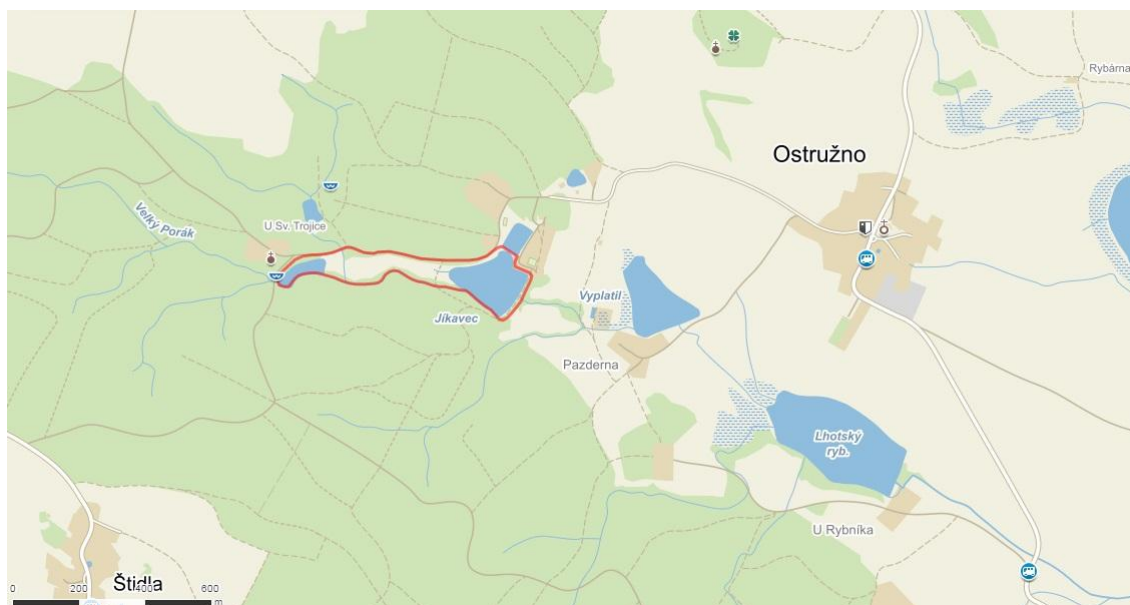
Díky vodním biotopům Kopicáckého rybníka využívá lokalitu k rozmnožování několik druhů žab, mezi kterými jsou skokan skřehotavý (*Rana ridibunda*) nebo čolek obecný (*Triturus vulgaris*). Vyskytuje se zde 19 druhů měkkýšů, z významných druhů můžeme jmenovat např. druhy vrkoč útlý (*Vertigo angustior*), který je vázán na slatinnou louku, či drobný evropsky významný plž svinutec tenký (*Anisus vorticulus*), který byl v roce 2008 pro Českou republiku znovuobjeven právě v rákosinách Kopicáckého rybníka. Zajímavý je i výskyt vážek, bylo zde zaznamenáno dokonce 13 druhů. Pozorovat zde často můžeme i užovku obojkovou (*Natrix natrix*). Celé území je součástí ptačí oblasti Žehuňský rybník-Obora Kněžičky. Za více než 100 let sledování bylo v oblasti zaznamenáno více než 260 ptačích druhů. Kromě druhů, které jsou předmětem ochrany, a to bukáčka malého (*Ixobrychus minutus*) a chřástala kropenatého (*Porzana porzana*), se zde dále vyskytuje dalších 41 druhů; např. bukač velký (*Botaurus stellaris*), včelojed lesní (*Pernis apivorus*), luňák červený (*Milvus milvus*), orel mořský (*Haliaeetus albicilla*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), moták pilich (*Circus cyaneus*), chřástal polní (*Crex crex*), chřástal malý (*Porzana parva*), kalous pustovka (*Asio flammeus*), lelek lesní (*Caprimulgus europaeus*), ledňáček říční (*Alcedo atthis*), datel černý (*Dryocopus martius*), strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*), lejsěk bělokrký

(*Ficedula albicollis*), ťuhák obecný (*Lanius collurio*), či strnad zahradní (*Emberiza hortulana*); (Urbánek 2006).



Obr. č. 26: Náhledové foto PP Kopicácký rybník. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.6 Přírodní památka Rybník Jíkavec



Obr. č. 27: Mapa s vyznačením PP Rybník Jíkavec. Dostupné: <https://mapy.cz>

Přírodní památka Rybník Jíkavec se nachází cca 1,5 km jihovýchodně od obce Ohařice na Jičínsku. Celková rozloha lokality je 7,31 ha a nachází se nadmořské výšce v rozmezí od 285 do 291 m n. m. Území je tvořeno nivou potoka Velký Porák a představují ho dva rybníky a nivní louky, které jsou nejcennější částí přírodní památky. V současnosti na nich převažují dlouhodobě neobhospodařovaná druhově ochuzená společenstva s dominancí tužebníku jilmového, v menší míře porosty vysokých ostřic.

V roce 1990 byly Rybník Jíkavec, rybník U svaté Trojice a slatinné louky v nivě mezi oběma rybníky vyhlášeny jako chráněný přírodní výtvar pod názvem Rybník Jíkavec. Následně bylo v roce 1999 území přehlášeno jako Přírodní památka Rybník Jíkavec. I přes existenci chráněného území zůstávaly nivní louky bez jakéhokoliv managementu, což vedlo k postupné degradaci. Následně došlo v roce 1996 při odbahňování rybníku k poškození lokality, kdy byl vyhrnutý materiál ponechán na hromadách či rozprostřen v prostoru přírodní památky. Tyto deponie postupně zarostly ruderální vegetací, následně došlo k úpravám, které měly zmírnit negativní dopad ponechání zeminy na lokalitě, součástí bylo vytvoření mělké tůně v litorálu rybníka.

Aktuálně převažují na loukách porosty tužebnickového lada s dominancí tužebníku jilmového (*Filipendula ulmaria*). Dalšími druhy společenstva jsou např.

skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*), vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*), blatouch bahenní (*Caltha palustris*), kakost bahenní (*Geranium palustre*) a další. V části luk se dosud roztroušeně vyskytuje chráněný úpolín nejvyšší (*Trollius altissimus*). Ještě v nedávné minulosti se na vlhkých loukách vyskytoval chráněný prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*).

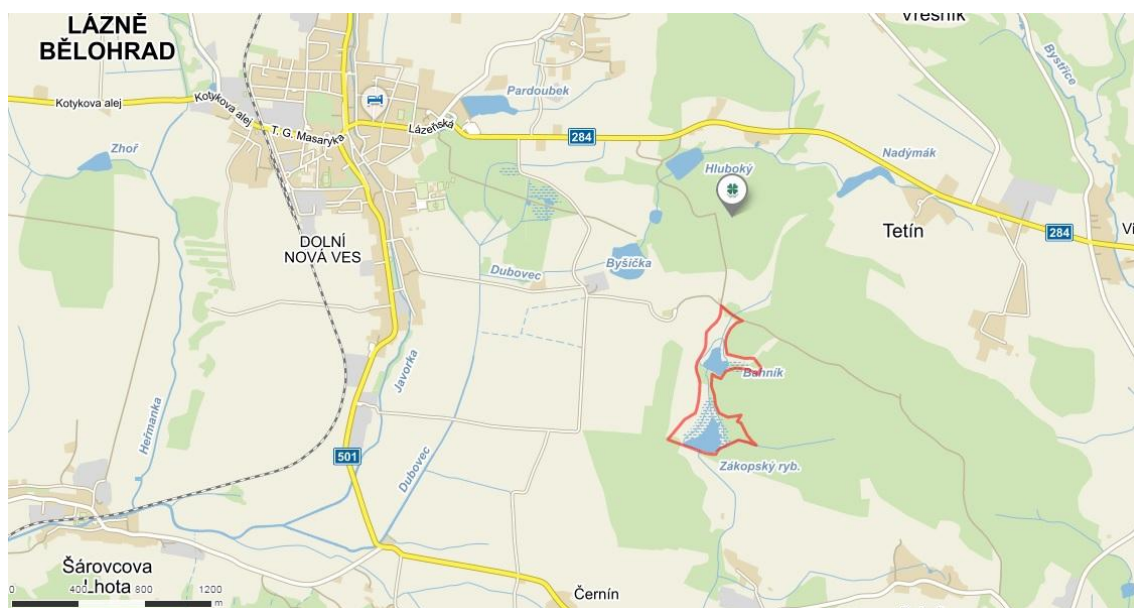
Na vodní plochy rybníka jsou vázána především vodní makrofyta. Zjištěny byly rdesty *Potamogeton lucens*, *P. crispus*, *P. natans*, *P. trichoides*, lakušník okrouhlostý (*Batrachium circinatum*) nebo stolítek přeslenatý (*Myriophyllum verticillatum*). Kvůli necitlivému vyhrnutí rybníka Jíkavec došlo k ochuzení litorální vegetace, nalezneme zde především rákos obecný (*Phragmites australis*) a ostřici štíhlou (*Carex acuta*), které zarůstají náletem olše, ze vzácnějších druhů se zde vyskytuje ostřice latnatá (*Carex paniculata*). V bahnitěm substrátu rybníka se vyskytují především obojživelné byliny; např. bahnička bahenní (*Eleocharis palustris*) a jehlovitá (*E. acicularis*), žabník jitrocelový (*Alisma plantago-aquatica*), zblochan vzplývavý (*Glyceria fluitans*) a halucha vodní (*Oenanthe aquatica*). Na místech deponie vyhrnutého materiálu dna rybníka převládají ruderalní porosty s dominancí kopřivy a rákosu.

Výskyt rybníka podmiňuje přítomnost obojživelníků, zjištěni zde byli čolek obecný (*Triturus vulgaris*) a horský (*Triturus alpestris*), kuňka obecná (*Bombina bombina*), skokan hnědý (*Rana temporaria*) a rosnička zelená (*Hyla arborea*). Z plazů se na území vyskytují ještěrka živorodá (*Lacerta vivipara*), či užovka obojková (*Natrix natrix*); (Gerža 2011).



Obr. č. 28: Náhledové foto PP Rybník Jíkavec. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.7 Přírodní památka Byšičky



Obr. č. 29: Mapa s vyznačením PP Byšičky. Dostupné: <https://mapy.cz>

Přírodní památka se nachází 8 km severozápadně od Hořic a východně od Lázní Běláhrad, je tvořena rybníky Bahňákem a Zákopským, přilehlými vlhkými loukami a navazujícími lesními porosty.

Do vyhlášení přírodní památky Byšičky v roce 1999 bylo hospodaření na zemědělské půdě intenzivní, následně před vyhlášením chráněného území začalo docházet k útlumu zemědělské výroby a využívání luk. Absence kosení luk se zde projevila šířením náletových dřevin, konkurenčně zdatných druhů trav a bylin byla příčinou degradace, protože docházelo k potlačování populace konkurenčně slabších, často zvláště chráněných a ohrožených druhů rostlin. Na loukách dominují konkurenčně silné druhy, zejména širokolisté byliny, ostřice a trávy, jako je např. rákos obecný (*Phragmites australis*), nebo třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*); (Prausová 2012).

Dalším negativním vlivem byl kontakt lokality s bývalou ornou půdou, kde docházelo ke splachu živin z kejdy, která je i v současné době lokálně využívána k přihnojování luk. Kosení je v současné době zajišťováno orgánem ochrany, zejména v lokalitách s výskytem vzácných druhů rostlin. V roce 2011 byly dokončeny práce na obou rybnících, kdy došlo ke zpevnění hrází a odbahnění, čímž vznikly mělké obnažené plochy.

Co se botanické charakteristiky týče, probíhá zde monitoring hlízovce Leoselova (*Liparis löeseli*), který byl prováděn na slatinné louce, jež je dlouhodobě nekosená a značně zarostlá rákosem a náletovou olší. Byly zde potvrzeny i další významné taxony; např. šáchor hnědý (*Cyperus fuscus*), stolítek přeslenatý (*Myriophyllum verticillatum*), orlíček obecný (*Aquilegia vulgaris*), ostřice rusá (*Carex flava* s. str.); (Šoltysová 1995) nebo nově nalezený leknín bělostný (*Nymphaea candida*), pryskyřník kašubský (*Ranunculus cassubicus*), vrba rozmarýnolistá (*Salix rosmarinifolia*), zevar nejmenší (*Sparganium natans*), jilm vaz (*Ulmus laevis*). Území přírodní památky je zatíženo šířením expanzivních druhů rostlin a náletových dřevin, což souvisí s absencí kosení na rozsáhlých plochách.

Ze zoologického hlediska je lokalita v posledních letech ohrožena rozkolísáním vodního režimu v závislosti na odbahnění, zejména pak dlouhodobější intenzifikací rybničního hospodaření. Významná je lokalita především výskytem kuňky ohnivé (*Bombina bombina*), čolka velkého (*Triturus cristatus*). Zjištěn byl i výskyt bukáčka malého (*Ixobrychus minutus*), motáka pochopa (*Circus aeruginosus*), nebo chřástala vodního (*Rallus aquaticus*); (Číp 2012).



Obr. č. 30: Náhledové foto PP Byšičky. Autor: Pavlína Tauchmanová

2.7.8 Přírodní rezervace Baroch



Obr. č. 31: Mapa s vyznačením PR Baroch. Dostupné: <https://mapy.cz>

Jedná se o nevelkou mokřadní lokalitu asi 6 km severně od Pardubic v katastru obce Hrobice. Celková rozloha činí 31,4 ha, přičemž na samotný rybník připadá 27 ha. Území přírodní rezervace je vlastně zbytkem velmi rozsáhlého rybníka Velká Čeperka založeného již ve středověku. Jako chráněné území byl Baroch vyhlášen v roce 1998, důvodem vyhlášení přírodní rezervace bylo významné hnízdiště vodního ptactva a výskyt vzácných druhů rostlin. Celá lokalita je ze 70 až 80 % zarostlá litorálními porosty, převážně rákosem obecným a orobincem. Rákosiny jsou prokány mozaikou volných vodních ploch. Ty jsou v západní a severní části tvořeny plochami, které při postupném zarůstání rybníka zůstaly otevřené; síť kanálů a několik oddělených lagun ve východní části byly vytvořeny uměle při revitalizačních zásazích. Rybník je ze tří čtvrtin obklopen Kunětickým lesem a na jihovýchodě a východě přechází ve střídavě vlhké bezkolencové a pcháčové louky.

V nynější době probíhá v PR Baroch dle stanoveného plánu péče zimní ruční kosení na ostrovech, lagunách a jejich přilehlých kanálech. Zároveň bude pokosená hmota shrabána, odvezena a zlikvidována mimo kosenou plochu.

Z botanického hlediska je lokalita opravdu zajímavá. Roste zde krušík bahenní (*Epipactis palustris*), hadilka obecná (*Ophioglossum vulgatum*), ostřice Davallova (*Carex davalliana*), ostřice Hartmanova (*Carex hartmani*), prstnatec pleťový (*Dactylorhiza incarnata*), pupečník obecný (*Hydrocotyle vulgaris*) aj. Z

oboživelníků se zde vyskytují skokan štíhlý (*Rana dalmatina*) a zelený (*Pelophylax esculentus*), rosnička zelená (*Hyla arborea*) apod. Z plazů se zde hojně vyskytuje užovka obojková (*Natrix natrix*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*) a slepýš křehký (*Anguis fragilis*). Savci jsou zastoupeni srnčí a černou zvěří, zajícem polním (*Lepus europaeus*), liškou obecnou (*Vulpes vulpes*), kunou lesní (*Martes martes*), lasicí kolčavou (*Mustela nivalis*), ondatrou pižmovou (*Ondatra zibethica*), myšicí lesní (*Apodemus flavicollis*) a mnohými dalšími druhy savců.

Od roku 1990 bylo v přírodní rezervaci Baroch zjištěno 156 ptačích druhů, lokalita je významným hnízdištěm husy velké (*Anser anser*), kopřivky obecné (*Anas strepera*), čírky obecné (*Anas crecca*) a modré (*Anas querquedula*), poláka velkého (*Aythya ferina*), potápky roháče (*Podiceps cristatus*) a potápky malé (*Tachybaptus ruficollis*) aj. Z rákosových porostů je možno zaslechnout bukače velkého (*Botaurus stellaris*), bukáčka malého (*Ixobrychus minutus*), chřástala vodního (*Rallus aquaticus*), chřástala kropenatého (*Porzana porzana*) i chřástala malého (*Porzana parva*).



Obr. č. 32: Náhledové foto PR Baroch. Autor: Pavlína Tauchmanová

3 Metodika

Všech sedm zvolených lokalit bylo postupně v průběhu roku navštíveno celkově čtyřikrát za různým účelem a to konkrétně za účely instalace umělých rákosových hnízd, sběru hnízd, instalace Moerikeho misek a v neposlední řadě k vyjmutí misek a naloveného materiálu z nich.

V první fázi výzkumu bylo nutné sesbírat materiál pro následnou výrobu umělých hnízd. Z tohoto důvodu byla navštívena lokalita na odkališti u obce Rybitví v Pardubickém kraji, o které bylo známo, že je bohatá právě na výskyt hálek.

První vlna sběrů proběhla 9. 1. 2014, kdy sběr současně absolvovali i další účastníci výzkumu hálkových organismů, včetně aktivní pomoci vedoucího práce doc. Petra Bogusche, Ph.D, který účastníky seznámil s rozeznáním hálek rodu *Lipara*, jež byly následně použity pro zhotovení umělých hnízd. Rákosová stébla byla stříhána pomocí zahradnických nůžek alespoň dvacet centimetrů pod samotnou hálkou, a to kvůli jejímu dalšímu použití na umělá hnízda. Další vlna sběru proběhla následně na lokalitě PP Roudnička a Datlík v Hradci Králové, kde již proběhl individuální sběr zbylého počtu hálek. Celkově bylo nasbíráno 1400 kusů hálek plus několik desítek hálek záložních kvůli možnému poškození některých z hálek sebraných. Všechny sesbírané háčky byly následně uloženy do uzavřených sítí, které sloužily jako jejich líhně. K tomuto účelu byly použity speciální líhně sloužící k odchovu líhnoucích se jedinců z hálek, hnízd, větví a stonků. Tyto líhně byly vyvinuty školitelem v rámci jiného projektu (Heneberg at al. 2014). Samotná líheň má tvar trojúhelníku a je vyrobena z bílé průhledné síťoviny s jemnými očky, která zamezují uniknutí hmyzu. Nejkratší strana trojúhelníků je rozepínatelná pomocí zipu a slouží k ukládání a vyjímání rákosu s háčkami. Na protějším vrcholu sítě se nachází stahovatelný otvor, do kterého se později po naplnění této sítě připojila plastová nádobka obsahující fixační médium, v našem případě byl použit 75% ethanol. Celá líheň je na horní straně opatřena několika poutky pro její zavěšení.

Tyto líhně byly s nasbíranými háčkami následně přepraveny do Muzea východních Čech v Hradci Králové, kde byly následně instalovány ve specializované místnosti pro práci se vzorky nasbíranými v terénu a pro preparátorství. Instalace hálek v líhních byla nutná k tomu, abychom zajistili, že

veškerý hmyz, přebývajícím v hálkách je během doby uložení v muzeu opustil. Líhně byly zavěšeny ve světlé klidné místnosti s pokojovou teplotou. Nádobka, sloužící ke sběru vylíhlého hmyzu směřovala k oknu, které posloužilo jako zdroj světla, za kterým se vylíhnutý hmyz z hálek pohyboval a následně svou cestu ukončil pádem do zmiňované lahvičky s ethanolem.

Prázdné háčky byly následně vybrány z líhní a použity pro stavbu umělých hnízd. Všechny háčky byly sestřiženy do přibližně stejné délky a svazovány k sobě po deseti kusech pomocí kobercové pásky. Celý svazek byl následně připevněn opět kobercovou páskou k bambusové tyčce, dlouhé přibližně půl metru. Celkově bylo takto zhotoveno 140 hnízd, která obsahovala 1400 kusů hálek.

K instalaci hnízd došlo 11. 5. 2015, kdy byly všechny lokality navštíveny a deset kusů jednotlivých svazky bylo umístěno v řadě vedle sebe s rozmezím několika metrů vždy blízko linie rákosí, následně byla umístěna i druhá linie po deseti kusech hnízd, avšak v dohledu mimo rákosový porost. Tato linie sloužila jako následný kontrolní vzorek, který byl dále porovnáván a sloužil pro zjištění, jaké rákosové druhy popřípadě hnízdí i mimo vazbu na rákosiny. S touto instalací byly provedeny i fytoecologické snímky jednotlivých lokalit, jež zhotovil vedoucí práce.



Obr. č. 33, 34: Umístění umělých hnízd na lokalitách. Autor: Pavlína Tauchmanová

Po ponechání umělých hnízd na lokalitě po dobu aktivní sezony hmyzích zástupců byla hnízda 23. 8. 2015 po ukončení hnízdění hálkových druhů hmyzu nalezena, sesbírána a odvezena do budovy Přírodovědecké fakulty Univerzity

Hradec Králové. Zde byly svazky hálek z hnízd následně s pomocí Mgr. Aleny Astapenkové podélně rozebrány a nalezené larvy a další hmyzí zástupci byli determinováni a uloženi do připravených epruvet. V těchto podmínkách pak probíhalo i líhnutí larev v mikroskopických Eppendorf, 1,5ml, uzavřených kouskem vaty. Dospělci se následně líhli po třech až čtyřech týdnech a byli, včetně nevylíhlých larev uloženi do 96% etanolu (Bogusch et al 2015).



Obr. č. 35: Řez hálkou, uvnitř maturní larvy druhu *Pemphredon fabricii* v jednotlivých komůrkách. Dostupné: <http://www.aculeataresearch.com/index.php/aculeata-of-czech-republic/83-aculeata-in-galls-caused-by-lipara-spp-diptera-chloropidae-on-common-reed-phragmites-australis>

Ve druhé fázi terénních prací byly na dané lokality umístěny barevné a bílé Moerickeho pasti. Tyto pasti jsou používány k hromadnému odchytu létavého hmyzu navštěvujícího květy. Odchyt do misek měl ukázat, jaké další druhy blanokřídlých se v rákosinách vyskytují a jak se početnosti a četnosti druhů liší v porovnání s druhy nalezenými v rákosových hnízdech. Jednalo se o misky z umělé hmoty v barvách bílá, žlutá a modrá (tyrkysová), které byly nabarvené pomocí barevného autolaku. Jednotlivé barvy misek měly za úkol simulovat barevnou odlišnost květů. Na zmiňované lokality bylo celkově umístěno 20 misek (10 žluté barvy, 5 modré barvy a 5 barvy bílé) a do každé byl nalit roztok se solí a detergentem, kterým byl v našem případě jar. Složka detergentu slouží ke snížení povrchového napětí vody, následně dojde k tomu, že chycení jedinci neplavou na hladině, avšak se pod ni ihned potopí, čímž se zamezí jejich možnému úniku z pastí. Přidaná sůl má poté za úkol jejich těla na krátkou dobu konzervovat do doby, než dojde k jejich vyjmutí z misek a po dobu jejich přepravy v epruvetách.

Instalace probíhala v červenci, kdy námi preferovaní blanokřídlí aktivují na lokalitách a je tedy možné odchytnout jejich celé spektrum. Instalace pastí proběhla

17. 7. 2015. Umístění misek bylo taktéž důležitým faktorem ke správnému odchytení hmyzu. Jednotlivé misky byly umístěny na lokalitě takovým způsobem, aby je mohl hmyz při svém pohybu v místě odchyty zaznamenat již z dálky. Proto byly umístěny náhodně v nízké vegetaci bylin podél linie souvislých vysokých porostů rákosin.



Obr. č. 36, 37, 38: Umístění Moerickeho barevných misek na lokalitách. Autor: Pavlína Tauchmanová

Pasti jsme ponechali na lokalitě po čtyři dny, 21. 7. 2015 byly zkontrolovány a materiál z misek vyjmut. Všichni odchytení bezobratlí byli přeneseni pomocí entomologické pinzety do připravených epruvet. Jednotlivé epruvety s naloveným materiálem byly ihned na lokalitě popsány dle lokality nálezu a barvy misky, v níž byli nalezeni, aby nedošlo k jejich záměně již na lokalitě. Nasbíraný materiál z pastí byl uložen do chladničky a následujícího dne bylo nutno takzvaně přeprat čistou vodou ve větší nádobě, a to několikrát po sobě, abychom ho zbavili zmíněného detergentu a přebytečné soli, které ulpívaly na tělech jednotlivých jedinců. Přítomnost detergentu by později znemožňovala determinaci druhů bezobratlých. Jedinci zbavení detergentu byli ihned převedeni a uskladnění v lihu v popsáných epruvetách pro každou barvu misky a čísla lokality zvlášť. Uskladnění bylo nutné pro jejich uchování a přepravu vedoucím práce k následnému určení do druhů. Všichni získaní jedinci jsou uloženi ve sbírkách Univerzity Hradec Králové.

4 Výsledky

4.1 Druhy v rákosových hnízdech

Celkem bylo nalezeno a sebráno 93 hnízd s celkovým počtem 873 hálek, obsahujících hnízda tří druhů žahadlových blanokřídlých. Z tohoto počtu bylo 583 hálek nalezeno právě v rákosí a 290 hálek v kontrolní skupině. Dominantním druhem, nalezeným v hálkách byl druh *Pemphredon fabricii* v celkovém počtu 351 jedinců, z toho bylo 321 jedinců nalezeno v hálkách umístěných u rákosí a 30 jedinců nalezeno v kontrolní skupině hálek. Dalším četným druhem byl *Hylaeus pectoralis* v celkovém počtu 37 jedinců, z čeho bylo 29 jedinců nalezeno v rákosové skupině a 8 jedinců nalezeno v kontrolní skupině hálek. Nejméně zastoupeným druhem byl druh *Passaloecus clypealis* nalezený v počtu 2 jedinců v rákosové skupině hálek na lokalitě PP Byšičky.

Celková obsazenost hálek, umístěných v rákosině byla 60%, kdežto obsazenost v kontrolní skupině hálek, umístěných dále od rákosiny bylo pouze 13%. Největší obsazenost hálek umístěných v rákosině byla na lokalitě PP Byšičky v celkovém počtu 186 jedinců. Nejnižší obsazenost poté byla na lokalitě PR Baroch, kde byli nalezeni pouze 3 zástupci druhu *Hylaeus pectoralis*. Největší obsazenost hálek z kontrolních skupin byla na lokalitě PR Dubno, kde bylo nalezeno 19 jedinců, kdežto nejméně obsazená byla lokalita NPR Kopičácký rybník, kde nebyl v hálkách nalezen žádný jedinec hnízdícího druhu.

Tab. č. 1: Porovnání početností jednotlivých druhů, nalezených v umělých rákosových hnízdech umístěných u rákosí a v kontrolní skupině.

druh	celkový počet	rákosí	kontrola
<i>Pemphredon fabricii</i>	351	321	30
<i>Hylaeus pectoralis</i>	37	29	8
<i>Passaloecus clypealis</i>	2	2	0

Na lokalitě PP Broumarské slatiny byla nalezena pouze hnízda instalovaná v rákosí, kontrolní skupina hnízd byla bohužel posekána místními zemědělci i přesto, že průběh výzkumu byl včas nahlášen. Celkově bylo nalezeno 10 rákosových hnízd, obsahujících 92 hálek, nenalezené háčky mohly vypadnout z instalovaného hnízda z důvodu nepříznivých povětrnostních vlivů, či jinými

mechanickými vlivy, například poničením zvěří. Nejpočetnějším druhem byl *Pemphredon fabricii*, kdy bylo nalezeno celkem 36 larev tohoto druhu v 6 hálkách. V hálkách byla taktéž nalezena stará pupária zelenušek rodu *Lipara* (celkem 22 pupárií) a několik desítek mrtvých jedinců chalcidek z čeledi lesknatkovití (Eulophidae). Tito zástupci řádu blanokřídlých často parazitují na vajíčkách, larvách, či kuklách hmyzu. Mimo tyto druhy se v hálkách pohybovaly i druhy, které v hálkách nehnízdí, byli to dva zástupci z řádu brouků, a to nosatec rodu *Trachelophorus* sp. a dva jedinci kohoutka *Oulema* sp. z čeledi mandelinkovití (Chrysomelidae).

Na lokalitě PR Dubno bylo v rákosí nalezeno 8 svazků umělých hnízd s obsahem 79 hálek, v nichž se nejpočetněji vyskytoval druh *Pemphredon fabricii* v celkovém počtu 16 larev ve 4 hálkách, z nichž byly 3 tvrdé a plesnivé. Dalším druhem byl *Hylaeus pectoralis*, bylo nalezeno 15 larev v 5 hálkách, avšak vzhledem ke složitosti rozebírání hálek byly 4 larvy přestříženy. Dalším druhem byl *Gasteruption* sp. v počtu 2 jedinců v jedné hálce. Také byla nalezena stará pupária rodu *Lipara* v počtu 22 kusů a několik desítek jedinců chalcidek ve starém pupáriu rodu *Lipara*. V kontrolní skupině hálek byly nalezeny pouze 4 svazky umělých hnízd s počtem 32 hálek. Dominoval zde opět druh *Pemphredon fabricii* v počtu 15 jedinců ve 4 hálkách, poté byly nalezeny i larvy *Hylaeus pectoralis* v počtu 4 larev v jedné hálce. Nalezeno bylo i 7 starých puparií rodu *Lipara*.

PP Roudnička a Datlík byla nejchudší lokalitou, co se nalezení hnízd týče. Nalezeny byly pouze 4 svazky umělých hnízd se 40 hálkami u rákosí, zbytek hnízd byl pokosen. V hálkách byl opět nejpočetněji zastoupen *Pemphredon fabricii* po 13 kusech ve 3 hálkách. Nalezeno bylo taktéž 11 starých puparií rodu *Lipara*. Kontrolní skupina hnízd byla bohužel kompletně zničena sečbou.

NPP Bohdanečský rybník byla naopak lokalitou, kde jsme přišli o nejméně hnízd. Ve skupině umístěné v rákosí bylo nalezeno 9 svazků hnízd, obsahujících 81 hálek. Druh *Pemphredon fabricii* zde byl zastoupen 18 larvami ve 4 hálkách a druh *Hylaeus pectoralis* 5 jedinci jen v jedné hálce. Dále byly nalezeny i druhy *Gasteruption* sp. v počtu dvou jedinců v jedné hálce, několik desítek jedinců mrtvých chalcidek ve dvou pupáriích rodu *Lipara* a 35 starých puparií rodu *Lipara*. V kontrolní skupině bylo nalezeno všech 10 svazků, které obsahovaly 99 hálek, avšak obsazenost nebyla vysoká. Byly nalezeny pouze 2 larvy druhu *Pemphredon*

fabricii v jedné hálce, 3 zástupci kohoutka *Oulema* sp., několik desítek mrtvých jedinců chalcidek v pupáriu rodu *Lipara* a 25 starých pupárií rodu *Lipara*.

V NPP Kopičácký rybník bylo nalezeno v rákosové skupině 6 svazků hnízd s počtem 58 hálek. Druh *Pemphredon fabricii* čítal 22 larev v 5 hálkách a *Hylaeus pectoralis* 6 larev v jedné hálce. V hálkách bylo nalezeno i několik desítek jedinců mrtvých chalcidek ve starém pupáriu rodu *Lipara* a 19 samotných starých pupárií rodu *Lipara*. Kontrolní skupina hálek čítala 7 svazků umělých hnízd s počtem 62 hálek. Nebyl nalezen ani jeden zástupce larev blanokřídlých, jen 32 starých pupárií rodu *Lipara*.

PP rybník Jíkavec, kde bylo v rákosí dohledáno 9 umělých hnízd s 89 hálkami, hostila druh *Pemphredon fabricii* v počtu 23 kusů jedinců v 6 hálkách. Nalezena byla i dvě pupária rodu *Lipara* s desítkami jedinců mrtvých chalcidek a 35 starých pupárií *Lipary*. V kontrolní skupině byla nalezena pouze 4 umělá hnízda obsahující 36 hálek, ve kterých bylo 13 larev druhu *Pemphredon fabricii* a 13 starých pupárií rodu *Lipara*.

V PP Byšičky byla nalezena pouze skupina hnízd v rákosí, kontrolní skupina umělých hnízd byla opět posečena a odvezena mimo lokalitu. Bylo nalezeno 8 svazků se 77 hálkami. Opravdu vysoce zastoupen zde byl druh *Pemphredon fabricii* v celkovém počtu 184 larev ve 35 hálkách, z nichž jedna byla přestřižena. Dalším druhem byl druh *Passaloecus clypealis* v počtu 2 jedinců v jedné hálce. Ve zbytku hálek bylo 13 starých pupárií rodu *Lipara*.

Poslední lokalitou byla PR Baroch, kde bylo ve skupině, umístěné v rákosí nalezeno 7 svazků s 67 hálkami. Zde byl pro změnu jediným druhem *Hylaeus pectoralis* v počtu 5 larev ve 3 hálkách, nalezena byla 2 stará pupária plná desítek jedinců chalcidek a 31 starých pupárií rodu *Lipara*. V kontrolní skupině bylo nalezeno 7 svazků s 61 hálkami. Opět byl zaznamenán pouze *Hylaeus pectoralis* v počtu 4 larev v jedné hálce, z nichž byly 2 larvy bohužel přestřiženy. Objeveno bylo i jedno pupárium rodu *Lipara* s jedinci chalcidek a 17 starých pupárií rodu *Lipara*.

4.2 Druhy z barevných misek

Celkem bylo nalezeno 50 druhů blanokřídlého hmyzu. Z tohoto počtu představovalo 6 zástupců druhy vázané na rákosiny a běžně se vyskytující v hálkách, 7 druhů typicky mokřadních a čtyři vzácné druhy, které však nemají k mokřadům žádnou afinitu.

4.2.1 Rákosoví specialisté

Bylo nalezeno 80 jedinců rákosových specialistů, kteří nejvíce preferovali misky žluté barvy, kde bylo nalezeno 59 jedinců, následovala bílá barva misek, kde bylo nalezeno 14 jedinců, v modré misce bylo nalezeno 8 jedinců. Byly objeveny 2 druhy zařazené v červeném seznamu, kriticky ohrožený druh (CR) *Hylaeus pectoralis* v počtu 2 jedinců v bílé misce a jeden jedinec v misce modré, dále pak zranitelný druh (VU) *Passaloecus clypealis* v počtu jednoho jedince ve žluté misce.

Nejhojnějším hálkovým druhem v barevných miskách byl druh *Trypoxylon deceptorium* v počtu 66 kusů, který nejvíce preferoval žluté misky, kde byl nalezen v počtu 52 jedinců, v bílých miskách bylo nalezeno 9 jedinců a v modrých 5 jedinců.

Druhým nejhojnějším hálkovým druhem byl *Trypoxylon minus* v celkovém počtu 6 kusů. Ve všech třech barvách misek byl nalezen po 2 kusech.

Dalšími druhy byly v počtu 3 nalezených jedinců *Hylaeus pectoralis* a *Pemphredon fabricii*. Kriticky ohrožený *H. pectoralis* byl nalezen v bílých miskách v počtu 2 jedinců, v modré misce byl nalezen pouze jeden jedinec.

V počtu jednoho jedince byly nalezeny druhy *Passaloecus clypealis* a *Stelis ornatula*. Zranitelný druh *P. clypealis* byl nalezen ve žluté misce, stejně tak jako druh *S. ornatula*.

Tab. č. 2: Zastoupení jednotlivých rákosových specialistů v různých barvách Moerickeho misek dle jednotlivých čeledí, včetně vyznačení stupně ohrožení.

čeleď	druh	celkem počet	bílá	žlutá	modrá	ohrožení
Colletidae	<i>Hylaeus pectoralis</i>	3	2	0	1	CR
Crabronidae	<i>Passaloecus clypealis</i>	1	0	1	0	VU
Crabronidae	<i>Pemphredon fabricii</i>	3	0	3	0	
Crabronidae	<i>Trypoxylon deceptorium</i>	66	9	52	5	
Crabronidae	<i>Trypoxylon minus</i>	6	2	2	2	
Megachilidae	<i>Stelis ornatula</i>	1	0	1	0	

Největší zastoupení druhů, hnízdících v hálkách bylo nalezeno na lokalitě PP Roudnička a Datlík v počtu 48 jedinců. Nejčastěji se zde vyskytoval druh *Trypoxylon deceptorium*, v celkovém počtu 38 jedinců, poté druhy *Hylaeus pectoralis*, *Pemphredon fabricii* a *Trypoxylon minus*, všechny v počtech 3 kusů, nejméně zde byl zastoupen druh *Stelis ornatula* v počtu jednoho nalezeného jedince. Tento druh je kleptoparazitický a pravděpodobně se vylíhl z hnízda druhu *Hoplitis leucomelana*, který však nebyl na lokalitě zaznamenán.

Druhou nejbohatší lokalitou byla PP Byšičky, kde byly celkem nalezeny tři druhy v počtu 6 jedinců. Nejhojnějším druhem byl *Trypoxylon deceptorium* v počtu 4 jedinců, poté následovaly druhy *Passaloecus clypealis* a *Trypoxylon minus*, oba po jednom kuse.

NPP Kopičácký rybník hostila dva hálkové druhy v počtu 12 jedinců. *Trypoxylon deceptorium* v počtu 10 jedinců a následně *Trypoxylon minus* v počtu 2 kusů.

PR Baroch hostila jeden hálkový druh *Trypoxylon deceptorium* v počtu 8 jedinců, taktéž PP Broumarské slatiny hostila ten samý druh v počtu 3 jedinců.

Ve zbylých lokalitách Přírodní rezervace Dubno, Národní přírodní památka Bohdanečský rybník a Přírodní památka rybník Jíkavec nebyli nalezeni žádní zástupci hálkových specialistů.

Tab. č. 3: Srovnání celkových počtů nalezených jedinců a druhů v Möerickeho miskách s jednotlivými počty druhů a jedinců typických rákosových a mokřadních druhů a druhů ohrožených na jednotlivých lokalitách výzkumu.

lokality	celkový počet druhů	celkový počet jedinců	rákosové druhy	počet jedinců	mokřadní druhy	počet jedinců	ohrožené druhy	počet jedinců
PP Broumarské slatiny	1	8	1	3	2	5	0	0
PR Dubno	1	2	0	0	1	2	0	0
PP Roudnička a Datlík	11	78	5	48	5	27	1	3
NPP Bohdanečský rybník	0	0	0	0	0	0	0	0
NPP Kopicácký rybník	4	34	2	12	2	22	0	0
PP rybník Jíkavec	7	17	1	3	5	13	1	1
PP Byšičky	4	9	2	6	1	2	1	1
PR Baroch	2	9	1	8	0	0	1	1

4.2.2 Mokřadní druhy

Celkem bylo nalezeno 68 jedinců typických mokřadních druhů žahadlových blanokřídlých. Největší počet odchycených jedinců bylo ve žlutých miskách, kde bylo nalezeno 47 jedinců, v miskách modré barvy bylo objeveno 11 druhů, v bílých miskách pak nejnižší počet 9 druhů. V misce bílé barvy byl nalezen jeden jedinec kriticky ohroženého druhu (CR) *Anoplius caviventris*.

Nejhojnějším typicky mokřadním druhem byl druh *Priocnemis fennica* v celkovém počtu 29 jedinců. Tento druh nejvíce preferoval žluté misky, kde bylo nalezeno 21 kusů, 5 jedinců bylo nalezeno v modrých miskách a 3 v bílých miskách.

Dalším početným druhem byl druh *Lasioglossum zonulum*, kdy bylo celkem nalezeno 22 jedinců, z toho 19 v misce žluté barvy, 2 v misce modré a jeden v bílé misce.

Druh *Gymnomerus laevipes* byl zastoupen 10 jedinci, kteří nejvíce preferovali žlutou barvu misek v počtu 5 jedinců, bílou barvu misek v počtu 4 jedinců a v modré byl nalezen jeden jedinec.

Včela *Macropis fulvipes* byla celkem nalezena 4 krát a to především v modré misce, které obsahovaly 3 jedince, a poté ve žluté misce, kde byl jeden jedinec.

V počtu jednoho jedince, nalezeného v barevných miskách byly druhy *Mimumesa beaumonti*, *Macropis europaea* a kriticky ohrožený *Anoplius caviventris*. *M. beaumonti* byla nalezena ve žluté misce, *M. europaea* v misce bílé a *A. caviventris* taktéž v misce bílé.

Tab. č. 4: Zastoupení jednotlivých mokřadních specialistů v různých barvách Moerickeho misek dle jednotlivých čeledí, včetně vyznačení stupně ohrožení.

čeleď	druh	celkový počet jedinců	bílá	žlutá	modrá	ohrožení
Crabronidae	<i>Mimumesa beaumonti</i>	1	0	1	0	
Halictidae	<i>Lasioglossum zonulum</i>	22	1	19	2	
Melittidae	<i>Macropis europaea</i>	1	1	0	0	
Melittidae	<i>Macropis fulvipes</i>	4	0	1	3	
Pompilidae	<i>Anoplius caviventris</i>	1	1	0	0	CR
Pompilidae	<i>Priocnemis fennica</i>	29	3	21	5	
Vespidae	<i>Gymnomerus laevipes</i>	10	4	5	1	

Nejbohatší lokalitou na výskyt mokřadních druhů byla PP Roudnička a Datlík, kde bylo celkem nalezeno 27 jedinců. Konkrétně se jednalo o druhy *Mimumesa beaumonti*, která byla nalezena ve žluté misce v počtu jednoho jedince, druh *Lasioglossum zonulum* byl nalezen v počtu 11 jedinců, jednou v misce bílé, 2 jedinci v modré misce a 8 jedinců v modré misce. Druh *Macropis fulvipes* byl nalezen v počtu 3 jedinců v modré misce. Dva jedinci druhu *Priocnemis fennica* byli objeveni ve žluté barvě misek a poslední druh *Gymnomerus laevipes* byl nalezen po pěti jedincích ve žluté misce, čtyři jedinci v bílé misce a jeden jedinec v misce modré.

Druhou početnou lokalitou byla NPP Kopicácký rybník, kde bylo celkem objeveno 22 jedinců. Nejpočetněji zde byl zastoupen druh *Priocnemis fennica*, ve žlutých miskách bylo objeveno 11 zástupců, v modrých miskách 3 a v bílých 2

jedinci. Nalezen zde byl i druh *Lasioglossum zonulum*, kdy se 6 jedinců vyskytovalo v modrých miskách.

Lokalita PP Rybník Jíkavec hostila 13 jedinců. Nejčastějším druhem byl *Priocnemis fennica* po 6 jedincích ve žlutých miskách, po 2 jedincích v miskách modrých a jeden jedinec v misce bílé. Další druhy byly nalezeny vždy po jednom jedinci, byly jimi kriticky ohrožený (CR) druh *Anoplius caviventris* v bílé misce, *Macropis fulvipes* nalezený ve žluté misce, *Macropis europa* v misce bílé a druh *Lasioglossum zonulum* ve žluté misce.

V PP Broumarské slatiny bylo celkem nalezeno 5 jedinců. Jednalo se o druhy *Priocnemis fennica* v počtu 3 jedinců ve žluté misce a 2 jedince druhu *Lasioglossum zonulum* v misce žluté.

Dalšími lokalitami se shodným počtem nalezených jedinců byly PP Byšičky a PR Dubno. V PP Byšičky byli nalezeni 2 jedinci druhu *Priocnemis fennica* a v PR Dubno opět 2 jedinci, avšak odlišného druhu *Lasioglossum zonulum*.

Ohrožené druhy bez afinity k rákosinám

Ve žluté misce se nám podařilo odchytit jednoho jedince zranitelného druhu (VU) z Červeného seznamu *Dolichovespula adulterina* z čeledi Vespidae, který byl zaznamenan v PR Baroch. Ostatní druhy *Anoplius caviventris*, *Passaloecus clypealis* a *Hylaeus pectoralis* z Červeného seznamu ohrožených druhů byly komentovány již v souvislosti s afinitou k hálkám, nebo mokřadům

Tab. č. 5: Znázornění výskytu ohroženého druhu *Dolichovespula adulterina*, nalezeného v modré Moerickeho misce v počtu jednoho jedince.

čeleď	druh	celkový počet	bílá	žlutá	modrá	ohrožení
Vespidae	<i>Dolichovespula adulterina</i>	1	0	0	1	VU

4.3 Celkové výsledky projektu

Tato práce pokrývala část lokalit, které byly vyhodnocovány v rámci většího projektu, jehož výstupem je článek v časopisu *Ecological Engineering* (Heneberg et al., submitted). Celkově byl proveden výzkum na 33 lokalitách v České republice s rozmezím nadmořské výšky od 164 do 671 metrů. Zvoleny byly lokality, kde došlo ke kosení rákosu v předcházející zimě, či v létě, a tudíž zde nebyly k dispozici hálky vhodné pro hnízdění hálkových specialistů, poté lokality, které nebyly předmětem tohoto řízení během posledních dvou a více let. Na každé z těchto lokalit byly do transektu umístěny kontrolní skupiny hálek v navazující sousední louce. Taktéž byly na lokalitách umístěny Möerickeho pasti, pro zhodnocení druhového spektra žahadlových blanokřídlých, kteří nevyužívají hálky pro své hnízdění.

Celkem bylo nalezeno 12 druhů žahadlových blanokřídlých, reprezentovaných 1240 jedinci. Na lokalitách, kde byl stanoven management kosení, bylo nalezeno 12 druhů zastoupených 734 jedinci a na lokalitách bez stanoveného managementu kosení 8 druhů v počtu 465 jedinců. V kontrolní skupině hálek pak byly nalezeny pouze 2 druhy dominantních hálkových specialistů, reprezentované 41 jedinci, těmito druhy byly *Pemphredon fabricii* (33 jedinců v 8 hálkách) a kriticky ohrožený *Hylaeus pectoralis* (8 jedinců ve 2 hálkách). Shodné druhy se taktéž dominovaly na nekosených lokalitách, avšak v mnohem vyšších počtech, *P. fabricii* (413 jedinců ve 115 hálkách) a *H. pectoralis* (33 jedinců v 11 hálkách). Dalšími druhy byly *Chelostoma campanularum* (3 jedinci v 1 hálce), *Gasteruption* sp. (2 jedinci v 1 hálce), *Nitela spinolae* (3 jedinci v 1 hálce), *Passaloecus clypealis* (6 jedinců ve 2 hálkách), *Symmorphus bifasciatus* (2 jedinci v 1 hálce), *Trypoxylon deceptorium* (3 jedinci ve 2 hálkách). Co se dominantních druhů v kosených lokalitách týče, byly výsledky opět shodné, nejčastějším druhem byl *P. fabricii* (609 jedinců ve 142 hálkách) a *H. pectoralis* (78 jedinců ve 25 hálkách). Dalšími druhy pak *Passaloecus clypealis* (17 jedinců v 5 hálkách), *Gasteruption assectator* (2 jedinci ve 2 hálkách), *Gasteruption nigrescens* (2 jedinci v jedné hálce), *Gasteruption* sp. (3 jedinci ve 2 hálkách), *Hoplitis leucomelana* (7 jedinců ve 2 hálkách), *Hylaeus moricei* (4 jedinci ve 2 hálkách), *Stelis ornatula* (2 jedinci v jedné hálce), *Symmorphus bifasciatus* (4 jedinci ve 2 hálkách), *Trypoxylon deceptorium* (1 jedinec v jedné hálce).

Mezi nalezenými druhy se vyskytovaly druhy z Červeného seznamu, byly jimi ohrožený druh (EN) *Hylaeus moricei*, kriticky ohrožený (CR) *Hylaeus pectoralis* a zranitelný (VU) *Passaloecus clypealis*. Díky výzkumu byl objeven i nejvzácnější druh evropské hrabalky *Myrmecodipogon pannonicus*, který v ČR nebyl až do této doby zaznamenán. Přítomnost tohoto druhu je podmíněna právě existencí rákosin a mokřadů.

Lokality s nařízeným kosením rákosu přilákaly více rozmanitých populací žahadlových druhů. Jednoznačně nejhojnějšími druhy byly *Pemphredon fabricii* a *Hylaeus pectoralis*, vyskytující se ve všech třech druzích lokalit.

Rozmanitost žahadlových blanokřídlých byla taktéž odhalena zachycením v Möerickeho miskách, celkem bylo nalezeno 2927 jedinců ze 130 druhů (mimo Fomicidae). Hálkoví specialisté tvořili 29,3 % obsazenosti v koseném rákosu, kdežto v nekoseném 33,4 %. Mokřadní specialisté pak zaujímali 15,1 % na kosených lokalitách a 4,4 % na lokalitách nekosených.

5 Diskuze

Navzdory tomu, že byl celý výzkum předem včasné nahlášen a jednotlivé úseky zaznamenány, došlo na několika lokalitách k pokosení hálek místními zemědělci, což mohlo ovlivnit výsledky zejména v kontrolní skupině hálek, i přesto však byly výsledné počty dostačující. Při příštích studiích by se případnému pokosení mohlo zamezit označením plochy i přímo v terénu. Naopak doba umístění Moerickeho misek se ukázala jako ideální, jelikož v týdnech následujících nastala horka, která by snížila aktivaci jednotlivých druhů a mohla taktéž zapříčinit vyschnutí roztoku v miskách a nižší aktivitu cílových druhů.

Ve východních Čechách bylo nalezeno 6 druhů hálkových specialistů, což představuje 31,5% z celkového množství hnízdních druhů, nalezených v hálkách dle Astapenkové et al. (2017), kde však byl výzkum prováděn na různých lokalitách v ČR.

Bogusch et al. (2015) a Astapenková et al. (2017) uvádějí, že nejčastějším druhem obývajícím rákosové hálky je *Pemphredon fabricii*, který je velice dobře adaptován pro pohyb po stéblech rákosu. I v našem případě byl tento druh nejhojněji zastoupen v rákosových hnízdech a to v počtu 351 jedinců. Naprostá většina jedinců (91%) byla nalezena v hálkách umístěných v rákosí, v kontrolních hálkách bylo jen minimum jedinců, stejně jako v barevných miskách. Výsledek pak koresponduje s bionomií druhu, jak uvádí Blösch (2000) jedinci loví mšice především na rákosu a následně olizují jimi produkovanou medovici, proto se od rákosin nevzdalují. Jelikož se neživí nektarem z květů, byli nalezeni v barevných miskách pouze v nízkých počtech. Tyto misky měly za úkol simulovat právě jednotlivé odstíny květů.

Dalším druhem z řádu blanokřídlých, který hnízdí v rákosových hálkách je *Trypoxylon deceptorium*, který také patří do čeledi kutíkovití (Crabronidae). Jelikož tento druh hnízdí v rákosových hálkách nepočetně (zřejmě hálky využívá jako sekundární zdroj pro hnízdění), nebyl v rákosových hnízdech nalezen ani jeden jedinec tohoto druhu. Naopak v barevných miskách bylo nalezeno 66 jedinců, jak uvádí Heneberg et al. (2014) živí se na květech rostlin, kdy preferuje hlavně miříkovité rostliny (Apiaceae), což se shodovalo s nálezy v miskách, kdy byl nalezen převážně v bílých, méně pak ve žlutých miskách.

Nalezen byl taktéž druh *Hylaeus pectoralis*, který je kriticky ohroženým druhem vázaným na mokřady. O vzácnosti tohoto druhu se však po dalších výzkumech dle Bogusche et al. (2015) a Astapenkové et al. (2017) dalo spekulovat, jelikož byl tento druh zastoupen vcelku hojně na lokalitách studovaných těmito autory. Během našeho výzkumu bylo v rákosových hálkách nalezeno 37 jedinců, avšak v barevných miskách pouze 3 jedinci. Obecně se tento druh málo chytá do barevných misek, stejně jako ostatní zástupci rodu, i když hojně navštěvují květy různých rostlin (P. Bogusch, nepublikováno).

Kromě již uvedených druhů je podle Astapenkové et al. (2017) možné uvést hnízda druhu *Passaloecus clypealis*, který byl nalezen pouze v barevných miskách v počtu jednoho jedince, či *Trypoxylon minus* opět pouze v barevných miskách v počtu 6 jedinců.

Ve srovnání s celkovou studií se pak dominance *P. fabricii* shoduje s dominancí nálezů ve východních Čechách v této práci, taktéž druhý z dominantních druhů *H. pectoralis* byl významně zastoupen, jeho výskyt byl nejrozšířenější v typické mozaikovitě krajině, kdy se vyhýbal místům degradovaným, či jinak narušeným. Méně početný druh *Passaloecus clypealis* byl však v celkové studii taktéž významně zastoupen. Tyto druhy představovaly pouze 21% druhů nalezených během celkové studie, což bylo ovlivněno různými životními nároky jednotlivých zástupců.

Početnosti druhů rákosových specialistů, nalezených v barevných miskách taktéž výrazně korespondují s početnostmi komplexní studie, avšak představovaly opět nižší zastoupení (42%) z celkově nalezených druhů. Jelikož však jednotlivé lokality, zvolené během komplexní studie vykazují různá a odlišně bohatá stanoviště, je pochopitelné, že některé druhy ve východních Čechách chybí, tyto lokality jednoduše nesplňovaly podmínky pro jejich výskyt.

Druhové odlišnosti byly výraznější u typických mokřadních druhů, celorepubliková studie ukázala, jako nejběžnější druh *Anoplius caviventris*, avšak ve východních Čechách byl nalezen pouze jeden zástupce tohoto kriticky ohroženého druhu, východní Čechy zřejmě nedostačovaly nárokům tohoto druhu, který se vyskytuje převážně v teplých oblastech. Shoda ve vysokých početnostech nálezů byla u druhů *Priocnemis fennica*, kterému vyhovují i nižší teploty a *Lasioglossum zonulum*, které zřejmě nejsou úzce specializovány a nalézt je můžeme po celém našem území. Odchycení jedinci druhu *Gymnomerus laevipes*

představovali téměř polovinu všech nálezů zahrnutých do komplexní studie na území ČR. PP Roudnička a Datlík, kde byl tento druh nalezen zřejmě poskytovala dostatek hnízdních možností, díky výskytu starých lodyh a větviček keřů, včetně přítomnosti druhů mandelinkovitých brouků, jejichž larvami zásobuje hnízdní komůrky (Heneberg et al. 2014).

Komplexní studie poté přinesla zjištění, že jednotlivé hálkové druhy zřejmě nejsou významně teritoriální, jak je často zmiňováno. Naopak jsme pozorovali jev, kdy se jedinci spíše agregovali v jednotlivých hnízdech. Současně byli nalezeni jednak zástupci stejného druhu, kdy největší agregační trend vykazoval druh *Pemphredon fabricii*, ale zároveň s druhem *P. fabricii* byli nalezeni i zástupci dalších druhů, převážně *Hylaeus pectoralis*, ale i rodu *Gasteruption*. Jedná se o hnízdní parazitoidy blanokřídlých, kteří se po zkonzumování vajíčka, či larvy v komůrce živí i připravenou potravou larvy, proto byli nalézáni v hnízdech jiných druhů, ale nikdy ne společně (van Achterberg & Talebi 2014). Avšak nalézány byly i hálky, kde byla kombinována hnízda s více druhy hálkových specialistů, nejčastěji právě s druhem *P. fabricii* (Bogusch et al. 2015). Nebylo zjištěno, zda se druhy během hnízdění potkaly, avšak bylo potvrzeno, že jim přítomnost cizího hnízda nedělá problém.

Co se druhové rozmanitosti typických hálkových druhů týče, porovnávali jsme taktéž rozdíly v množství zahnízdných druhů v sečeném a nesečeném rákosí. Druhy, které byly citlivé na sečbu rákosí, byly *Trypoxylon deceptorium*, *Passaloecus clypealis* a *Pemphredon fabricii*. Naproti tomu druh *Trypoxylon minus*, hnízdící spíše ve dřevě a dutinách stromů, nebyl citlivý na kosení. Podobné vlastnosti vykazoval i druh *Hylaeus pectoralis*, který preferuje jako biotopy rákosiny volně prorůstající do květnatých luk (Astapenková et al. 2017). Jediným druhem, který preferoval absenci kosení, byl polylektický, avšak ohrožený druh *Hylaeus moricei*, který však byl nalezen jen v malém počtu jedinců, a na studovaných lokalitách v této diplomové práci nalezen nebyl, jelikož vyhledává teplé oblasti (v ČR především oblast Moravy).

Již v dřívějších výzkumech bylo zpochybnováno, že rákosové hálky, vytvářené zelenuškami rodu *Lipara* jsou pro hálkové druhy neomezeným zdrojem, a to zejména díky jejich široké dostupnosti. Naopak bylo potvrzeno, že rákosiny samy o sobě nejsou pro druhy hnízdící v hálkách dostatečné, co se životních nároků týče.

Obecně je pro zástupce blanokřídlých důležitá zejména kombinace vhodných zdrojů potravy pro dospělé i larvy s dostupností dostatečných hnízdních materiálů (Westrich 1996, Wright 2015). V případě hálkových organismů nejsou rákosiny dostatečným zdrojem potravy a tyto druhy tedy vyžadují jejich kombinaci se zdroji potravy v přilehlých loukách, kde mají k dispozici potravní dostatek. Typickým příkladem jsou zřejmě oba druhy rodu *Hylaeus*, které najdeme jen na volně expandujících rákosinách do květnatých mokřadních luk (Astapenkova et al. 2017). Opakem je pak *Pemphredon fabricii*, který se vyskytuje téměř v jakékoliv rákosině s hálkami, protože háčky představují preferované hnízdní dutiny, a rákos přináší potravu larvám i dospělcům v podobě mšic, respektive jejich medovice (Bogusch et al. 2017).

Z důvodu snadnější dostupnosti potravních zdrojů pro původce se háčky rodu *Lipara* vyskytují právě v blízkosti ekotonů na rozhraní rákosin s okolními loukami. Expanze rákosu do okolních biotopů pak následně bývá předmětem managementu lokality, spojeným s kosením, či jiným odstraňováním biomasy rozšiřujícího se rákosu, čímž dochází k ochuzení, či úplnému vyčerpání hnízdních zdrojů pro organismy na tyto háčky vázané. Zdroje potravy, podporované odstraňováním rákosu na lokalitě, však zůstávají i nadále k dispozici. Tato domněnka pak byla potvrzena při instalaci hnízd na lokality, kde management kosení neprobíhal v porovnání s lokalitami se stanoveným managementem kosení. Na lokalitách s nařízeným kosením docházelo k ochuzení o hnízdní zdroje, které však byly nabídnuty při instalaci umělých hnízd. Oproti hnízdům umístěným na lokality bez nařízeného kosení bylo využito v průměru každé třetí hnízdo, avšak hnízda umístěná na lokalitách s managementem kosení, byla obecně obsazena pouze z jedné čtvrtiny.

Druhá diverzita druhů vázaných na rákosiny se na lokalitách s managementem kosení a bez tohoto managementu výrazně nelišila, značné rozdíly v diverzitě však byly zaznamenány u mokřadních druhů, kdy se naprostá většina vyhýbala nekoseným lokalitám a to z důvodu nedostatku potravních zdrojů. Souhrnně bylo tedy zjištěno, že kosená stanoviště hostí početnější a různorodější společenstva blanokřídlých, než stanoviště nekosená, což odpovídá nálezům Trnky et al. (2014). Na základě tohoto zjištění by měl zvolený management, pokrývat potřeby obou těchto specialistů. Možností je sečba části

rákosiny pravidelně jednou ročně, čímž zůstanou zachovány potravní zdroje pro mokřadní specialisty i další druhy a rákosinová monokultura se tímto zmenší na ploše. Zbylá část rákosiny by měla být ponechána bez sečení po dobu 2 – 3 let, kdy bude poskytnuta možnost hnízdění zelenuškám rodu *Lipara* v rákosových stéblech v prvním roce, a v letech následujících budou vzniklé hálky moci využít ke svému hnízdění i rákosoví specialisté.

Ve výsledcích dřívějších výzkumů hálkových druhů (Dely-Draskovits et al. 1994, Kopf a Schiestl 2000, Lee a Scott 2007, Westrich 2008, Heneberg a kol. 2014) byl běžně nalézán druh *P. fabricii* u kterého se nám dominance v početnostech nálezů potvrdila, avšak opačný trend jsme zaznamenali u *T. deceptorium*. Použitím rákosových hnízd ve velkém měřítku jsme došli ke zjištění, že početnosti tohoto druhu nejsou zdaleka tak vysoké. Již v minulých výzkumech byl tento druh nalézán v nízkých počtech, to však korespondovalo s rozsahy výzkumů. Nyní bylo potvrzeno, že se tento druh obecně vyskytuje v nízkých početnostech. Na lokalitách je však hojný, což dokazují početné odchyty do barevných misek. Zřejmě tedy využívá i jiné hnízdní zdroje, např. dutá stébla rákosu (a kosení mu tedy může vyhovovat i z tohoto důvodu).

6 Závěr

Cílem práce bylo zjištění, zda hálkoví specialisté využijí pro své hnízdění nabídnutá rákosová hnízda. Tento předpoklad se nám podařilo potvrdit nálezy larev, kdy hálkoví blanokřídlí tato hnízda pro své hnízdění skutečně využili. Obsazenost hálek umístěných v rákosí byla mnohonásobně větší (60%), než obsazenost hálek umístěných dále od rákosiny (13%). Nejčastějším druhem, nalézáným v hálkách byl druh *Pemphredon fabricii* v počtu 351 jedinců, který mnohonásobně převyšoval výskyt ostatních hálkových druhů. Dalším početným druhem byl *Hylaeus pectoralis* v počtu 37 jedinců v rákosových hnízdech. Nejméně početným druhem byl *Passaloecus clypealis*, kdy byli nalezeni pouze dva jedinci.

Celkově pak bylo nalezeno 50 druhů blanokřídlého hmyzu, z nichž 6 druhů využívá rákosové hálky pro své hnízdění a dalších 7 druhů preferujících mokřadní stanoviště před ostatními. Nejbohatší lokalitou na výskyt hálkových druhů byla PP Roudnička a Datlík, kde bylo nalezeno 5 druhů hálkových specialistů. Do Červeného seznamu ohrožených druhů spadaly 4 druhy, a to konkrétně rákosový specialista *Passaloecus clypealis*, řazený mezi druhy zranitelné (VU), stejně tak jako *Dolichovespula adulterina*, která však nemá afinitu vůči rákosinám. Dalšími druhy byly *Hylaeus pectoralis*, hálkový specialista řazený mezi kriticky ohrožené druhy (CR), taktéž jako typicky mokřadní druh *Anoplius caviventris* spadající do stejné kategorie kriticky ohrožených druhů (CR).

Výzkum prokázal, že management kosení má pozitivní vliv na početný výskyt hálkových druhů, které tímto mají snadnější přístup k potravním zdrojům mimo rákosové monokultury. Kontrolní skupina hálek umístěných v dohledné vzdálenosti od rákosiny byla obsazena znatelně méně, než skupina hálek v blízkosti rákosiny, obecně se tedy druhy vázané na rákosiny příliš nevzdalují od těchto hnízdních oblastí.

Co se diverzity druhů týče, pro hálkové druhy není management kosení zcela rozhodujícím faktorem výskytu, pokud mají i přes kosení rákosu dostatek hnízdních možností. Kosení má vliv především na druhy mokřadní, které se nekoseným lokalitám obecně vyhýbaly, jelikož zde nenalezli dostatek potravních zdrojů.

Podrobné výsledky je možné nalézt v příloženém rukopise článku Heneberg et al.: Reed gall as the limiting nesting resource of rare wetland bees and wasps

(Hymenoptera: Aculeata & Evanioidea), odevzdaného do časopisu Ecological Engineering.

7 Seznam použité literatury

ANONYM 2014: Národní přírodní památka Kopičácký rybník. Ochrana přírody a krajiny v České republice. Dostupné z: http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=index&site=NPP_kopicacky_rybnik_cz (poslední přístup 16. 5. 2017).

BALDWIN AH., KETTENRING KM., WHIGHAM DF. 2010: Seed banks of *Phragmites australis*-dominated brackish wetlands: relationships to seed viability, inundation, and land cover, *Aquatic Botany* **93**: 163-169.

BERAN L. & ŠKODOVÁ J. 2013: Molluscs of the Kopičácký rybník National Nature Monument (Central Bohemia). *Malacologica Bohemoslovaca*. Měkkýši národní přírodní památky Kopičácký rybník (střední Čechy), **12**: 93-98. Dostupné z: <http://mollusca.sav.sk> (poslední přístup: 16. 5. 2017).

BOGUSCH P., STRAKA J. & KMENT P. 2007: Annotated checklist of the Aculeata (Hymenoptera) of the Czech Republic and Slovakia. Komentovaný seznam žahadlových blanokřídlých (Hymenoptera: Aculeata) České republiky a Slovenska. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae, Supplementum* **11**: 1-300.

BOGUSCH P. 2010: Parazitické strategie blanokřídlých. *Živa* **56**: 222-224.

BOGUSCH P., ASTAPENKOVÁ A., HENEBERG P. 2015: Larvae and nests of aculeate Hymenoptera (Hymenoptera: Aculeata) nesting in reed galls induced by *Lipara* spp. (Diptera: Chloropidae) with a review of all species recorded. *PLoS ONE* **10**(6): 1-23.

BLÖSCH M. 2000: Die *Grabwespen Deutschlands – Lebensweise, Verhalten, Verbreitung*. Goecke & Evers, Keltern, 480 pp.

CONERT H. J. 1983: Arundinoideae. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa* **1**: 121- 133.

DELY - DRASKOVITS Á. PAPP J., THURÓCZY CS. & VÁSÁRHELYI T. 1994: Hymenoptera species in Lipara galls (Diptera: Chloropidae) in Hungary. *Folia Entomologica Hungarica* **55**: 65-91.

DMITRIJEV D. J. 1987: *Hmyz: Známý i neznámý, pronásledovaný, chráněný*. Praha: Lidové nakladatelství, 189 pp.

ELSE G. R. 1995: The distribution and habits of the bee *Hylaeus pectoralis* Förster, 1871, (Hymenoptera: Apidae) in Britain. *British Journal of Entomology And Natural History* **8**: 43-47.

ELSE G. R. 2012: *Hylaeus pectoralis* Förster, 1871. Dostupné z: <http://www.bwars.com/index.php?q=bee/colletidae/hylaeus-pectoralis> (poslední přístup 16. 5. 2017).

FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. 2005: *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.

GERŽA M. 2010: Plán péče pro Přírodní památku Rybník Jíkavec na období 2000 - 2009. Ms., depon. in Odbor životního prostředí a zemědělství Královéhradeckého kraje, Hradec Králové. Dostupné z: http://www.kr-kralovehradecky.cz/assets/krajsky-urad/ziv-prostredi-zemedelstvi/aktuality/ochrana-prirody/pl_peceJikavec.pdf (poslední přístup 16. 5. 2017).

HÄFLIGER P. 2007a: *Lipara lucens* Meigen (Diptera: Chloropidae). Dostupné z: http://www.cabi.org/phragmites/lipa_luc.html (poslední přístup: 23. 3. 2017).

HÄFLIGER P. 2007b: *Lipara similis* Schiner (Diptera: Chloropidae). Dostupné z: http://www.cabi.org/phragmites/lipa_sim.html (poslední přístup: 23. 3. 2017).

HASLAM S. M. 1969: The Development and Emergence of Buds in *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany* **33**: 289-301.

HASLAM S. M. 1972: Biological flora of the British Isles. No. 128 *Phragmites communis* Trin., *Arundo phragmites* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Journal of Ecology* **60**: 585-610.

HENEBERG P., BOGUSCH P., ASTAPENKOVÁ A. 2014: Reed galls serve as an underestimated but critically important resource for an assemblage of aculeate hymenopterans. *Biological Conservation* **172**: 146-154.

CHVÁLA M., DOSKOČIL J. H., POKORNÝ V. 1974: The genus *Lipara* Meigen (Diptera: Chloropidae), systematics, morphology, behaviour and ecology. *Tijdschrift voor Entomologie* **117**: 1-25.

CHYTRÝ M. KUČERA T. KOČÍ M. (eds.) 2001: *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 263 pp.

JELÍNEK J. (ed.) 1993: Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera) Seznam československých brouků. *Folia Heyrovskyana*, **1**: 3-172.

KNOR S. 2008: Interakce rostlin a hmyzu ve fosilním záznamu. Katedra zoologie, Univerzita Karlova v Praze, bakalářská práce, 38 pp. Dostupné z: http://web.natur.cuni.cz/zoologie/BP_Podzim_2008/Knor.pdf (poslední přístup 12. 4. 2017).

KŘÍŽKOVÁ B. 2011: Fylogeneze vybraných druhových skupin rodu *Torymus* (Hymenoptera: Torymidae). Katedra zoologie, Univerzita Karlova v Praze, diplomová práce, 86 pp. Dostupné z: <https://is.cuni.cz/webapps/zzp/detail/146078/?lang=en> (poslední přístup 11. 3. 2017).

KUBÍK Š. 2006: Zelenuškovití (Diptera, Chloropidae) jako bioindikátor antropogenní zátěže prostředí. Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita Brno, disertační práce, 146 pp.

MACEK J., STRAKA J., BOGUSCH P., DVOŘÁK L., BEZDĚČKA P., TYRNER P. 2010: *Blanokřídlí České republiky: Žahadloví*. Academia, Praha, 520 pp.

MEYERSON LA., CHAMBERS RM., VOGT KA. 1999: The effects of *Phragmites* removal on nutrient pools in a freshwater tidal marsh ecosystem. *Biological Invasion* **1**: 129–136.

MEYERSON LA. 2000: Ecosystem-level effects of invasive species: a *Phragmites* case study in two freshwater tidal marsh ecosystems on the Connecticut river. Doctoral thesis, Yale University, New Haven

MEYERSON LA., SALTONSTALL K., WINDHAM L., KIVIAT E, FINDLAY S. 2000a: A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetland Ecological Management* **8**: 89–103

NARTSHUK EP., ANDERSSON H. 2013: The Frit Flies (Chloropidae, Diptera) of Fennoscandia and 503 Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* **43**: 1–282

NARTSHUK EP. 2006: Parasites of Grass Flies (Diptera, Chloropidae) from the Order Hymenoptera in the Holarctic Region. *Entomological Review* **86** (5): 576-597. ISSN 0013-8738.

NEHYBA J., VACEK S., VANĚK J., NOVÁK J. 1995: Plán péče o PR Dubno pro lesní část na období 1996 – 2005. depon. in Krajský úřad Královéhradeckého kraje odbor životního prostředí a zemědělství, oddělení ochrany přírody a krajiny. Dostupné z: http://www.kr-kralovehradecky.cz/assets/krajsky-urad/ziv-prostredi-zemedelstvi/aktuality/ochrana-prirody/PP_Dubno.pdf (poslední přístup 16. 5. 2017).

NOVÁK J., MAŇAS M., ZICHA O. 1999-2017: Hálka. Dostupné z: <http://www.biolib.cz/cz/glossaryterm/id1492/> (poslední přístup: 1. 4. 2017).

PÄRN M., SOON V., VALLISOO T., HOVI K., LUIG J. 2015: Host specificity of the tribe Chrysidini (Hymenoptera: Chrysididae) in Estonia ascertained with trap-nesting. *European Journal of Entomology* **112**: 91-99.

PECHLÁT J. 2005: Chrostíci, Dostupné z: <http://hmyz.net/23blanokridli.htm> (poslední přístup 25. 3. 2017).

PRAUSOVÁ R. 2004: Plán péče PP Roudnička a Datlík a její ochranné pásmo navrhované k přehlášení na období 2005 – 2014. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR - středisko Pardubice. 42 pp. Dostupné z: <http://docplayer.cz/23456876-Plan-pece-pp-roudnicka-a-datlik-a-jeji-ochranne-pasmo-navrhovane-k-prehlaseni-na-obdobi.html> (poslední přístup 16. 5. 2017).

PRAUSOVÁ R., HOTOVÝ J., MIKESKA M. 2006: Plán péče o přírodní památku Broumarské slatiny na období 2007-2016. Depon. in: KÚ Královéhradeckého kraje

PRAUSOVÁ R. 2010: Lokality hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*) v Královéhradeckém kraji. *Orlické hory a Podorlicko* **17**: 147-159.

SALTONSTALL K, STEVENSON JC. 2007: The effect of nutrients on seedling growth of native and introduced *Phragmites australis*, *Aquatic Botany*, **86**: 331-336.

SCHWARZLÄNDER M., HÄFLIGER P. 2000: Shoot Flies, Gall Midges, and Shoot and Rhizome Mining Moths Associated with Common Reed in Europe and Their Potential for Biological Control. *Marcellia* **35**: 131 - 153.

SKUHRAVÁ M., SKUHRAVÝ V. 2010: Hálky na rostlinách. *Živa* **58**: 219-221.

SMISSEN J. 2003: Zur Kenntnis der Untergattung *Cemonus* Jurine 1807 (Hymenoptera: Sphecidae, Pemphredon) mit Schlüssel zur Determination und

Hinweis auf ein gemeinsames Merkmal untersuchter Schilfbewohner (Hymenoptera: Sphecidae, Pompilidae). *Notes Fauniques de Gambloux* **52**: 83-101.

SZCZEPANSKY 1969: Biomass of underground parts of the reed *Phragmites communis* Trin. Bulletin de l'Academie Polonaise des Sciences. *Serie des Sciences Biologiques* **17**: 245-246.

TEWKSBURY, CASAGRANDE, BLOSSEY, HAFLIGER, SCHWARZLANDER 2002: Potential for biological control of *Phragmites australis* in North America, *Biological Control*. **23**: 191-212.

TRNKA A., PETERKOVÁ V., PROKOP P., BATÁRY P. 2014: Management of reedbeds: mosaic reed cutting does not affect prey abundance and nest predation rate of reed passerine birds. *Wetland Ecological Management* **22**: 227-234.

TSCHARNTKE T. 1992: Fragmentation of *Phragmites* Habitats, Minimum Viable Population Size, Habitat Suitability, and Local Extinction of Moths, Midges, Flies, Aphids, and Birds. *Conservation Biology* **6**: 530-536.

VAN ACHTERBERG C., TALEBI AA. 2014: Review of *Gasteruption* Latreille (Hymenoptera, Gasteruptionidae) from Iran and Turkey, with the description of 15 new species. *Zookeys* **458**: 1-187.

VAN DER TOORN, J., 1972: Variability of *Phragmites australis* (C.A.R.) TRIN. Ex Steduel in relation to the environment. *Van Zee tot Land* **48**: 1-122.

VAN DER TOORN J., MOOKJ. H. 1982: The Influence of Environmental Factors and Management on Stands of *Phragmites australis*. I. Effects of Burning, Frost and Insect Damage on Shoot Density and Shoot Size. *Journal of Applied Ecology* **19**: 477-499.

VAVŘENOVÁ T. 2015: Žahadloví blanokřídílí v hálkách zelenušek v PR Dubno a PR Zbytka v královéhradeckém kraji. Hradec Králové: Univerzita Hradec Králové, Přírodovědecká fakulta, Bakalářská práce, 48 pp.

ZAPLETAL J., SCHEJBAL J., LEŽÍKOVÁ K. 2013: Plán péče o přírodní památku Byšičky 1: na období (2013 - 2028) na 15 let od schválení platnosti zřizovacího předpisu. 38 s. Plán péče o MZCHÚ. Manuskript. Archivuje Krajský úřad Královéhradeckého kraje.

8 Příloha

Title:

**Reed gall as the limiting nesting resource of rare wetland bees and wasps
(Hymenoptera: Aculeata & Evanioidea)**

Authors: Petr Heneberg^{1,*†}, Petr Bogusch^{2,†}, Pavína Tauchmanová², Milan Řezáč³, Alena
Astapenková²

Authors' affiliations:

¹ Charles University, Third Faculty of Medicine, Prague, Czech Republic

² University of Hradec Králové, Faculty of Science, Hradec Králové, Czech Republic

³ Crop Research Institute, Prague, Czech Republic

* Corresponding author. Address: Charles University, Third Faculty of Medicine, Ruská 87, CZ-100 00 Prague, Czech Republic, Tel. ++420 – 775 311 177, Fax ++420 – 267 162 710.

E-mail address: petr.heneberg@lf3.cuni.cz (P. Heneberg).

† These authors contributed equally.

Abstract:

Common reed (*Phragmites australis*) is often subject to eradication by conservation management and is also commercially harvested. However, numerous Palaearctic cavity-nesting aculeate Hymenoptera use old reed galls induced by *Lipara* flies (destroyed by such human activities) as an important nesting resource. We performed a manipulative field experiment involving the exposure of trap nests made of *Lipara*-induced galls, Moericke traps and phytocenologic examinations at 66 paired sampling sites in the Czech Republic. *Lipara*-induced reed galls comprised a limiting nesting resource for obligate reed specialists within both mowed and unmowed reed stands. Reed mowing prescribed for nature conservation purposes affected species richness and the abundance of aculeate hymenopterans. The sites with mowed reed stands attracted more species to the trap nests, and the sites were also associated with a higher abundance of aculeates in the trap nests and Moericke traps. However, when the trap nests were exposed at sites distant from any reed stands, the species richness and abundance of aculeates nesting in the trap nests dropped dramatically. Surprisingly, the study species did not form any micro-territories when occupying the trap nests containing multiple galls suitable for nesting. The trap nests did not equally support the nesting of all species known to use *Lipara*-induced reed galls, and the analyzed environmental factors displayed species-specific responses. It remains to be investigated whether and which species known to nest in *Lipara*-induced reed galls can use also other alternative nest resources, such as reed stems and stems of other wetland-associated plants.

Keywords: Biodiversity conservation; Conservation management; Mosaic management; Reed harvesting; Reed cutting; Reed expansion

1. Introduction

Some species of Palaearctic cavity-nesting aculeate Hymenoptera developed a nesting strategy by which they form their nests in the galls of chloropid flies (Chloropidae). Most frequently, they use the galls induced by *Lipara lucens* on common reed *Phragmites australis* (Poaceae) stems (Dely-Draskovits et al. 1994; Westrich 2008; Bogusch et al. 2015). They are specialized for nesting in *Lipara*-induced galls that are a year old or even older. The galls induced by *L. lucens* are most abundant at ecotones of reed bed with adjacent bogs or meadows. However, such sites are often subject to conservation management consisting of repeated eradication of common reed (Schmidt et al. 2005; Valkama et al. 2008; Trnka et al. 2014). When the reed beds are mowed annually or bi-annually, the *Lipara*-induced galls cannot be colonized by their aculeate inquilines, and these species thus suffer from a lack of nesting resources even though the habitat provides abundant (or super-abundant) food resources compared to unmanaged reed stands. It is unknown, whether the *Lipara*-induced galls can be considered limiting nesting resources of their aculeate inquilines, as the aculeates are known for their use of partial habitats (Westrich 1996) and thus may simply use the more distant galls for their nesting while still using the mowed sites for feeding themselves. It is also unknown whether the conservation management consisting of annually or bi-annually prescribed reed cutting, burning or grazing can affect the abundance of aculeate reed gall inquilines, many of which are considered rare and some of which are critically endangered within the study area (Farkač et al. 2005).

The accumulation of reed leaf and stem litter and the resulting drying-out and nitrification of the ground surface is a major conservation problem within reed beds. Cutting or burning affects floristic diversity of most marsh plants, but it has no effects on the rate of reed leaf and stem litter breakdown (Cowie et al. 1992). Thus, cutting or burning must be conducted concurrently with removal of mowed reed biomass to achieve the desired conservation benefits. Reed mowing in general increases reed density and

decreases relative growth rate, shoot length and diameter (for a review cf. Engloner 2009). Summer and autumn cutting decreases the aboveground biomass in the following year when the cutting is performed in June but not when performed in July or August, as is common (Granéli 1989; Asaeda et al. 2006). The latter option is, however, a widespread conservation management strategy for meadows invaded by reed in the Czech Republic (Heneberg and Bogusch, pers. obs.). Additionally, cutting or perforating the internodes growing in sandy substrates does not affect the growth in the following summer (Wiesner and Granéli 1989; Strand and Weisner 2002). Data are inconsistent when dealing with effects of winter cutting or burning. Whereas Granéli (1990) and Poulin and Lefebvre (2002) argued that winter cutting has largely no effect or a positive effect on biomass production, Ostendorp (1991, 1995, 1999) reported the formation of denser stands with thinner stems, which have reduced mechanical resistance against environmental hazards (including the gall-inducing insects). The response of other plant species to reed mowing is considered a controversial issue. It is likely that cutting reed that is expanding to adjacent meadows supports species diversity and is thus associated with higher plant species richness. However, it is probably only the spring and summer reed cutting that supports other plant abundance and/or species richness (Cowie et al. 1992). Winter mowing likely decreases habitat heterogeneity without suppressing further reed growth, thus decreasing the species richness of other plants (Poulin and Lefebvre 2002; Deák et al. 2015).

When considering the response of animals to the commercial reed harvest or conservation reed management, the effects are complicated. Invertebrates are thought to display a limited response to reed cutting, particularly when considering data obtained one year after the treatment or later. These data demonstrated that no soil invertebrates and only a few families of above-ground invertebrates showed any significant treatment effects when examined one year since the treatment (Ditlhogo et al. 1992; Poulin and Lefebvre 2002; Trnka et al. 2014). However, there could be a response on a more detailed

scale. Schmidt et al. (2005) found that phytophagous insects (Homoptera) increased, but the saprophagous woodlice and some vegetation-dwelling species of spiders and beetles decreased in reed stands mowed in winter. Detrimental effects of reed cutting on resident and early-arriving reed songbirds (*Acrocephalus melanopogon*, *Panurus biarmicus*, *Botaurus stellaris*) but not on the late-arriving reed songbirds (*Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus scirpaceus* and *Acrocephalus paludicola*) were reported by Báldi and Moskát (1995), Poulin and Lefebvre (2002), Poulin et al. (2009) and Tanneberger et al. (2009). Similarly, Vadász et al. (2008) confirmed positive effects of winter reed mowing on the abundance of *A. arundinaceus*, but they found all other species (including *A. scirpaceus*) decreased in both their species richness and abundance. They also found that the artificially formed edges between mowed and unmowed areas were much less preferred by passerine species than natural edges. The differences in the occupancy of mowed and unmowed reed beds likely cannot be attributed to differences in nest predation (Trnka et al. 2014), except in the mowed/unmowed reed bed ecotones (Malzer and Helm 2015), but rather to changes in the availability of nesting and food resources (Schmidt et al. 2005). In contrast, reed burning or grazing has negligible or positive effects on species richness and abundance of aquatic and farmland birds (Brennan et al. 2005; Durmus and Nergiz 2013; Mérö et al. 2015).

Trap nests have been successfully used for Aculeata research in a number of habitats, including nests made of reed stems set up in sown fields with various crops, in set-aside fields and in meadows by Gathmann et al. (1994). In this study, we performed a manipulative experiment and analyzed the content of trap nests and Moericke traps, and we conducted phytocenologic examinations of the study habitats. We answered the following questions: (1) Can *Lipara*-induced reed galls be considered a limiting nesting resource? (2) Does reed mowing affect the species richness and abundance of aculeate hymenopterans? (3) Do the aculeates form any micro-territories when occupying trap nests that contain multiple galls suitable for nesting? (4) Do the trap nests consisting of

Lipara-induced reed galls support the nesting of all species known to use this nest resource equally? (5) What factors limit the *Lipara*-induced reed gall-associated aculeates?

2. Material and methods

2.1. Study area and sampling sites

The study was conducted at 66 sampling sites (**Fig. 1**) distributed in pairs across the Czech Republic (48°48′-50°37′N, 13°31′-17°31′E). The traps were installed at altitudes 164-671 m above sea level (mean 330±140 m above sea level), and they were distributed based on the space-for-time substitution paradigm proposed by Pickett (1989). The traps were installed at the following three types of sites: 1) At terrestrial reed beds expanding to the meadows and mowed in the preceding winter or summer, which ensured that there were not any available reed galls suitable for nesting of aculeate and evanioid hymenopterans (hereafter termed “mowed reed”). 2) Control sites at ecotones of terrestrial reed beds expanding to the meadows that were not subject to any management during the last two years or more. Old *Lipara*-induced reed galls were available in these beds (hereafter termed “unmowed reed”). 3) Control sites at meadows subjected to sampling according to point (1) but with transects located to parts of the respective meadows, where the reed was not expanding (hereafter termed “adjacent meadows”) (**Fig. 1**).

2.2. Manipulative field experiment

Within each sampling site, we installed ten trap nests consisting of reed galls induced by *Lipara lucens*. The galls were collected in January 2015 at sites with a high abundance (e.g., ash and slug tailing ponds). The deformed reed shoots were cut directly under the gall, and their protruding leaves were also cut out. Collected galls were moved immediately to the emergence traps, stored in a well ventilated place that was side-

exposed to daylight, kept at a temperature between 15 and 23 °C, and sprayed with water at least once a week. Such treatment allowed any *Lipara* flies and other invertebrates to emerge, avoided skewing of the results and avoided their dissemination to the sampling sites. In May 2015, the galls were removed from the emergence traps and the trap nests were constructed. Each trap consisted of a bunch of ten galls taped to a 0.5-1.2 m high bamboo pole.

Transects of trap nests were formed between 24-May and 19-Jun-2015. The trap nests were removed from transects between 18-Jul and 27-Aug-2015 and enclosed into black plastic bags to avoid cross-contamination and contact with other insects until examined. The trap nests were then placed in a shaded place and within a week, all the previously exposed galls were longitudinally cut, and their contents were analyzed.

Sampling using Moericke traps

At each sampling site, we installed a transect of Moericke traps. We used Moericke traps to gain information about the species spectrum of reed gall specialists present at each sampling site to complement the data obtained by rearing the galls from trap nests. We also aimed to use the Moericke traps to gain information on the value of sampling sites for aculeate hymenopterans, which utilize nesting resources other than reed galls. Moericke traps have been successfully used for the collection of bees and wasps in a wide range of habitats (Cruz-Sánchez et al., 2011; Vrdoljak and Samways, 2012; Heneberg et al., 2016), including wetlands (Heneberg et al., 2014).

We made the traps from round 570 ml polypropylene containers that were 120 mm in upper diameter and 80 mm deep (Obal Centrum, Sezemice, Czech Republic). The containers were filled to the upper quarter with soapy water and salt. We used three colors of Moericke traps at each sampling site to maximize the obtained species spectrum. Specifically, we used the following colors: white (RAL 9010), yellow (RAL 1021) and turquoise (RAL 5018). We stored the collected specimens in 96% ethanol until pinned for identification.

We set out the Moericke traps for two to four days between 1-Jul and 31-Jul-2015. Along each transect of trap nests, we set out 20 or 21 Moericke traps. Due to vandalism and irregularities in management of sampling sites, some of the traps were destroyed during the experiments. In summary, the traps were exposed for 2097 trap-days.

Permissions

Study of plants and animals was possible at all localities without any restriction, except the following:

Hrobice (Baroch Nature Reserve (NR)), permission issued from Pardubice regional authority; Lázně Bohdaneč (Bohdanečský rybník National Nature Reserve (NNR)), Trhová Kamenice (Strádovka NR) and Bezděkov (Mokřadlo NR), permissions issued from Železné hory Protected Landscape Area (PLA); Semechnice (Broumarské slatiny Nature Monument (NM)), Lázně Bělohrad (Byšičky NM), Hradec Králové – Roudnička (Roudnička a Datlík NM), Ohařice (Rybník Jíkavec NM) and Česká Skalice and Kleny (Dubno NR), permissions issued from Hradec Králové regional authority; Kněžičky (Kopičácký rybník National Nature Monument (NNM)), Jestřebí (Novozámecký rybník NNR) and Žehuň (Žehuňský rybník NNM), permissions issued from Kokořínsko PLA, personally Ing. Věra Lucie Válová; Přítluky (Křivé jezero NNR), permission issued from Pálava PLA; Vrbovec (Vrbovecký rybník NM), Hrabětice (Trávní dvůr NM), Milotice u Kyjova (Písečný rybník NR), Vacenovice (Jezero NM), Javorník (Velický hliník NM) and Uherčice (Uherčická louka NM), permissions issued from the regional authority of Jihomoravský region; Třebeč (Brouskův Mlýn NNR) and Mříč (Mokřad u Borského rybníka NM), permissions issued from Blanský les PLA; Střížovice (Krvavý a Kačležský rybník NNM and Hrádeček NR), permissions issued from the regional authority of Jihočeský region; Chlum u Třeboně (Staré Jezero NR), Kunžak – Kaproun (Kaproun NNM) and Smržov (Smržovský Dolní rybník), permissions issued from Třeboňsko PLA; Hradištko II (Louky u rybníka Proudnice NR), Velký Osek (Tonice – Bezedná NR), Třtice (V bahnách NR) and Soseň (Plaviště NM), permissions issued from the regional authority of Středočeský region.

Data analyses

We analyzed all Hymenoptera: Aculeata (except Formicidae) and Evanioidea obtained in course of the experiments with trap nests, all species Hymenoptera: Aculeata (except Formicidae) obtained in course of the experiments with Moericke traps, and all species of vascular plants identified in course of phytocenological relevés. We assessed the red-list status of hymenopterans according to Farkač et al. (2005). The species included in the Czech red-list of invertebrates were termed as “red-listed” throughout the text, and included all species known as critically endangered (CR), endangered (EN) or vulnerable (VU). Together with the red-listed species, we analyzed also the newly emerging (NE) species, which were identified in the Czech Republic only recently. We assessed the red-list status of vascular plants according to Grulich (2012). Vascular plant species included in the Czech redlist were termed as “red-listed”, and consisted of the following categories of species: critically endangered (C1), endangered (C2), vulnerable (C3), near-threatened (C4a) and data deficient species (C4b) according to Grulich (2012). The C1 and C2 species were further divided according to the formal reasons leading to their inclusion in the red list based on rarity and population decline (C1b, C2b), population decline (C1t, C2t), or rarity (C1r, C2r) (Grulich, 2012).

We estimated the species richness using the Chao-1 estimator, corrected for unseen species. We compared the species richness of the analyzed datasets using Sørensen similarity index. We also calculated rarefaction curves and basic diversity indices for each of the datasets as described (Heneberg and Řezáč, 2014). These included the total number of species found, the total number of individuals found, dominance (expressed as 1 – Simpson index, where 1 indicates complete domination of the single species, and 0 indicates equal representation of all the taxa), Brillouin’s index [diversity index, which may be more appropriate when assessing datasets obtained using Moericke traps because these may be selective for species with certain behavioral habits (Uetz and Unzicker, 1975)], Margalef’s species richness index (with good discriminating ability, but sensitive

to sample size), equitability (evenness measure, where Shannon diversity index is divided by the logarithm of number of taxa; Shannon index itself reflects entropy, ranging from 0 for communities with only a single taxon to high values for communities with many species, each with only few individuals), Fisher's alpha (diversity measure), and Berger-Parker dominance index (number of individuals of the dominant species relativized to the total number of individuals). To compare the diversities, we used Shannon *t*-test with bias correction term (Poole, 1974). We used the X^2 test to assess the species-specific differences in the abundance across the study habitats, when the expected frequencies of comparators were adjusted to the size of each specific dataset compared. Random distributions of the immature aculeates in reed galls were calculated based on the number of galls collected, the number of galls per trap nest and the number of galls used by the respective species in each habitat analyzed. We applied a canonical correspondence analysis (CCA) to analyze the contribution of environmental variables and habitat management. We performed the calculations in EstimateS 9.1.0 and PAST v. 2.14. Data are shown as mean \pm SD unless stated otherwise.

Results

Diversity of aculeate and evanioid Hymenoptera in trap nests made of reed galls

We retrieved a total of 1240 individuals of 14 species of aculeate and evanioid Hymenoptera from trap nests made of *Lipara*-induced reed galls. The 1876 galls within 195 trap nests in mowed reed hosted 12 aculeate and evanioid Hymenoptera species represented by 734 individuals. The 1543 galls within 156 trap nests in unmowed reed hosted eight aculeate and evanioid Hymenoptera species represented by 465 individuals. In addition, the 481 galls within 54 trap nests in adjacent meadows hosted only two aculeate Hymenoptera species represented by 41 individuals. The rarefaction (**Fig. 2**) showed that the datasets were nearly complete, with only several species predicted to be missing in the most diverse dataset from mowed reed. Sørensen similarity indices and

Shannon *t*-tests revealed that there was limited similarity across the three datasets, with a low Sørensen similarity index particularly when comparing the trap nests in mowed reed with those in adjacent meadows (**Table 1**).

The two species attracted by the trap nests in adjacent meadows consisted of the eudominant reed gall specialist, *Pemphredon fabricii* (33 individuals occupying 8 galls), and the critically endangered species of wetlands on sandy ground, *Hylaeus pectoralis* (8 individuals occupying 2 galls). Both of these species were also abundant in trap nests in the other two site types.

The two dominant species in trap nests in unmowed reed were the same as those attracted to the trap nests exposed in adjacent meadows. However, they were several times more abundant in unmowed reed than in adjacent meadows (χ^2 test $p < 0.001$, both), and they were represented by 413 individuals in 115 galls (*P. fabricii*) and 33 individuals in 11 galls (*H. pectoralis*). The other six species were present in one or two galls only, and they were represented by two to six individuals each (**Table 2**).

In mowed reed, the trap nests attracted again predominantly *P. fabricii* (609 individuals in 142 galls) and *H. pectoralis* (78 individuals in 25 galls), which produced the high Dominance index calculated for all the three habitat types (**Table 1**). Their abundance was significantly higher compared to adjacent meadows (χ^2 test $p < 0.001$, both), and in the case of *H. pectoralis*, compared to unmowed reed (χ^2 test $p > 0.05$ for *P. fabricii*, but χ^2 test $p < 0.001$ for *H. pectoralis*). Similarly, the trap nests in mowed reed attracted more abundant populations of the other reed gall-associated species, particularly of *Passaloecus clypealis* (17 individuals in five galls). The only two species absent in trap nests in mowed reed were *Chelostoma campanularum* and *Nitela spinolae*. However, we recorded these species only in a single gall each; thus, the experiment did not have sufficient power to analyze the differences in abundance of the latter two species. Importantly, the trap nests in mowed reed were associated with the highest Fisher's alpha

(**Table 1**), indicating that the trap nests hosted the most diverse assemblages in mowed reed compared to both the unmowed reed and adjacent meadows.

The number of individuals per gall did not differ between the habitat types (**Table 3**). We accumulated sufficient evidence to assess this parameter for the two most abundant species, *P. fabricii* and *H. pectoralis*. In the case of the *P. fabricii* dataset, Levene's test for homogeneity of variance based on either means or medians revealed unequal variance ($p = 0.002$ and $p = 0.01$, respectively). Thus, we applied the Welch F test, which revealed significant differences between the number of individuals of *P. fabricii* per gall among the three habitats examined ($F = 5.15$, $df = 17.3$, $p = 0.02$). However, the differences were quite minute, and our experiment lacked sufficient power to obtain reasonable results from Tukey's pairwise comparisons, which were all insignificant. However, there was a trend toward a slightly higher number of individuals per gall in trap nests in mowed reed compared to the unmowed reed or adjacent meadows (**Table 3**). When analyzed in detail (**Fig. 3**), the differences were caused by a lower number of single individual-containing galls in mowed reed compared to unmowed reed (χ^2 test $p = 0.02$) or adjacent meadows (χ^2 test $p < 0.001$) after adjusting for the number of *P.fabricii*-containing galls in mowed reed. For *H. pectoralis*, we collected sufficient evidence for the mowed and unmowed reed. The number of individuals per gall did not differ between these two habitats (t -test $p > 0.05$). However, there were significant differences in the number of single individual-containing galls in mowed reed compared to unmowed reed (χ^2 test $p = 0.05$), with a higher proportion of such galls in mowed reed.

Territoriality and mixed nests of P. fabricii

When designing the experiment, we did not have sufficient evidence to determine to what extent the data could be affected by the territoriality of the eudominant *P. fabricii*. We hypothesized that territoriality could lead to the occupancy of a whole bunch of galls within each trap nest by just a single *P. fabricii* female. However, at the most abundantly occupied site (mowed reed at Byšičky NM), *P. fabricii* occupied 36 out of the 100 galls

within 100 nests. We thus analyzed the number of galls occupied by *P. fabricii* in each trap nest (**Fig. 4**), and we plotted the number of occupied galls against the expected number of occupied galls per trap nest calculated based on a simulated random distribution of the galls. The random distributions reflected the number of galls collected, the number of galls per trap nest and the number of galls used by the respective species in each habitat analyzed. We calculated these data separately for the two species, which were the most abundant in the trap nests, *P. fabricii* (**Fig. 5A-C**) and *H. pectoralis* (**Fig. 5D-E**), for nests found in mowed reed (**Fig. 5A, D**), unmowed reed (**Fig. 5B, E**) and adjacent meadows (**Fig. 5C, F**). Surprisingly, there was no evidence of territoriality among the assemblages of the two study species. Instead, the more abundant species, *P. fabricii*, displayed a strong significant trend towards nesting in aggregations, as the aggregations of 2-6 occupied galls were significantly more common than the single occupied galls within the examined trap nests (χ^2 test $p < 0.001$ each). We observed a similar trend for *H. pectoralis* when all its nests were analyzed together (χ^2 test $p < 0.001$). We also found a modest difference in the frequency of trap nests with one and more galls occupied by *P. fabricii* when comparing mowed and unmowed reed and adjacent meadows (χ^2 test $p < 0.001$ each, sample size-adjusted). We found the highest proportion of trap nests with multiple occupied galls in mowed reed (80% of galls occupied by *P. fabricii* in mowed reed were in nests with multiple occupied galls), followed by unmowed reed (64%) and adjacent meadows (50%). The number of trap nests set out in each habitat exceeded the number of occupied galls in all the three examined habitats. Thus, if *P. fabricii* or *H. pectoralis* were territorial, they were provided with sufficient resources to avoid nesting in aggregations. However, it was not clear whether the nest construction, oviposition and nest provisioning occurred simultaneously in multiple galls each trap nest. We found young larvae at multiple sites when trap nests were collected and analyzed at the end of July; however, the young larvae were absent in those analyzed at the end of August. As 9.5% of *P. fabricii* larvae (100 individuals) were immature and 90.5% of *P. fabricii* larvae (955 individuals) were mature

(defecated) at the time of gall content analysis, we attempted to assess whether the immature larvae were associated with nests also containing mature larvae (suggesting non-simultaneous nest care). We found immature larvae in 36 trap nests, of which 20 contained two or more occupied galls. Of these nests, four (20%) represented trap nests with all galls containing only immature larvae (two or three occupied galls per nest), and 14 (70%) were trap nests with one or more galls with immature larvae and with one or more galls with the mature larvae only (two to five occupied galls per nests). The remaining two nests contained two to three occupied galls that were occupied by mature larvae only or with a mixture of mature and immature larvae. Regarding trap nests with only a single occupied gall, four were occupied by a mixture of mature and immature larvae, and 12 were occupied by immature larvae only.

In many galls, we found larvae of multiple species within a single gall. As *P. fabricii* was the eudominant species, we analyzed which species nested with this species. We identified nine such galls in mowed reed, four in unmowed reed and one in adjacent meadows. These were represented by the inquilines *Chelostoma campanularum*, *Hoplitis leucomelana*, *Hylaeus pectoralis*, *Nitela spinolae*, *Passaloecus clypealis*, *Symmorphus bifasciatus* and *Trypoxylon deceptorium*. We also found mixed nests of *P. fabricii* with *Gasteruption* sp., the larvae of which characteristically feed on the larval food of solitary bees and wasps after consuming the egg or larva of the host (van Achterberg and Talebi, 2014). Another species forming mixed nests with *P. fabricii* was *Stelis ornatula* (**Table S1**), which is considered a characteristic nest parasite of small *Hoplitis* spp., *Osmia maritima* and several other species (Macek et al., 2010); we also previously found *S. ornatula* as a parasite in reed galls with nests of *Hoplitis leucomelana* (Bogusch et al. 2015).

Diversity of aculeate Hymenoptera as revealed by Moericke traps

We captured a total of 2927 individuals from 130 species of aculeate Hymenoptera (except Formicidae). Both examined habitats, the mowed and unmowed reed stands, were associated with a similar number of species. The Chao-1 species richness corrected for

unsampled species estimated 109.4 ± 2.7 species in mowed reed stands and 131.3 ± 34.5 species in unmowed reed stands. Despite this similarity and the fact that both assemblages had similar species richness and diversity values as indicated in **Table 4**, the Sørensen similarity index was only 0.479 and the Shannon *t*-test indicated significant differences between the two habitats too.

The differences in species composition of aculeate hymenopteran assemblages in mowed and unmowed reed beds were less prominent when focusing on the species that obligately or facultatively use the *Lipara*-induced reed galls as their nesting resource or other wetland specialists. Particularly, the assemblages of species that obligately or facultatively use the *Lipara*-induced reed galls were similar to each other (Sørensen similarity index 0.782, Shannon *t*-test $p > 0.05$). Additionally, differences in the occupancy by other wetland specialists (Sørensen similarity index 0.571, Shannon *t*-test $p = 0.04$) were less prominent than the differences found when analyzing the whole assemblage (**Table 4**). There was a difference in the number of individuals captured per trap-day in traps in mowed and unmowed habitats (1.55 individuals per trap-day in mowed reed and 0.94 individuals per trap-day in unmowed reed). This difference cannot be attributed to a better visibility of traps (the traps were exposed late in the season, when the reed was high at both types of habitats). We observed a similar trend in the abundance of the species that obligately or facultatively use the *Lipara*-induced reed galls, which comprised 29.3% of total captures in mowed reed and 33.4% of total captures in unmowed reed. More strikingly, the share of other wetland specialists reached 15.1% in mowed reed but only 4.4% in unmowed reed (χ^2 test $p < 0.001$ each, after adjusting for the total numbers captured in mowed reed). A significantly higher number of individuals of only seven species were captured per trap-day in unmowed reed compared to mowed reed. These included the following (in order of their abundance): *Dasypoda altercator*, *Hylaeus moricei*, *Rhopalum gracile*, *Lassioglossum leucopus*, *Lassioglossum laticeps*, *Dryudella stigma* and *Trichrysis cyanea* (χ^2 test $p < 0.05$ each).

When focusing at the species level, among the *Lipara*-induced reed gall specialists, the differences in the abundance in mowed and unmowed reed were significant for the most abundantly captured species, *Trypoxylon deceptorium*, as well as for *Passaloecus clypealis*, *Ectemnius confinis*, *Pemphredon fabricii*, and *Rhopalum gracile*. In contrast, the species that nest rather in wood, such as *Trypoxylon minus* and *Hylaeus confusus* were not sensitive to mowing. The latter group also included *Hylaeus pectoralis*, which is considered an obligate *Lipara*-induced reed gall-specialist. Only the polylectic but endangered *Hylaeus moricei* preferred unmowed reed (**Table 5**).

Among other wetland specialists, *Anoplius caviventris*, *Priocnemis fennica* and *Gymnomerus laevipes* were frequently captured in mowed sites, but they were nearly absent at the control unmowed sites. In contrast, *Macropis europaea* was insensitive to the management. Other species were captured at relatively low frequencies. The captures of *Myrmecodipogon pannonicus*¹ represented the first records of this species in the Czech Republic. Other species of conservation interest included abundant *Lasioglossum zonulum* and *Mimumesa beaumonti* in mowed reed stands. The capture of *Lasioglossum breviventre*² represented a second recent record of this species from the Czech Republic. The full list of obligate and facultative *Lipara*-induced reed gall specialists, other wetland specialists and other species of conservation interest is provided in **Table 5**. The full list of captured species is provided in **Table S2**.

In sum, we captured 19 red-listed species of bees and wasps (including the one species new for the Czech Republic) in the Moericke traps, of which we captured 14 species in mowed reed and 12 species in unmowed reed stands. The number of individuals of red-listed species captured in mowed reed was higher compared to unmowed reed (342 vs 49 individuals) even when normalized for the number of trap-days (0.22 vs 0.09 individuals

¹ 1 F, Jezero NM, Vacenovice env., Hodonín distr., white Moericke trap in mowed common reed stands from 1st to 4th July 2015; P. Bogusch leg., det. & coll.; 3 M, Trávní dvůr NM, Hrabětice env., Znojmo distr., Moericke trap in mowed common reed stands from 1st to 4th July 2015; P. Bogusch leg., det. & coll.

² 1 F, Strašovský fishpond, Strašov env., Pardubice distr., Moericke trap in mowed common reed stands from 27th to 29th July 2015, P. Heneberg leg., P. Bogusch det. & coll.

per trap-day). The dominance (0.431 vs 0.161) and Berger-Parker (0.634 vs 0.225) indices were substantially higher at the mowed sites, whereas Fisher's alpha was lower at mowed than unmowed sites (2.944 vs 5.070).

The species spectrum and frequencies of obligate and facultative *Lipara*-induced reed gall specialists did not match those obtained from the trap nests. We corroborated the previous finding of the underrepresentation of *P. fabricii* in Moericke traps of any color; *P. fabricii* represented 85.1% of individuals obtained from trap nests but only 3.3% of obligate and facultative *Lipara*-induced reed gall specialists captured in Moericke traps. Surprisingly, the reverse was true for *T. deceptorium*, which was nearly absent in the trap nests (0.3% of individuals) but was a dominant *Lipara*-induced reed gall specialist in Moericke traps (70.3% of individuals). In addition to the above two species, only five additional species were captured in both mowed and unmowed sites, namely, *Hoplitis leucomelana* (0.6% vs 1.3% of individuals), endangered *Hylaeus moricei* (3.2% vs 1.5% of individuals), critically endangered *Hylaeus pectoralis* (9.6% vs 3.9% of individuals), vulnerable *Passaloecus clypealis* (1.9% vs 4.7% of individuals) and *Stelis ornatula* (0.2% vs 0.2% of individuals). Three species found in the trap nests were absent in the Moericke traps, but these species represented only 0.2% to 0.5% of trap-nesting individuals (**Table 2**). In contrast, seven facultative or obligate *Lipara*-induced reed gall specialists were captured in Moericke traps only; four of them represented only from 0.1% to 0.5% of reed gall specialists captured in Moericke traps, but *Trypoxylon minus* represented 5.7%, *Hylaeus confusus* represented 2.5%, and *Rhopalum gracile* represented 1.9% of reed gall specialists captured in Moericke traps (**Table 5**).

Phytocenologic relevés

The unmowed reed stands were associated with the highest E₁ cover (92.7±17.9%), followed by mowed reed (88.8±15.8%) and adjacent meadows (66.9±18.7%). In contrast, the unmowed sites were free of E₀ cover (0.0±0.0%), which was likely caused by the high production of stem and leaf litter at such stands. Mowed reed was associated with

12.9±27.3% E₀ cover, and the E₀ cover in adjacent meadows reached 4.4±6.3%. The cover of shrubs (E₂) and trees (E₃) was generally low, but somewhat higher in mowed reed stands and adjacent meadows than in unmowed reed stands (**Table 6**).

The three habitat types differed in their vascular plant species richness. In total, we identified 10 E₃, 17 E₂ and 235 E₁ species, of which 37 were red-listed. Mowed reed was associated with the highest species richness of E₁ species, including the red-listed E₁ species. However, this finding was due to the heterogeneity between the examined transects rather than higher species richness within individual relevés. Thus, mean number of E₁ species (or red-listed E₁ species) per transect did not differ between the transects in mowed and unmowed reed, suggesting that management was responsible for the maintenance of the microhabitat heterogeneity and/or that altered plant species composition was actually the cause of conservation management of the respective mowed reed bed. The adjacent meadows were species-poor and also had a lower number of red-listed E₁ species (**Table 7**). Only transects in mowed reed had C1 species, including *Calamagrostis stricta* and *Dactylorhiza traunsteineri* (both C1b), *Eriophorum gracile*, *Orchis palustris* and *Sesleria uliginosa* (all C1t). The stands of *C. stricta* were very extensive at one of the examined sites and extended also up to the adjacent meadow transect. C2 species were also limited to the mowed sites, some of which formed abundant populations (*Eleocharis uniglumis*, *Blysmus compressus*, *Carex davalliana*, *Carex hostiana* and *Carex pulicaris*), whereas the unmowed reed stands contained only a few individuals of *Carex elata* and *Trifolium spadiceum*. Transects in adjacent meadows were not associated with any C2 species. The same was true for the C3 species, with the exception of *Thalictrum lucidum*, which was associated with both the mowed and unmowed reed stands, and *Hydrocotyle vulgaris* was present in the adjacent meadows only. The full list of species found, including their red-list status, is provided in **Table S3**.

What factors limit the reed gall-associated aculeates?

To analyze the potential drivers or markers of the presence of *Lipara*-induced reed gall-associated aculeata, we performed a CCA, which accounted for the frequency of the most commonly found aculeata (*H. pectoralis*, *P. clypealis*, *P. fabricii* and *T. deceptorium*) in the trap nests and Moericke traps, the overall species richness of facultative and obligate aculeate specialists for *Lipara*-induced reed galls, other aculeate wetland specialists, other aculeate species of conservation interest, red-listed aculeate species, and all aculeate species found in the summer Moericke trap captures, as well as the species richness of aculeate and evanioid species in the trap nests. As potential drivers, we analyzed altitude, E₀ through E₃ cover, E₁ through E₃ and red-listed E₁ plant species richness, and the binary criterion of reed mowing absence/presence. Axis 1 explained 39.1% of the variability (eigenvalue 0.167), and axis 2 explained 27.8% of the variability (eigenvalue 0.118). Mowing was not identified among the key drivers affecting the analyzed assemblages. Instead, the species richness of E₁ species, E₀ cover (indicating the absence of reed stem and leaf litter) and altitude were among the key factors positively associated with axis 1. The species richness of red-listed plant species was negatively associated with axis 2, which was also positively associated with the cover of E₂ and E₃ plants. The species-poor plant assemblages with low E₀ cover at low altitudes were typically associated with *T. deceptorium* and red-listed aculeata, particularly with those not associated with wetlands (e.g., those nesting in the sandy soils). The species-rich plant assemblages were associated with *H. pectoralis* and higher species richness of the hymenopterans in the trap nests. Interestingly, E₂ plant cover and species richness were associated with trap nests with *P. fabricii* and *T. deceptorium*. However, in Moericke traps, *P. fabricii* was associated with high E₁ cover (dense reed stands), and *T. deceptorium* was negatively associated with E₂ plant cover and species richness. Similarly, the trap nests with *P. clypealis* were characteristically found in high altitudes, at sites with high E₀ cover and E₁ species richness, but Moericke traps with *P. clypealis* were negatively associated with these variables (**Fig. 6**).

Discussion

Reed galls are limiting nesting resource

During previous years, we were repeatedly challenged with the fact that many zoologists consider reed and the *Lipara*-induced reed galls an unlimited resource, arguing that the aculeate hymenopterans cannot be limited by this resource due to its broad availability. As we believe that it is only the unique combination of a nesting resource with the appropriate food sources, and as the food sources of adult and larval aculeate reed gall inquilines are often completely different from each other, the habitat requirements of aculeate hymenopterans can be quite complex. In addition, aculeate hymenopterans are considered as textbook examples of organisms using partial habitats (Westrich 1996). Their habitat requirements are satisfied only when they are provided with separate habitats serving as nest sites, sources of nest materials and food sources for either adults or juveniles. These resources are spatially separated but are within limited distances from each other. In the case of aculeate *Lipara*-induced reed gall-associated inquilines, the eudominant species, *P. fabricii*, is bound tightly to the reed beds, where both the nesting (reed galls) and food resources (aphids) can be located within the same microhabitat. However, other aculeate *Lipara*-induced reed gall-associated inquilines require more diverse habitat, because the reed beds themselves usually do not serve as sufficient food resources. Thus, we hypothesized that the *Lipara*-induced reed galls should be considered a limiting resource of these species at sites where appropriate food is available, such as at the wet species-rich meadows surrounding the reed beds in wetland nature reserves.

The *Lipara*-induced reed galls usually occur most abundantly close to the reed bed ecotones, either at the edge with surrounding meadows, forests, or shrubs (but not water). In recent decades, the reed beds have tended to expand to the surrounding meadows and therefore are frequently subject to mowing or other forms of management to protect the biodiversity associated with the wet meadows. Such mowing attempts remove the *Lipara*-induced reed galls from the reed/meadow ecotone. While the food resources are still

available (and supported by regular management), the nesting sources are depleted. We thus performed a manipulative experiment in which we installed nest traps consisting of *Lipara*-induced reed galls in mowed reed beds expanding to the nearby meadows. We compared these data to those obtained at the reed bed ecotones, which were not subject to such management, and those obtained at the adjacent meadows outside of the compact reed beds. If the galls were a limiting nesting resource, they were expected to be particularly occupied in mowed sites but also in the other two habitat types. The trap nests were associated with the highest diversity of aculeate and evanioid hymenopterans in mowed reed, followed by unmowed reed and adjacent meadows (**Table 1**). Every third artificially installed gall was occupied by the eudominant species, *P. fabricii* in mowed reed, but only every fourth gall was occupied by this species in unmowed reed and only every 15th gall was occupied by this species in adjacent meadows (**Table 2**). Additionally, the number of larvae per gall was somewhat higher at sites without naturally occurring galls (mowed reed and adjacent meadows) compared to unmowed reed (**Table 3**). Collectively, these data indicate that reed galls are limiting nesting resource of aculeate and evanioid inquilines of the *Lipara*-induced reed galls. They are limiting not only at sites with artificially removed galls (mowed reed stands) and at sites with naturally absent reed galls (adjacent meadows) but also at sites where the galls can naturally occur (unmowed reed).

Reed mowing affects diversity of aculeate hymenopterans

The summer captures into Moericke traps revealed that despite the finding that both mowed and unmowed reed stands were associated with species-rich assemblages of aculeates, the similarity of the two assemblages was limited (**Table 4**). The highest similarity was associated with the species obligately or facultatively using the *Lipara*-induced reed galls. This result is in line with the use of partial habitats because such species can be captured both close to their nest places (reed gall) as well as at sites where they search for food (species-rich plant assemblages, which are artificially maintained at

sites of mowed reed). The similarity among other wetland specialists was much lower. Among these species, there were several that we captured exclusively or nearly exclusively at the mowed reed, suggesting that the species-rich plant assemblages associated with such sites also supported more diverse assemblages of aculeates, which avoid unmowed terrestrial reed beds. Within this group of species found in mowed reed was the newly identified member of the Czech entomofauna, *Myrmecodipogon pannonicus* (**Table 5**). The same trend was observable for other species of conservation interest, which are not considered wetland specialists and the presence of which was related to the adjacent habitats or to the availability of suitable nesting resources (e.g., sandy soil). Interestingly, we found two vulnerable species nesting in the sand (*Arachnospila abnormis*) or cavities (*Megachile lapponica*) in unmowed reed only; however, these findings were singletons and thus may represent just incidental records (**Table 5**). Collectively, the data collected in the course of this study suggest that the mowed reed stands hosted more diverse and more abundant assemblages of aculeate hymenopterans compared to unmowed reed, with only seven out of the 130 captures species being more abundant in Moericke traps set up in unmowed reed. Such findings correspond to the claim of Trnka et al. (2014), who, although they did not identify the captured individuals to the species level, found that the abundance of hymenopterans was significantly higher in mowed reed compared to unmowed reed beds. The authors speculated that the high abundance of hymenopterans in mowed reed could be due to the likely rapid recolonization from the nearby unmowed reed, in agreement with Poulin et al. (2002) and Schmidt et al. (2005).

No evidence for micro-territories in P. fabricii and H. pectoralis

We have shown that the *P. fabricii* (**Fig. 5A-C**) and *H. pectoralis* (**Fig. 5D-E**) did not show any evidence of micro-territoriality at their nest sites. We designed our experiment to elucidate whether these species display the likely defense of their microterritories (the bunch of galls within the trap nest) or whether multiple nests appear within the same

trap-nest. The resulting observations were more than surprising, as there was no sign of any territoriality. Multiple galls were occupied within many trap nests. Additionally, the share of nests with multiple occupied galls exceeded their frequency derived from a random distribution of occupied galls by over one order of magnitude, particularly at sites with mowed reed, where the nesting resources are considered a limiting factor. It remains to be elucidated whether the observed aggregations of occupied galls within the trap nest were formed by multiple females in parallel, or whether they were formed by sequentially nesting females. It is likely that a significant part of the apparent aggregations can be accounted to the for by sequential nesting, as revealed by the analysis of the structure of trap nests containing immature larvae. The data collected did not allow us to answer the question of whether the sequential nesting attempts were performed by identical females, or whether different females used the trap nests over time. Both these possibilities probably apply, as revealed by the abundant occurrence of galls with two aculeate species nesting in parallel within the same gall (**Table S1**).

Species-specificity of trap nests made of Lipara-induced reed galls

The species composition of the *Lipara*-induced reed galls has previously been analyzed by us as well as by other research groups (Dely-Draskovits et al. 1994; Kopf and Schiestl 2000; Bogusch 2007; Lee and Scott 2007; Westrich 2008; Heneberg et al. 2014). However, this study was the first to use the trap nests at a large scale, thus eliminating the bias introduced by the presence of galls of different sizes at different sampling sites. We confirmed a previous finding on the discrepancy between the abundance of *P. fabricii* in *Lipara*-induced galls and in Moericke traps of any color exposed at the same sites (Heneberg et al. 2014; **Tables 2 and 5**). We also noticed the reverse pattern for *T. deceptorium* abundance; although this species was thought to be associated with *Lipara*-induced reed galls, it dominated the Moericke trap captures in a large proportion of the examined transects. However, it was nearly completely absent among the aculeates retrieved from trap nests, as we obtained only four larvae occupying three galls out of the

total of 3900 galls exposed in the trap nests. When we checked previous data obtained based on the examination of *Lipara*-induced reed galls collected directly in the field, we realized that similarly low numbers were reported previously, but the difference between the abundance of this species throughout the site and within the galls was left unnoticed. In our previous report, we found *T. deceptorium* to be completely absent in a large set of new and old galls examined at near-natural areas (i.e., areas of similar properties as those examined in this study in the unmowed reed dataset), and we found only 18 individuals of *T. deceptorium* (1.3%) among 1395 aculeates retrieved from reed galls examined in (post)industrial habitats. In contrast, *T. deceptorium* represented 77% of gall-nesting species in near-natural habitats and 46% of those captured in (post)industrial habitats into the Moericke traps. Dely-Draskovits et al. (1994) did not find any *Trypoxylon* spp. in the 3893 *Lipara*-induced reed galls examined, but they likely examined newly grown galls only because they generally recorded very low abundances of other aculeate hymenopterans too. Last but not least, Westrich (2008) found only two *Trypoxylon* individuals (identified as *T. attenuatum*) among 488 reared aculeata species in *Lipara*-induced reed galls collected near Lake Constance. Collectively, these data clearly suggest that reed galls should be considered only a minor nesting resource of *T. deceptorium*, which is probably more strictly specialized for nesting in reed stems despite its consistent use of *Lipara*-induced reed galls as a secondary nesting resource (Bogusch et al. 2015).

The second-most abundant species in the trap nests was *H. pectoralis*, which was represented by 119 individuals (9.6% of aculeates; **Table 2**) in trap nests and 34 individuals (3.9% of gall-associated aculeates; **Table 5**) captured in Moericke traps. Such findings correspond to the data obtained by Westrich (2008), who also found *H. pectoralis* as the second-most common gall-associated species, represented by 129 (26.4%) out of the total 488 aculeata individuals reared out of the *Lipara*-induced reed galls. In our previous study (Heneberg et al. 2014), *H. pectoralis* was the second-most abundant species in galls out of near-natural habitats, only after *P. fabricii* (14 individuals, 1.8%), and it was

somewhat less abundant in galls in (post)industrial habitats (17 individuals, 1.2%). However, it was completely absent in Moericke trap catches at near-natural sites, and only two individuals of *H. pectoralis* (1.8%) were captured at (post)industrial sites. It is likely that this species could be underrepresented in Moericke trap catches or that its captures could be affected by yet unidentified factors. The differences in abundances across multiple sampling sites suggest that this critically endangered species of wetlands on sandy ground is most abundant in a traditional mosaic landscape, which is less abundant in more uniform, degraded, or disturbed landscapes.

We also noticed the absence of Chrysidoidea in the trap nests. Similarly, this superfamily was absent in *Lipara*-induced reed galls collected at near-natural habitats in a previous study, although it reported 15 specimens of seven species in the galls collected at (post)industrial habitats during the same experiment (Heneberg et al. 2014; Bogusch et al. 2016). The examined reed beds at (post)industrial areas were comprised mostly of low-height, stressed reed stems, often growing at a low density with abundant bare soil patches between them. In contrast, the reed beds examined in this study, as well as the near-natural reed beds examined in the two previous studies, were growing mostly at sites with dense plant cover (not necessarily the reed itself), mostly without any bare ground or with only limited patches of it. It thus remains to be investigated whether currently widespread reed stands in natural reserves can provide any support for Chrysidoidea. Alternatively, Chrysidoidea may be limited to once common stressed reed stands at or near large areas of gravel and gravel-sand, such as those present at the edges of active gravel-sand river terraces of braided rivers.

Conclusions

Manipulative experiment conclusively showed that *Lipara*-induced reed galls comprise a limiting nesting resource of obligate reed specialists at sites with reed stems and galls regularly removed due to human activities and at sites where reed beds are not affected by any human activities for several subsequent years. The sites with mowed reeds

attracted more species to the trap nests and were also associated with a higher abundance in the trap nests as well as in Moericke traps. This finding is likely the result of better food availability in mowed reed compared to dense reed stands. However, this finding should not be considered an argument to claim that reed mowing supports such species. The mowed sites were usually positioned within just hundreds of meters from unmowed reed stands and thus were easily colonized by and provided food resources to the species nesting there. In contrast, when the trap nests were set up in adjacent meadows, more distant from any reed stands, the species richness and abundance of aculeata nesting in the trap nests dropped dramatically. It remains to be investigated whether and which species known to nest in *Lipara*-induced reed galls can also use alternative nest resources, such as reed stems and stems of other wetland-associated plants.

Acknowledgements

The study was supported by the projects MZe RO0415 from the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, and Specifický výzkum 2101/2015 from University of Hradec Králové. We thank Cornelis van Achterberg (Leiden, Netherlands) for the identification of *Gasteruption* spp. Further, we thank Lada Bělastová, Tereza Vavřenová and Hana Netíková for their help with the field experiments. We thank David Číp, Pavel Dedek, Veronika Hanáková, Petr Hesoun, Milan Král, Zdeněk Kučera, Martin Kysela, Jiří Neudert, Jan Novák, Michal Pešata, Lenka Peterková, Milan Růžička, Jiljí Sitko, Vlasta Škorpíková, Věra Lucie Válová, Pavel Vaňhát and Alena Vítová for their help with the identification of reed beds subject to management and for the information regarding their management in the past years and the schedule of the management planned during the time when the experiments were performed. Finally, we thank the landlords for allowing us to research habitats in areas closed to public access, and we thank the nature conservation authorities for granting us access to the protected areas.

References

- Asaeda T, Rajapakse L, Manatunge J, Sahara N (2006) The effects of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome source storage. *Hydrobiologia* 553:327-335
- Báldi A, Moskát C (1995) Effect of reed burning and cutting on breeding communities. In: Bissonette JA, Krausman PR (eds) Integrating people and wildlife for a sustainable future. The Wildlife Society, Bethesda, pp. 637-642
- Bogusch P (2007) Deset hymenopterologických zajímavostí z východního Polabí. In: Dvořák L, Malenovský I (eds) Blanokřídle v českých zemích a na Slovensku 3, sborník z konference. Moravské zemské museum, Brno, pp. 2-4 [in Czech]
- Bogusch P, Astapenková A, Heneberg P (2015) Larvae and nests of six aculeate Hymenoptera (Hymenoptera: Aculeata) nesting in reed galls induced by *Lipara* spp. (Diptera: Chloropidae) with a review of species recorded. *PLoS ONE* 10:e0130802
- Bogusch P, Macek J, Janšta P, Kubík Š, Řezáč M, Holý K, Malenovský I, Baňář P, Mikát M, Astapenková A, Heneberg P (2016) Industrial and post-industrial habitats serve as critical refugia for pioneer species of newly identified arthropod assemblages associated with reed galls. *Biodivers. Conserv.* 25:827-863.
- Brennan EK, Smith LM, Haukos DA, LaGrange TG (2005) Short-term response of wetland birds to prescribed burning in rainwater basin wetlands. *Wetlands* 25:667-674
- Cowie NR, Sutherland WJ, Dithogo MKM, James R (1992) The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *J. Appl. Ecol.* 29:277-284
- Cruz-Sánchez MA, Asís JD, Gayubo SF, Tormos J, González JA (2011) The effects of wildfire on Spheciformes wasp community structure: the importance of local habitat conditions. *J. Insect Conserv.* 15:487-503
- Dely-Draskovits Á, Papp J, Thuróczy C, Vásárhelyi T (1994) Hymenoptera species in *Lipara* galls (Diptera, Chloropidae) in Hungary. *Fol. Entomol. Hung.* 55:65-91

Ditlhogo MKM, James R, Laurence BR, Sutherland WJ (1992) The effects of conservation management of reed beds. I. The invertebrates. J. Appl. Ecol. 29:265-276

Durmus A, Nergiz H (2013) The effects of habitat loss due to reed fires on waterfowls at Van lake basin. J. Anim. Vet. Adv. 12:58-61

Engloner I (2009) Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. Flora 204:331-346.

Farkač J, Král D, Škorpík M (2005) Red list of threatened species in the Czech Republic: Invertebrates. AOPK ČR, Prague

Gathmann A, Greiler H-J, Tschardt T (1994) Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. Oecologia 98:8-14

Granéli W (1989) Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Aquat. Bot. 35:99-109

Granéli W (1990) Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Studel, in Sweden – Management of reed stands to maximize harvestable biomass. Folia Geobot. Phytotaxon. 25:291-302

Grulich V (2012) Red list of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. Preslia 84:631-645

Heneberg P, Bogusch P, Astapenková A (2014) Reed galls serve as an underestimated but critically important resource for an assemblage of aculeate hymenopterans. Biol. Conserv. 172:146-154

Heneberg P, Bogusch P, Řezáč M (2016) Off-road motorcycle circuits support long-term persistence of bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) of open landscape at newly formed refugia within otherwise afforested temperate landscape. Ecol. Eng. 93:187-198

Heneberg P, Řezáč M (2014) Dry sandpits and gravel-sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones) of Central European steppes Aeolian sands. Ecol. Eng. 73:659-670

- Kopf T, Schiestl F (2000) Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) an Hochwasserdammen des Vorarlberger Rheintals (Austria). *Vorarlberger Naturschau* 8:63-96 [in German]
- Lee P, Scott D (2007) East Anglian Wetland Bees and Wasps. *Hymettus*, Midhurst
- Macek J, Straka J, Bogusch P, Bezděčka P, Dvořák L, Tyrner P, Dvořák J (2010) *Blanokřídlí České republiky I. – žahadloví*. Academia, Prague
- Malzer I, Helm B (2015) The seasonal dynamics of artificial nest predation rates along edges in a mosaic managed reedbed. *PLoS ONE* 10:e0140247
- Mérö TO, Lontay L, Lengyel S (2015) Habitat management varying in space and time: the effects of grazing and fire management on marshland birds. *J. Ornithol.* 156:579-590
- Ostendorp W (1991) Damage by episodic flooding to *Phragmites* reeds in a prealpine lake: proposal of a model. *Oecologia* 86:119-124
- Ostendorp W (1995) Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. *Acta Oecol.* 16:277-294
- Ostendorp W (1999) Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites* reeds. *Int. Rev. Hydrobiol.* 84:33-47
- Pickett STA (1989) Space for time substitution as an alternative for long studies. In: Likens EG (ed) *Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives*. Springer, Berlin, pp. 112-135
- Poole RW (1974) *An introduction to quantitative ecology*. McGraw-Hill, New York
- Poulin B, Lefebvre G (2002) Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodivers. Conserv.* 11:1567-1581
- Poulin B, Lefebvre G, Allard S, Mathevet R (2009) Reed harvest and summer drawdown enhance bittern habitat in the Camargue. *Biol. Conserv.* 142:689-695
- Poulin B, Lefebvre G, Mauchamp A (2002) Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biol. Conserv.* 107:315-325
- Schmidt MH, Lefebvre G, Poulin B, Tscharrntke T (2005) Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biol. Conserv.* 121:157-166

Strand VV, Weisner SEB (2002) Interactive effects of pressurized ventilation, water depth and substrate conditions on *Phragmites australis*. *Oecologia* 131:490-497

Tanneberger F, Tegetmeyer C, Dylawerski M, Flade M, Joosten H (2009) Commercially cut reed as a new and sustainable habitat for the globally threatened aquatic warbler. *Biodivers. Conserv.* 18:1475-1489

Trnka A, Peterková V, Prokop P, Batáry P (2014) Management of reedbeds: mosaic reed cutting does not affect prey abundance and nest predation rate of reed passerine birds. *Wetl. Ecol. Manag.* 22:227-234

Uetz GW, Unzicker JD (1975) Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *J. Arachnol.* 3:101-111

Vadász C, Németh Á, Biró C, Csörgö T (2008) The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 54(Suppl.1):177-188

Valkama E, Lyytinen S, Koricheva J (2008) The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biol. Conserv.* 141:364-374

Van Achterberg C, Talebi AA (2014) Review of *Gasteruption* Latreille (*Hymenoptera, Gasteruptionidae*) from Iran and Turkey, with the description of 15 new species. *Zookeys* 458:1-187

Vrdoljak SM, Samways MJ (2012) Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. *J. Insect Conserv.* 16:345-354

Weisner SEB, Granéli W (1989) Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to belowground parts. *Aquat. Bot.* 35:71-80

Westrich P (1996) Habitat requirements of the central European bees and the problems of partial habitats. In: Matheson A, Buchmann SL, O'Toole C, Westrich P, Williams IH (eds) *The conservation of bees*. Academic Press, London, pp. 1-16

Westrich P (2008) Zur Überflutungstoleranz von Hymenopteren in Gallen von *Lipara lucens* (Diptera: Chloropidae). *Eucera* 1:1-16 [in German, with English abstract]

List of tables

Table 1. Assessment of the diversity of Hymenoptera: Aculeata and Evanioidea in trap nests made of old *Lipara*-induced reed galls and exposed in mowed reed stands, unmowed reed stands and in adjacent meadows. Diversity indices are shown. The similarity of examined assemblages was tested by Sørensen similarity index, Shannon diversity *t*-test and by bootstrapping of the particular diversity indices.

Diversity index	Habitat	Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows	<i>p</i> (mowed vs. unmowed reed by bootstrapping)	<i>p</i> (mowed reed vs. adjacent meadows by bootstrapping)	<i>p</i> (unmowed reed vs. adjacent meadows by bootstrapping)
Number of species recorded		12	8	2	>0.05	0.04	>0.05
Number of individuals found		73	46	41			
		4	5				
Chao-1 ± SD		12	8.	2 ±			
		.0 ±	0 ±	0.0			
		0.1	0.6				
Dominance		0.	0.	0.	0.006	>0.05	>0.05
		701	794	686			
Brillouin		0.	0.	0.			
		670	469	448			
Margalef		1.	1.	0.	>0.05	0.04	>0.05
		667	140	269			
Equitability		0.	0.	0.	>0.05	0.007	0.003
		280	237	712			
Fisher's alpha		2.	1.	0.	>0.05	0.04	>0.05
		037	373	440			

Berger-Parker dominance index	0. 830	0. 888	0. 805	0.008	>0.05	>0.05
Shannon <i>t</i> -test (<i>t</i> ; <i>d</i> _i ; <i>p</i>)				2.90; 1063.0; 0.004	2.05; 65.4; 0.04	0.05; 72.9; >0.05
Sørensen similarity index				0.600	0.285	0.400

Table 2. Numbers of individuals and galls occupied by Hymenoptera: Aculeata and Evanioidea in trap nests made of old *Lipara*-induced reed galls and exposed in mowed reed stands, unmowed reed stands and in adjacent meadows. In the bottom row, there are indicated total numbers of Hymenoptera: Aculeata and Evanioidea individuals found and total numbers of galls exposed within trap nests and examined.

Species, red-list status	Habitat	Number of individuals / Number of galls		
		Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows
<i>Chelostoma campanularum</i>		0 / 0	3 / 1	0 / 0
<i>Gasteruption assectator</i>		2 / 2	0 / 0	0 / 0
<i>Gasteruption nigrescens</i>		2 / 1	0 / 0	0 / 0
<i>Gasteruption</i> sp.		3 / 2	2 / 1	0 / 0
<i>Hoplitis leucomelana</i>		7 / 2	0 / 0	0 / 0
<i>Hylaeus moricei</i> , EN		4 / 2	0 / 0	0 / 0
<i>Hylaeus pectoralis</i> , CR		78 / 25	33 / 11	8 / 2
<i>Nitela spinolae</i>		0 / 0	3 / 1	0 / 0
<i>Passaloecus clypealis</i> , VU		17 / 5	6 / 2	0 / 0
<i>Pemphredon fabricii</i>		609 / 142	413 / 115	33 / 8
<i>Stelis ornatula</i>		2 / 1	0 / 0	0 / 0
<i>Symmorphus bifasciatus</i>		4 / 2	2 / 1	0 / 0
<i>Trypoxylon deceptorium</i>		1 / 1	3 / 2	0 / 0
Gen. sp.		5 / 3	0 / 0	0 / 0
Total individuals found / galls examined		734 / 1876	465 / 1543	41 / 481

Table 3. Numbers of immature individuals per nest calculated for species of Hymenoptera: Aculeata and Evanioidea found in trap nests made of old *Lipara*-induced reed galls and exposed in mowed reed stands, unmowed reed stands and adjacent meadows.

Species, red-list status	Habitat	Number of individuals per gall		
		Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows
<i>Chelostoma campanularum</i>			3.0	
<i>Gasteruption assectator</i>		1.0		
<i>Gasteruption nigrescens</i>		2.0		
<i>Gasteruption</i> sp.		1.5	2.0	
<i>Hoplitis leucomelana</i>		3.5		
<i>Hylaeus moricei</i> , EN		2.0		
<i>Hylaeus pectoralis</i> , CR		3.1 ± 1.5	3.0 ± 2.1	4.0 ± 0.0
<i>Nitela spinolae</i>			3.0	
<i>Passaloecus clypealis</i> , VU		3.4 ± 1.9	3.0	
<i>Pemphredon fabricii</i>		4.3 ± 1.7	3.6 ± 1.6	4.1 ± 2.2
<i>Stelis ornatula</i>		2.0		
<i>Symmorphus bifasciatus</i>		2.0	2.0	
<i>Trypoxylon deceptorium</i>		1.0	1.5	
Gen. sp.		1.7 ± 1.2		

Table 4. Assessment of the diversity of Hymenoptera: Aculeata as revealed by captures into Moericke traps of white, yellow or turquoise color and exposed in mowed and unmowed reed stands. Data are analyzed separately for total captures of Aculeata, reed gall-associated Aculeata (both obligate and facultative specialists), and other wetland specialists (i.e., those avoiding reed galls but bound to wetlands). Diversity indices are shown. The similarity of examined assemblages was tested by Sørensen similarity index, Shannon diversity *t*-test and by bootstrapping of the particular diversity indices.

Habitat	Mowed reed			Unmowed reed			<i>p</i> (mowed vs. unmowed reed by bootstrapping)		
	Cohort	Ree d gall- associa- ted	Oth er wetlan- d speciali- sts	Total	Ree d gall- associa- ted	Oth er wetlan- d speciali- sts	Total	Ree d gall- associa- ted	Oth er wetlan- d specia- lists
Number of species recorded	106	12	7	65	11	7	>0 .05	>0 .05	>0 .05
Number of individuals found	2430	713	368	497	166	22			
Chao-1 ± SD	109 ± 2.7	12.0 ± 0.5	7.0 ± 0.5	131.3 ± 34.5	11.3 ± 0.9	12.7 ± 6.8			
Dominance	0.076	0.516	0.444	0.091	0.472	0.260	0.046	>0 .05	0.05
Brillouin	3.182	1.173	1.009	2.889	1.186	1.259			
Margalef	13.47	1.674	1.017	10.31	1.956	1.941	>0 .05	>0 .05	0.04
Equitability	0.699	0.485	0.535	0.736	0.535	0.809	>0 .05	>0 .05	>0 .05

Fisher's alpha	22. 63	2.05 0	1.22 9	19.9 8	2.64 8	3.54 4	>0 .05	>0 .05	0. 003
Berger-Parker dominance index	0.2 09	0.71 0	0.58 9	0.22 5	0.67 5	0.40 9	>0 .05	>0 .05	>0 .05
Shannon <i>t</i> -test (<i>t</i> ; <i>d</i> _i ; <i>p</i>)							3. 24; 730.2 ;	- 0.46; 255.3 ;	- 2.12; 25.1; 0.04
Sørensen similarity index							0. 479	0. 782	0. 571

Table 5. Numbers of individuals of Hymenoptera: Aculeata captured into Moericke traps of white, yellow or turquoise color and exposed in mowed and unmowed reed stands. The numbers of individuals trapped in the two examined habitat types are compared to the numbers expected based on the ratio of Moericke traps exposed in the two examined habitat types, and analyzed by X^2 tests. Red-list status of the examined species is indicated. Indicated are only the species known to be obligate or facultative specialists for old *Lipara*-induced reed galls (specialization G), other wetland specialists (W) and other species of conservation interest (O). Common species of the surrounding landscape are not shown. In the bottom row, there are indicated the total numbers of trap-days.

Species, status	red-list	Specialization	Number of individuals trapped		Number of individuals expected		<i>p</i> (X^2)
			Mo wed reed	Unmo wed reed	Mo wed reed	Unmo wed reed	
<i>Trypoxylon deceptorium</i>		G	506	112	462.4	155.6	<0.001
<i>Trypoxylon minus</i>		G	38	12	37.4	12.6	n.s.
<i>Passaloecus clypealis</i> , VU		G	37	4	30.7	10.3	0.02
<i>Ectemnius confinis</i> , CR		G	35	1	26.9	9.1	0.02
<i>Hylaeus pectoralis</i> , CR		G	25	9	25.4	8.6	n.s.
<i>Pemphredon fabricii</i>		G	29	0	21.7	7.3	0.02
<i>Hylaeus confusus</i>		G	20	2	16.5	5.5	n.s.
<i>Rhopalum gracile</i> , CR		G	8	9	12.7	4.3	0.08
<i>Hylaeus moricei</i> , EN		G	2	11	9.7	3.3	<0.001
<i>Hoplitis leucomelana</i>		G	8	3	8.2	2.8	
<i>Hylaeus communis</i>		G	3	0	2.2	0.8	
<i>Trichrysis cyanea</i>		G	0	2	1.5	0.5	
<i>Stelis ornatula</i>		G	2	0	1.5	0.5	
<i>Hylaeus punctatus</i>		G	0	1	0.7	0.3	
<i>Anoplius caviventris</i> , EN		W	215	9	167.6	56.4	<0.001
<i>Priocnemis fennica</i>		W	111	1	83.8	28.2	<0.001
<i>Gymnomerus</i>		W	22	0	16.	5.5	0.0

<i>laevipes</i>				5		07
<i>Macropis europaea</i>	W	5	4	6.7	2.3	n.s.
<i>Macropis fulvipes</i>	W	8	0	6.0	2.0	
<i>Lasioglossum</i>				3.7	1.3	
<i>leucopus</i>	W	0	5			
<i>Myrmecodipogon</i>				3.0	1.0	
<i>pannonicus</i> , NE	W	4	0			
<i>Hylaeus rinki</i> , EN	W	3	1	3.0	1.0	
<i>Epeoloides</i>				0.7	0.3	
<i>coecutiens</i> , EN	W	0	1			
<i>Lasioglossum majus</i> ,				0.7	0.3	
VU	W	0	1			
<i>Lasioglossum</i>				99.	33.5	<0.
<i>zonulum</i>	0	133	0	5		001
<i>Mimumesa</i>				8.2	2.8	0.0
<i>beaumonti</i>	0	11	0			5
<i>Mimumesa unicolor</i>	0	5	2	5.2	1.8	n.s.
<i>Polistes nimpha</i> , VU	0	4	0	3.0	1.0	
<i>Melitta</i>				2.2	0.8	
<i>haemorrhoidalis</i>	0	3	0			
<i>Miscophus concolor</i> ,				1.5	0.5	
CR	0	2	0			
<i>Oxybelus</i>				1.5	0.5	
<i>haemorrhoidalis</i> , VU	0	2	0			
<i>Halictus sexcinctus</i> ,				1.5	0.5	
VU	0	2	0			
<i>Dolichovespula</i>				1.5	0.5	
<i>adulterina</i> , VU	0	2	0			
<i>Halictus confusus</i>	0	2	0	1.5	0.5	
<i>Priocnemis confusor</i>	0	2	0	1.5	0.5	
<i>Lasioglossum</i>				0.7	0.3	
<i>breviventre</i> , CR	0	1	0			
<i>Megachile</i>				0.7	0.3	
<i>lapponica</i> , VU	0	0	1			
<i>Arachnospila</i>				0.7	0.3	
<i>abnormis</i> , VU	0	0	1			
<i>Halictus leucaheneus</i>	0	1	0	0.7	0.3	
		156				
Total trap-days		9	528			

Table 6. Mean cover of the plant layers analyzed at phytocenologic relevés performed

in mowed reed stands, unmowed reed stands and adjacent meadows.

Habitat	Mean cover \pm SD (range) [%]		
	Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows
Plant layer			
E ₀ (moss layer)	12.9 \pm 27.3 (0-80)	0.0 \pm 0.0 (0- 0)	6.25 \pm 4.4 (0- 15)

E ₁ (herb layer)	88.8 ± 15.8 (40-100)	92.7 ± 17.9 (40-100)	66.9 ± 18.7 (35-95)
E ₂ (shrub layer)	5.9 ± 8.9 (0-30)	2.7 ± 6.5 (0-20)	11.0 ± 13.2 (0-35)
E ₃ (tree layer)	4.5 ± 12.8 (0-60)	0.0 ± 0.0 (0-0)	15.9 ± 17.0 (0-50)

Table 7. Total number of vascular plant species and the number of vascular plant species per transect as revealed by phytocenologic relevés performed in mowed reed stands, unmowed reed stands and adjacent meadows.

Habitat Plant layer	Total number of species / Number of species per transect \pm SD (range)		
	Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows
E ₁ (herb layer)	171 / 15.4 \pm 7.4 (4-28)	99 / 17.8 \pm 10.8 (4-44)	54 / 10.4 \pm 3.9 (4-15)
- of that E ₁ red- listed species	28 / 1.3 \pm 1.7 (0-7)	10 / 1.2 \pm 1.1 (0-3)	3 / 0.4 \pm 0.7 (0-2)
E ₂ (shrub layer)	10 / 0.7 \pm 1.0 (0-3)	2 / 0.2 \pm 0.4 (0-1)	11 / 2.4 \pm 2.1 (0-6)
E ₃ (tree layer)	6 / 0.2 \pm 0.6 (0-2)	0 / 0.0 \pm 0.0 (0-0)	8 / 1.9 \pm 1.2 (0-4)

Figure legends

Figure 1. Location of study sites in the Czech Republic. All but two study sites were examined in pairs. Black dots represent the pair of sampling sites in mowed reed stands and adjacent unmowed reed. Red dots represent the pair of sampling sites in mowed reed stands and adjacent meadows without reed. White dots represent sampling sites where only the unmowed reed was examined.

Figure 2. Expected cumulative number of Hymenoptera: Aculeata as defined by rarefaction curves. **(A)** Total species of Hymenoptera: Aculeata captured in Moericke traps in mowed and unmowed reed stands. **(B)** Species of Hymenoptera: Aculeata captured white, yellow and turquoise Moericke traps. **(C)** Red-listed species of Hymenoptera: Aculeata captured in Moericke traps in mowed and unmowed reed stands. **(D)** Wetland specialists of Hymenoptera: Aculeata avoiding reed galls captured in Moericke traps in mowed and unmowed reed stands. **(E)** Obligate and facultative *Lipara*-induced reed gall specialists of Hymenoptera: Aculeata captured in Moericke traps in mowed and unmowed reed stands. **(F)** Total species of Hymenoptera: Aculeata, Evanioidea reared from reed gall trap nests exposed in mowed and unmowed reed stands and adjacent mowed meadows.

Figure 3. Comparison of a number of individuals per gall in trap nests exposed in mowed reed (black columns), unmowed reed (grey columns) and adjacent meadows (white columns). **(A)** *P. fabricii*, **(B)** *H. pectoralis*.

Figure 4. Comparison of a number of galls occupied by *P. fabricii* **(A)** or *H. pectoralis* **(B)** in each trap nest exposed in mowed reed (black columns), unmowed reed (grey columns) and adjacent meadows (white columns).

Figure 5. The number of galls occupied by *P. fabricii* **(A-C)** or *H. pectoralis* **(D-F)** against the expected number of occupied galls per trap nests calculated based on the simulated random distribution of the galls, reflecting the number of galls collected, the number of galls per trap nest and the number of galls positive for the respective species in each

habitat analyzed. **(A,D)** Mowed reed, **(B,E)** unmowed reed, **(C,F)** adjacent meadows. Black columns represent the observed values, grey columns represent the expected values.

Figure 6. Results of the canonical correspondence analysis of relationships of the reed gall aculeate specialists with the reed bed management, altitude, and plant cover and species richness. The analysis had taken in account the frequency of the most commonly found aculeata (*H. pectoralis*, *P. clypealis*, *P. fabricii* and *T. deceptorium*) in both, the trap nests (acronyms: Tra_HylPec, Tra_PasCly, Tra_PemFab and Tra_TryDec) and in the Moericke traps (acronyms: Moe_HylPec, Moe_PasCly, Moe_PemFab and Moe_TryDec), the overall species richness of facultative and obligate aculeate specialists for *Lipara*-induced reed galls (Moe_gall), other aculeate wetland specialists (Moe_wetl), other aculeate species of conservation interest (Moe_oth), red-listed aculeate species (Moe_RLdiv), and all aculeate species found as revealed by the summer captures into the Moericke traps (Moe_div) and the species richness of aculeate and evanioid species obtained from the trap nests (Tra_div). As potential drivers, we analyzed the altitude (ALTIT), E₀ through E₃ cover (E0_cov, E1_cov, E2_cov, E3_cov), E₁ through E₃ and red-listed E₁ plant species richness (E0_div, E1_div, E2_div, E3_div, E1_RLdiv), and the binary criterion of reed mowing absence/presence (MOWED).

Table S1. Overview of mixed nests of *P. fabricii* with other hymenopteran species found in galls within the trap nests examined in this study. The species found in nests of *P. fabricii* are indicated, together with their red-list status, the number of galls in which such mixed nests occurred and mean numbers of *P. fabricii* individuals per such gall. The data are shown for mowed reed stands, unmowed reed stands and adjacent meadows. In the bottom row, there are indicated the total numbers of galls occupied by *P. fabricii* and mean numbers of *P. fabricii* individuals per gall.

Species, red-list status	Habitat	Number of galls / Mean number of individuals per gall		
		Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows
<i>Chelostoma campanularum</i>			1 / 3.0	
<i>Gasteruption</i> sp.		2 / 1.5		
<i>Hoplitis leucomelana</i>		1 / 2.0		
<i>Hylaeus pectoralis</i> , CR		2 / 3.5	2 / 1.5	1 / 4.0
<i>Nitela spinolae</i>			1 / 3.0	
<i>Passaloecus clypealis</i> , VU		2 / 3.0		
<i>Stelis ornatula</i>		1 / 2.0		
<i>Symmorphus bifasciatus</i>		1 / 2.0		
Total galls occupied by <i>P. fabricii</i>		142 / 4.3	115 / 3.6	8 / 4.1

Table S2. Numbers of individuals of Hymenoptera: Aculeata captured into Moericke traps of white, yellow or turquoise color and exposed in mowed and unmowed reed stands. Red-list status and sex ratios of the captured species are indicated.

Species	Red-list status	Number of individuals trapped		Sex	
		Mowed reed	Unmowed reed	M	F
<i>Andrena flavipes</i>		11	1	4	8
<i>Andrena fulvago</i>		4	0	2	2
<i>Andrena minutula</i>		9	4	3	1 0
<i>Andrena minutuloides</i>		2	0	0	2
<i>Andrena nitidiuscula</i>		4	0	0	4
<i>Andrena ovatula</i>		4	0	1	3
<i>Andrena subopaca</i>		1	0	0	1
<i>Anthophora furcata</i>		0	1	0	1
<i>Apis mellifera</i>		175	65	4	2 36
<i>Bombus campestris</i>		2	0	2	0
<i>Bombus hortorum</i>		6	4	2	8
<i>Bombus hypnorum</i>		0	1	1	0
<i>Bombus lapidarius</i>		26	10	4	3 2
<i>Bombus lucorum</i>		4	3	4	3
<i>Bombus pascuorum</i>		21	10	3	2 8
<i>Bombus ruderarius</i>		4	0	2	2
<i>Bombus rupestris</i>		4	0	4	0
<i>Bombus terrestris</i>		122	38	2 3	1 37
<i>Epeoloides coecutiens</i>	EN	0	1	0	1
<i>Eucera nigrescens</i>		1	0	1	0
<i>Nomada fucata</i>		0	1	1	0
<i>Nomada rufipes</i>		2	0	0	2
<i>Epyris niger</i>		0	1	1	0
<i>Chrysurich dichroa</i>		2	0	0	2
<i>Hedychrum niemelai</i>		2	1	3	0
<i>Trichrysis cyanea</i>		0	2	1	1
<i>Colletes daviesanus</i>		0	1	0	1
<i>Hylaeus</i>		0	1	0	1

<i>angustatus</i>					
<i>Hylaeus annularis</i>		2	0	0	2
<i>Hylaeus brevicornis</i>		1	0	0	1
<i>Hylaeus communis</i>		3	0	1	2
<i>Hylaeus confusus</i>		20	2	1	1
<i>Hylaeus hyalinatus</i>		2	0	0	2
<i>Hylaeus moricei</i>	EN	2	11	5	8
<i>Hylaeus pectoralis</i>	CR	25	9	5	2
<i>Hylaeus punctatus</i>		0	1	1	0
<i>Hylaeus rinki</i>	EN	3	1	1	3
<i>Hylaeus sinuatus</i>		1	0	1	0
<i>Astata boops</i>		2	0	0	2
<i>Cerceris rybyensis</i>		0	1	1	0
<i>Crossocerus podagricus</i>		0	1	0	1
<i>Crossocerus quadrimaculatus</i>		4	0	1	3
<i>Didineis lunicornis</i>		6	5	9	2
<i>Diodontus minutus</i>		1	0	1	0
<i>Dryudella stigma</i>		0	4	0	4
<i>Ectemnius confinis</i>	CR	35	1	2	1
<i>Ectemnius dives</i>		2	0	2	0
<i>Entomognathus brevis</i>		2	0	0	2
<i>Gorytes quinquecinctus</i>		2	0	0	2
<i>Lindenius albilabris</i>		2	0	2	0
<i>Mimumesa beaumonti</i>		11	0	6	5
<i>Mimumesa unicolor</i>		5	2	2	5
<i>Miscophus ater</i>		4	0	0	4
<i>Miscophus bicolor</i>	VU	0	1	1	0
<i>Miscophus concolor</i>	CR	2	0	1	1
<i>Oxybelus haemorrhoidalis</i>	VU	2	0	0	2
<i>Oxybelus trispinosus</i>		0	1	1	0
<i>Passaloecus clypealis</i>	VU	37	4	9	3
<i>Passaloecus corniger</i>		1	1	0	2
<i>Passaloecus singularis</i>		1	1	0	2
<i>Pemphredon fabricii</i>		29	0	2	7
<i>Pemphredon</i>		0	1	1	0

<i>wesmaeli</i>					
<i>Psenulus schenckii</i>		0	1	0	1
<i>Rhopalum gracile</i>	CR	8	9	9	8
<i>Tachysphex</i>		6	0	2	4
<i>pompiliformis</i>					
<i>Tachysphex</i>		0	1	0	1
<i>unicolor</i>					
<i>Trypoxylon</i>		506	112	3	2
<i>deceptorium</i>				30	88
<i>Trypoxylon figulus</i>		3	0	0	3
<i>Trypoxylon</i>		6	0	0	6
<i>medium</i>					
<i>Trypoxylon minus</i>		38	12	2	2
<i>Halictus confusus</i>		2	0	0	2
<i>Halictus</i>		1	0	0	1
<i>leucaheneus</i>					
<i>Halictus maculatus</i>		4	0	0	4
<i>Halictus sexcinctus</i>	VU	2	0	0	2
<i>Halictus simplex</i>		4	1	2	3
<i>Halictus</i>		8	2	0	1
<i>subauratus</i>					0
<i>Halictus</i>		38	15	1	3
<i>tumulorum</i>				6	7
<i>Lasioglossum</i>					
<i>breviventre</i>	CR	1	0	0	1
<i>Lasioglossum</i>					
<i>calceatum</i>		12	5	0	1
<i>Lasioglossum</i>					7
<i>laevigatum</i>		1	1	0	2
<i>Lasioglossum</i>					
<i>laticeps</i>		3	4	4	3
<i>Lasioglossum</i>					
<i>lativentre</i>		14	0	2	1
<i>Lasioglossum</i>					2
<i>leucopus</i>		0	5	2	3
<i>Lasioglossum</i>					
<i>lucidulum</i>		46	0	2	4
<i>Lasioglossum</i>					4
<i>majus</i>	VU	0	1	0	1
<i>Lasioglossum</i>					
<i>minutissimum</i>		65	0	0	6
<i>Lasioglossum</i>					5
<i>morio</i>		38	9	1	3
<i>Lasioglossum</i>				0	7
<i>pauxillum</i>		163	39	5	1
<i>Lasioglossum</i>					97
<i>sabulosum</i>		4	0	0	4
<i>Lasioglossum</i>					
<i>villosulum</i>		0	1	1	0
<i>Lasioglossum</i>					
<i>zonulum</i>		133	0	4	1
<i>Rophites</i>					29
<i>Rophites</i>		4	0	2	2

<i>quinquespinosus</i>					
<i>Sphecodes</i>		1	0	0	1
<i>ephippius</i>					
<i>Chelostoma</i>		3	0	0	3
<i>campanularum</i>					
<i>Chelostoma</i>		0	1	1	0
<i>rapunculi</i>					
<i>Heriades</i>		0	1	1	0
<i>truncorum</i>					
<i>Hoplitis</i>		8	3	2	9
<i>leucomelana</i>					
<i>Megachile</i>	VU	0	1	0	1
<i>lapponica</i>					
<i>Megachile</i>		2	2	3	1
<i>versicolor</i>					
<i>Stelis ornatula</i>		2	0	0	2
<i>Dasypoda</i>		5	13	1	5
<i>altercator</i>				3	
<i>Macropis europaea</i>		5	4	0	9
<i>Macropis fulvipes</i>		8	0	2	6
<i>Melitta</i>		3	0	1	2
<i>haemorrhoidalis</i>					
<i>Myrmosa atra</i>		1	0	1	0
<i>Agenioideus</i>		4	1	0	5
<i>cinctellus</i>					
<i>Agenioideus</i>		8	5	6	7
<i>sericeus</i>					
<i>Anoplius</i>	EN	215	9	9	1
<i>caviventris</i>				6	28
<i>Anoplius</i>		2	0	2	0
<i>infuscatus</i>					
<i>Anoplius</i>		82	8	3	5
<i>nigerrimus</i>				2	8
<i>Arachnospila</i>	VU	0	1	1	0
<i>abnormis</i>					
<i>Arachnospila</i>		10	0	8	2
<i>anceps</i>					
<i>Auplopus</i>		9	0	0	9
<i>carbonarius</i>					
<i>Cryptocheilus</i>		2	0	0	2
<i>versicolor</i>					
<i>Dipogon</i>		22	0	1	6
<i>bifasciatum</i>				6	
<i>Myrmecodipogon</i>	NE	1	3	3	1
<i>pannonicus</i>					
<i>Priocnemis</i>		2	0	2	0
<i>confusor</i>					
<i>Priocnemis</i>		1	2	2	1
<i>cordivalvata</i>					
<i>Priocnemis</i>		2	0	0	2
<i>exaltata</i>					
<i>Priocnemis fennica</i>		111	1	6	4
				4	8

<i>Priocnemis pusilla</i>		2	0	0	2
<i>Sapygina</i>		4	0	0	4
<i>decemguttata</i>					
<i>Tiphia femorata</i>		2	0	2	0
<i>Dolichovespula</i>	VU	2	0	0	2
<i>adulterina</i>					
<i>Gymnomerus</i>		22	0	2	2
<i>laevipes</i>					0
<i>Polistes dominulus</i>		10	0	0	1
					0
<i>Polistes nimpha</i>	VU	4	0	4	0
<i>Vespula germanica</i>		3	0	0	3
<i>Vespula rufa</i>		5	0	0	5
<i>Vespula vulgaris</i>		141	35	0	1
					76

Table S3. Abundance of vascular plant species as revealed by phytocenologic relevés performed in mowed reed stands, unmowed reed stands and adjacent meadows. Indicated is the relative abundance of the vascular plant species and the relative share of relevés positive for the particular species. The relative abundance was calculated based on Braun-Blanquet scale transformed to numerical values (“r” = 1, “+” = 2, “1” through “5” = 3 through 7); mean values for each habitat are indicated. The relative share of relevés positive for the particular species was calculated as a ratio between the number of relevés positive for a respective species divided by a total number of relevés examined. Red-list status of the vascular plant species found is indicated.

Species	Red-list status	Relative abundance			Relative share of relevés		
		Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows	Mowed reed	Unmowed reed	Adjacent meadows
E3							
<i>Alnus glutinosa</i> (Linnaeus) Gaertner		0.2 8	0.00	0.7 5	0.0 7	0.00	0.2 5
<i>Betula pendula</i> Roth		0.1 0	0.29	0.8 8	0.0 3	0.06	0.2 5
<i>Pinus sylvestris</i> Linnaeus		0.0 0	0.18	0.3 8	0.0 0	0.06	0.1 3
<i>Populus nigra</i> Linnaeus		0.0 0	0.00	0.2 5	0.0 0	0.00	0.1 3
<i>Populus tremula</i> Linnaeus		0.1 7	0.00	0.5 0	0.0 3	0.00	0.1 3
<i>Quercus robur</i> Linnaeus		0.0 0	0.53	1.5 0	0.0 0	0.12	0.5 0
<i>Robinia pseudoacacia</i> Linnaeus		0.0 0	0.00	0.3 8	0.0 0	0.00	0.1 3
<i>Salix caprea</i> Linnaeus		0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Salix fragilis</i> Linnaeus		0.1 0	0.00	1.2 5	0.0 3	0.00	0.3 8
<i>Salix</i> sp.		0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
E2							
<i>Alnus glutinosa</i> (Linnaeus) Gaertner		0.2 8	0.24	0.0 0	0.1 0	0.06	0.0 0
<i>Betula pendula</i> Roth		0.0	0.47	0.6	0.0	0.12	0.2

	7		3	3		5
<i>Frangula alnus</i> Miller	0.2	0.59	0.3	0.0	0.18	0.1
	1		8	7		3
<i>Pinus sylvestris</i> Linnaeus	0.0	0.18	0.3	0.0	0.06	0.1
	0		8	0		3
<i>Populus × canadensis</i> Moench	0.0	0.24	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Populus tremula</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
	0		5	0		3
<i>Prunus spinosa</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.3	0.0	0.00	0.1
	0		8	0		3
<i>Quercus robur</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.8	0.0	0.00	0.2
	7		8	3		5
<i>Rosa canina</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.6	0.0	0.00	0.2
	0		3	0		5
<i>Rubus idaeus</i> Linnaeus	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	0		0	3		0
<i>Rubus</i> sp.	0.1	0.00	0.7	0.0	0.00	0.2
	0		5	3		5
<i>Salix aurita</i> Linnaeus	0.7	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
	2		0	7		0
<i>Salix caprea</i> Linnaeus	0.2	0.00	0.8	0.1	0.00	0.2
	8		8	0		5
<i>Salix cinerea</i> Linnaeus	0.0	0.24	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Salix fragilis</i> Linnaeus	0.2	0.00	1.2	0.0	0.00	0.3
	4		5	7		8
<i>Salix</i> sp.	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	0		0	3		0
<i>Sambucus nigra</i> Linnaeus	0.0	0.24	0.6	0.0	0.06	0.2
	0		3	0		5
E1						
<i>Aegopodium podagraria</i> Linnaeus	0.2	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	1		0	7		0
<i>Agrimonia eupatoria</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	7		0	3		0
<i>Agrostis canina</i> Linnaeus	0.2	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
	1		0	0		0
<i>Agrostis capillaris</i> Linnaeus	0.1	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
	4		0	7		0
<i>Agrostis</i> sp.	0.0	0.00	1.0	0.0	0.00	0.3
	0		0	0		8
<i>Agrostis stolonifera</i> Linnaeus	0.1	0.24	0.0	0.0	0.12	0.0
	0		0	3		0
<i>Achillea millefolium</i> Linnaeus	0.0	0.12	0.0	0.0	0.12	0.0
	7		0	3		0
<i>Achillea ptarmica</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Alchemilla vulgaris</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.3	0.0	0.00	0.1
	0		8	0		3

<i>Allium angulosum</i> Linnaeus	C3	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Allium oleraceum</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Alnus glutinosa</i> (Linnaeus) Gaertner		0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		4		0	7		0
<i>Alopecurus pratensis</i> Linnaeus		0.1	0.24	0.0	0.0	0.12	0.0
		0		0	3		0
<i>Angelica sylvestris</i> Linnaeus		0.0	0.35	0.2	0.0	0.24	0.1
		7		5	7		3
<i>Anthoxanthum odoratum</i> Linnaeus		0.2	0.47	0.0	0.1	0.24	0.0
		8		0	0		0
<i>Anthriscus silvestris</i> (Linnaeus) Hoffmann		0.0	0.06	0.3	0.0	0.06	0.1
		0		8	0		3
<i>Arctium tomentosum</i> Miller		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Arrhenatherum elatius</i> (Linnaeus) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl		0.2	0.12	0.3	0.0	0.12	0.1
		1		8	7		3
<i>Avenella flexuosa</i> (Linnaeus) Parl.		0.0	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Betula pendula</i> Roth		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Bidens tripartita</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Bistorta abbreviata</i> Kom.		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		7		0	3		0
<i>Blysmus compressus</i> (Linnaeus) Panz. ex Link	C2t	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Briza media</i> Linnaeus		0.1	0.12	0.0	0.0	0.12	0.0
		0		0	7		0
<i>Bromus inermis</i> Leysser		0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth		0.2	0.29	0.0	0.0	0.12	0.0
		8		0	7		0
<i>Calamagrostis epigejos</i> (Linnaeus) Roth		1.0	1.29	1.1	0.3	0.35	0.3
		3		3	4		8
<i>Calamagrostis stricta</i> (Timm) Koeler	C1 b	0.1	0.00	0.3	0.0	0.00	0.1
		4		8	3		3
<i>Calluna vulgaris</i> (Linnaeus) Hull		0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		0		0	3		0
<i>Caltha palustris</i> Linnaeus		0.1	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	7		0
<i>Calystegia sepium</i> (Linnaeus) R. Brummitt		0.6	0.53	0.0	0.2	0.24	0.0
		2		0	1		0
<i>Carex acuta</i> Linnaeus		0.4	0.88	0.0	0.1	0.24	0.0
		1		0	0		0
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.		0.2	0.24	0.0	0.0	0.06	0.0
		1		0	7		0
<i>Carex brizoides</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.3	0.0	0.00	0.1
		0		8	0		3
<i>Carex canescens</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0

<i>Carex cespitosa</i> Linnaeus	C4	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	a	0		0	3		0
<i>Carex davalliana</i> Sm.	C2t	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		4		0	3		0
<i>Carex demissa</i> Hornem.		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	7		0
<i>Carex disticha</i> Huds.	C4	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	a	0		0	3		0
<i>Carex echinata</i> Roth		0.2	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
		8		0	0		0
<i>Carex elata</i> All.	C2t	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Carex flacca</i> Schreber		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Carex hartmanii</i> Cajander	C4	0.0	0.24	0.0	0.0	0.12	0.0
	a	0		0	0		0
<i>Carex hirta</i> Linnaeus		0.0	0.12	0.0	0.0	0.12	0.0
		3		0	3		0
<i>Carex hostiana</i> DC.	C2t	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.	C3	0.2	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		8		0	7		0
<i>Carex nigra</i> (Linnaeus) Reichard		0.2	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
		8		0	0		0
<i>Carex ovalis</i> Good.		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Carex pallescens</i> Linnaeus		0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		3		0	3		0
<i>Carex panicea</i> Linnaeus		0.1	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		4		0	7		0
<i>Carex pseudocyperus</i> Linnaeus	C4	0.0	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
	a	0		0	0		0
<i>Carex pulicaris</i> Linnaeus	C2t	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Carex riparia</i> Curtis	C4	0.2	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
	a	4		0	7		0
<i>Carex rostrata</i> Stokes		0.2	0.24	0.0	0.0	0.06	0.0
		1		0	7		0
<i>Carex</i> spp.		1.1	0.00	2.0	0.2	0.00	0.5
		0		0	8		0
<i>Carex vesicaria</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.12	0.0
		7		0	3		0
<i>Centaurea jacea</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.12	0.0
		7		0	3		0
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	C4	0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
	a	0		0	0		0
<i>Cerastium holosteoides</i> Fries		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Circaea lutetiana</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Cirsium arvense</i> (Linnaeus) Scop.		0.3	0.59	0.3	0.1	0.29	0.2
		4		8	7		5

<i>Cirsium canum</i> (Linnaeus) All.		0.1	0.41	0.0	0.0	0.18	0.0
		7		0	7		0
<i>Cirsium oleraceum</i> (Linnaeus) Scop.		0.3	0.06	0.0	0.1	0.06	0.0
		4		0	4		0
<i>Cirsium palustre</i> (Linnaeus) Scop.		0.6	0.24	0.7	0.3	0.18	0.2
		6		5	1		5
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Cornus sanguinea</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.6	0.0	0.00	0.2
		0		3	0		5
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Dactylis glomerata</i> Linnaeus		0.1	0.18	1.3	0.0	0.12	0.3
		7		8	7		8
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> (Sauter ex Rchb.) Soó	C1	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	b	3		0	3		0
<i>Danthonia decumbens</i> (Linnaeus) DC.		0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		3		0	3		0
<i>Daucus carota</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Deschampsia cespitosa</i> (Linnaeus) P. B.		0.3	0.59	0.3	0.1	0.29	0.1
		4		8	7		3
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Vill.		0.0	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
		7		5	3		3
<i>Drosera rotundifolia</i> Linnaeus	C3	0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		7		0	3		0
<i>Eleocharis palustris</i> (Linnaeus) Roem. et Schult.		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Eleocharis uniglumis</i> (Link) Schult.	C2	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	b	7		0	3		0
<i>Elytrigia repens</i> (Linnaeus) Nevski		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Epilobium angustifolium</i> Linnaeus		0.1	0.06	0.0	0.1	0.06	0.0
		4		0	0		0
<i>Epilobium hirsutum</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		3		0	3		0
<i>Epilobium palustre</i> Linnaeus	C4	0.2	0.06	0.0	0.1	0.06	0.0
	a	1		0	4		0
<i>Epilobium parviflorum</i> (Schreb.) Schreb.	C3	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Epilobium</i> sp.		0.2	0.00	0.2	0.1	0.00	0.1
		8		5	4		3
<i>Equisetum arvense</i> Linnaeus		0.1	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	7		0
<i>Equisetum fluviatile</i> Linnaeus		0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		0		0	7		0
<i>Equisetum palustre</i> Linnaeus		0.3	0.12	0.0	0.1	0.06	0.0
		4		0	4		0
<i>Equisetum sylvaticum</i> Linnaeus		0.0	0.24	0.1	0.0	0.12	0.1
		0		3	0		3
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.		0.1	0.24	0.0	0.0	0.06	0.0
		4		0	3		0

<i>Eriophorum gracile</i> Koch	C1t	0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Eupatorium cannabinum</i> Linnaeus		0.1 7	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Festuca filiformis</i> Pourr.		0.0 7	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Festuca gigantea</i> (Linnaeus) Vill.		0.0 0	0.00	0.2 5	0.0 0	0.00	0.1 3
<i>Festuca ovina</i> Linnaeus		0.0 0	0.24	0.0 0	0.0 0	0.12	0.0 0
<i>Festuca rubra</i> Linnaeus		0.0 7	0.06	0.0 0	0.0 3	0.06	0.0 0
<i>Filipendula ulmaria</i> (Linnaeus) Maxim.		0.5 2	0.65	0.3 8	0.2 1	0.29	0.1 3
<i>Frangula alnus</i> Mill.		0.0 0	0.12	0.0 0	0.0 0	0.12	0.0 0
<i>Galeopsis</i> sp.		0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 7	0.00	0.0 0
<i>Galium aparine</i> Linnaeus		0.0 3	0.29	0.0 0	0.0 3	0.12	0.0 0
<i>Galium boreale</i> Linnaeus	C4 a	0.0 3	0.12	0.0 0	0.0 3	0.12	0.0 0
<i>Galium mollugo</i> Linnaeus	C4 b	0.1 0	0.35	0.0 0	0.0 7	0.12	0.0 0
<i>Galium palustre</i> Linnaeus		0.3 4	0.12	0.0 0	0.1 7	0.06	0.0 0
<i>Galium rivale</i> (Sibth. et Sm.) Griseb.	C4 a	0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Galium uliginosum</i> Linnaeus		0.2 8	0.47	0.0 0	0.1 0	0.24	0.0 0
<i>Galium wirtgenii</i> F. W. Schultz	C4 b	0.0 3	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Geranium palustre</i> Linnaeus		0.1 7	0.00	0.0 0	0.0 7	0.00	0.0 0
<i>Geranium pratense</i> Linnaeus		0.2 1	0.06	0.2 5	0.1 0	0.06	0.1 3
<i>Geum rivale</i> Linnaeus		0.0 7	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Geum urbanum</i> Linnaeus		0.0 0	0.06	0.5 0	0.0 0	0.06	0.2 5
<i>Glechoma hederacea</i> Linnaeus		0.0 0	0.12	0.2 5	0.0 0	0.06	0.1 3
<i>Glyceria fluitans</i> (Linnaeus) R.Br.		0.1 7	0.00	0.0 0	0.0 7	0.00	0.0 0
<i>Glyceria maxima</i> (Hartman.) Holmberg.		0.0 0	0.24	0.0 0	0.0 0	0.06	0.0 0
<i>Heracleum sphondylium</i> Linnaeus		0.0 7	0.06	0.0 0	0.0 3	0.06	0.0 0
<i>Hieracium sabaudum</i> Linnaeus		0.0 0	0.06	0.0 0	0.0 0	0.06	0.0 0
<i>Hieracium</i> sp.		0.0 7	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0

<i>Holcus lanatus</i> Linnaeus		0.3	0.35	0.0	0.2	0.18	0.0
		4		0	1		0
<i>Holcus mollis</i> Linnaeus		0.0	0.24	0.0	0.0	0.12	0.0
		0		0	0		0
<i>Hottonia palustris</i> Linnaeus	C3	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> Linnaeus	C3	0.0	0.00	0.3	0.0	0.00	0.1
		0		8	0		3
<i>Hypericum maculatum</i> Crantz		0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		0		0	7		0
<i>Hypericum perforatum</i> Linnaeus		0.2	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
		8		0	4		0
<i>Hypericum tetrapterum</i> Fries		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		3		0	3		0
<i>Hypochoeris radicata</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle		0.2	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		4		0	7		0
<i>Impatiens noli-tangere</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Inula conyzae</i> (Griesselich) Meikle		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Iris pseudacorus</i> Linnaeus		0.1	0.12	0.0	0.1	0.12	0.0
		7		0	0		0
<i>Isolepis setacea</i> (Linnaeus) R. Br.	C3	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Juncus articulatus</i> Linnaeus		0.2	0.24	0.0	0.1	0.12	0.0
		8		0	4		0
<i>Juncus conglomeratus</i> Linnaeus		0.5	0.71	0.0	0.1	0.29	0.0
		2		0	7		0
<i>Juncus effusus</i> Linnaeus		0.7	1.00	0.2	0.2	0.41	0.1
		2		5	8		3
<i>Juncus filiformis</i> Linnaeus		0.2	0.12	0.0	0.1	0.06	0.0
		4		0	0		0
<i>Juncus inflexus</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		7		0	3		0
<i>Knautia arvensis</i> (Linnaeus) Coulter		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Lathyrus pratensis</i> Linnaeus		0.2	0.59	0.0	0.1	0.24	0.0
		4		0	4		0
<i>Lemna minor</i> Linnaeus		0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		3		0	3		0
<i>Leontodon autumnalis</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.2	0.0	0.06	0.1
		0		5	0		3
<i>Libanotis pyrenaica</i> (Linnaeus) Bourgeau	C4 a	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Lolium perenne</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		7		0	3		0
<i>Lotus corniculatus</i> Linnaeus		0.1	0.29	0.0	0.0	0.12	0.0
		0		0	7		0
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.		0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		4		0	3		0

<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.		0.1 0	0.18	0.0 0	0.1 0	0.12 0	0.0 0
<i>Lycopus europaeus</i> Linnaeus		0.5 5	0.24	0.6 3	0.3 1	0.24	0.2 5
<i>Lychnis flos-cuculi</i> Linnaeus		0.1 0	0.24	0.0 0	0.1 0	0.24	0.0 0
<i>Lysimachia nummularia</i> Linnaeus		0.1 0	0.24	0.0 0	0.0 7	0.18	0.0 0
<i>Lysimachia thyrsoflora</i> Linnaeus	C3	0.0 3	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Lysimachia vulgaris</i> Linnaeus		1.0 7	0.82	1.0 0	0.5 2	0.41	0.3 8
<i>Lythrum salicaria</i> Linnaeus		0.8 3	0.65	0.0 0	0.3 8	0.47	0.0 0
<i>Medicago</i> sp.		0.1 4	0.00	0.0 0	0.0 7	0.00	0.0 0
<i>Mentha aquatica</i> Linnaeus		0.1 7	0.35	0.0 0	0.1 4	0.18	0.0 0
<i>Mentha longifolia</i> (Linnaeus) Linnaeus		0.1 0	0.00	0.3 8	0.0 3	0.00	0.1 3
<i>Menyanthes trifoliata</i> Linnaeus	C3	0.0 7	0.00	0.0 0	0.0 7	0.00	0.0 0
<i>Molinia arundinacea</i> Schrank		0.1 0	0.29	0.0 0	0.0 3	0.06	0.0 0
<i>Molinia caerulea</i> (Linnaeus) Moench		0.5 9	0.41	1.0 0	0.1 7	0.18	0.2 5
<i>Myosotis palustris</i> Besser		0.1 7	0.24	0.0 0	0.1 0	0.18	0.0 0
<i>Nardus stricta</i> Linnaeus		0.0 3	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Odontites vernus</i> (Bellardi) Dumort.		0.0 0	0.12	0.0 0	0.0 0	0.06	0.0 0
<i>Orchis palustris</i> Jacq.	C1t	0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Oxycoccus palustris</i> Pers.		0.2 1	0.00	0.0 0	0.0 7	0.00	0.0 0
<i>Persicaria amphibia</i> (Linnaeus) Delarbre		0.1 7	0.47	0.0 0	0.1 0	0.24	0.0 0
<i>Persicaria hydropiper</i> (Linnaeus) Delarbre		0.1 0	0.00	0.0 0	0.0 3	0.00	0.0 0
<i>Persicaria lapathifolia</i> (Linnaeus) Delarbre		0.0 0	0.00	0.2 5	0.0 0	0.00	0.1 3
<i>Peucedanum palustre</i> (Linnaeus) Moench		0.2 4	0.24	0.0 0	0.1 0	0.06	0.0 0
<i>Phalaris arundinacea</i> Linnaeus		0.2 1	1.24	0.0 0	0.0 7	0.29	0.0 0
<i>Phleum phleoides</i> (L.) H. Karst.		0.0 0	0.12	0.0 0	0.0 0	0.06	0.0 0
<i>Phleum pratense</i> Linnaeus		0.1 4	0.00	0.2 5	0.0 7	0.00	0.1 3
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.		4.7 9	5.06	2.6 3	0.9 7	1.00	0.6 3

<i>Pimpinella saxifraga</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Pinus sylvestris</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Plantago lanceolata</i> Linnaeus	0.1	0.18	0.0	0.0	0.12	0.0
	4		0	7		0
<i>Poa nemoralis</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.3	0.0	0.00	0.1
	0		8	0		3
<i>Poa palustris</i> Linnaeus	0.3	0.06	0.3	0.1	0.06	0.1
	4		8	4		3
<i>Poa pratensis</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.5	0.0	0.06	0.1
	0		0	0		3
<i>Poa trivialis</i> Linnaeus	0.2	0.29	0.3	0.1	0.12	0.1
	1		8	0		3
<i>Potentilla anserina</i> Linnaeus	0.1	0.00	0.5	0.0	0.00	0.2
	4		0	7		5
<i>Potentilla arenaria</i> Borkh.	0.2	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
	1		0	7		0
<i>Potentilla erecta</i> (Linnaeus) Räuschel	0.4	0.41	0.3	0.1	0.24	0.2
	1		8	7		5
<i>Potentilla palustris</i> (Linnaeus) Scop.	0.6	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
	9		0	7		0
<i>Potentilla reptans</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	3		0	3		0
<i>Prunella vulgaris</i> Linnaeus	0.1	0.18	0.3	0.0	0.18	0.1
	0		8	3		3
<i>Quercus robur</i> Linnaeus	0.0	0.18	0.0	0.0	0.18	0.0
	0		0	0		0
<i>Ranunculus acris</i> Linnaeus	0.0	0.24	0.0	0.0	0.18	0.0
	7		0	7		0
<i>Ranunculus flammula</i> Linnaeus	0.1	0.06	0.0	0.1	0.06	0.0
	7		0	4		0
<i>Ranunculus repens</i> Linnaeus	0.1	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	7		0	7		0
<i>Rosa canina</i> Linnaeus	0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Rubus caesius</i> Linnaeus	0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Rubus idaeus</i> Linnaeus	0.0	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0
<i>Rubus</i> sp.	0.0	0.00	1.0	0.0	0.00	0.3
	0		0	0		8
<i>Rumex acetosa</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
	0		5	0		3
<i>Rumex maritimus</i> Linnaeus	0.0	0.00	0.3	0.0	0.00	0.2
	7		8	3		5
<i>Rumex obtusifolius</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	7		0	7		0
<i>Salix caprea</i> Linnaeus	0.1	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
	7		5	7		3
<i>Salix purpurea</i> Linnaeus	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
	0		0	0		0

<i>Sanguisorba officinalis</i> Linnaeus		0.6	0.29	0.0	0.2	0.18	0.0
		2		0	8		0
<i>Scirpus sylvaticus</i> Linnaeus		0.2	0.88	0.0	0.0	0.29	0.0
		1		0	7		0
<i>Scrophularia nodosa</i> Linnaeus		0.2	0.06	0.0	0.1	0.06	0.0
		4		0	0		0
<i>Scutellaria galericulata</i> Linnaeus		0.1	0.24	0.0	0.1	0.12	0.0
		0		0	0		0
<i>Securigera varia</i> (Linnaeus) Lassen		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Selinum carvifolia</i> (Linnaeus) Linnaeus		0.2	0.41	0.3	0.1	0.24	0.1
		8		8	4		3
<i>Senecio aquaticus</i> Hill		0.0	0.06	0.2	0.0	0.06	0.1
		3		5	3		3
<i>Senecio jacobaea</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Sesleria uliginosa</i> Opiz	C1t	0.1	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		4		0	3		0
<i>Silaum silaus</i> (Linnaeus) Sch. et Thell.	C3	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Solanum dulcamara</i> Linnaeus		0.2	0.12	0.0	0.1	0.06	0.0
		1		0	0		0
<i>Solidago canadensis</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Solidago virgaurea</i> Linnaeus		0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Sorbus aucuparia</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Spirodela polyrhiza</i> (Linnaeus) Schleiden		0.0	0.12	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Stachys recta</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
		0		5	0		3
<i>Stellaria alsine</i> Grimm		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Stellaria graminea</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.18	0.0
		0		0	0		0
<i>Succisa pratensis</i> Moench		0.1	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	7		0
<i>Symphytum officinale</i> Linnaeus		0.9	0.65	0.2	0.3	0.24	0.1
		0		5	4		3
<i>Tanacetum vulgare</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.12	0.0
		0		0	0		0
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner, H. Øllgaard et Štěpánek		0.0	0.06	0.3	0.0	0.06	0.1
		3		8	3		3
<i>Thalictrum lucidum</i> Linnaeus	C3	0.1	0.24	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	3		0
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.		0.0	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
		0		5	0		3
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Trifolium hybridum</i> Linnaeus		0.0	0.12	0.0	0.0	0.12	0.0
		7		0	3		0

<i>Trifolium medium</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.1	0.0	0.00	0.1
		0		3	0		3
<i>Trifolium pratense</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Trifolium spadiceum</i> Linnaeus	C2t	0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Tussilago farfara</i> Linnaeus		0.1	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	3		0
<i>Typha angustifolia</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Typha latifolia</i> Linnaeus		0.0	0.41	0.0	0.0	0.18	0.0
		7		0	3		0
<i>Urtica dioica</i> Linnaeus		1.2	1.65	1.3	0.4	0.47	0.5
		8		8	1		0
<i>Vaccinium myrtillus</i> Linnaeus		0.0	0.18	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.	C4 a	0.0	0.00	0.1	0.0	0.00	0.1
		0		3	0		3
<i>Veronica beccabunga</i> Linnaeus		0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0
		3		0	3		0
<i>Veronica chamaedrys</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		3		0	3		0
<i>Vicia cracca</i> Linnaeus		0.1	0.18	0.0	0.1	0.18	0.0
		0		0	0		0
<i>Vicia lutea</i> subsp. <i>vestita</i> (Boiss.)		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
Rouy		0		0	0		0
<i>Vicia sepium</i> Linnaeus		0.0	0.06	0.0	0.0	0.06	0.0
		0		0	0		0
<i>Vicia</i> sp.		0.0	0.00	0.2	0.0	0.00	0.1
		7		5	3		3
<i>Vicia tetrasperma</i> (Linnaeus)		0.0	0.00	0.1	0.0	0.00	0.1
Schreber		0		3	0		3
<i>Viola palustris</i> Linnaeus		0.2	0.00	0.0	0.1	0.00	0.0
		8		0	4		0