

**Univerzita Hradec Králové  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra biologie**

**Studium populací hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*)  
v České republice**

**Diplomová práce**

Autor: Ladislav Štěrba

Studijní program: N1501

Studijní obor: Systematická biologie a ekologie

Vedoucí práce: RNDr. Romana Prausová, Ph.D.

**Univerzita Hradec Králové**  
Přírodovědecká fakulta

**Zadání bakalářské práce**

**Autor:** Ladislav Štěřba

Studijní program: N1501

Studijní obor: Systematická biologie a ekologie

**Název závěrečné práce:** **Studium populací hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*) v České republice**

Název závěrečné práce AJ: Study of *Liparis loeselii* populations in the Czech Republic

**Cíl, metody, literatura, předpoklady:**

Diplomová práce se zabývá monitoringem populací hlízovce Loeselova v České republice. Tento kriticky ohrožený druh cévnaté rostliny je chráněn podle vyhlášky ČNR č. 395/1992 Sb., ale také podle přílohy II nařízení Rady Evropské unie č. 92/43/EEC/1992. Tato malá orchidej roste v ohroženém biotopu - slatiništi a jeho existence je závislá na ochraně vodního režimu a pravidelném extenzivním kosení. Tato práce se zabývá monitoringem mikropopulací tohoto druhu v celé České republice. Jsou známy 3 východočeské lokality (Broumarské slatiny, Byšičky, Rašeliniště u Vidláku), 5 lokalit na Dokesku (Máchovo jezero, Jestřebské louky, Shnilé louky, rybník Břehyně, Novozámecký rybník), jedna jihočeská lokalita u Rudy u Veselí nad Lužnicí a poslední lokalita v chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty (lokalita Kalábová).

Mikropopulace budou monitorovány (počet kvetoucích a sterilních jedinců), budou měřena morfometrická data na stoncích, listech, květenstvích. Budou se měřit stanovištní podmínky jako vlhkost, oslunění a chemické vlastnosti půdy. K determinaci rostlinných společenstev budou použity fytoocenologické snímky.

**Klíčová slova:** hlízovec Loeselův, ochrana druhu, monitoring, stanovištní podmínky

Garantující pracoviště: Katedra biologie, Přírodovědecká fakulta

Vedoucí práce: RNDr. Romana Prausová, Ph.D.

Oponent: Mgr. Lenka Šafařová, Ph. D.

Datum zadání závěrečné práce: 26. 1. 2015

Datum odevzdání závěrečné práce:

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval pod vedením vedoucí diplomové práce RNDr. Romany Prausové, Ph.D. samostatně a že jsem v seznamu použité literatury uvedl všechny prameny, ze kterých jsem vycházel.

V Hradci Králové dne

jméno a příjmení

## **Poděkování**

Především bych chtěl poděkovat RNDr. Romaně Prausové, Ph.D. za vedení, cenné rady, návrhy a připomínky a všestrannou pomoc s vypracováním této práce. Dále bych chtěl poděkovat RNDr. Janu Košnarovi, Ph.D. za všestrannou pomoc při práci v terénu, Mgr. Jitce Laburdové za všestrannou pomoc při práci v terénu a za určení mechorostů, Mgr. Jřímu Košnarovi Ph.D. za určení mechorostů, RNDr. Ivaně Jongepierové, Mgr. Janu Vyšinskému a Mgr. Ladislavu Rektorisovi za všestrannou pomoc při práci v terénu a také své rodině za podporu a trpělivost po dobu mého studia.

## Anotace

Diplomová práce se zabývá monitoringem populací hlízovce Loeselova v České republice. Tento kriticky ohrožený druh cévnaté rostliny je chráněn podle vyhlášky ČNR č. 395/1992 Sb., ale také podle přílohy II nařízení Rady Evropské unie č. 92/43/EEC/1992. Tato malá orchidej roste v ohroženém biotopu - slatiništi a jeho existence je závislá na ochraně vodního režimu a pravidelném extenzivním kosení. Tato práce se zabývá monitoringem mikropopulací tohoto druhu v celé České republice. Jsou známy 3 východočeské lokality (Broumarské slatiny, Byšičky, Rašeliniště u Vidláku), 5 lokalit na Dokesku (Máchovo jezero, Jestřebské louky, Shnilé louky, rybník Břehyně, Novozámecký rybník), jedna jihočeská lokalita u Rudy u Veselí nad Lužnicí a poslední lokalita v chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty (lokalita Kalábová). Mikropopulace byly monitorovány z hlediska početnosti (počet kvetoucích a sterilních jedinců), morfometrických dat (na stoncích, listech, květenstvích) a stanovištních podmínek, v nichž druh roste (vlhkost, oslunění a chemické vlastnosti půdy). K determinaci rostlinných společenstev byly použity fytoecologické snímky.

Klíčová slova: hlízovec Loeselův, ochrana druhu, monitoring, stanovištní podmínky

## Annotation

The Master thesis deals with monitoring of populations of *Liparis loeselii* in the Czech Republic. This critically endangered vascular plant is protected not only according to the ordinance ČNR No. 395/1992 Sb., but also according to the annex II issued as a directive of the Council of the European Union No. 92/43/EEC/1992. This small orchid grows in the endangered biotope of fens and its further existence depends on preservation of the biotope's water regime and regular extensive mowing. This thesis focuses on monitoring micro-populations of this species in the whole Czech Republic. There are 3 East Bohemian localities (Broumarské slatiny fens, Byšičky and the peat bog Rašeliniště u Vidláku), 5 localities in Doksy region (Máchovo Lake, Jestřebské meadows, Shnilé meadows, the Břehyně pond, and the Novozámecký pond), one South-Bohemian locality near Ruda at Veselí nad Lužnicí and Kalábová locality in the Bílé Karpaty protected landscape area. Number of flowering and sterile individuals, morphometric characteristics of stems, leaves and inflorescences were monitored in the micro-populations. Site conditions like moisture, irradiation and soil chemical properties were measured. Phytosociological relevés were used to determine the plant communities.

Keywords: *Liparis loeselii*, species preservation, monitoring, site conditions

---

# Obsah

Úvod.....	1
1 Literární rešerše.....	2
1.1 Systematické zařazení a variabilita.....	2
1.2 Morfologie .....	3
1.3 Areál .....	4
1.4 Rozšíření v ČR.....	5
1.5 Populační (metapopulační) dynamika .....	12
1.6 Ontogeneze a fenologie .....	16
1.7 Biologie .....	17
1.7.1 Životní strategie.....	17
1.7.2 Šíření semen .....	18
1.7.3 Tolerance k zaplavení .....	18
1.7.4 Autogamie.....	18
1.7.5 Semenná banka .....	18
1.7.6 Dormance.....	19
1.7.7 Mykorhiza .....	19
1.7.8 Klíčení semen .....	20
1.7.9 Vegetativní rozmnožování.....	20
1.8 Ekologické nároky druhu.....	21
1.8.1 Malý zápoj a konkurence.....	21
1.8.2 pH substrátu .....	22
1.8.3 Konstantní hydrologický režim .....	22
1.8.4 Klima .....	23
1.8.5 Přítomnost endofytických hub .....	24
1.8.6 Dostupnost semen druhu .....	24
1.9 Stanoviště .....	24
1.10 Rostlinná společenstva.....	26
1.11 Ohrožení .....	26
1.12 Ochrana .....	29
1.13 Genetika.....	30
2 Metodika .....	33
2.1 Rozšíření ČR .....	33
2.2 Monitoring populací .....	33

2.3 Morfometrická měření .....	33
2.4 Zápis fytoecnologických snímků.....	34
2.5 Vertikální vzdálenost pahlíz od hladiny vody.....	34
2.6 Půdní rozbory .....	34
2.7 Zpracování a vyhodnocení dat.....	35
3 Výsledky.....	36
3.1 Rozšíření ČR .....	36
3.2 Monitoring.....	40
3.3 Morfometrie.....	59
3.4 Fytoecnologie.....	63
3.5 Půdní rozbory .....	74
3.6 Vzdálenost hladiny vody od pahlíz.....	77
4 Diskuze.....	79
Závěr .....	88
Seznam použité literatury .....	90
Přílohy.....	96

---



# Úvod

Hlízovec Loeselův (*Liparis loeselii*) je kriticky ohroženým druhem cévnaté rostliny, který je chráněný podle vyhlášky ČNR č. 395/1992 Sb. a také podle přílohy II nařízení Rady Evropské unie č. 92/43/EEC/1992. Tato malá orchidej roste ve slatinných biotopech, které jsou v současnosti v naší krajině velice vzácné. Jeho existence je závislá na ochraně vodního režimu a v naprosté většině případů na specifickém managementu, jehož principem je blokování či zpomalení přirozené sukcese a tvorba ploch v raném stádiu sukcese s minimální konkurencí ostatních rostlin.

Tato práce se zabývá studiem populací druhu na většině z 13 v současné době známých lokalit s výskytem druhu na území České republiky a navazuje na předchozí bakalářskou práci „Monitoring východočeských populací hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*)“.

V rámci studia populací druhu byly monitorovány lokality s výskytem recentních populací druhu, byly zaznamenány počty fertálních a sterilních rostlin. Byla měřena morfometrická data na stoncích, listech a květenstvích. Byly zaznamenány fytoocenologické snímky zachycující rostlinná společenstva, v nichž druh roste. Byly odebírány půdní vzorky z ploch, na nichž rostou populace druhu. A byla měřena vzdálenost rostlin od hladiny podzemní vody. Studium populací druhu probíhalo na 3 východočeských lokalitách (PP Broumarské slatiny, PP Byšičky a rašeliniště u rybníku Vidlák v PR Podtrosecká údolí) na 6 Dokeských lokalitách a mikrolokalitách (Kosa a Klůček v NPP Swamp, Baronský rybník, Shnilé louky a Louky pod Konvalinkovým vrchem v NPP Jestřebské slatiny a Grulichova louka v NPR Novozámecký rybník) na jedné jihočeské lokalitě u Veselí nad Lužnicí (NPR Ruda) a na jedné lokalitě v chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty (PP Kalábová), navíc ještě na jedné slovenské lokalitě (Hanšpíle). Součástí práce bylo také shromáždění současného poznání o problematice týkající se druhu.

Cílem práce bylo zjištění aktuálního stavu populací kriticky ohroženého hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*) na monitorovaných lokalitách, doplněné o srovnání morfologických znaků na listech, lodyze a květenství v rámci populací i mezi nimi, dále zjištění v jakých fytoocenózách se druh na území České republiky vyskytuje a jaké jsou vlastnosti prostředí na plochách, na kterých druh na území České republiky roste.

Tato práce by měla přinést informace o aktuálním stavu populací druhu na studovaných lokalitách a pomoci při ochraně tohoto velmi vzácného druhu květeny České republiky. Z výsledků vyplývají též upozornění na negativní trend ve vývoji populací na některých lokalitách, kde je třeba situaci neodkladně řešit.

# 1 Literární rešerše

## 1.1 Systematické zařazení a variabilita

Druh patří do tribu: *Epidendrae*, čeledi: vstavačovité (*Orchidaceae*), řádu: chřestotvaré (*Asparagales*), třídy: jednoděložné (*Liliopsida*), oddělení: cévnaté rostliny (*Tracheophyta*), říše: rostliny (*Archaeplastida*) (ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1976).

Do tribu *Epidendrae*, který zahrnuje převážně tropické zástupce vstavačovitých patří další dva zástupci vstavačovitých rostoucí na území České republiky měkčilka jednoděložná (*Malaxis monophyllos*) a měkkyně bažinná (*Hammarbya paludosa*) (ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1976).

Rod *Liparis* je jedním z nejrozsáhlejších rodů čeledi, zahrnuje více než 300 druhů. Těžištěm výskytu je monsunová oblast Asie. Jednotlivé druhy se vyskytují od tropického po mírný pás po celé zemi. Častěji než terestrické druhy jsou v rámci rodu *Liparis* zastoupeny druhy rostoucí epifyticky (ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1976; ROLFSMEIER 2007). *Liparis loeselii* je jediným zástupcem rodu na území Evropy (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

PROCHÁZKA (1980) uvádí, že *Liparis loeselii* vykazuje jen malou variabilitu a že jde o evolučně starší druh, představující již značně izolovaný typ, rozšířený daleko od vývojového centra rodu (PROCHÁZKA 1980). Stejně tak ROLFSMEIER (2007) uvádí, že pro takto široce rozšířený druh, se vyskytuje pozoruhodně malá variabilita napříč areálem.

V současnosti jsou známy tři taxony nižší úrovně rozlišované jako variety v rámci druhu *Liparis loeselii*. Jednotlivé variety se liší morfologií a preferovaným stanovištěm. Jedná se o nominální varietu *Liparis loeselii* var. *loeselii*, dále *Liparis loeselii* var. *ovata* a *Liparis loeselii* var. *nemoralis*.

*Liparis loeselii* var. *loeselii* se vyskytuje ve vnitrozemských slatinách v širším slova smyslu. Tato varieta se nejvýrazněji liší tvarem listů, které jsou spíše podlouhle eliptické a špičatě zakončené. Zároveň bývá větší a má větší množství květů, vzrostlé rostliny mívají běžně více než dvanáct květů (MUSEUM WALES 2017).

*Liparis loeselii* var. *ovata* se vyskytuje ve vlhkých prohlubních mezi písčnými dunami zejména na pobřeží Velké Británie. Rostliny mají širší, tupě zakončené listy. Rostliny celkově dosahují menšího vzrůstu a mívají maximálně 10 květů v květenství (MUSEUM WALES 2017).

*Liparis loeselii* var. *nemoralis* se vyskytuje na mezických lesních stanovištích v severní Itálii. Listy této variety jsou dlouze řapíkaté a měkké, takže jejich okraje mohou převísat. Rozdílná je také morfologie květů (PERAZZA et al. 2012).

Problematika odlišení variet *Liparis loeselii* var. *loeselii* a *Liparis loeselii* var. *ovata* je stále otevřená. Někteří autoři se přiklánějí k názoru že *Liparis loeselii* var. *ovata* se širokými, vejčitými, víceméně tupými listy je pouze ekologicky podmíněnou formou podmáčených písků bez vyšší taxonomické hodnoty (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Jejich názor podporují i zjištění, že poměr délky a šířky listu souvisí s kolísáním výšky hladiny vody (ROZE et al. 2014). Na druhou stranu OOSTERMEIJER et HARTMAN (2014) prokázali, že listy a celé rostliny druhu ve všech věkových třídách jsou celkově menší na dunách, což podporuje hypotézu, že každý habitat má svůj vlastní ekotyp, odlišovaný jako taxonomická varieta *ovata* na dunách a taxonomická varieta *loeseli* na slatinách, ale ve stejné práci zmiňují, že větší délka listů *Liparis loeselii* var. *loeselii* může být způsobena reakcí druhu na odlišnou vegetaci a trofií na stanovištích této variety.

Zjistili tedy rozdíly v morfologii rostlin na těchto odlišných stanovištích, nepředpokládají však, že je tento rozdíl podmíněn geneticky. Někteří autoři se naopak přiklání k odlišování variety *ovata* (PILLON et al. 2007; READ et al. 1998; JONES 1998). PILLON et al. (2007) přinesli důkazy podporující existenci *Liparis loeselii* var. *ovata* na základě analýz genetické variability prováděných na materiálu z Velké Británie a Francie, tyto analýzy výrazně odlišily rostliny s morfologickými znaky obou variet. Nicméně na některých typických stanovištích *Liparis loeselii* var. *ovata* se vyskytovaly také rostliny odpovídající morfologickým charakteristikám *Liparis loeselii* var. *Loeselii*, aniž by se jejich odlišná morfologie projevila ve výsledcích genetických analýz. O občasném výskytu *Liparis loeselii* var. *loeselii* na vlhkých plochách mezi písčnými dunami se zmiňují také READ et al. (1998). Výskyt individuů s morfologickými charakteristikami *Liparis loeselii* var. *loeselii* na typických stanovištích variety *ovata* svědčí spíše proti ekologickému podmínění obou variet. Na druhou stranu podle zjištění ROZE et al. (2014) o podmínění morfologie rostlin kolísáním hladiny vody mohly být rostliny s morfologickými charakteristikami var. *loeselii* na stanovištích var. *ovata* podmíněny odlišnými hydrologickými podmínkami mikrostanoviště, na kterém rostly. K jednoznačnému rozhodnutí, zda tyto dvě variety skutečně existují, je třeba ještě další výzkum, jak sami PILLON et al. (2007) udávají.

Nejblíže příbuzným druhem je *Liparis sachalinensis* rostoucí na jihu ostrova Sachalin (PROCHÁZKA 1980; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). V severní Americe se vyskytují s druhem *Liparis loeselii* ještě další dva zástupci rodu *Liparis* – 1) *Liparis liliifolia* rostoucí na východě severní Ameriky a 2) *Liparis nervosa* vyskytující se na Floridě. Křížení s jinými druhy nebylo doposud zjištěno (ROLFSMEIER 2007).

## 1.2 Morfologie

Hlízovec loeselův (*Liparis loeselii*) je vytrvalá, světle zelená bylina se dvěma obvejovitými pahlízami na konci krátkého, šikmo vystoupavého oddenku. Dosahuje výšky 7–17 cm vzácně maximálně 25 cm (PROCHÁZKA 2010). Z Litvy jsou udávány rostliny dosahující výšky až 30 cm a jejich velikost kolísá v závislosti na stanovišti (ROZE et al. 2014). Lodyha vyrůstající z báze staré pahlízy je přímá, 3–5hranná. Listy jsou přízemní, téměř vstřícné, široce kopinaté, matně lesklé, 3–13 cm dlouhé, 1–3 cm široké (PROCHÁZKA 2010). Z Litvy jsou známy listy dosahující délky až 22 cm a šířky 6,5 cm (ROZE et al. 2014). V květenství klasu bývá 2–15 maximálně však 25 drobných žlutozelených květů. Květy *Liparis loeselii* se při resupinaci otáčejí nejen pouze o 180°, ale o úhel větší, většinou v rozmezí 270–360°. Pysk tedy směřuje rovnovážně do strany nebo vzhůru. U jedinců, kde došlo k otočení o 360°, květy mohou působit dojmem, že k resupinaci nedošlo, ale je u nich možné pozorovat otočení stopek květů i bazálních částí semeníků (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

V našich podmínkách druh kvete v květnu až červenci, v severněji položených oblastech začíná kvést až začátkem června. Tobolky jsou téměř vzhůru směřující 9–10 mm dlouhé, 4,5–5,5 mm v průměru. Navzdory tomu, že druh roste v mokřadních biotopech, kůra kořene neobsahuje aerenchym (PROCHÁZKA 2010; ROZE et al. 2014). Semena druhu patří spolu se semeny druhů *Spiranthes spiralis*, *Hammarbya paludosa* a *Listera cordata* k nejmenším z evropských orchidejí. Průměrná délka zjištěná u rostlin z České republiky je 0,34 mm a šířka 0,16 mm (PROCHÁZKA 1980). Druh produkuje přes 4000 semen v jednom semeníku (MCMMASTER 2001).

Tvorba zelených pahlíz, které obsahují chloroplasty a mohou fotosyntetizovat, je mezi zástupci evropských vstavačovitých ojedinělá a můžeme se s ní setkat pouze ještě u příbuzné měkčilky jednolisté (*Malaxis monophyllos*) a měkkyně bažinné (*Hammarbya paludosa*). Tvorba zelených pahlíz je typická právě pro epifytické zástupce rodu rostoucí v tropech. Pahlízy vznikají ztloustnutím článku oddenku vždy v paždí nejvyššího listu, díky tomu se pahlízy neustále udržují na povrchu rostoucího mechového patra, ve kterém zpravidla druh roste (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; ROZE et al. 2014).

PROCHÁZKA a ČERNOHOUS (1985) zmiňují skutečnost, že rostliny v severozápadní Evropě a západní části střední Evropy bývají menšího vzrůstu a mívají méně květů než rostliny na území České republiky a jak udává ROZE et al. (2014) rostliny na území Litvy mohou být ještě větší.

Počet chromozomů u druhu byl stanoven  $2n = 32, 26$  a nejaktuálněji 36. Nebyly nalezeny morfologické rozdíly, které by s rozdílnými počty chromozomů souvisely (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010).

Bylo pozorováno, že rostliny na stinnějších stanovištích mívají tendenci zvětšovat listovou plochu a celkovou velikost, což může být adaptace na větší kompetici o světlo (MCMMASTER; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Naopak BZDON a CIOSEK (2006) pozorovali opačnou tendenci, kdy rostliny s rostoucím zápojem zmenšovaly svou velikost. Vzhledem k tomu, že BEDNORZ (2003) spekuluje o možném snížení vlhkosti substrátu s rozvojem dřevin a ROZE et al. (2014) uvádějí souvislost mezi velikostí listů a vlhkostí, je možné, že zmenšování velikosti pozorované BZDONEM a CIOSEKEM (2006) souvisí spíše s reakcí rostliny na sušší podmínky, nebo je odpovědí na konkurenční tlak ostatních druhů.

### 1.3 Areál

Areál druhu zahrnuje temperátní zónu Evropy, ojediněle zasahuje do submeridionální zóny Evropy, na východ od Evropy se dál táhne temperátní zónou až do centrální Sibiře. V Severní Americe se areál rozkládá v temperátní a boreální zóně, vyjma Aljašky (MOORE 1980). Široká geografická distribuce druhu značí jeho adaptabilitu (ROZE et al. 2014; ROLFSMEIER 2007).

V Eurasii probíhá severní hranice areálu ad jihozápadní Anglie přes jižní část Skandinávského poloostrova, kde se druh vyskytuje v nejjižnějším Norsku a Švédsku a ve Finsku a postupuje dále od Pobaltí až do západní Sibiře po řeku Ob. Východní hranice souvislého rozšíření prochází Asií od Obské a Irtyšské oblasti až po Pribalchažsko, kde druh roste v údolí řeky Ili. Izolovaný výskyt je v okolí Jakutska. Jihovýchodní hranice pobíhá evropskou částí bývalého Sovětského svazu, v jejíž střední části roste druh jenom vzácně, až po severní část Balkánského poloostrova. Jižní hranice rozšíření dosahuje v Bosně a Hercegovině. Vzácně roste také ve Slovinsku. Dále se vyskytuje v severní Itálii, kde hranice rozšíření probíhá podél jižního úpatí Alp. Odtud zasahuje až do Francie po Pyreneje. Západní hranice postupuje z Francie přes střední a severní Belgie do jižní Anglie. Mimo zmíněné státy při hranicích evropské části areálu roste *Liparis loeselii* ještě v Nizozemí, Německu, Dánsku, Polsku, České republice, Slovensku, Maďarsku, Rumunsku, Rakousku a Švýcarsku. Je možné, že v Rumunsku druh vyhynul. V Evropě zcela chybí v nejsevernějších částech Skandinávie, v Lucembursku a ve stále zelené zóně Středozeří (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; MILANOVIĆ 2012).

V Severní Americe se hlavní areál táhne od Nové Anglie a Kanadských pobřežních provincií západně oblastí Velkých jezer dále skrz Minnesotu a Manitobu do Saskatchewanu, a jižně do severovýchodní Iowy, dále skrz Illinou, Indianu, Ohio a nepravidelně Apalačskými horami do severní Karolíny a Tennessee. Jižním směrem od souvislého areálu se druh vyskytuje v Alabamě, Tennessee, Arkansasu a jižní Missouri. Západně od souvislého areálu se vyskytuje v Kansasu, Nebrasce, Montaně, Washingtonu a Britské Kolumbii, severně od souvislého areálu v severozápadním Saskatchewanu a Severozápadních teritoriích (ROLFSMEIER 2007, LEOSCHKE 2010).

## 1.4 Rozšíření v ČR

NPR Ruda – druh byl na lokalitě objeven roku 1965 (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). DYKYJOVÁ (1986) uvádí, že byl objeven ve slatiněm třasovisku v řídkých porostech *Carex diandra*. Při revizi roku 1975 byly objeveny 2 exempláře z toho jeden kvetoucí (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). V roce 2000 byl druh znám na rašeliništi Ruda ze 4 mikrolokalit (na jedné je znám dodnes). V roce 2000 bylo z lokality udáváno 90 rostlin, tento údaj pochází od HLÁSKA (2007). V roce 2004 udává NAVRÁTILOVÁ (2007) druh pouze z jedné dodnes existující mikrolokality. Druh zde vytrval do současnosti, ačkoli PROCHÁZKA et ČERNOHOUS (1985) předpokládali vyhynutí druhu na této lokalitě kvůli kriticky malé velikosti populace (PROCHÁZKA 2010).

NPP Jestřebské slatiny – první nález z oblasti dnešní NPP Jestřebské slatiny pochází od Tauscha nejpozději z roku 1848 kdy zemřel. V roce 1968 byl druh nalezen v melioračních struhách jižně od Konvalinkového vrchu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995), odkud dnes již není znám a zároveň zde již neexistují vhodná stanoviště pro druh (M. Honců ústní sdělení, sec. EKOBAU 2011). V letech 1978–1981 byl druh nacházen u J, JV a SV úpatí Konvalinkového vrchu a po obou stranách železniční trati, která tudy prochází. Z míst při J úpatí Konvalinkového vrchu dnes již není druh znám, jak bylo zmíněno výše (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985, HONCŮ 1995). Ale zbylé údaje odpovídají s jistotou dnešní lokalitě Louky pod Konvalinkovým vrchem a velice pravděpodobně i lokalitám Baronský rybník a Józova louka (AOPK ČR 2016). Kvůli tomu, že to není úplně jisté, jsou tyto letopočty označující první nalezenou zmínku o lokalitě v literatuře uvedeny u lokality Baronský rybník a Józova louka v tabulce „Rozšíření v ČR“ v závorkách. Dle historických údajů, které shrnuje PROCHÁZKA a ČERNOHOUS (1985) a také HONCŮ (1995) kolísaly počty v následujících letech mezi desítkami a stovkami individuí. V roce 2010 bylo na lokalitě Louky pod Konvalinkovým vrchem nalezeno 10 exemplářů (M. Honců ústní sdělení, sec. EKOBAU 2011). V roce 2013 bylo na této lokalitě nalezeno 8 fertlních a 2 sterilní jedinci (ŠTĚRBA 2014). Na lokalitě Baronský rybník je pravidelně nalézáno přes 100 rostlin (AOPK ČR 2016). V roce 2001 Turoňová nalezla na lokalitě Józova louka 10 rostlin (TUROŇOVÁ 2002). Další mikrolokalitou v rámci NPP Jestřebské slatiny jsou Shnilé louky, kde rostla donedávna největší populace druhu čítající více než 1000 jedinců. Lokalita se nachází na plochách, kde byl odtěžen humolit téměř na úroveň hladiny podzemní vody a které byly následně ponechány přirozené sukcesi (KUBÁT 2000). Těžba zde probíhala v pruzích rovnoběžných se silnicí (1. Třídy na Doksy) a začala na místech nejvzdálenějších od silnice a ukončena byla u této silnice. Na nejvzdálenějších plochách byla ukončena těžba kolem roku 1980. Roku 1985 zde byla zjištěna početná populace *Liparis loeselii* čítající minimálně 1000 kvetoucích rostlin. Kolem roku 1996 zde byl druh nalezen také na plochách blíže k silnici, kde skončila těžba přibližně v roce 1987 (KUBÁT 2000). V roce 2010 bylo na lokalitě nalezeno pouze 30 rostlin (M. Honců ústní sdělení, sec. EKOBAU 2011). V roce 2013 bylo nalezeno na části lokality 17 fertlních a 11 sterilních jedinců (ŠTĚRBA 2014). Poslední mikrolokalita známá z NPP

Jestřebské slatiny je označována jako Shnilé louky 2 Na této mikrolokalitě nalezla Turoňová v roce 2001 cca 20 rostlin (TUROŇOVÁ 2002). Nachází se severně od lokality Shnilé louky na menší enklávě obklopené lesy. Je možné, že tato lokalita existovala již v roce 1985, jelikož se KUBÁT (2000) zmiňuje o lokalitě, která se nacházela nedaleko od Shnilých luk, ale její vznik nesouvisel s těžbou humolitu. Dnes již není možné ověřit, zda se jedná o stejnou mikrolokalitu. Jak již bylo zmíněno výše, druh byl nacházen po obou stranách železniční trati, která prochází dnešní NPP Jestřebské slatiny (HONCŮ 1995), kromě výše zmíněných mikrolokalit zde byla v minulosti mikrolokalita mezi Baronským rybníkem a železniční tratí, kde je dnes neprostupný rákos, a kde druh již pravděpodobně neroste a tuto mikropopulaci je možné považovat za vyhynulou (M. Honců ústní sdělení, sec. EKObAU 2011).

Autoři vyčleňují také nálezy z bližšího okolí Starých splavů, kde byl druh v roce 1852 objeven Opizem. Poslední nález z této lokality byl zaznamenán v roce 1867. Od té doby zde druh nebyl nalezen (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985, HONCŮ 1995).

O lokalitě Novozámecký rybník se blíže zmiňuje (HONCŮ 1995). Uvádí, že roku 1990 druh rostl na pravé straně písčité kosy vybíhající do rybníka v počtu 100 jedinců. Roku 1991 došlo k přeplavení lokality a nebyl nalezen žádný jedinec a v roce 1994 bylo nalezeno 7 jedinců (HONCŮ 1995). Druh zde byl nalezen Turoňovou roku 1998 v SV části tzv. Grulichovy louky (TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2002). V letech 1998 a 1999 zde kvetlo asi 10 jedinců (TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2002). Pravděpodobně se nejedná o lokalitu, kterou zmiňuje HONCŮ (1995), jelikož tzv. Grulichova louka je od samotné hladiny rybníka poměrně vzdálena, nemůže se tedy jednat o písčitou kosu vybíhající do rybníka, kterou popisuje Honců. V roce 2010 nebyl druh na lokalitě navzdory důkladnému prohledání nalezen (TUROŇOVÁ 2010).

Další lokalitou, kde druh již v minulosti vymizel a kterou není možné přesně lokalizovat, jsou „rašelinné louky u Doks“. Druh zde byl nalezen prvně roku 1888 a naposledy roku 1897 (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985, HONCŮ 1995).

Poblíž Doks se dodnes v Břežňské zátocě Máchova jezera v NPP Swamp nacházejí dvě lokality Kosa a Klůček. První zmínky v literatuře o těchto lokalitách, z nichž první se nachází v zátocě při ústí Břežňského potoka S od Břežňské zátoky Máchova jezera a druhá na slatině bezlesé enklávě poblíž autokempu Klůček pochází z 1992 a 1993 (HONCŮ 1995). Tyto první nálezy učinil Józsa a bylo zde nalezeno 100 a 35 jedinců. Druh byl odsud udáván také v roce 2000 (TUROŇOVÁ et RYCHRAŘÍK 2000). V roce 2013 bylo na lokalitě Klůček nalezeno 251 fertilních a 296 sterilních jedinců a na lokalitě Kosa bylo nalezeno 186 fertilních a 212 sterilních jedinců (ŠTĚRBA 2014).

NPR Břežň - Pecopala - v roce 1894 byl druh objeven při severozápadním pobřeží Břežňského rybníka. Mezi lety 1975-1978 se počet nalezených rostlin pohyboval do 20 (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995). Od roku 1978 do roku 1991 zde byl druh neznámý. V roce 1992 však Józsa druh znovu objevil asi v 10 kusech a v roce 1993 našel Procházka 2 jedince. V roce 1994 zde druh nebyl nalezen (HONCŮ 1995). V roce 2010 nalezla na této lokalitě, při jižní straně Břežňského rybníka, druh Leugnerová G. (LEUGNEROVÁ 2010) a s počtem přesahujícím 3000 individuí je zdejší populace v současnosti největší populací druhu na území České republiky. V roce 2015 zde bylo nalezeno přes 4000 rostlin (LEUGNEROVÁ et LACINA 2015).

Další, od výše zmíněných, už vzdálenější lokalitou je Rašeliniště Rečkov u Bakova nad Jizerou, zde byl druh nalezen pouze roku 1928 a poté již nebyl jeho výskyt nikdy znovu ověřen. (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995; PROCHÁZKA 2010).

V NPP Polabská Černava – objevil Veselý roku 1968 dva exempláře druhu. V roce 1971 zde rostlo asi 100 exemplářů. A v roce 1980 bylo nalezeno 13 kvetoucích exemplářů (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Ještě v květeně české republiky 8 je tato lokalita udávána jako lokalita kde druh stále roste (PROCHÁZKA 2010). Dnes je však druh na lokalitě nezvěstný (CIBULKA 2007).

Brumovice u Kobylí – Od Brumovic u Kobylí byl druh udáván od roku 1881. Od začátku 20. století odsud druh není znám (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010).

První datovaný sběr z území Moravy a vlastně celé České republiky pochází od Čejče z roku 1843, kde druh rostl na bažinatých loukách na ploše označované jako „Jezero“ (nejednalo se však o vodní plochu). Po odvodnění luk druh na tomto území vyhynul (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010).

Další oblastí kde se druh vyskytoval na více mikrolokalitách jsou rybníky v okolí Lázní Bohdaneč a Neratova. PROCHÁZKA a ČERNOHOUS (1985) rozlišují na tomto území 5 lokalit.

První lokalitou jsou pobřežní porosty Bohdanečského rybníka a přilehlého rybníku Matka. Podle jimi udávaných údajů zde byl druh prvně nalezen J. Hadačem roku 1933 na JV okraji Bohdanečského rybníka naproti Zábranským rybníkům, kde byl nacházen až do roku 1950. Dále zde byl roku 1935 nalezen u lesíka Březínský. A od roku 1967 do roku 1972 při celém východním břehu rybníka a také blíže k cestě k Dolanům. Autoři také zmiňují nález druhu v roce 1967 na SV okraji Bohdanečského rybníka. Mezi lety 1979 a 1980 zde byl druh nalézán jen velmi vzácně, zdejší populace tedy již pravděpodobně byla v tomto období velmi slabá (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Na základě výše uvedeného je možné říci, že během doby, po kterou byl z této lokality druh znám, se rozloha i poloha zdejší populace měnila. V tabulce výskytu druhu v ČR (Tab. 4) jsou všechny tyto výskyty zahrnuty pod jednu lokalitu Bohdanečský rybník.

Populace na druhé lokalitě v okolí Lázní Bohdaneč rostla při S a SV břehu rybníku Rozhrna a asi 20 m od V hráze rybníku Udržal. Druh zde byl znám od roku 1966 do roku 1976, poté byly tyto plochy rozorány a osázeny olšemi (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Třetí lokalitou z této oblasti je SV břeh rybníka Skříň, kde rostl od roku 1968 do roku 1971 jediný exemplář, který poté zanikl (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Čtvrtou lokalitou je SZ okraj rybníku Matka u Křičně, kde byl druh objeven roku 1967. Od roku 1970 byl výskyt druhu na této lokalitě každoročně sledován. V letech 1976–1980 počty rostlin výrazně poklesly a roku 1981 zde byl nalezen poslední jedinec. Při průzkumech v letech 2000–2005 nebyl potvrzen výskyt druhu na žádné z výše uvedených lokalit v okolí Lázní Bohdaneč a Neratova (PRAUSOVÁ 2010a).

Pátou lokalitou je V, SV a SZ břeh Pohránovského rybníka u Pohránova, kde bylo v roce 1975 nalezeno méně než 10 jedinců. Ačkoli na lokalitě nebyly pozorovány žádné změny, nebyl druh při kontrolách v letech 1978–1980 nalezen (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). V roce 1991 byly při vyhrnování rybníka zničeny i slatinné louky, na kterých se druh v minulosti vyskytoval (GERŽA 2014).

Další historické lokality druhu se nacházely u Týniště nad Orlicí. V oboře u rybníka byl druh objeven v roce 1878 a byl zde nalézán do roku 1909. Rostl zde spolu s *Carex diandra*. Od roku 1909 zde nebyl druh znovu nalezen. Bohužel je těžké odhadnout, u kterého rybníka. Je pravděpodobné, že se jedná o Houkvičský rybník. Roku 1947 objevil Mikyška druh v Týnišťské oboře pod rybníkem ve společenstvech svazu *Alnion glutinosae* (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Po roce 1960 zde probíhaly snahy druh najít, ale byly neúspěšné. Nekomrovaný vývoj vegetace vedl k zastínění stanoviště druhu a jeho nutnému zániku (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Autoři dále uvádějí, že se druh vyskytoval i mimo týnišťskou oboru, okolo roku 1900. Zmíněné nálezy považovali za 3 lokality druhu. První dvě naleziště se však zdají být spíše opakovaným nálezem po delší době na témže stanovišti. Třetí zmínka o výskytu druhu mimo Týnišťskou oboru je velice těžko lokalizovatelná, protože v okolí Týniště nad Orlicí, je dodnes mnoho podmáčených stanovišť, a je těžké říci, které z nich bylo v minulosti natolik otevřené, aby zde druh mohl určitou dobu růst. V této práci je preferována možnost, že zdejší populace druhu rostly na dvou lokalitách. *Liparis loeselii* již dle literárních pramenů v celé oblasti vyhynul (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1976; PROCHÁZKA 2010).

Další lokalita byla objevena roku 1960 na „bažinách“ u Mokrého poblíž Opočna. PROCHÁZKA a ČERNOHOUS (1985) uvádějí, že výskyt zde nebyl později znovu ověřen a že louky, kde druh rostl, byly již před nějakou dobou odvodněny a druh zde nadobro vyhynul (PROCHÁZKA 2010).

Další lokalita objevená poblíž Opočna, je slatinná loučka V od rybníku Broumar, dnešní PP Broumarské slatiny, kde druh roku 1998 objevil KUČERA (1999). Populace druhu se zde do roku 2006 díky pravidelnému managementu stále zvyšovala. Z původního 1 exempláře zaznamenaného v roce 1998 (KUČERA 1999) jejich počet vzrostl na 22 kvetoucích a 24 sterilních jedinců zaznamenaných ve vegetační sezóně 2006 (PRAUSOVÁ 2010b). V následujících letech se početnost populace snižovala (Kučera Josef, ústní sdělení sec. PRAUSOVÁ 2010b). Druh zde roste výhradně v bultech ostrice Davallový (PRAUSOVÁ 2010b). V roce 2012 byly na lokalitě nalezeny dva jedinci a v roce 2013 jeden poslední jedinec (ŠTĚRBA 2014). Území jako recentní zmiňuje i PROCHÁZKA (2010).

Další lokalita druhu se nachází dodnes ve slatinných porostech na rašeliništi u rybníku Vidlák v PP Podtrosecká údolí (PROCHÁZKA 2010; PRAUSOVÁ 2010b; ŠTĚRBA 2014). První zmínkou, která byla objevena v literatuře, je nález Šídy a Dostála z roku 1993 (ŠÍDA 1998). Ve vegetační sezóně 2012 bylo nalezeno 13 fertálních a 17 sterilních jedinců, v sezóně 2013 potom 22 fertálních a 13 sterilních jedinců (Štěrba 2014).

Další východočeská lokalita byla objevena roku 1982 na slatině louce u rybníku Bahník v dnešní PP Byšičky (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010). Populace hlízovce Loeselova v roce 2008 čítala 10 kvetoucích 38 sterilních jedinců (PRAUSOVÁ 2010b). V roce 2012 bylo nalezeno 84 fertálních a 112 sterilních jedinců a v roce 2013 54 fertálních a 94 sterilních jedinců (ŠTĚRBA 2014).

V minulosti druh rostl také na slatinách u Vrbátek poblíž Prostějova. Byl zde objeven roku 1905. Na slatinách zde byl nacházen přinejmenším do roku 1907. Byl zde také nalezen u železniční trati na dvou místech roku 1911. Roku 1914 byl nacházen méně často. Nedlouho poté byly jeho lokality vysušeny a druh vyhynul (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010).

První známá Bělokarpatská lokalita byla nalezena u Javorníku u Zajíčkova mlýna. Druh zde byl nacházen Staňkem od roku 1922 do roku 1926. Louka byla poté vysušena a slatinná vegetace



spolu s *Liparis loeselii* vymizela (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010). Je možné, že zde druh rostl ještě na lokalitě zvané Sigmundův hostinec, o které je zmínka v květeně ČR 8 jakožto o zaniklé (PROCHÁZKA 2010).

Druhou známou bělokarpatskou lokalitou je PP Kalábová poblíž Březové. Tato lokalita byla prvně objevena roku 1944 (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Přibližně od roku 1970 zde nebyl druh nacházen. V roce 1984 zde bylo nalezeno 5 kvetoucích jedinců (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). V Květeně České republiky je lokalita zmíněna jako recentní (PROCHÁZKA 2010).

Mezi lety 1802–1820 vznikly nedatované sběry od Bílovce, jejichž autorem je Franz Mükusch Ritter von Buchberg. Jedná se o jednu z prvních, možná vůbec první Českou lokalitu. Poslední nálezy druhu z této lokality pocházejí z roku 1881. Ve dvacátém století již nebyl výskyt druhu na lokalitě potvrzen (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010). Zdejší slatinné louky byly vysušeny (ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1976).

V literatuře bylo nalezeno několik dalších historických lokalit, které se nacházely nedaleko známějších, zejména PROCHÁZKOU a ČERNOHOUSEM (1985) udávaných lokalit. Žádná z lokalit uváděných před rokem 1985, kterou zároveň neuváděli zmiňovaní autoři ve svých pracích, nebyla považována za věrohodnou a do seznamu lokalit nebyla zařazena. Je velice pravděpodobné, že tyto lokality byly nepřesnými interpretacemi známých a běžně uváděných lokalit. Vzhledem k tomu, že Procházka a Černohous se podrobně zabývali výskytem druhu na našem území, není pravděpodobné, že by taková lokalita byla známa do jejich doby jiným autorem a jimi nebyla ověřena.

V dnešní době je tedy známo 13 existujících lokalit druhu včetně mikrolokalit. Celkem bylo na území České republiky nalezeno 33 lokalit včetně mikrolokalit. 20 lokalit je tedy vyhynulých či neznámých.

Níže jsou uvedeny tabulky shrnující charakteristiky lokalit s v současnosti existujícími populacemi druhu *Liparis loeselii* na území ČR. Vypracovaná na základě informací získaných z portálu GEOPORTÁL (NÁRODNÍ GEOPORTÁL 2017).

Tab. 1: Charakteristika lokalit s existujícími populacemi druhu *Liparis loeselii* na území ČR (NÁRODNÍ GEOPORTÁL 2017)

Lokalita	nadm. v.	průměrná letní teplota (°C)	průměrné letní srážky (mm)	průměrná teplota na jaře (°C)	průměrná teplota na podzim (°C)
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky	265	15–16	200–400	7–8	8–9
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky 2	265	15–16	200–400	7–8	8–9
NPP Jestřebské slatiny – Louka u Konv. v.	265	15–16	200–400	7–8	8–9
NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník	265	15–16	200–400	7–8	8–9
NPP Jestřebské slatiny – Józova louka	265	15–16	200–400	7–8	8–9
NPP swamp – Kosa	270	13–15	200–400	5–7	6–8
NPP Swamp – Klůček	270	13–15	200–400	5–7	6–8
PP Byšičky	300	13–15	200–400	5–7	6–8
PP Broumarské slatiny	292	15–16	200–400	7–8	8–9
PR Podtrosecká údolí	305	13–15	200–400	5–7	6–8
CHKO Bílé Karpaty – PP Kalábová	520	13–15	200–400	5–7	6–8
NPR Ruda	420	15–16	200–400	7–8	8–9
NPR Břehyně – Pecopala	272	13–15	200–400	5–7	6–8
NPR Novozámecký rybník	255	13–15	200–400	5–7	6–8

Tab. 2: Charakteristika lokalit s existujícími populacemi druhu *Liparis loeselii* na území ČR (NÁRODNÍ GEOPORTÁL 2017)

Lokalita	průměrná teplota v zimě (°C)	průměrné srážky v zimě (mm)	počet mrazových dnů v přechodných obdobích	Počet ledových dnů v zimě
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky 2	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
NPP Jestřebské slatiny – Louka u Konv. v.	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
NPP Jestřebské slatiny – Józova louka	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
NPP swamp – Kosa	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60
NPP Swamp – Klůček	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60
PP Byšičky	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60
PP Broumarské slatiny	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
PR Podtrosecká údolí	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60
CHKO Bílé Karpaty – PP Kalábová	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60
NPR Ruda	(-2) – (-3)	nad 400	100–140	50–60
NPR Břehyně – Pecopala	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60
NPR Novozámecký rybník	(-2) – (-3)	200–400	140–160	50–60

## 1.5 Populační (metapopulační) dynamika

Autoři studující populační dynamiku druhu se shodují, že populace *Liparis loeselii* vznikají na místech s malou pokryvností bylinného patra, nulovou nebo minimální pokryvností keřového patra a s plochami holého substrátu bez vegetace (SHAHRUDIN 2014; ROZE et al. 2014; WHEELER et al. 1998, MCMASTER 2001; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014; JONES 1998). Druh je schopný obsadit taková stanoviště velice rychle a v prvních letech čili v progresivní fázi vývoje populace rychle zvyšuje velikost a pokryvnost populace (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014; SHAHRUDIN 2014; URBAN 2013). BEDNORZ (2011) udává, že početního maxima dosáhla jím sledovaná populace po 3 letech existence. SHAHRUDIN (2014) udává, že populace rostou v průměru prvních 12 let existence populace. Zároveň je v této počáteční fázi vývoje populace zastoupeno vysoké procento juvenilních jednolistých rostlin a sterilních dvoulistých rostlin (BZDON et CIOSEK 2006; SHAHRUDIN 2014). Jelikož je druh schopen velmi rychlého vývoje objevují se velice rychle i kvetoucí čili fertlní individua. V některých případech se objevují už ve 4. vegetační sezóně nejen po prvním zjištění druhu na lokalitě, ale dokonce po vzniku stanoviště (PROCHÁZKA 1980; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985), to je ovšem extrémní případ. Druh je schopen kolonizovat nově vzniklé stanoviště po 2–25 letech (SHAHRUDIN 2014) ačkoliv OOSTERMEIJER et HARTMAN (2014) zmiňují, že stanoviště vhodná pro druh mohou vzniknout terestricizací vodních ploch vzniklých po těžbě humolitu až za 60 let. Běžná doba od objevení prvních asimilujících listů do prvního kvetení je 3 až 4 roky (PROCHÁZKA 1980; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Zároveň však byla v raných fázích vývoje populace zjištěna vysoká mortalita (SHAHRUDIN 2014). V dalším vývoji populace počty individuí rostou nebo jeví charakter přirozených fluktuací, které považují GUTOWSKA et al. (2005) za reakci na odlišné klimatické podmínky v jednotlivých sezónách, jelikož více rostlin kvete a raší v letech se specifickými klimatickými podmínkami, jakými jsou například častější dešťové srážky během léta. Spolu s růstem věku populace se mění ekologické podmínky stanoviště a zejména struktura vegetace na stanovišti, která má na ekologické podmínky stanoviště výrazný vliv (SHAHRUDIN 2014; OOSTERMEIJER 2014). Změna struktury vegetace na stanovišti populace je považována za klíčový faktor ovlivňující početnost, vitalitu a délku existence populace (BEDNORZ 2003; JONES 1998; WHEELER et al. 1998; SHAHRUDIN 2014; BEDNORZ 2011; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014; MCMASTER 2001). Spolu s pokračující sukcesí, rozvojem keřového patra a zvyšováním zápoje bylinného patra se velikost populace zmenšuje, konkurenčně slabý *Liparis loeselii* není schopen odolávat přímé konkurenci dřevin a graminoidů, které zároveň zvyšují zástin (BEDNORZ 2011). BEDNORZ (2003) navíc předpokládá, že rozvoj dřevin také vede ke snížení vlhkosti substrátu na stanovišti. Mění se také poměr jednotlivých stádií ontogenetického vývoje druhu. Zvyšuje se procento fertlních jedinců a výrazně se snižuje procento zastoupení juvenilních individuí nebo juvenilní individua úplně mizí (BZDON et CIOSEK 2006; SHAHRUDIN 2014). Druh se tak dostává do regresivní fáze vývoje populace. Druh je schopný v málo početných populacích přežít po určitou dobu v hustě zapojené bylinné vegetaci (ROLFSMEIER 2007) či na plochách s částečně zapojeným keřovým nebo dokonce stromovým patrem, po úplném zapojení keřového a případně stromového patra druh na stanovišti vymírá (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; WHEELER et al. 1998). Populace na obou typech stanovišť jsou krátkověké, délka trvání populace na konkrétním stanovišti se většinou pohybuje mezi 2 a 20 lety, vzácně více (SHAHRUDIN 2014), OOSTERMEIJER et HARTMAN (2014) uvádějí nejčastější délku trvání populace 3–8 let. Tato doba je ovlivněna dalšími faktory, jakými jsou například vlhkost prostředí a půdní reakce, tyto faktory však ve výsledku ovlivňují právě rychlost sukcese na stanovišti a během sukcese se zároveň mohou měnit (SHAHRUDIN 2014). Délku trvání jednotlivých populací je možné prodloužit prováděním managementu jako je

kosení, odstraňování jednotlivých drnů nebo velmi extenzivní pastva, o 2–15 let, vzácně však byly zaznamenány populace existující přes 30 let bez provádění managementu (SHAHRUDIN 2014). Takový management také brzdí postup sukcese, nemůže však sukcesí zastavit. Takováto populační dynamika je podobná u obou široce pojatých typů stanovišť druhu, kterými jsou vnitrozemské slatiny a vlhké prohlubně mezi dunami na mořském pobřeží (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014).

Autoři studující problematiku jednotně udávají, že takovýto průběh vývoje konkrétní (mikro)populace končící extinkcí, je nevyhnutelný a celý proces je možné pouze zpomalit (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014, SHAHRUDIN 2014). Druh totiž vykazuje silnou metapopulační dynamiku, jejíž součástí jsou kolonizace nových stanovišť, rychlý rozvoj populací schopných vytvořit velké množství semen, která kolonizují další nově vzniklá stanoviště a následná extinkce. Vysoká dynamika metapopulací druhu je podpořena studii genetiky struktury jeho populací napříč Evropou (PILLON et al. 2007, SHAHRUDIN 2014). Proto je pro druh klíčová neustálá tvorba nových vhodných stanovišť. Na některých lokalitách je však druh schopen vytrvat delší dobu než jaká je uváděna výše. To je pravděpodobně způsobeno skutečností, že druh v rámci této lokality neustále osidluje nová mikrostanoviště a na stávajících vymírá (SHAHRUDIN 2014). V některých případech byly déle existující populace nalezeny na lokalitách se silnými průsaky vody bohaté na báze a na některých lokalitách, kde bylo prováděno kosení (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). V případě, že by bylo teoreticky dosaženo takových podmínek, za kterých bude druh schopen vytrvat na stávajícím mikrostanovišti delší dobu, je limitován krátkověkostí jednotlivých individuí (SHAHRUDIN 2014, READ et al. 1998), avšak díky vegetativnímu množení je druh schopen na takovém mikrostanovišti setrvat po dobu výrazně převyšující životnost jednotlivých individuí (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014, ROLFSMEIER 2007). Ačkoli byly stejné závěry zjištěny na obou typech stanovišť druhu na slatinách i prohlubních v dunách, je pravděpodobné, že metapopulační dynamika je výraznější na lokalitách mezi dunami, jelikož zde se stářím plošek nevratně mění i podmínky prostředí, zejména dochází k acidifikaci, jelikož vegetace na těchto stanovištích postupně mění zásadité prostředí v prostředí chudé na báze a tedy s kyselou půdní reakcí (SHAHRUDIN 2014). K tomuto na slatinách v takové míře nedochází. Celou situaci ještě může ovlivnit dostatečná dotace prostředí vápnitými ionty zapříčiněná průsaky minerálně bohatých spodních vod (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIJER 2014). Dlouhodobá životnost metapopulací vyžaduje neustálou tvorbu nových vhodných stanovišť. Taková stanoviště je možné tvořit formováním prohlubní v dunách v rámci výskytu ve vlhkých prohlubních mezi dunami a odstraňováním vrchní vrstvy substrátu spolu s vegetací v rámci výskytů na slatinách (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Populace na některých studovaných lokalitách na ostrovech ve Wadenském moři přežily po delší dobu (než 20 let) pouze díky neustálé tvorbě nových stanovišť. Proto je klíčové nenarušovat na těchto lokalitách přirozené procesy tvořící nová stanoviště (SHAHRUDIN 2014). Tvorba nových stanovišť v důsledku přirozené dynamiky prostředí se však týká spíše stanovišť na mořském pobřeží, na vnitrozemských slatiných stanovištích je nutný lidský zásah (BEDNORZ 2011), konkrétně odstranění vrchní vrstvy substrátu s vegetací vedoucí k tvorbě ploch holé půdy (OOSTERMEIER et HARTMAN 2014).

Pravidelná tvorba nových stanovišť může umožnit situaci, kdy se ve stejné době vyskytují nově vzniklá stanoviště s vhodnými podmínkami pro výskyt druhu a stanoviště s vitálními populacemi produkujícími semena. To je klíčové pro přežívání metapopulace. Pokud k takové situaci nedojde a nová vhodná stanoviště se vytvoří až po zániku stávající lokální části populace,

dojde k jejímu vyhynutí nebo k vyhynutí celé metapopulace. V takovém případě je poslední šancí přežití druhu v daném území introdukce semen z populací na vzdálenějších lokalitách, což je nápomocné pro dlouhodobé přežití celé metapopulace. Nicméně, i přes to, že drobná semena druhu mají potenciál snadno se šířit, většina semen patrně končí ve zdrojové populaci. Jenom velmi malá část semen se šíří na delší vzdálenosti. Proto jsou důležité managementové zásahy, které prodlouží životnost jednotlivých populací a prodlužuje se tak doba, po kterou budou tyto populace schopné produkovat semena. Zároveň se zvyšuje pravděpodobnost, že včas vznikne nové vhodné stanoviště, kam se druh může pomocí semen rozšířit. Tak je možné předcházet lokálním extinkcím. Podmínkou však zůstává tvorba nových vhodných stanovišť přirozenou dynamikou ekosystémů nebo lidskou činností (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014).

Délka trvání populace, kterou uvádějí SHARUDIN, OOSTERMAIJEREM et HARTMAN (2014) a v mnoha případech i jimi uváděná populační dynamika odpovídá mnoha pozorováním populací *Liparis loeselii* z České republiky.

Například na jednotlivých mikrolokalitách v okolí Bohdanečského rybníka se pohybovala délka životnosti populací od 5–17 let. Jediný exemplář rostoucí na SV břehu rybníku Skříň rostl na lokalitě 3 roky. Na SZ okraji rybníku Matka rostla populace druhu 14 let a po 9 letech byl zaznamenán výrazný pokles velikosti populace, kdy v posledním roce pozorování zde rostl pouze 1 jedinec. Na Břehu Pohránovského rybníka byl druh objeven jenom jednou a poté už nikdy, ačkoli po něm bylo pátráno a zanikl tak ještě před následnou destrukcí jeho stanoviště (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; GERŽA 2014). Na těchto lokalitách či mikrolokalitách nebyl prováděn žádný management. Všechny tyto výskyty byly zaznamenány v letech 1933–1981, druh byl tedy z tohoto území znám po dobu 48 let. Vzhledem k blízkosti lokalit a časovým překryvům mezi výskyty na jednotlivých lokalitách je velice pravděpodobné, že všechny zdejší populace lze považovat za jednu metapopulaci.

Další lokalitou, kterou je možné s velkou pravděpodobností považovat za metapopulaci, je oblast dnešní NPP Jestřebské slatiny a možná celé Dokesko. Na ploše dnešní NPP Jestřebské slatiny byl druh poprvé nalezen nejpozději roku 1948. Mezi lety 1968–1978, tedy po dobu 10 let byl nacházen při J úpatí Konvalinkového vrchu. Mezi lety 1978–1981 byl nalezen na plochách, kde se dnes nacházejí populace Baronský rybník, louky pod Konvalinkovým vrchem a Józova louka. Druh se zde vyskytuje déle než 30 let, počty rostlin po tuto dobu kolísaly a na některých místech v rámci této plochy druh vyhynul. Je pravděpodobné, že i v rámci této plochy druh jevil metapopulační dynamiku (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995), zvláště za reálného předpokladu, že schopnost dormance je u druhu spíše nepravděpodobná (JONES 1998; ROLFSMEIJER 2007). Jednoznačným příkladem kolonizace nových ploch je zjištění výskytu druhu na mikrolokalitě Shnilé louky roku 1985 na plochách, kde byla ukončena těžba kolem roku 1980. Populace v té době čítala přes 1000 kvetoucích jedinců, v následujících letech začala ustupovat. Avšak v roce 1996 bylo nalezeno velké množství rostlin na plochách, kde byla těžba ukončena kolem roku 1987 (KUBÁT 2000). V roce 2010 bylo na celé ploše nalezeno pouze přibližně 30 individuí (Honců M. ústní sdělení, sec. EKOBANU 2011). Kolonizace tedy probíhala i v rámci lokality a po několika letech došlo k poklesu početnosti populace. Je také třeba uvést, že nedaleko plochy Shnilých luk se nacházejí a v době vzniku této populace také nacházely populace na S a SZ úpatí Konvalinkového vrchu, odkud byla pravděpodobně plocha Shnilých luk kolonizována (HONCŮ 1995). Jak bylo uvedeno výše, je velice pravděpodobné, že na ploše NPP

Jestřebské slatiny druh vykazuje silnou metapopulační dynamiku, díky které zde setrvává od roku 1848 dodnes.

Dalším příkladem populací existujících po krátkou dobu je populace z lokality u Starých Splavů známá po dobu 15 let a populace na lokalitě zvané rašelinné louky u Doks známá po dobu 9 let. Na rašeliništi Rečkov byl druh nalezen pouze jednou a poté už nebyl nikdy znovu nalezen (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995).

Ke krátkodobým výskytům málopočetných populací orchidejí se vyjadřuje také PROCHÁZKA (1980). Udává, že na takových lokalitách nastávají krátkodobě podmínky na hranici ekologických nároků druhu, které ještě umožňují jeho výskyt, ale následně pominou. To je v souladu se závěry současných studií, které jsou zaměřené na populace druhu *Liparis loeselii* v zahraničí (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014).

Typickým příkladem populační dynamiky druhu popsané výše je vývoj populace v PP Broumarské slatiny. Druh zde byl objeven v jediném exempláři roku 1998 na slatině louce zarostlé olšemi (KUČERA 1999). Toto stanoviště nebylo pro druh ideální. Po managementových zásazích se velikost populace prudce zvýšila až na maximum 46 rostlin v roce 2006 (PRAUSOVÁ 2010). Poté následoval výrazný pokles populace až na jediný exemplář v roce 2013 (ŠTĚRBA 2014).

Na území České republiky se však vyskytují i lokality, kde druh setrvává poměrně dlouhou dobu. Na lokalitách při S a SV úpatí Konvalinkového vrchu se druh vyskytuje déle než 30 let (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995, ŠTĚRBA 2014), na Polabské černavě byl druh znám zřejmě také déle než 30 let (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010). V PP Kalábová je druh znám pravděpodobně přes 70 let, ačkoli po určitou dobu nebyl nacházen. Jelikož je však lokalita izolovaná od ostatních lokalit s výskytem druhu a existence semenné banky a dormance semen je u *Liparis loeselii* sporná, byl pravděpodobně přehlédnut nebo jeho výskyt nebyl monitorován (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010). Na lokalitách Kosa a Klůček v NPP Swamp je druh znám déle než 20 let (HONCŮ 1995, ŠTĚRBA 2014).

Přítomnost populací druhu na některých lokalitách v České republice mohla být podmíněna také těžbou humolitu podobně jako na slatiništních lokalitách ve Velké Británii (WHEELER et al. 1998). Takováto těžba probíhala na Polabské černavě, rašeliništi Ruda u Horusického rybníka a na Shnilých loukách v NPP Jestřebské slatiny (CIBULKA 200; AOPK ČR 2017b; AOPK ČR 2016). Na Polabské černavě se druh již nevyskytuje, což může souviset také s nedostatkem volných ploch vegetace, které byly v minulosti podmíněny těžbou humolitu a druh zde byl schopen přetrvávat ještě po nějakou dobu i po zárůstu vzniklé plochy zapojenou vegetací. Jeho ústup na této lokalitě však může souviset i s poklesem hladiny podzemní vody (CIBULKA 2007). Podobně mohl být podmíněn výskyt druhu i na lokalitě Ruda, kde se dnes druh vyskytuje nejspíš jenom na plochách pramenišť, které jsou spolu s plochami po těžbě rašeliny, momentálně zarostlými

nezpevněnou vrstvou rašeliníku, tj. jedinými plochami, které na této lokalitě odolávají expanzi dřevin (OCHRANAPŘÍRODY 2017). Výskyt na prameništích také odpovídá tvrzením autorů studujících populační dynamiku druhu (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Třetí takovou lokalitou jsou Shnilé louky, kde vytěžením humolitu na písčité podloží vznikly spíše plochy podobné vlhkým dnům opuštěných pískoven, což bylo pravděpodobně způsobeno snížením hladiny podzemní vody v celé oblasti. Příčinou poklesu hladiny podzemní vody bylo prohloubení koryta Robečského potoka protékajícího oblastí, ke kterému došlo v minulosti několikrát. Ačkoliv v celé oblasti Jestřebských slatin byla nepříznivá výška hladiny podzemní vody, na lokalitě Shnilé louky byla díky těmto změnám výška hladiny podzemní vody pro druh ideální (AOPK ČR 2016). Na lokalitě Shnilé louky byly v rámci managementu v roce 2009 vytvořeny plochy bez vegetace, což by mělo být pro druh velice přínosné (AOPK ČR 2016).

## 1.6 Ontogeneze a fenologie

Semena infikovaná endofytickou houbou klíčí a vytvářejí ochlupený protokorm. Protokorm v druhé vegetační sezóně dále roste. Na konci třetí vegetační sezony dojde k úplnému vytvoření hlízy. V tomto stádiu se zastavuje růst na apikálním konci a funkci vegetačního vrcholu přebírá boční pupen. Ve čtvrtém roce z bočního pupenu vyrůstá nad povrch půdy první zelený list. V páté a šesté vegetační sezóně vytváří rostlina dva listy a v sedmém roce je rostlina schopná vykvést. Celý popsaný vývoj však může trvat i značně kratší dobu, v extrémním případě může celý vývoj rostliny od vyklíčení po první kvetení trvat 4 vegetační sezóny. Délka ontogenetického vývoje je pravděpodobně podmíněna vlastnostmi konkrétního stanoviště (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Druh je krátkověký a délka života od vytvoření prvního zeleného listu zpravidla nepřesahuje 8 let (GUTOWSKA et al. 2005; SHAHRUDIN 2014). Druh je však schopen vegetativně se množit a tvořit těsné shluky rostlin, jejichž životnost je výrazně delší (OOSTERMEIER 2014, MCMASTER 2001).

V březnu před začátkem vegetační sezóny je pahlíza, která se formovala v paždí nejvyššího listu v průběhu května a června v předešlém roce, ve stádiu vegetačního klidu. Na začátku dubna se začíná zvětšovat pupen v bazální části pahlízy. Pupen prorůstá loňské listové pochvy a na jeho bázi se objevují nové kořeny. Začátkem května vyrůstá výhon nad povrch půdy, kde se začínají rozvíjet listy, které byly do té doby pochvovitě svinuté. V té době už se tvoří základ nové pahlízy v paždí nejvyššího listu a při její bázi se z adventivního pupenu vytváří terminální pupen pro příští rok. Mezi listy individuí, která budou v této vegetační sezóně kvést, je již zřetelné neúplně vzrostlé květenství. Na přelomu května a června vyrůstá květenství nad úroveň listů. Lodyha i květenství se dále prodlužují a v druhé polovině června dosáhnou své definitivní velikosti a jednotlivé květy začnou postupně kvést. Rozkvétání je akropetální. V době rozkvétání prvních květů dochází ke zřetelnému růstu nové pahlízy. Kvetoucí rostliny tedy mají vždy 2 pahlízy. V době rozkvétání prvních květů už je také dokončen růst listů. Hlavní fáze kvetení populace je v období od 20. června do 15. července, poslední květy se otevírají u většiny rostlin do konce července. K nejintenzivnějšímu zvětšování pahlízy dochází po odkvětu v období dozrávání tobolek. Tobolky pukají až za určitých klimatických podmínek, které nastávají v období raného podzimu, současně tedy pukají tobolky různě staré. K otevírání tobolek dochází



na podzim a v zimě z důvodu větší vzdušné vlhkosti a za přispění mechanického působení sněhu. Růst nové pahlízy je ukončen v období rozkladu chlorofylu v listech, které nastává od druhé poloviny srpna do konce září. Na konci vegetační sezóny je při bázi pahlízy již plně diferencovaný pupen, jehož vrchol dosahuje k vrcholu pahlízy. Pupen je k pahlíze přilehlý a mají společný obal. Od začátku října do konce března je nová pahlíza ve stadiu úplného vegetačního klidu. Plní funkci zásobního a přetrvávajícího orgánu. Stará pahlíza je během klidového stádia již zcela spotřebována a odumřelá, stejně tak jako podzemní část lodyhy spojující starou pahlízu s novou. Zbytky staré pahlízy obvykle nesou starou odumřelou lodyhu s plodenstvím obsahujícím ještě značné množství semen, která mohou být roznášena větrem či vodou z tajícího sněhu, a to ještě na jaře příštího roku. V klidovém stadiu má tedy rostlina jen jednu pahlízu (PROCHÁZKA 1980; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; GUTOWSKA et al. 2005; ROZE et al. 2014).

Vytvářením nové pahlízy vždy v místě nejvyššího listu se pahlíza posouvá neustále směrem vzhůru s rychlostí, která přibližně odpovídá rychlosti růstu mechového patra, ve kterém obvykle koření. Vzdálenost mezi starou a novou hlízou, které jsou spojeny vystoupavým oddenkem, bývá 1–3 cm. Tato adaptace umožňuje rostlině udržet se na povrchu neustále rostoucího mechového patra. Vzhledem k udržování pahlíz s pupeny při povrchu substrátu se druh chová v rostoucích mechových substrátech jako hemikryptofyt. Autoři také zmiňují, že ve výjimečných případech, jakými je snížení hladiny podzemní vody nebo výskyt na vlhkých písčích, se rostlina může chovat spíše jako geofyt (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 1980).

Pupen, ze kterého v následující vegetační sezóně vyrostе nová rostlina, je na konci předcházející vegetační sezóny už plně diferencovaný. Listy a květenství jsou v následujícím roce pouze v prolongační fázi, proto je vývoj květonosné lodyhy druhu v běžném roce závislý především na předešlé vegetační sezóně (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 1980).

ROZE et al. (2014) pozorovali, že pokud došlo k opoždění zahájení růstu ve vegetační sezóně, začaly růst nové listy a květenství zároveň namísto toho, aby rozvinující se listy zpočátku výrazně převyšovaly neúplně vzrostlé květenství, které je až posléze přeroste. Za příčinu opožděného zahájení růstu považují nezvykle vysokou hladinu podzemní vody v dané vegetační sezóně.

## 1.7 Biologie

### 1.7.1 Životní strategie

Druh je krátkověká rostlina (JONES 1998, SHAHRUDIN 2014). Krátkověkost ale může být kompenzována schopností vegetativního rozmnožování a tvorby těsných shluků geneticky shodných jedinců (OOSTERMEIER et HARTMAN 2014). Zároveň je schopný se efektivně šířit a produkovat velké množství semen (ROLFSMEIER 2007). Velmi důležitým faktorem pro tvorbu nových populací druhu jsou disturbance, ať už přirozené – jako požáry nebo dynamika pobřežních písčinych dun nebo antropogenní – jako těžba rašeliny či písku (ROLFSMEIER 2007; BZDON et CIOSEK 2006; SHAHRUDIN 2014; OOSTERMEIER et HARTMAN 2014; WHEELER et al. 1998). Druh obsazuje plochy v raných fázích sukcese (JONES 1998, WHEELER et al. 1998; SHAHRUDIN 2014; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985), kde je schopen se rapidně rozšířit, ale jeho populace jsou většinou krátkověké. Stejně tak vhodné podmínky pro setrvání druhu na

stanovišti existují jenom po krátkou dobu a během sukcese se stanoviště stávají pro druh nevhodná (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIER et HARTMAN 2014). Druh tedy lze označit jako dobrého kolonizátora, ale velmi špatného konkurenta (ROZE et al. 2014). Tyto vlastnosti charakterizují druh jako R – stratéga (ROLFSMEIER 2007). Schopnost druhu růst na neproduktivních silně podmáčených stanovištích je známkou S strategie (ROLFSMEIER 2007). *Liparis loeselii* tedy vykazuje známky R a S strategie.

### 1.7.2 Šíření semen

K otvírání tobolek dochází při vyšší vzdušné vlhkosti, která je častá během podzimu a také mechanickým působením sněhu během zimy (GUTOWSKA et al. 2004, ROLFSMEIER 2007). Semena jsou roznášena větrem (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985) a na jaře vodou z tajícího sněhu, což je velmi důležité pro populace na lokalitách s větším zápojem bylinného patra, které je vždy vyšší než rostliny *Liparis loeselii*. Většina semen tak ulpívá na okolní neprostupné vegetaci, která působí jako bariéra šíření semen pomocí větru. Jelikož tobolky z předešlé sezóny setrvávají přinejmenším do předjaří následující sezony, mohou být semena druhu rozšiřována vodou z tajícího sněhu v době, kdy jsou nízké teploty a okolní vegetace ještě nezačala růst. V Litevských populacích bylo zjištěno, že na jaře následujícího roku obsahují tobolky méně než 1 % semen se životaschopnými zárodky, ale vzhledem k velkému množství vytvořených semen se tento způsob šíření semen jeví jako velmi důležitá strategie (ROZE et al. 2014).

### 1.7.3 Tolerance k zaplavení

Navzdory tomu, že druh roste v mokřadních biotopech, kůra kořene neobsahuje aerenchym. Je tedy pravděpodobné, že krátkodobá tolerance druhu k zaplavení je závislá na mělkém kořenění v mechové vrstvě (ROZE et al. 2014). Zaplavení může mít také vliv na klíčení semen což je podrobněji zmíněno níže. Nedostatečná vlhkost může být problém přinejmenším z toho důvodu, že dochází k mineralizaci substrátu a většímu rozvoji vegetace. Zároveň má přímý negativní vliv na vzcházení a přežívání juvenilů (WHEELER et al. 1998; SHAHRUDIN 2014).

### 1.7.4 Autogamie

Procházka (1980) uvádí, že autogamie je v rámci čeledi výjimkou a je prokazatelně sekundární. Autogamická větev je pravděpodobně evolučně mladší. Dle morfologie květů autogamních druhů autor usuzuje, že byly nejdříve uzpůsobeny k opylování hmyzem a teprve během dalšího evolučního vývoje se přizpůsobily k autogamii. To podporuje i myšlenku ROZE et al. (2014), že autogamie u druhu je strategií, jak dosáhnout oplození v prostředí, kde je nedostatek opylovačů. Při studiu druhu na Pardubicku se podařilo PROCHÁZKOVÍ (1980) pokusně prokázat, že se jedná o druh v našich podmínkách zcela autogamní. CATLING (1980) uvádí, že opylení druhu mohou přispívat kapky deště, nebo voda kondenzující z horizontálních srážek.

### 1.7.5 Semenná banka

Při pokusech s klíčením semen v sáčkách zakopaných v dunách bylo zjištěno, že velká část semen je životaschopná rok po dozrání semen, ačkoli byla téměř po celou zimu i na jaře zaplavená vodou (READ et al. 1999). MRKVICKA (1990) úspěšně testoval klíčení semen *Liparis loeselii*, která přezimovala v květenství 6 měsíců po dozrání semen. Semena příbuzného druhu *L. liliifolia* mohou zřejmě přežít bez znatelné ztráty životaschopnosti po dobu 4 let, jsou-li uložena na sucho (MATTRICK 2004). Všechna tato zjištění mohou naznačovat možnost tvorby semenné banky druhem *Liparis loeselii*, ale není možné je brát jako důkaz tvorby semenné banky. Celá problematika je však doposud málo prozkoumaná.

### 1.7.6 Dormance

JONES (1998) a WHEELER et al. (1988) si povšimli, že označené rostliny druhu v populacích mizí a poté se znovu objevují v následujících sezónách. Autoři uvádějí, že tyto případy jsou velice vzácné a pravděpodobně se jedná o případy, kdy rostlina byla přehlédnuta či uhynula a byla nahrazena novými jedinci. MCMASTER (2001) se pokusil najít dormantní pahlízu v substrátu, který vykopal na ploše malé populace, která v daném roce nevyrostla, ale žádnou nenašel. JONES (1998) zpochybňuje, že je dormance možná, protože pahlíza fotosyntetizuje a obvykle částečně vyčnívá ze substrátu. Dormance pahlízy se tedy zdá nepravděpodobná.

Podle PROCHÁZKY (1980) je však možné, že i druhy vstavačovitých, které jsou v dospělosti zcela autotrofní, se mohou v nepříznivých podmínkách navrátit zpět k mykotrofii a přetrvávat delší dobu ve stádiu podzemních mykorhizomů, aniž by vytvářely nadzemní orgány. Je tedy možné, že k dormanci pahlízy nedochází, ale rostliny mohou přečkávat nepříznivá období ve výše zmíněné formě.

Neznámé je také to, jak dlouho může po vyklíčení druh vytrvat v kryptickém stádiu svého vývojového cyklu. Přinejmenším je toho schopen 4 roky (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). I to může být chápáno jako určitá forma dormance nebo přinejmenším jako strategie, jak překonávat nepříznivé období (například když je vegetace příliš zapojená). Navíc PROCHÁZKA (1980) uvádí, že v kryptické fázi vývojového cyklu vstavačovitých, kdy jsou rostliny plně závislé na houbě tvořící mykorhizu, mají širší ekologickou amplitudu.

### 1.7.7 Mykorhiza

Pro vývoj jedince v raných vývojových stádiích je nezbytná přítomnost houbového endofyta. Dospělé rostliny jsou však na houbovém endofytu nezávislé a vyvíjejí se u nich normální absorpční kořeny. Navíc nedochází k přenosu houbového endofyta přímo ze staré do nové pahlízy. K přenosu musí docházet každý rok znovu tak, že kořeny rostliny vzniklé z nové pahlízy vrůstají do zbytků pletiv rostliny vzniklé z ložské pahlízy, kde dochází k infekci houbovým endofytem. Nezávislost dospělých rostlin na mykorhize byla pokusně dokázána, když byly vnějšími zásahy (které souvisely právě s tím, že musí každoročně znovu docházet k infekci rostliny houbou) získány plně autotrofní rostliny (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). U druhu *Liparis loeselii* nejsou buňky v primární kůře kořene rozlišeny na hostitelské a stravovací a stravování hyf probíhá ve všech buňkách (PROCHÁZKA 1980).

Dlouhou dobu autoři studující *Liparis loeselii* předpokládali, že druh vytváří mykorhizu pouze se specifickými kmeny houby *Rhizoctonia repens*, která zároveň byla izolována z kořenů druhu. Uváděli, že na její přítomnosti závisí výskyt druhu na jednotlivých lokalitách nebo že morfologická variabilita druhu je odpovědí na tvorbu mykorhizy s různými druhy endofytických hub (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; READ et al. 1998; PROCHÁZKA 1980). Nicméně v nejnovější studii (WAUD et al. 2017) bylo zjištěno, že na různých lokalitách *Liparis loeselii* spolupracuje s různými komunitami mykorhizních hub a že se komunity mykorhizních hub mohou lišit i v jednotlivých fázích vývojového cyklu druhu. Variabilita mykorhizních komunit také pravděpodobně neovlivňuje klíčení druhu. Ke klíčení docházelo i na lokalitách, kde se *Liparis loeselii* nevyskytuje a nemůže tak být zdrojem těchto mykorhizických hub. Klíčení semen bylo ovlivněno spíše úrovní půdní vlhkosti. Současné výsledky tedy naznačují, že *Liparis loeselii* je v tomto směru generalista schopný se spojit s řadou houbových endofytů, kteří umožňují klíčení semen. Zároveň výsledky této studie vyvracejí domněnku, že výskyt druhu je podmíněn výskytem specifických klonů mykorhizních hub (WAUD et al. 2017). Tato zjištění jsou také

v souladu s životní strategií druhu jakožto kolonizátora nově vzniklých stanovišť v raných fázích sukcese. Vazba na specifické mykorrhizní houby by *Liparis loeselii* omezovala v šíření na už tak vzácně se vyskytující stanoviště a byla by pro druh v tomto směru překážkou. Nicméně úroveň půdní vlhkosti, která se ukázala jako významnější faktor ovlivňující klíčení semen druhu, může také souviset s existencí houbových endofytů ať už specifických nebo jejich široké škály. Protože pro rozvoj houbového endofyta je třeba alespoň několik milimetrů půdy s aerobními podmínkami, je třeba, aby lokality nebyly zaplavené vodou alespoň v době, kdy má dojít ke klíčení. O biologii houbových symbiontů je totiž známo, že ke svému rozvoji potřebují aerobní prostředí (READ et al. 1999). To může souviset i se zjištěními o ideální výšce hladiny podzemní vody pro výskyt druhu *Liparis loeselii*, která se pohybuje v rozmezí 4–15 cm pod povrchem substrátu, ve kterém rostliny koření (KUBÁT 2000).

### 1.7.8 Klíčení semen

PROCHÁZKA et ČERNOHOUS (1985) usuzují, že semena druhu klíčí v přírodě jen ojedinele. Většina současných studií autorů však považuje úspěšné klíčení semen *Liparis loeselii* za velice důležitou součást populační dynamiky druhu, jelikož jsou jejich pomocí kolonizována nová stanoviště (SHAHKUDIN 2014; OOSTERMEIER et HARTMAN 2014; PILLON et al. 2007; GUTOWSKA et al. 2005). Dále PROCHÁZKA et ČERNOHOUS (1985) zmiňují, že většina rostlin ve starších populacích vzniká prokazatelně vegetativním rozmnožováním z dospělých jedinců. S tím částečně souhlasí i OOSTERMEIJER et HARTMAN (2014), kteří předpokládají velký význam vegetativního množení pro kolonizaci nového stanoviště. Klíčení semen je podmíněno přítomností mykorrhizních hub (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; WAUD et al. 2017; READ et al. 1998). Semena druhu jsou schopná klíčit i na světle (ROLFSMEIER 2007). V pokusu READA et al. (1998) na lokalitě ve Velké Británii klíčila semena v hloubce 7 centimetrů po roce od dozrání (v listopadu následujícího roku). Takto pozdní klíčení však mohlo být ovlivněno nezvykle dlouhým trváním zaplavení lokality (8 měsíců), které je v menší míře pro toto stanoviště typické. Autoři předpokládají, že pro rozvoj mykorrhizních hub, na nichž je klíčení závislé, je nutné aerobní prostředí v substrátu. Pokud jsou semena umístěna ve větší hloubce, je možné, že se tu aerobní prostředí vytvoří později nebo na kratší dobu než při povrchu substrátu (READ et al. 1999).

### 1.7.9 Vegetativní rozmnožování

Jak již bylo zmíněno výše, vegetativní rozmnožování hraje důležitou roli na již kolonizovaných stanovištích. Je to jedna z možností, jak druh může na lokalitě zvyšovat svojí početnost (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; OOSTERMEIER et HARTMAN 2014). Jelikož rostliny mělce koření, mohou se při krátkodobém přeplavení a následném uvolnění rostlin ze substrátu šířit v rámci lokality i vegetativně vzniklá individua (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Velmi důležitou roli však hraje vegetativní rozmnožování ve starších populacích, kde větší zápoj znemožňuje generativní množení. Jelikož jsou jednotlivá individua krátkověká, mohou díky vegetativnímu rozmnožování vytrvat déle na lokalitě, kde již není možné generativní rozmnožování. Adventivní pupeny vznikají na starých hlízkách dosti často a vyvíjejí se dále po

jejich zániku jako samostatné mykorhizómy, odpovídající generativně vniklým dvouletým individuím (OOSTERMEIER et HARTMAN 2014; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

## 1.8 Ekologické nároky druhu

### 1.8.1 Malý zápoj a konkurence

*Liparis loeselii* je heliofyt až heliosciofyt malého vzrůstu s minimální schopností konkurence, a proto tvoří nejpočetnější a nejvitálnější populace na stanovištích v raných fázích sukcese na plochách holého substrátu bez vegetace, s malým zápojem bylinného patra a s minimálním nebo žádným zastoupením dřevin tvořících keřové či stromové patro vegetace (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; WHEELER et al. 1998; JONES 1998; SHAHRUDIN 2014; BEDNORZ 2011; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Méně vitální populace tvoří i na stanovištích v pokročilejších stádiích sukcese a se zapojenější vegetací bylinného patra, kde se často usídluje na bocích bultů ostřic a dalších graminoidů (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; ROLFSMEIER 2007).

S rostoucím zastoupením dřevin klesá poměrné zastoupení juvenilů v populaci. V populacích s větší pokryvností dřevin se vyskytují převážně dospělá kvetoucí individua (BZDON et CIOSEK 2006; SHAHRUDIN 2014; OOSTERMEIER et HARTMAN 2014). Druh je schopen po určitou dobu přežít i v iniciálních stádiích křovin či lesních společenstev, po úplném zapojení stromového patra druh na lokalitě vymírá (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; BEDNORZ 2011). Na území Severní Ameriky se druh vyskytuje i na různých typech lesních stanovišť, informace o vitalitě populací druhu na těchto stanovištích však nalezeny nebyly (ROLFSMEIER 2007; CAMP et GAMON 2011). Odlišná je situace u *Liparis loeselii* var. *nemoralis*, jelikož tato varieta se primárně vyskytuje na stanovištích v lesích, s řídkým podrostem. Je možné předpokládat, že tato varieta také vykazuje malou konkurenceschopnost, stejně jako zbylé dvě variety druhu. Avšak její tolerance k zástínu je pravděpodobně mnohem větší než je tomu u zbylých dvou variet (PERAZZA et al. 2012).

Výskyt druhu na stanovištích s nízkou trofií a nízkou produktivitou rostlinných společenstev pravděpodobně také souvisí s jeho malou konkurenceschopností. Na takovýchto stanovištích je druh vystaven menší konkurenci ze strany okolní vegetace, která roste pomaleji než na stanovištích s větší trofií a průběh sukcese je tedy na málo úživných stanovištích pomalejší (SHAHRUDIN 2014).

Schopnost generativního rozmnožování vstavačovitých je v zapojených ekosystémech obecně mizivá (PROCHÁZKA 1980).

### 1.8.2 pH substrátu

*Liparis loeselii* je považován za bazofilní rostlinu, která je ve většině případů vázaná na substráty slatinného typu. Druh osidluje substráty s neutrální až bazickou půdní reakcí a preferuje pH vyšší než 6. BEDNORZ (2003) udává pH z typické lokality druhu v Polsku v rozmezí 6,8–7,2; KUBÁT (2000) udává pH z lokality Shnilé louky v rozmezí 7–8, GUTOWSKÁ et al. (2005) zmiňují rozsah pH na polských lokalitách 6,6–7,9; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS (1985) udávají poněkud nižší hodnoty pH z dnes zaniklých lokalit v okolí Lázní bohaneč, konkrétně 5,5 z lokality u Bohdanečského rybníka; 5,6 z lokality u rybníku Rozhrna a 6,3 z lokality u rybníku Matka, stejně tak PRAUSOVÁ (2010b) udává z lokality PP Byšičky pH 6,5 a z PP Broumarské slatiny pH 5,89. Hodnoty pH na několika lokalitách druhu zjišťovala také ŠTECHOVÁ (2005), sice se nezabývala *Liparis loeselii* ale mechem *Hamatocaulis vernicosus*, ten se však přinejmenším v PP Podtrosecká údolí vyskytuje ve stejných plochách jako *Liparis loeselii* (Tab. x).

Tab. 3: Hodnoty pH půdy naměřené na slatinných lokalitách s výskytem *Hamatocaulis vernicosus* (ŠTECHOVÁ 2005)

lokality	pH		
	průměr	minimum	maximum
Ruda	6,62	5,98	7,09
Vidlák	7,18	6,45	7,63
Břehyně	7,03	6,64	7,39
Baronský r.	7,01	6,45	7,53

Autoři studující populace rostoucí v prohlubních mezi písečnými dunami, zmiňují postupnou acidifikaci prostředí, která je spojena s průběhem sukcese na tomto stanovišti, jako jednu z hlavních příčin ústupu druhu (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIER et HARTMAN 2014).

Ve velmi vzácných případech byl v Evropě zaznamenán výskyt druhu i na vrchovištích či rašeliništích s kyselou půdní reakcí (ŽALNERAVIČIUS et GUDŽINKAS 2016). Na stanovištích s mírně až středně kyselou půdní reakcí byl druh zaznamenán i v Severní Americe, i zde však druh preferuje stanoviště s neutrální a spíše zásaditou půdní reakcí (ROLFSMEIER 2007).

### 1.8.3 Konstantní hydrologický režim

Druh je závislý na konstantním hydrologickém režimu. Mezi autory panuje shoda, že ideální výška hladiny podzemní vody přinejmenším na začátku vegetační sezóny se pohybuje mezi 4–15 cm od povrchu substrátu čili od kořenů rostliny (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; ROZE et al. 2014)

Druh je schopen tolerovat i krátkodobý pokles hladiny podzemní vody během vegetační sezóny na úroveň 50 cm pod úrovní povrchu substrátu. Stejně tak krátkodobé zaplavení (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000). Pravidelné kolísání hladiny vody od zaplavení koncem zimy a začátkem jara po pokles hladiny podzemní vody do hloubek okolo 50 cm pod povrchem

substrátu je typický pro stanoviště druhu v prohlubních mezi písečnými dunami na mořském pobřeží (READ et al. 1999).

WHEELER et al. (1998) zmiňují omezené klíčení semen a výrazný nárůst mortality u juvenilů v extrémně suchých sezónách. Předpokládá, že zřídka se vyskytující deště vedou k menší tvorbě tobolek, jelikož je omezeno úspěšné opylení.

OOSTERMEIER et HARTMAN (2014) zmiňují, že několik příliš vlhkých let v řadě vede k poklesu velikosti populací a že permanentní zamokření substrátu s úrovní hladiny podzemní vody na úrovni substrátu má, přinejmenším na stanovištích mezi písečnými dunami, negativní vliv na přežívání populace a zejména na klíčení semen. S tím se ztotožňují i READ et al. (1999), jelikož v takovýchto podmínkách se nemůže rozvíjet houbový endofyt umožňující klíčení semen druhu. Pokud se vyskytnou krátkodobé změny ve vodním režimu (např. zaplavení nebo výrazný pokles hladiny vody), druh nekvete a může přežít ve vegetativním stavu. Pokud je změna trvalá, druh zmizí po 3 až 4 letech (ROZE 2014; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

I při krátkodobém zatopení lokality dochází k vyplavování pahlíz mělko uložených v mechových porostech na ostricových bultech. To může vést k uhynutí vyplavených individuí, zároveň však tato situace umožňuje přenesení jedinců na jiná místa a je tedy alternativou šíření pomocí semen (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Schopnost přežít pouze krátkodobé zaplavení je dána i morfologicky, jelikož kůra kořenů druhu neobsahuje aerenchym a přístup vzduchu ke kořenům je zajištěn pouze mělkým kořeněním (ROZE et al. 2014).

Zajímavá je zmínka o početné populaci na území Severní Ameriky, která roste pod přehradou v New Hampshiru. Je zaplavena po dobu 20 až 30 minut několikrát denně a přežívá ponořená i po delší časová období (jejichž délku však autor nespecifikoval), aniž by přestala kvést (ROLFSMEIER 2007).

Je možné, že druh toleruje krátkodobé poklesy hladiny podzemní vody díky zásobní funkci pahlízy (JONES 1998; MCMASTER 2001). Ze Severní Ameriky jsou dokonce známé výskyty některých populací v horských oblastech na mezických stanovištích. *Liparis loeselii* var. *nemoralis* roste na mezických stanovištích v lesích, také v horských oblastech. Autoři studující tuto varietu však podotýkají, že na stanovištích rostlin se projevuje výrazný vliv horizontálních srážek, což můžeme předpokládat i v případě mezických stanovišť druhu v Severní Americe (ROLFSMEIER 2007, PERAZZA et al. 2012).

Nízká hladina podzemní vody také vede k mineralizaci substrátu a následnému rozvoji konkurenčně zdatných graminoidů a dřevin. Na druhou stranu trvalé přeplavení má negativní vliv na klíčení semen, jak již bylo několikrát zmíněno výše (READ et al. 1998; SHAHRUNIN 2014).

#### **1.8.4 Klima**

V Eurasii má druh tendenci chybět v oblastech charakterizovaných letními suchy a teplotními extrémy jako jsou například časté holomrazy (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; ROLFSMEIER 2007). Na rozdíl od rozšíření v Eurasii mnoho severoamerických nalezišť druhu, zejména mimo

souvislý areál, leží v oblastech s výskytem široké škály teplot a s výskytem periodických such (ROLFSMEIER 2007).

Druh je nalézán ve výškovém gradientu 100–1100 m n. m. shodně v Severní Americe i Evropě, kde se nejvýše položené lokality druhu nacházejí na území Itálie a Švýcarska (MCMASTER 2001, PERAZZA et al. 2012). PROCHÁZKA (1980) udává, že *Liparis loeselii* je typický druh nížinných poloh, který se může vyskytovat od nížin do pahorkatiny. Je pravděpodobné, že v zemích kde druh vystupuje do vyšších nadmořských výšek, přinejmenším v severní Itálii, je tato skutečnost podmíněna jižnější polohou těchto oblastí oproti České republice.

### 1.8.5 Přítomnost endofytických hub

Ke zdárnému klíčení semen druhu je třeba přítomnost houbového endofyta. Dlouho se předpokládalo, že přítomnost či nepřítomnost konkrétních druhů mykorhizních hub ovlivňuje rozšíření druhu. Nejnovější studie však naznačují, že klíčení druhu je schopna indukovat celá řada různých houbových společenstev. Druh tak pravděpodobně není ve svém rozšíření tímto omezen (WAUD et al. 2017). Limitující je spíše přítomnost aerobního prostředí v substrátu, které je nutné pro klíčení semen za pomoci mykorhizních hub (WAUD et al. 2017; READ et al. 1999).

### 1.8.6 Dostupnost semen druhu

PROCHÁZKA et ČERNOHOUS (1985) se domnívají, že výskyt *Liparis loeselii* je podmíněn pouze mezními makroklimatickými a edafickými podmínkami, jelikož šíření semen je z hlediska vzdálenosti prakticky neomezené. Aktuální studie populační dynamiky druhu dokázaly, že k transportu semen druhu na dlouhé vzdáleni přesahující 100 km a následnému uchycení na vhodných stanovištích dochází velice zřídka a je možné, že jinými vektory než větrem. Vzácné jsou i případy šíření a následného uchycení semen na vzdálenosti přesahující 20 km. Naprostá většina semen končí ve zdrojových populacích, maximálně v populacích, které se nacházejí velice blízko (SHAHRUDIN 2014, PILLON et al. 2007). Bariéru pro zdárné šíření semen tvoří i okolní vegetace (ROZE et al. 2014; SHAHRUDIN 2014). Je tedy těžké si představit, že by se semena mohla běžně šířit přes rozsáhlé plochy stanovišť, která jsou nepříznivá pro klíčení semen druhu. Jednou ze základních podmínek pro vznik populace druhu na nově vzniklém stanovišti je tedy přítomnost dostatečného množství semen z okolních lokalit, jak uvádí KUBÁT (2000).

## 1.9 Stanoviště

Nejčastějšími stanovišti *Liparis loeselii* jsou slatiny, přechodová rašeliniště, třasoviště, prameniště a slatinné louky na dostatečně mokřých, neutrálních až bazických, slatinných a vápnatých půdách. Méně často se vyskytuje v rákosinách a je schopen po určitou dobu přežívat v iniciálních stádiích vrbových křovin a olšin (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PRAUSOVÁ 2010, DYKYJOVÁ 1986).

*Liparis loeselii* je častější v iniciálních stádiích slatinných společenstev. V pokročilejších sukcesních stádiích osídluje především šlenky mezi bulty ostřic a boční strany bultů, kde může lépe odolávat tlaku konkurenčně schopnějších druhů. Po zastínění stanoviště zapojeným keřovým či stromovým patrem *Liparis loeselii* z lokality mizí (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).



*Liparis loeselii* je udáván jako typický druh pro přechodová rašeliniště a třasoviště (7140) a zásaditá slatiniště (7230), která jsou zahrnuta v příloze I směrnice 92/43/EHS (EUROPEAN COMMISSION 2007). Dalšími stanovišti přílohy I směrnice 92/43/EHS, na kterých se druh velmi vzácně vyskytuje (ŽALNERAVIČIUS et GUDŽINKAS 2016), jsou vápnitá slatiniště s mařicí pilovitou a druhy svazu *Caricion davallianae* (7210), aktivní vrchoviště (7110) a fennoskandinávská minerálně bohatá prameniště a pramenná slatiniště (7160).

Typickým stanovištěm druhu na pobřeží severozápadní Evropy jsou vlhké prohlubně mezi písčnými dunami. Jedná se o níže položené oblasti mezi hřbety písčných dun. Substrát na těchto stanovištích bývá zásaditý kvůli přítomnosti úlomků ulit mořských živočichů v písku, zásaditost substrátu může časem klesat, nebo být udržována průsaky vody bohaté na vápník. Toto prostředí je přirozeně velice dynamické a neustále zde dochází k tvorbě nových dun. Tato stanoviště bývají během zimy a počátkem jara zaplavená, poté voda opadá a v průběhu léta mohou stanoviště částečně vysychat (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIER et HARTMAN 2014; READ et al. 1998; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Druh se v rámci celého svého areálu vyskytuje také na antropogenně vzniklých nebo ovlivněných stanovištích, zejména na opuštěných plochách po těžbě rašeliny a na vlhkých dnech opuštěných pískoven (CZYLOK et al. 2008; KUBÁT 2000; BZDON et CIOSEK 2006; ROLFSMEIER 2007; CAMP et GAMON 2011; GUTOWSKA et al. 2005, PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Polští autoři udávají druh ze slatin s bohatou vrstvou hnědých mechů čeledě *Amblystegiaceae*, z přechodových rašelinišť a třasovišť a pramenných slatinišť a rašelinišť zásobených minerální vodou, méně často z komplexů bezkolencových a slatinných luk. Specifickými stanovišti severovýchodního Polska jsou dobře prosvětlené rašelinné lesy s borovicí a břízou (GUTOWSKA et al. 2005; BEDNORZ 2003; URBAN 2013; PIWOWARSKI et PRZEMYSKI 2012; BZDON et CIOSEK 2006).

Ve Velké Británii druh roste na vlhkých stanovištích mezi písčnými dunami, na západě území, zejména ve Walesu. Většina rostlin zde má morfologický charakter *Liparis loeselii* var. *ovata*, nicméně vzácně zde rostou i rostliny odpovídající morfologickým charakteristikám *Liparis loeselii* var. *loeselii* (WHEELER et al. 1998; READ et al. 1998; PILLON et al. 2007). Druhým stanovištěm druhu ve Velké Británii jsou slatiny, kde v minulosti probíhala těžba humolitu. Druh zde roste právě na opuštěných plochách, kde byl těžen humolit. Zde rostou rostliny *Liparis loeselii* var. *loeselii* (JONES 1998).

Celkový rozsah stanovišť druhu je v Severní Americe širší než na evropském území (ROLFSMEIER 2007). Kromě stanovišť, která jsou stejná nebo podobná stanovištím druhu v Evropě (včetně občasných výskytů na lehce až středně kyselých substrátech) se *Liparis loeselii* vyskytuje většinou mimo souvislý areál na stanovištích netypických z evropského pohledu. Ve Washingtonu druh roste také na podmáčených slunných místech uvnitř lesů s dominancí douglasky (CAMP et GAMON 2011). V horských polohách byly zaznamenány populace rostoucí na suchých křovinatých starých polích, v mladých obrůstajících lesích v jižní Indianě, v horských lesích v jihozápadním Ohiu, v suchých dubových savanách ve Wisconsinu a podél horního okraje suchých, plevelnatých starých cest v Kentucky (ROLFSMEIER 2007; MCMASTER 2001). Autoři sice některá stanoviště popisují jako suchá, ale pravděpodobně jsou spíše mezická. Protože se jedná o lokality v horách, lze předpokládat, že zde existenci druhu umožňují výrazné

horizontální srážky stejně jako u *Liparis loeselii* var. *nemoralis*, který roste na mezických stanovištích v podhorských až horských polohách severní Itálie (PERAZZA 2012). Autor předpokládá, že tyto rostliny mohou představovat genotyp s větší ekologickou valencí (ROLFSMEIER 2007). Ostatní populace rostoucí v Severní Americe (uvnitř i mimo souvislý areál druhu) rostou na stanovištích, která jsou pro druh víceméně typická (ROLFSMEIER 2007; MCMASTER 2001; LEOSCHKE 2010; CAMP et GAMON 2011).

## 1.10 Rostlinná společenstva

Společným znakem většiny biotopů *Liparis loeselii* je vysoká pokryvnost mechového patra a nižší zapoj bylinného patra (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Těžiště výskytu druhu v České republice je ve společenstvech svazu: *Carricion davallianae* z třídy *Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae*. Vzácný je výskyt druhu ve společenstvech svazů: *Phragmition australis* a *Magnocaricion elatae* třídy: *Phragmito-Magno-Caricetea* a v iniciálních stádiích společenstev svazu *Alnion glutinosae* třídy *Alnatea glutinosae* (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; upraveno dle CHYTRÝ [ed.] 2011).

*Liparis loeselii* se častěji vyskytuje v iniciálních stádiích slatinných společenstev. Ve vyšších sukcesních stádiích osídluje především šlenky mezi buly ostřic nebo roste na bočních stranách bultů, kde se nemohou uplatnit konkurenčně schopnější druhy. Po zastínění bylinného patra zapojeným keřovým či stromovým patrem hlízovec definitivně z lokality mizí (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

OOSTERMEIJER et HARTMAN (2014) udávají, že v západní Evropě je *Liparis loeselii* charakteristickým druhem svazu *Caricion davallianae* (Westhoff et al. 1998), v rámci kterého se vyskytuje v asociacích *Junco baltici-Schoenetum nigricans* a *Parnassio-Juncetum atricapilli* (Westhoff et al. 1998) ve vápnitých prohlubních v písččných dunách na mořském pobřeží a v asociaci *Scorpidio-Caricetum diandrae* (Westhoff et al. 1998) ve vnitrozemských slatiništích.

V Polsku se stejně jako v České republice řadí porosty s výskytem *Liparis loeselii* do svazu *Caricion davallianae* třídy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. Je zde charakteristickým druhem asociace *Orchido-Schoenetum nigricanti* (PIWOWARSKI et PRZEMYSKI 2012; BEDNORZ 2011; GUTOWSKA et al. 2005; URBAN 2013), dle CHYTRÉHO (2011) je tato asociace synonymem asociace *Junco subnodulosi-Schoenetum nigricans*, která se vyskytuje na našem území.

Na pobřežních lokalitách ve Velké Británii druh roste ve společenstvu (READ et al. 1999; JONES 1998), které se vyskytuje na vlhkých plochách v raných stádiích sukcese *Salix repens* – *Campylium stellatum* (JONES et WHEELER 1999).

## 1.11 Ohrožení

Druh ustupuje v rámci celého svého areálu. Jak bylo uvedeno v kapitole rozšíření ČR, v dnešní době je známo 14 existujících lokalit druhu včetně mikrolokalit. Přinejmenším 2 z nich jsou na pokraji vyhynutí (PP Broumarské slatiny a NPP Novozámecký rybník) a dalších několik je také nepříliš početných. Dodnes bylo na území dnešní České republiky nalezeno celkem 31 lokalit včetně mikrolokalit. 17 lokalit je tedy vyhynulých či přinejmenším neznámých.

Také v Polsku, které je považované za jednu ze zemí s největší populací druhu v Evropě, druh výrazně ustoupila dnes je znám přibližně z 50 % všech známých lokalit, přičemž většina populací je málo početná (GUTOWSKÁ et al. 2005).

Druh je vzácný zejména proto, že osidluje unikátní a všeobecně vzácná stanoviště oligotrofních mokřin s neutrální až zásaditou půdní reakcí. Tato stanoviště, stejně jako jiná mokřadní stanoviště (zvláště pak oligotrofní), během historického vývoje celé oblasti areálu druhu výrazně ustoupila. Druh navíc obývá zejména raně sukcesní stadia těchto stanovišť (PIWOWARSKI et PRZEMYSKI 2012; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

Druh je ohrožen v podstatě pouze destrukcí svých stanovišť, ať už přirozených nebo antropogenně vzniklých, která je způsobena přímým působením člověka, nebo přirozenou sukcesí. Jsou známy i méně významné vlivy, které mohou znamenat ohrožení pro druh.

Lidskou činností s jednoznačně nejzhoršivějším vlivem na populace *Liparis loeselii* je přímá destrukce stanovišť druhu odvodňováním a přeměnou stanovišť druhu na zemědělskou půdu. Zejména v minulosti druh poznamenalo rozsáhlé vysoušení mokřadů. Nejen na území současné České republiky je rozšíření druhu soustředěno do nížiny a pahorkatiny, což jsou oblasti, kde probíhalo odvodňování v největší míře (ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1976; ŽALNERAVIČIUS et GUDŽINKAS 2016; ROLFSMEIER 2007). V minulosti zanikly vlivem přímé destrukce stanovišť vysoušením a přeměnou na zemědělskou půdu například populace u Čejče, Bílovce, Vrbátek, nebo u Javorníku v Bílých Karpatech (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Ačkoli v současnosti jsou všechny lokality druhu v České republice soustředěny ve zvláště chráněných územích a i mimo ně je již odvodňování minulostí, například v Polsku je vysoušením svých lokalit druh stále ohrožen (GUTOWSKÁ et al. 2005). Další hrozbou pro druh zapříčiněnou lidskou činností může být také pokles hladiny podzemní vody ať už ve spojitosti s nevhodnou manipulací s výškou hladiny přilehlých vodních ploch (PRAUSOVÁ 2010b), nebo kvůli nadměrnému čerpání podzemních vod (ROLFSMEIER 2007). Pokles hladiny vody, kromě přímého vlivu na rostliny *Liparis loeselii* a na klíčení jejich semenáčků (WHEELER et al. 1998) ovlivňuje také vlastnosti substrátu, který ve zvýšené míře mineralizuje, což vede ke zvýšení trofie stanoviště. Zvýšená trofie stanovišť vede ke změnám ve struktuře vegetace a k zarůstání stanoviště konkurenčně zdatnějšími druhy (ROLFSMEIER 2007). Naopak zatopení některých lokalit způsobené manipulací s hladinou přilehlých ploch, výstavbou přehrad, ale i přirozenými procesy má na rostliny druhu i na klíčení semenáčků také velmi negativní vliv (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; ROLFSMEIER 2007; ROZE et al. 2014; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Na ústup populací má bezesporu zásadní vliv zarůstání ploch stanovišť druhu v rámci přirozené sukcese. Druh ustupuje s rostoucím zápojem bylinného patra. V porostech se značně zapojeným bylinným patrem je však schopen v málo početných populacích po určitou dobu setrvávat (ROLFSMEIER 2007). Razantně ustupuje s vývojem zápoje keřového patra (BEDNORZ 2011; WHEELER et al. 1998; MCMASTER 2001; ROZE et al. 2014; PIWOWARSKI et PRZEMYSKI 2012; PAWLKOWSKI 2008; ROLFSMEIER 2007). Takovéto změny jsou na vnitrozemských stanovištích nevratné bez lidského zásahu (BEDNORZ 2011). Ačkoli intenzivní využívání krajiny má a zejména mělo negativní dopad na populace druhu, je pravděpodobné, že extenzivní využívání stanovišť druhu je pro druh přínosné. Na druh mělo velice pozitivní vliv tradiční kosení jeho lokalit i extenzivní těžba humolitu (JONES 1998; ROLFSMEIER 2007; PAWLKOWSKI 2008). Upouštění od extenzivního využívání krajiny má na druh negativní dopad, jelikož takto využívané plochy v současnosti zarůstají a nová vhodná stanoviště pro druh už touto cestou nevznikají. Paradoxně měly na přežívání druhu v některých případech pozitivní vliv i poměrně

intenzivní zásahy do krajiny způsobené rozsáhlou těžbou (většinou písku, na našem území humolitu), protože díky nim vznikly plochy holých podmáčených ploch s převážně minerálním substrátem. Na nich se objevily početné populace druhu (KUBÁT 2000; BZDON et CIOSEK 2006; ROLFSMEIER 2007; CAMP et GAMON 2011; GUTOWSKA et al. 2005, PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Velmi nevhodné nejen pro *Liparis loeselii* jsou technické rekultivace podobných ploch. Zánik některých populací byl způsoben i nevhodným způsobem ochrany stanovišť druhu. Například v rezervaci Mielno se druh potýká s tím, že vzhledem ke konzervačnímu přístupu ochrany přírody není zasahováno do procesu přirozené sukcese a není přístupováno k managementovým zásahům na lokalitě druhu, což vede k vyhynutí druhu na takových lokalitách (BEDNORZ 2011). Také na území dnešní České republiky bylo v minulosti přístupováno k ochraně přírody takovýmto konzervačním způsobem. Pokud druh rostl ve zvláště chráněném území, což v minulosti nebylo pravidlem, byl sice do jisté míry územní ochranou chráněn před přímou destrukcí svých stanovišť, nicméně na těchto stanovištích nebyl prováděn žádný management. Tak zanikla například lokalita u rybníka Houkvice u Petrovic nad Orlicí, odkud druh vymizel po úplném zapojení stromového patra, ačkoli byla lokalita chráněným územím PR „U Houkvice“ a druh byl odsud znám. A pravděpodobně takto zanikla většina populací v dnešní NPR Bohdanečský rybník (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985, ČERNOHOUS et PROCHÁZKA 1970; PRAUSOVÁ 2010a). Velkým problémem současnosti je spad atmosférických depozic dusíku, díky kterému se zvyšuje trofie stanovišť druhu, podobně jako v případě snížení hladiny podzemní vody a dochází k urychlení vývoje sukcese a k expanzi dřevin do dříve neúživných biotopů (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014; SHAHRUDIN 2014). Stanoviště druhu mezi písčnými dunami na mořském pobřeží jsou ohrožena zejména blokováním přirozené dynamiky místní ekosystémů, stabilizací dun. To znemožňuje tvorbu nových vhodných stanovišť, jejichž neustálý vznik je klíčový pro dlouhodobé setrvání metapopulací druhu v tomto typu stanovišť (SHAHRUDIN 2014).

Názory na významnost vlivu herbivorů na populace druhu se mezi jednotlivými autory liší. WHEELER et al. (1998) považuje vliv herbivorů zejména na juvenilní rostliny za významný. Dále předpokládá, že škody způsobené zejména plži jsou větší v případě nedostatečného zaplavení lokality, ke kterému za běžných podmínek dochází na lokalitách mezi písčnými dunami, kde autor druh studoval. MCMASTER (2001) pokládá vliv herbivorů za méně významný na přežívání populací rostlin. Kromě poškození způsobených herbivory našel v několika málo případech i kompletně odstraněné výhonky a lodyhy, které byly poškozeny pravděpodobně jeleny nebo králíky. ROLFSMEIER (2007) předpokládá vzhledem k malé velikosti rostlin malou pravděpodobnost selektivního spasení a dokládá, že na jedné lokalitě v Severní Americe rostliny *Liparis loeselii* zůstávají nepoškozené, zatímco větší nápadnější jedinci druhu *Plantanthera aquilonis* jsou spásány pravděpodobně jeleny. PROCHÁZKA (1980) navíc předpokládá, že odstranění květenství v rané fázi vývoje může podpořit vegetativní rozmnožování, což také může snížit negativní dopady okusu. Okus jako možné riziko pro populace *Liparis loeselii* zmiňují i GUTOWSKÁ et al. (2005).

Některé populace jsou velmi malé a v extrémním případě sestávají z jediné rostliny, proto mohou být ovlivněny i náhodnou událostí jako je například sešlap (během managementu či při pohybu nebo rytí lesní zvěře). Někdy jsou pro zabránění vlivu zvěře budována oplocení, nebývá to však časté. Nicméně rytí a pošlap zvěře v okolí populace druhu má jednoznačně kladný efekt, jelikož tak přirozeně vznikají vhodná místa pro klíčení semen druhu (ROLFSMEIER 2007; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; BIOMONITORING 2017).

Druh je drobný, nenápadný, nemá velké a barevné květy, roste na poměrně nepřístupných stanovištích, proto není pravděpodobné (na rozdíl od nápadnějších zástupců čeledi), že by mohl být ve větší míře trhán nebo vyrýpáván pro potřeby následné kultivace. Pravděpodobně neexistují ani žádné domněnky o léčivosti jeho pahlíz, takže na rozdíl od jiných zástupců čeledi není ohrožen sběrači salepu či podobnými zájmovými skupinami. Zájem o druh může být větší mezi fotografy, kteří však případným pošlapem, většinou poskytují druhu určitou formu managementu. Samozřejmě v případě extrémně malých populací mohou i tito lidé rostliny přehlédnout a poškodit pošlapem (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 1980).

## 1.12 Ochrana

Tento velmi vzácný zástupce čeledi *Orchideaceae* je zařazen do kategorie C1 t Červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky (GRULICH 2012) a do kategorie kriticky ohrožený podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., ve znění pozdějších předpisů. Jako jeden z mála příslušníků čeledi *Orchidaceae* rostoucích na území České republiky je uveden v příloze II a IV směrnice 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (AOPK ČR 2017a). Dále je uveden v příloze I Bernské úmluvy, v příloze II CITES (BIOMONITORING 2017) a v příloze A Nařízení Rady (ES) č. 338/97 ze dne 9. prosince 1996 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi (MSK 2017).

V současnosti roste *Liparis loeselii* na území 5 Evropsky významných lokalit (EVL) – Ruda, Jestřebsko – Dokesko, Podtrosecká údolí, Byšičky a Bílé Karpaty (EVROPSKY VÝZNAMNÉ LOKALITY V ČESKÉ REPUBLICĚ 2017).

Ačkoli druh rostl i v minulosti v České republice v řadě zvláště chráněných území, kde byly jeho lokality chráněny před přímou likvidací, tehdejší konzervační přístup v ochraně přírody druhu neprosplival. Již PROCHÁZKA a ČERNOHOUS (1985) zmiňují, že je třeba provádět management na lokalitách s populacemi druhu.

Ochrana metapopulací *Liparis loeselii* závisí na rovnováze mezi kolonizací a extinkcí. Optimální ochranná strategie by se měla soustředit na umožnění kolonizace nově vzniklých vhodných ploch stejně tak jako na udržení stávajících populací po co nejdélejší možnou dobu ve vitálním stavu, přinejmenším jako zdroj diaspor pro kolonizaci nově vzniklých ploch. Manuální introdukce semen je krajní možností, která není pravděpodobně nezbytná, přinejmenším v případě větších metapopulací, jiná situace může být u izolovaných populací (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014; WHEELER et al.; SHAHRUDIN 2014; ROLFSMEIER 2007).

Stávající populace je možné udržovat ve vitálním stavu nebo přinejmenším prodlužovat jejich životnost kosením a zachováním či dosažením vhodného vodního režimu a zejména odstraňováním náletových dřevin. To vede ke zpomalení procesu přirozené sukcese (SHAHRUDIN 2014, PAWLIKOWSKI 2008; ROLFSMEIER 2007, WHEELER et al. 1998). Obecně je doporučováno kosení na začátku srpna, tím však mohou být odstraněny tobolky se semeny druhu. Jsou dvě možnosti, jak předejít ztrátě tobolek se semeny. Buď je možné při kosení

ponechat vyšší strniště, takže nedojde k posečení plodenství druhu, který dorůstá maximálně 25 centimetrů (AOPK ČR 2016). Nebo lze kosit lokality před začátkem vegetační sezóny druhu v únoru až březnu, jak doporučují ROZE et al. (2014). Tím je umožněno šíření semen z plodenství, která jsou stále přítomna na lokalitě a stále obsahují životaschopná semena. I během zimy a na konci zimy se šíří za pomoci větru a vody z tajícího sněhu. Navíc může být ponecháno nižší strniště. Vždy je nutné odstranit z ploch posečenou biomasu (PRAUSOVÁ 2010b, PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985, SHAHRUDIN 2014, BIOMONITORING 2017; ROLFSMEIER 2007). Někteří autoři zmiňují i možnost kontrolovaného zimního vypalování lokalit (MILANOVIĆ 2012; ROLFSMEIER 2007; MCMASTER 2001; WHEELER et al. 1998) či extenzivní pastvu (ROLFSMEIER 2007; PIWOWARSKI et PRZEMYSKI 2012; MCMASTER 2001). Pro zachování vhodného vodního režimu jsou na lokalitách odvodněných v minulosti doporučována opatření jako přehrazování odvodňovacích kanálů, nebo naopak jejich šetrné obnovování (BIOMONITORING 2017). U lokalit, jejichž vodní režim je ovlivněn přilehlými rybníky, je třeba udržovat výšku hladiny těchto rybníků na vhodné úrovni (PRAUSOVÁ 2010b; PAWLIKOWSKI 2008).

Klíčové pro dlouhodobé zachování populací či metapopulací, je vytvářet plochy vhodné pro kolonizování semeny druhu. Žádoucí je odstranění vrchní vrstvy substrátu spolu s veškerou vegetací na různých velkých plochách v rámci lokalit. Před takovým zásahem je třeba provést důkladný monitoring, aby při provádění managementu nebyly odstraněny i rostliny druhu *Liparis loeselii* či jiných zvláště chráněných druhů (OOSTERMEIER et HARTMAN 2014; ROLFSMEIER 2007; PAWLIKOWSKI 2008). Na lokalitách druhu na mořském pobřeží je důležité zachovat přirozené procesy dynamické tvorby nových dun na plochách, kde je to prakticky možné (SHAHRUDIN 2014, OOSTERMEIER et HARTMAN 2014). Případně lze tvořit takováto nová stanoviště uměle, k čemuž přistoupili např. na lokalitě Kenfig ve Velké Británii (HURFORD 2012).

### 1.13 Genetika

V posledních letech bylo publikováno několik studií zabývajících se genetickou strukturou populací druhu *Liparis loeselii* na území západní Evropy. Genetická variabilita byla zjišťována metodou AFLP (SHAHRUDIN 2014; PILLON et al. 2007; LIU 2003).

O druhu je známo, že je plně autogamní, což bylo pokusně dokázáno (PROCHÁZKA 1980). Na základě autogamie druhu lze předpokládat, že genetická variabilita populací se nemůže výrazně zvyšovat během crossing-overu ani rekombinací rodičovských gamet při oplození, zároveň nemohou vzájemným křížením zaniknout rozdíly mezi jednotlivými genotypy v populaci. Také lze předpokládat, že rostliny vzniklé ze semen jedné rostliny jsou geneticky velmi podobné rostlině, která semena vyprodukovala (SHAHRUDIN 2014; BÁRTOVÁ 2014). Lokality druhu jsou navíc ostrůvkovitě rozptýleny v krajině. Z toho plyne předpoklad, že genetická variabilita jednotlivých populací by měla být poměrně nízká, naopak v důsledku ostrovního charakteru lokalit a také vzhledem k samosprašnosti druhu lze usuzovat, že variabilita mezi jednotlivými populacemi bude vyšší (SHAHRUDIN 2014).

Výsledky genetických studií druhu *Liparis loeselii* tomuto předpokladu úplně neodpovídají. Autoři se shodují ve zjištění, že genetická variabilita v rámci jednotlivých populací je naopak vysoká. Vysoká genetická variabilita uvnitř jednotlivých populací může být zapříčiněna tím, že

jsou populace zakládány několika odlišnými zakladateli, kteří mohou pocházet z různých populací. Tyto výsledky zároveň naznačují, že druh je schopen se dobře šířit pomocí semen a úspěšně kolonizovat nová vhodná stanoviště (SHAHRUDIN 2014; PILLON et al. 2007; LIU 2003).

Výsledky analýzy genetické variability mezi populacemi se však v jednotlivých studiích liší. Ve Francii a Velké Británii byla zjištěna větší míra genetické variability v rámci populací než mezi populacemi, která byla poměrně nízká. Z nízké mezipopulační variability autoři této práce usuzují, že mezi populacemi existuje genový tok zprostředkovaný semeny, která se mezi populacemi šíří a tento genový tok snižuje variabilitu mezi populacemi (PILLON et al. 2007). Naopak mezi populacemi na ostrovech ve Wadenském moři byla nalezena významná variabilita i mezi jednotlivými populacemi, v rámci ostrovů i mezi jednotlivými ostrovy, ačkoli byla stále nižší než variabilita vnitropopulační (SHAHRUDIN 2014; LIU 2003). Zároveň autoři nejnovější studie (SHAHRUDIN 2014) usuzují, že rozdíl ve výsledcích může být způsoben tím, že ve Wadenském moři byly studovány pouze populace rostoucí na vlhkých písčích mezi dunami, zatímco ve Velké Británii a Francii byly studovány také populace na slatinách. Tyto dva biotopy se liší svou ekologií a zřejmě i mírou metapopulační dynamiky. To se může odrážet v jejich genetické struktuře (SHAHRUDIN 2014; PILLON et al. 2007). Určité rozdíly jsou i ve výsledcích prací studujících genetickou variabilitu druhu ve Wadenském moři. Autoři (SHAHRUDIN 2014; LIU 2003) docházejí ke stejným závěrům, že vnitropopulační variabilita je vyšší než mezipopulační variabilita, ale liší se mírou odlišnosti. LIU (2003) uvádí výraznější rozdíly ve vnitropopulační a mezipopulační variabilitě než SHAHRUDIN (2014). Za příčinu tohoto rozdílu považuje SHAHRUDIN (2014) menší množství analyzovaných vzorků v předchozí studii a zejména odlišný přístup k vyhodnocení výsledků. Zatímco SHAHRUDIN (2014) odlišovala jednotlivé populace v rámci ostrovů, LIU (2003) považoval každý ostrov za jednu populaci.

Současně byly zaznamenány případy kolonizací na vzdálenost delší než 20 km a velmi vzácně i na vzdálenost přesahující 100 km. K většině případů kolonizace však docházelo na kratší vzdálenosti a naprostá většina semen končila ve zdrojové populaci (SHAHRUDIN 2014; PILLON et al. 2007). Autoři uvádějí, že kolonizace na velmi dlouhé vzdálenosti přes 100 km jsou diskutabilní a že se semena mohla rozšířit na nohách vodního ptactva nebo na botách lidí, případně botaniků.

Výše uvedená zjištění podporují domněnku, že se druh vyznačuje výraznou metapopulační dynamikou (SHAHRUDIN 2014; PILLON et al. 2007).

Byla také zjištěna nezanedbatelná variabilita mezi populacemi na pobřežních lokalitách mezi písčnými dunami a na vnitrozemských slatiništích. Lokality z pobřežních lokalit Velké Británie a Francie byly dokonce navzájem méně variabilní než populace na pobřežních lokalitách vlhkých písků a vnitrozemských lokalitách slatinišť v rámci jednotlivých zemí. Nicméně genetické odlišení populací z těchto rozdílných biotopů nebylo úplné, ačkoli bylo výrazné. Tato zjištění podporují hypotézu, že existují dvě variety druhu *Liparis loeselii* var. *loeselii* a *Liparis loeselii* var. *ovata*. (PILLON et al. 2007). Genetická rozdílnost mezi těmito 2 domnělými ekotypy může být (ale) potenciálně spojena s adaptací na konkrétní (dunové nebo slatinné) stanoviště a s doprovodnými rozdíly v přístupnosti živin, ve světelných a vlhkostních poměrech či vazbou na jinou mykorrhizickou houbu (PILLON et al. 2007). Podobný názor ve spojitosti s *L. loeselii* var. *ovata* vyjádřili PROCHÁZKA et ČERNOHOUS (1985), naopak s tím nesouhlasí SHAHRUDIN

(2014). Možnost podmínění domnělých taxonů *Liparis loeselii* var. *loeselii* a *Liparis loeselii* var. *ovata* vazbou na odlišné endofytické houby vyvrací WAUD et al. (2017). K objasnění statutu *L. l.* var. *ovata* a *L. l.* var. *Loeselii* jsou potřeba přesnější data. Stejně tak je třeba provést (PILLON et al. 2007) studie v kontrolovaných podmínkách (tj. vyloučení přímého vlivu biotických a abiotických faktorů na morfologii rostlin).

Variabilita odhalená studií populací ve Francii a Velké Británii byla tedy podmíněna spíše typem stanoviště, než geografickou vzdáleností (PILLON et al. 2007). Naopak výsledky zjištěné na ostrovech ve Wadenském moři na pobřeží Německa a Holandska naznačují, že genetická variabilita je podmíněna geografickou vzdáleností (SHAHRUDIN 2014). Autorka zároveň dodává, že tato zjištění mohou souviset se skutečností, že životnost jednotlivých populací na studovaných stanovištích je velice krátká (vzácně delší než 20 let), což může snižovat pravděpodobnost, že se druh adaptuje na lokální podmínky biotopu. Je třeba zmínit, že PILLON et al. (2007) studovali populace na obou typech stanovišť druhu, zatímco SHAHRUDIN (2014) pouze na vlhkých písčích.

PILLON et al. (2007) také zjišťovali genetickou variabilitu jedné severoamerické populace, kterou do studie zařadili jako kontrolní skupinu. Na základě genetické variability byla tato lokalita jednoznačně oddělena od evropských lokalit, což zvýšilo výpovědní hodnotu výsledků zjištěných v rámci Evropy. V rámci severoamerické populace byla také zjištěna největší celková genetická variabilita, tzn. bylo zde nalezeno nejvíce genotypů. To může nasvědčovat předpokladu, že se druh do svého současného areálu začal šířit právě ze Severní Ameriky. Tento předpoklad může být teoreticky podpořen i širší škálou stanovišť, která druh v Severní Americe osídluje (ROLFSMEIER 2007).

SHAHRUDIN (2014) dodává, že lokální extinkce v rámci metapopulace, způsobená vznikem vhodného stanoviště až po zániku nejbližší populace produkující semena, vede ke snížení genetické variability celé metapopulace. V důsledku snížené genetické variability je tak redukován evoluční potenciál druhu adaptovat se na změny v podmínkách prostředí.

Velké populace nejsou prokazatelně geneticky variabilnější než populace malé (SHAHRUDIN 2014). Autorka uvádí jako příčinu časté kolísání velikosti populací, během něhož se některé genotypy ztrácí, tj. jejich nositelé vymřou a tím se snižuje celková genetická variabilita populace.



## 2 Metodika

### 2.1 Rozšíření ČR

Na základě literární rešerše a výsledků monitoringu populací druhu v letech 2014–2016 byla sestavena tabulka rozšíření *Liparis loeselii* v České republice. Na základě těchto dat byla také v nástroji na tvorbu síťových map, který je dostupný z WWW: <http://www.biolib.cz/cz/tooltaxonmap/id1/>, sestavena mapa výskytu druhu *Liparis loeselii* v jednotlivých čtvercích středoevropského síťového mapování.

### 2.2 Monitoring populací

Ve vegetační sezóně v roce 2014 probíhala terénní šetření, při kterých byl zjišťován stav populací *Liparis loeselii* na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, NPP Swamp – Kosa, NPP Swamp – Klůček, v PP Byšičky, PP Broumarské slatiny, PR Podtrosecká údolí, PP Kalábová, NPR Ruda a na části lokality NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky. Ve vegetační sezóně 2015 neproběhlo terénní šetření na lokalitě PP Kalábová. Navíc proběhlo terénní šetření na lokalitě Grulichova louka v NPR Novozámecký rybník. Ve vegetační sezóně 2016 probíhala terénní šetření na stejných lokalitách jako v roce 2014 a navíc ještě na slovenské lokalitě Hanšpíle v CHKO Malé Karpaty. Zaznamenávány byly zeměpisné souřadnice výskytu rostlin a počet sterilních či fertálních jedinců. Pro lokalizaci byl používán přístroj Garmin e-Trex H (high sensitivity).

### 2.3 Morfometrická měření

Morfometrická měření byla provedena v roce 2014 v NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (12. 7.), v NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (25. 6.), v NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (25. 6.), v NPP Swamp – Kosa (25. 6.), v NPP Swamp – Klůček (2. 6.), 11. 7. v PP Byšičky (2. 6.), v PR Podtrosecká údolí (28. 6.) a v PP Kalábová (12. 6.). Ve vegetační sezóně 2015 byla morfometrická měření realizována 21. 6. v NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky, 20. 6. v NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, 21. 6. v NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, 20. 6. v NPP Swamp – Kosa, 19. 6. v NPP Swamp – Klůček, 24. 7. v PR Podtrosecká údolí a 17. 7. v NPR Ruda. Ve vegetační sezóně 2016 proběhla 29. 7. v NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky, 29. 7. v NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, 21. 7. v NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, 21. 7. v NPP Swamp – Kosa, 21. 7. v NPP Swamp – Klůček, 30. 6. v PP Byšičky, 29. 7. v PR Podtrosecká údolí, 28. 6. v PP Kalábová, 28. 6. v NPR Ruda a 29. 6. na slovenské lokalitě Hanšpíle.

Pokud to bylo možné, bylo přeměřeno vždy minimálně 15 náhodně vybraných jedinců z lokality. Byly měřeny následující údaje: délka a šířka většího ze dvou listů u sterilních i fertálních rostlin, délka celé lodyhy, délka samotného květenství a počet květů u fertálních rostlin. Délka listu byla měřena od vrcholu listu ke středu bazální části listu. Šířka listu byla měřena v nejširší části listu. Lodyha byla měřena od báze lodyhy po vrchol květenství. Výška květenství byla měřena od stopky nejnižšího květu po nejvyšší bod nejvyššího květu. Tato měření měla sloužit k vzájemnému porovnání rostlin v rámci lokalit, ale také mezi lokalitami. V morfometrických parametrech rostlin se odráží stanovištní podmínky na lokalitě. Měřená data mohou být využita též k hledání odpovědi na výskyt různých variet tohoto druhu na území České republiky (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985).

## 2.4 Zápis fytoocenologických snímků

Na všech lokalitách, na kterých probíhalo zjišťování stavu populace, byly podle charakteru vegetace, ve které sledovaný druh rostl, zapsány jeden nebo dva fytoocenologické snímky na ploše 16–25 m<sup>2</sup>. Pokryvnost a početnost byla hodnocena podle 9 stupňové modifikace Braun-Blanquetovy stupnice (Westhoff et van der Maarel 1978), byla zaznamenána i pokryvnost mechového patra a ve většině snímků byly determinovány mechorosty. Snímky 5–12 z lokality PP Byšičky a 57–63 z lokality PP Broumarské slatiny pochází od Romany Prausové (PRAUSOVÁ 2010b). Snímky 1 z PR Podtrosecká údolí, 13 a 14 z PP Byšičky, 28 z NPP Swamp – Klůček, 37 a 38 z NPP Swamp – Kosa a 64 z PP Broumarské slatiny pocházejí z předchozí bakalářské práce (ŠTĚRBA 2014). V rámci tabulky hlavičkových hodnot jsou uvedeny nadmořské výšky, velikost plochy snímků, datum zapsání snímků, názvy lokalit a GPS souřadnice středů snímků. Přiřazení fytoocenologických snímků bylo provedeno podle publikace Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace (CHYTRÝ [ed.] 2011). Nomenklatura cévnatých rostlin byla zpracována dle Klíče ke Květeně České republiky (KUBÁT 2002). Soubor fytoocenologických snímků byl vyhodnocen v programu Juice 7.0.45 analýzou Twinspan. Soubor snímků byl analýzou rozdělen do 5 clusterů podle následujících pravidel (diagnostické druhy s fidelitou  $\geq 70\%$ , konstantní druhy s frekvencí  $\geq 70\%$ , dominantní druhy s pokryvností  $\geq 25\%$ ). V programu Juice 7.0.45 byla vytvořena též synoptická tabulka, která vyjadřuje procentuální frekvenci (v tabuce 12 – číslo) výskytu taxonů v jednotlivých skupinách neboli clusterech (5 skupin) fytoocenologických snímků. Dále obsahuje údaj o modifikované fidelitě (v tabulce 12 – index) taxonů k jednotlivým skupinám fytoocenologických snímků dle koeficientu phi. Při třídění druhů ve fytoocenologické tabulce byly druhy tříděny podle pořadí v synoptické tabulce. Vyhodnocení fytoocenologických snímků proběhlo podle formálních definic, diagnostických, dominantních a konstantních druhů uvedených v publikaci Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace (Chytrý [ed.] 2011). Jednoznačně identifikovatelné snímky byly zařazeny na úrovni asociací, zbývající nevyhraněné snímky byly charakterizovány jako přechody mezi jednotlivými svazy či třídami. Hlavičková data jednotlivých snímků jsou uvedena v tabulce hlavičkových dat (tab. 11).

## 2.5 Vertikální vzdálenost pahlíz od hladiny vody.

Vzdálenost byla měřena od bazální části pahlízy po hladinu vody vystupující ve sníženinách mezi buly nad povrch substrátu. Měření bylo prováděno za účelem zjištění vzdálenosti rostlin od hladiny podzemní vody na jednotlivých lokalitách a vzájemného srovnání a také za účelem porovnání zjištěných hodnot s hodnotami udávanými v literatuře (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; ROZE et al. 2014), jelikož vhodná vzdálenost hladiny podzemní vody od pahlíz *Liparis loeselii* je jednou z klíčových podmínek výskytu druhu na lokalitách (KUBÁT 2002).

## 2.6 Půdní rozbory

Elektrická konduktivita, pH a teplota vody na Lokalitách PR Podtrosecká údolí, NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky a NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem ze dne 29. 7. 2016 byla měřena v prohlubních, v nichž vystupovala hladina spodní vody nad povrch substrátu, přístrojem HACH.

Momentní vlhkost půdy, objemová hmotnost půdy a maximální vodní kapacita byla určena ze vzorků odebraných za pomoci Kopeckého válečku z lokalit PR Podtrosecká údolí (13.11.2015), NPR Ruda (24. 11. 2015), PP Kalábová (24. 11. 2015), PP Byšičky (29. 10. 2015), PP Broumarské slatiny (20. 11. 2015), NPP Swamp – Kosa (22.11.2015), NPP Swamp – Klůček (22.11.2015), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (22.11.2015), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (22.11.2015) a NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (22.11.2015), Ing. Josefem Tomášem v laboratoři se sídlem ve VÚLHM v Opočně. Momentní vlhkost půdy byla stanovena podle ISO/DIS 11465 (1993). Objemová hmotnost byla stanovena gravimetricky, maximální kapilární vodní kapacita byla určena metodikou podle Nováka.

Momentní vlhkost půdy vyjadřuje okamžitý obsah vody v půdě v době odběru. Nízké hodnoty této veličiny svědčí o nízké vlhkosti substrátu na stanovišti v době odběru vzorku.

Objemová hmotnost půdy je dána charakterem substrátu, zejména podílem organické složky. Půdy obsahující humolit, mají nižší objemovou hmotnost než půdy obsahující např. jílové částice nebo písek.

Maximální kapilární vodní kapacita ukazuje, jak je půda bohatá na kapiláry, v nichž může vázat vodu. Půdy s vyšší maximální kapilární vodní kapacitou jsou proto schopné déle udržovat určitou vlhkost při vysychání substrátu např. v důsledku poklesu hladiny spodní vody nebo nižších srážkových úhrnů.

Analýza půdních vzorků lokalit NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (20. 6. 2014), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (20. 6. 2014), NPP Swamp – Kosa (20. 6. 2014), PP Kalábová (24. 11. 2015) a NPR Ruda (27. 6. 2014) byla vprovedena ), Ing. Josefem Tomášem v laboratoři se sídlem ve VÚLHM v Opočně. V této práci byly použity také již publikované výsledky půdních analýz z lokalit PP Byšičky a PP Broumarské slatiny (PRAUSOVÁ 2010b).

Půdní reakce aktivní a půdní reakce potenciální výměnná byly stanoveny podle ČSN ISO 10 390. Bazická saturace byla stanovena podle *EHS 1696/87*. Celkový obsah uhlíku byl stanoven podle *ISO 10694*. Potenciálně přístupné živiny byly stanoveny metodikou podle Mehlicha III. Celkové obsahy živin byly stanoveny pomocí extraktu 20% HCl.

Výsledky půdních analýz byly vyhodnoceny podle jednotného vyhodnocování laboratorních rozborů (Soušek et Samec 2013).

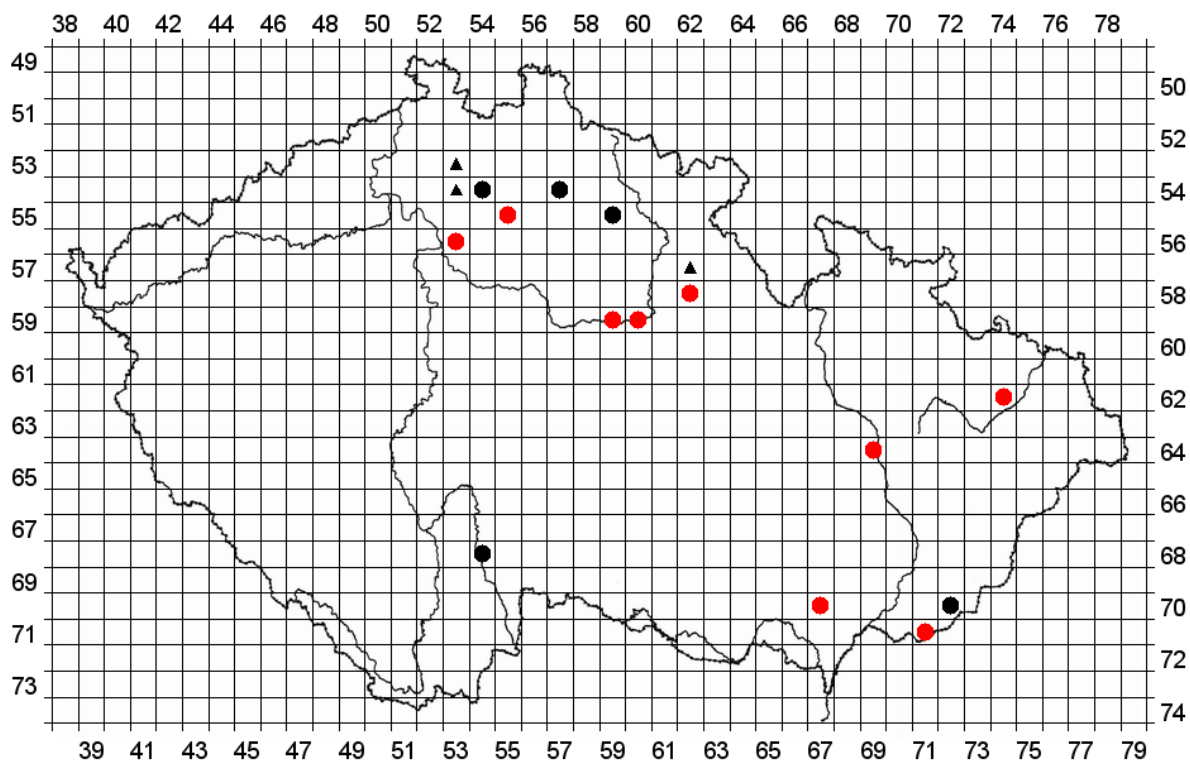
## **2.7 Zpracování a vyhodnocení dat**

Při vypracování této práce byly používány počítačové programy Microsoft Office Word 2016, Microsoft Office Excel 2016, které jsou součástí balíčku programů Microsoft office 2016. Fotografie byly pořízeny fotoaparátem Olympus stylus VH - 520. Mapy výskytu *Liparis loeselii* v jednotlivých lokalitách byly vytvořeny pomocí programu Arc GIS Map, zdroj wms ortofoto mapy na pozadí je: [http://geoportal.cuzk.cz/WMS\\_ORTOFOTO\\_PUB/WMSservice.aspx](http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx). Autorem všech fotografií, map i grafů je autor diplomové práce.

## 3 Výsledky

### 3.1 Rozšíření ČR

V dnešní době je známo 13 existujících lokalit druhu včetně mikrolokalit. Od roku 1800 do současnosti bylo na území České republiky nalezeno 33 lokalit včetně mikrolokalit. 20 lokalit je tedy vyhynulých či neznámých.



Obr. 1: Výskyt *Liparis loeselii* v jednotlivých čtvrcích střeoevropského síťového mapování zpracovaná na základě podkladů (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995; M. Honců ústní sdělení sec. EKOBAN 2011; TUROŇOVÁ 2002; KUBÁT 2000; TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2002; TUROŇOVÁ 2010; TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2000; ŠÍDA 1998; KUČERA 1999; PRAUSOVÁ 2010b; ŠTĚRBA 2014; PROCHÁZKA 2010; PRAUSOVÁ 2010a); Černé kruhy – existující lokality druhu, červené kruhy – zaniklé lokality druhu a černé trojúhelníky – čtverce střeoevropského síťového mapování, v nichž se nacházejí existující i zaniklé lokality druhu.

Na mapě výskytu *Liparis loeselii* je zřetelné, že druh vyhynul na celé skupině lokalit v Pardubickém Polabí, u Týniště nad Orlicí, dále potom u Vrbátek u Prostějova u Čejče i u Brumovic u Kobylí. V oblasti Karpatského mezofytika vyhynul u Bílovce a u Javorníku, existující lokalita se nachází na lokalitě PP Kalábová u obce Březová. Vyhynul také v NPP Polabská černava a na rašeliništi Rečkov. U Opočna v Hradeckém Polabí druh na jedné ze dvou lokalit vyhynul již v minulosti, na druhé v PP Broumarské slatiny je od roku 2014 neznámý. Dodnes se ve východních Čechách vyskytuje na izolované lokalitě v PP Byšičky na Bělohradsku a na izolované lokalitě v PR Podtrosecká údolí v Trosecké pahorkatině. Na území CHKO Kokořínsko – Máchův kraj roste několik populací druhu a několik jich zde také vyhynulo. Poslední izolovaná populace druhu roste v NPR Ruda v Třeboňské pánvi. Populace druhu tedy v současnosti rostou v NPR Ruda, PP Kalábová, PP Byšičky, PR Podtrosecká údolí, NPR Břehyně – Pecopala, NPR

Novozámecký rybník, NPP Swamp a NPP Jestřebské slatiny. V PP Broumarské slatiny je druh v současnosti nezvěstný.

Všechny lokality jsou pro přehlednost uvedeny v následující tabulce č. 3. Sloupce „poslední výskyt“ a „stav populace“ jsou vypracovány též s využitím poznatků získaných během monitoringů prováděných v rámci této práce. Zbylé sloupce jsou vypracovány na základě literárních zdrojů. Letopočty uvedené v závorkách pravděpodobně odpovídají lokalitám, u kterých jsou uvedeny, nicméně není možné to s jistotou ověřit.

Tab. 4: Rozšíření *Liparis loeselii* v České republice

regionálně fytogeografické členění ČR (ŠTĚPÁNKOVÁ 2010)			název lokality	objevena	Poslední doložený výskyt	čtverec střeoevropského síťového mapování	Stav populace: (existující/nezvěstná/vyhynulá)	zdroje	
Fytogeograf. oblast	Fytogeograf. obvod	Fytogeograf. jednotka							
M	Českomor. M	Třeboň. pán.		<b>NPR Ruda</b>	1965	2016	6854b	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HLÁSEK 2007; NAVRÁTILOVÁ 2007; PROCHÁZKA 2010)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.	NPP Jestřebské slatiny	<b>J úpatí Konvalinkového vrchu</b>	1968	(1978–1981)	5353d	Vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995; M. Honců ústní sdělení sec. EKOBÁU 2011)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>mezi železniční tratí a Baronským rybníkem</b>	(1978–1981)	?	5353d	Vyhynulá	(M. Honců ústní sdělení sec. EKOBÁU 2011)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Baronský rybník</b>	(1978–1981)	2016	5353d	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Louky pod Konvalinkovým vrchem</b>	(1978–1981)	2016	5353d	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Jóžova louka</b>	(1978–1981)	2001	5353d	existující	(TUROŇOVÁ 2002)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Shnilé louky</b>	1985	2016	5353d	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Shnilé louky 2</b>	(1985) 2001	2001	5353d	existující	(KUBÁT 2000; TUROŇOVÁ 2002)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>NPR Novozámecký rybník</b>	1990	2015	5353c	existující	(HONCŮ 1995; TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2002; TUROŇOVÁ 2010)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Staré Splavy – na bažinách</b>	1852	1867	5453b	Vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>Doksy – rašelinné louky</b>	1888	1897	5453b	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>NPP Swamp – Kosa</b>	1992	2016	5453b	existující	(HONCŮ 1995; TUROŇOVÁ et RYVHTAŘÍK 2000)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>NPP Swamp – Klůček</b>	1992	2016	5453b	existující	(HONCŮ 1995; TUROŇOVÁ et RYVHTAŘÍK 2000)
M	Českomor. M	Ral.-bez. Tab.		<b>NPR Břehyně – Pecopala</b>	1894	2015	5454a	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995, LEUGNEROVÁ et LACINA 2015)
M	Českomor. M	Týnišť. úv.		<b>Týniště n. Orl. – v oboře u rybníka</b>	1878	1947	5862a	Vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
M	Českomor. M	Týnišť. úv.		<b>Petrovice n. Orl. Mimo Týnišťskou oboru</b>	okolo r. 1900	okolo r. 1900	5862a	Vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
M	Českomor. M	Tros. pah.		<b>PP Podtrosecká údolí – rašelinná louka u r. Vidlák</b>	1993	2016	5457c	existující	(ŠÍDA 1998)

regionálně fytogeografické členění ČR (ŠTĚPÁNKOVÁ 2010)			název lokality	objevena	poslední doložen ý výskyt	čtverec středoevropskéh o síťového mapování	Stav populace: (existující/nezvěstn á/vyhynulá)	zdroje
M	Českomor. M	Bělohr.	<b>PP Byšičky</b>	1982	2016	5559d	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PRAUSOVÁ 2010b)
M	Karp. M	B. Karp. les.	<b>Javorník – Zajíčkův mlýn</b>	1922	1926	7171c	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
M	Karp. M	B. Karp. les.	<b>PP Kalábová</b>	1944	2016	7072c	existující	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; ŠTĚRBA 2014)
M	Karp. M	Mor. brána vl.	<b>Bílovec – na bažinatých loukách</b>	1802– 1820	1881	6274a	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
T	Čes. T.	Hrad. Pol.	<b>Mokrý u Opočna – na bažině</b>	1960	1960	5762a	Vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
T	Čes. T.	Hrad. Pol.	<b>PP Broumarské slatiny</b>	1998	2013	5762b	nezvěstná	(KUČERA 1999; PRAUSOVÁ 2010b; ŠTĚRBA 2014)
T	Čes. T.	Dolní Pojizeří	<b>Nová ves u Bakova n. Jiz. – rašeliniště Rečkov</b>	1928	1928	5555a	Vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
T	Čes. T.	Všet. Pol.	<b>NPP Polabská Černava</b>	1967	2010	5653c	nezvěstná/vyhynul á	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PROCHÁZKA 2010)
T	Čes. T.	Pard. Pol.	<b>JV, V a SV okraji Bohdanečského rybníka</b>	1933	1980	5960a	nezvěstná/vyhynul á	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PRAUSOVÁ 2010a)
T	Čes. T.	Pard. Pol.	<b>S a SV břeh rybníka Rozhrna</b>	1966	1976	5959b	nezvěstná/vyhynul á	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PRAUSOVÁ 2010a)
T	Čes. T.	Pard. Pol.	<b>SV břeh rybníka Skříň</b>	1961	1971	5959	nezvěstná/vyhynul á	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PRAUSOVÁ 2010a)
T	Čes. T.	Pard. Pol.	<b>S a SZ břeh rybníka Matka</b>	1967	1981	5960a	nezvěstná/vyhynul á	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; PRAUSOVÁ 2010a)
T	Čes. T.	Pard. Pol.	<b>S, SZ a SV břeh Pohránovského rybníka</b>	1975	1975	5960	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
T	Panon. T	Dyj.-svr. Úv.	<b>Brumovice u Kobylí – pahorky</b>	1881		7067a	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
T	Panon. T	Hustop. pah.	<b>Čejč – na bývalém jezeru na bažinatých loukách</b>	1843	1907	7067d	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)
T	Panon. T	Hornomor. úv.	<b>Vrbátky u Prostějova – slatiny</b>	1905	1914	6469c	vyhynulá	(PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985)

### 3.2 Monitoring

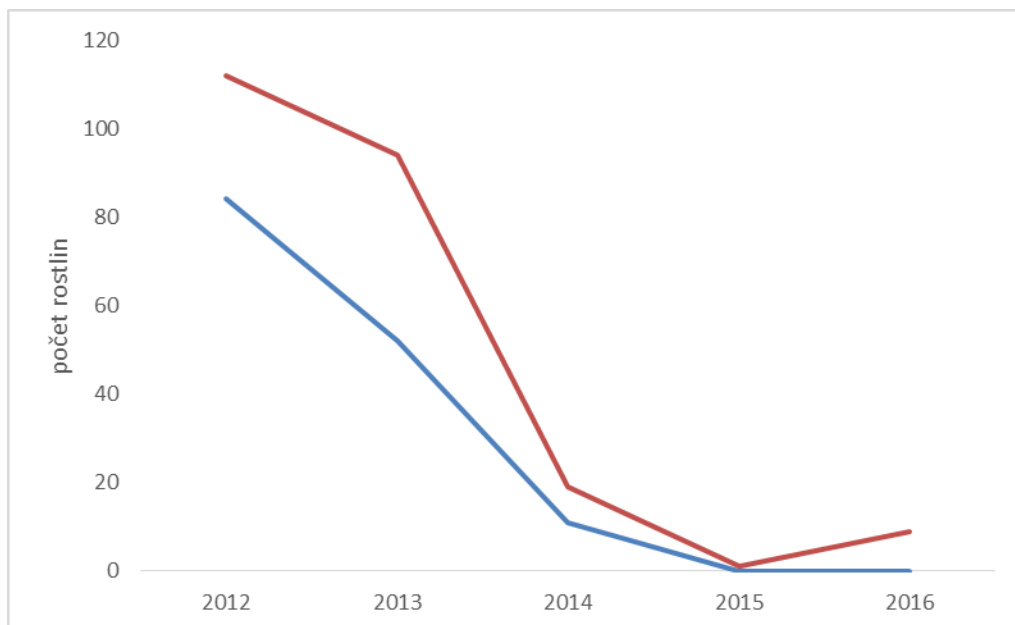
Tab. 5: Výčet lokalit, na kterých proběhl kompletní monitoring, částečný monitoring nebo neproběhl monitoring v letech 2012–2016; Kompletní monitoring – A, částečný monitoring – Č, bez monitoringu – N

Lokalita	2012	2013	2014	2015	2016
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky	N	Č	Č	Č	Č
NPP Jestřebské slatiny – Louky u Konvalinkového vrchu	N	Č	A	A	A
NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník	N	Č	A	A	A
NPP Swamp – Kosa	N	A	A	A	A
NPP Swamp – Klůček	N	A	A	A	A
PP Byšičky	A	A	A	A	A
PP Broumarské slatiny	A	A	A	A	A
PR Podtrosecká údolí	A	A	A	A	A
PP Kalábová	N	N	A	N	A
NPR Ruda	N	N	A	A	A
NPR Břehyně – Pecopala	N	N	N	N	N
NPR Novozámecký rybník	N	N	N	A	N
Hanšpíle	N	N	N	N	A

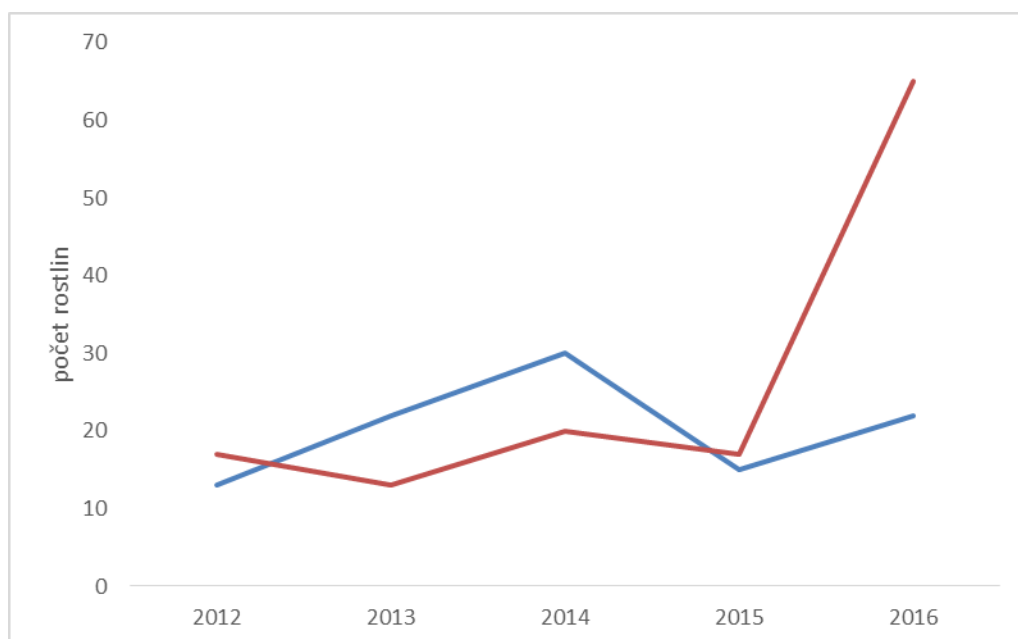
Tab. 6: Počet fetilních – (f) a sterilních – (s) rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2012 – 2016

lokalita	počet rostlin									
	2012		2013		2014		2015		2016	
	f	s	f	s	f	s	f	s	f	s
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky	.	.	17	11	19	39	38	31	41	43
NPP Jestřebské slatiny – Louky u K. v.	.	.	8	2	42	38	62	35	50	92
NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník	.	.	13	5	113	85	44	39	106	123
NPP Swamp – Kosa	.	.	186	212	146	345	35	23	176	170
NPP Swamp – Klůček	.	.	251	296	283	299	161	46	150	165
PP Byšičky	84	112	52	94	11	19	0	1	0	9
PP Broumarské slatiny	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
PR Podtrosecká údolí	13	17	22	13	30	20	15	17	22	65
PP Kalábová	.	.	.	.	9	32	.	.	4	13
NPR Ruda	.	.	.	.	0	0	5	10	7	15
NPR Břehyně – Pecopala	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
NPR Novozámecký rybník	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Hanšpíle	.	.	.	.	.	.	.	.	50	65

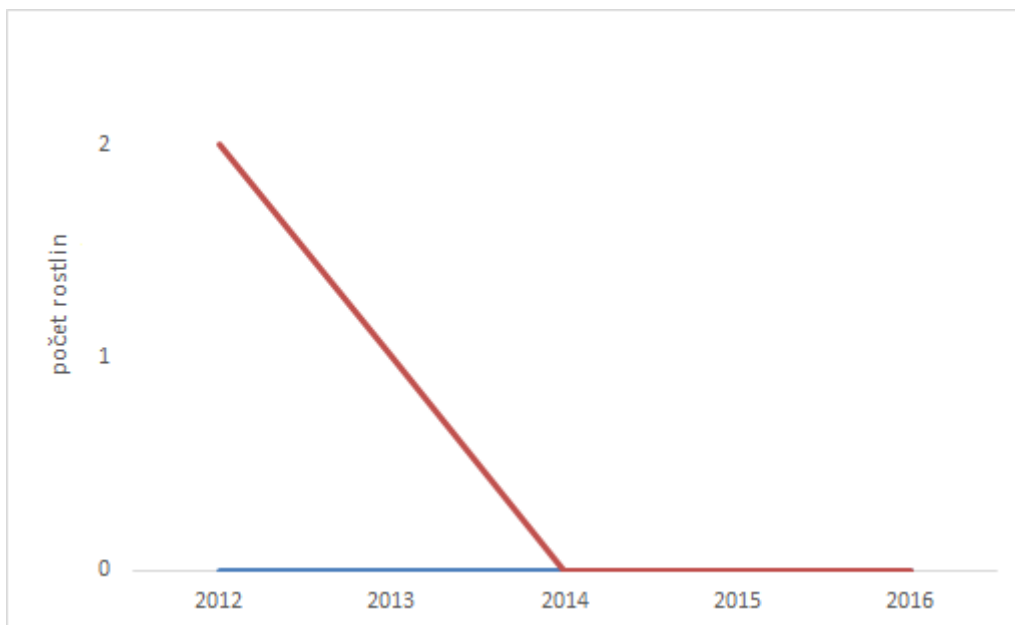




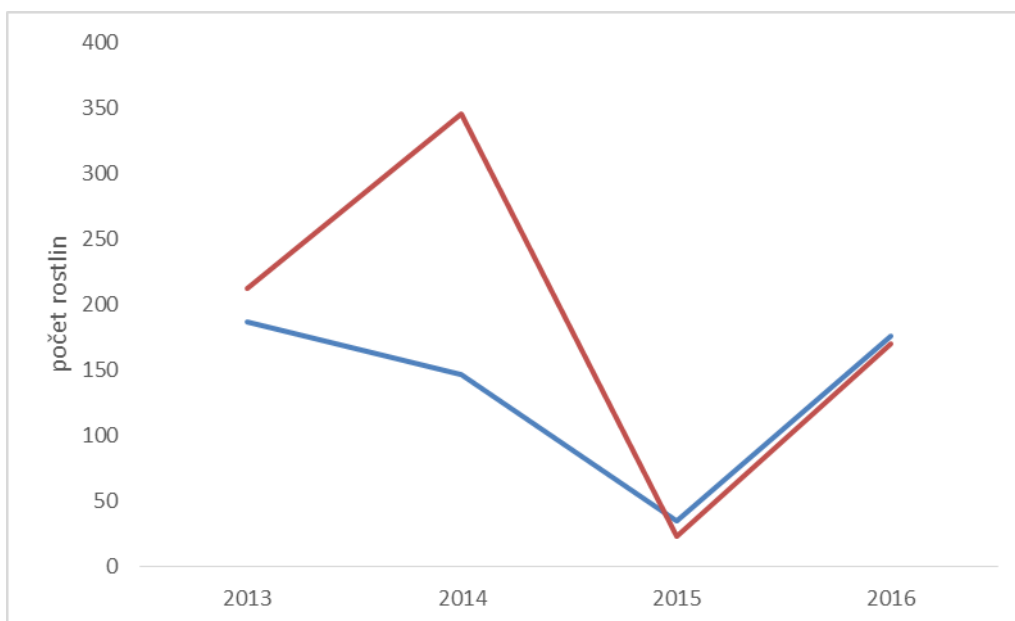
Obr. 2: Vývoj početnosti populace v PP Byšičky v letech 2012–2016, modrá – fertální rostliny, červená – sterilní rostliny



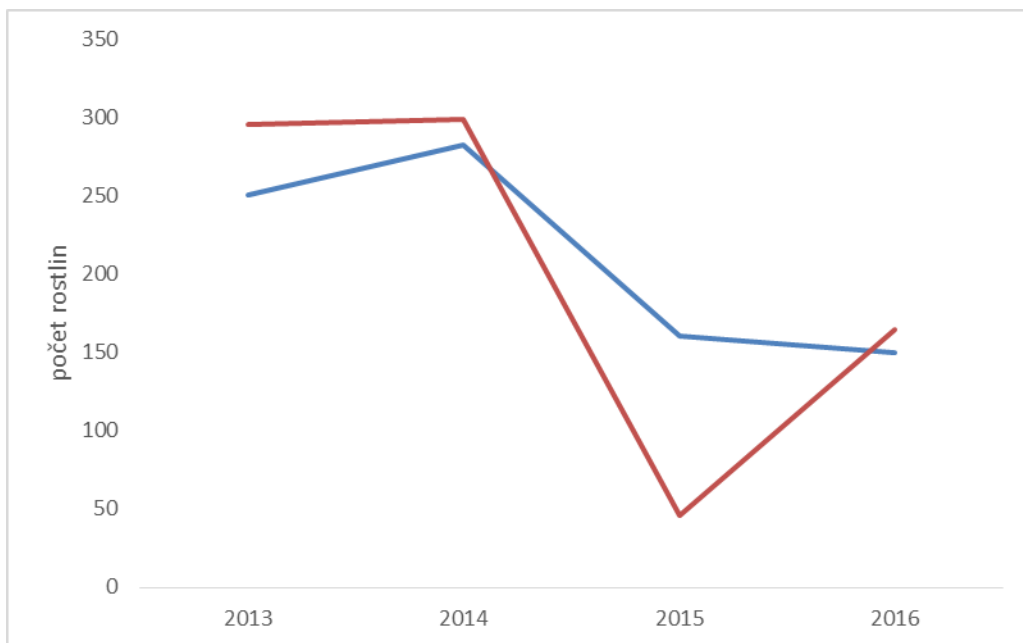
Obr. 3: Vývoj početnosti populace v PR Podtrosecká údolí – rašeliniště u rybníku Vidlák v letech 2012–2016, modrá – fertální rostliny, červená – sterilní rostliny



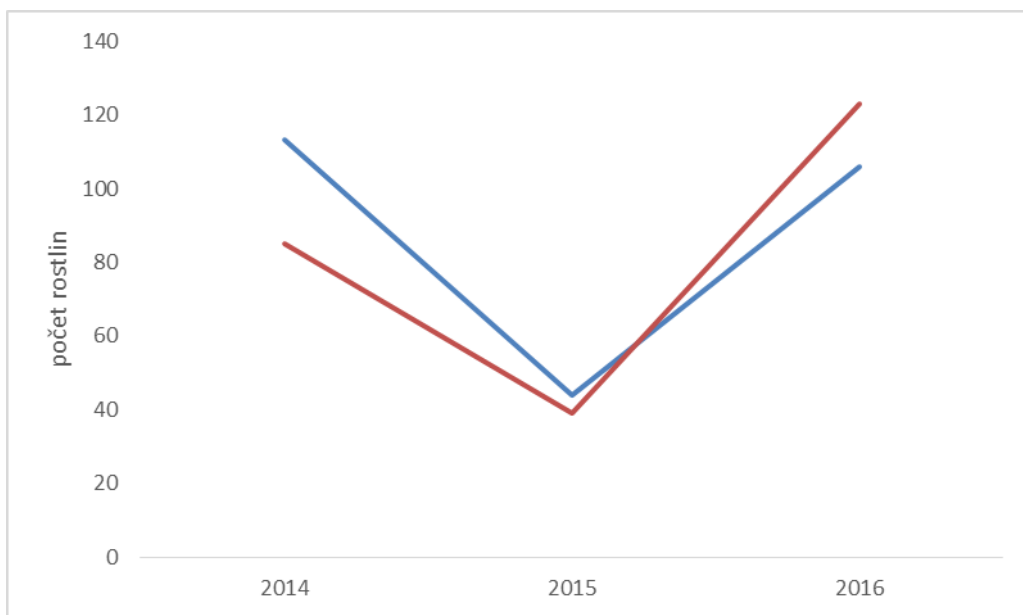
Obr. 4: Vývoj početnosti populace v PP Broumarské slatiny v letech 2012–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny



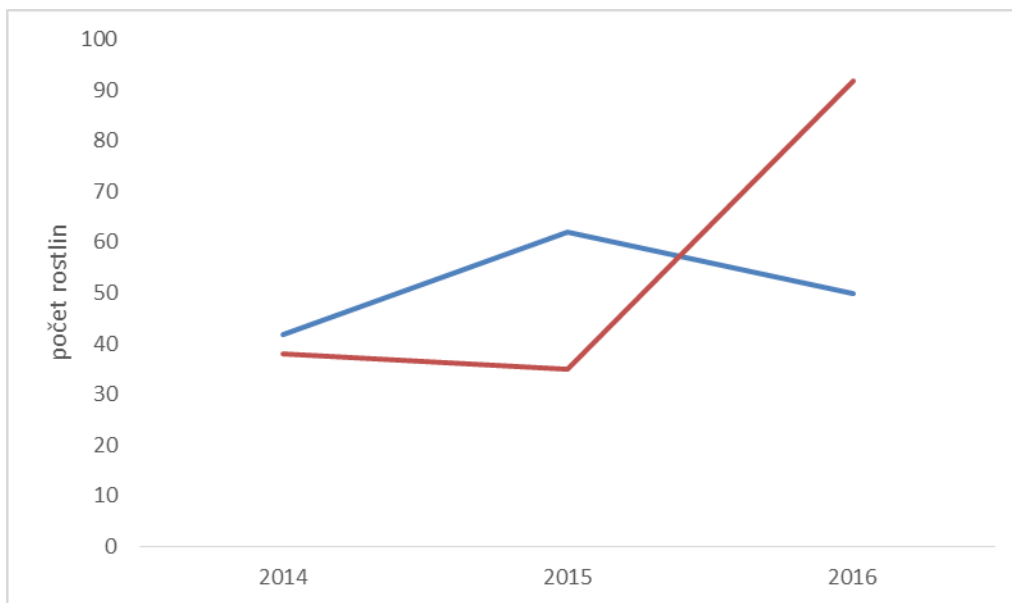
Obr. 5: Vývoj početnosti populace v NPP Swamp - Kosa v letech 2013–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny.



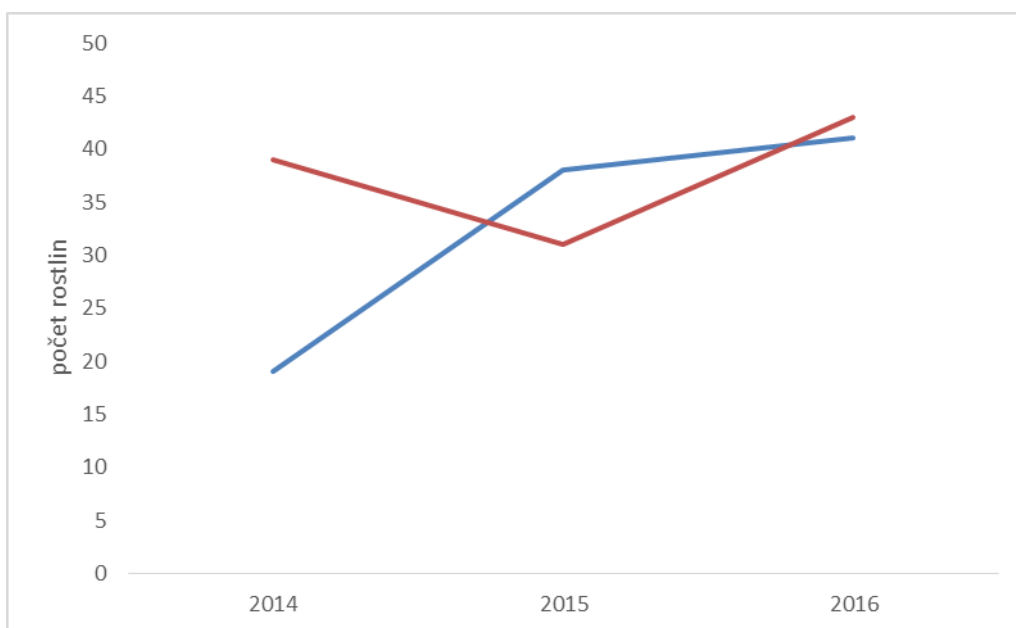
Obr. 6: Vývoj početnosti populace v NPP Swamp – Klůček v letech 2013–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny



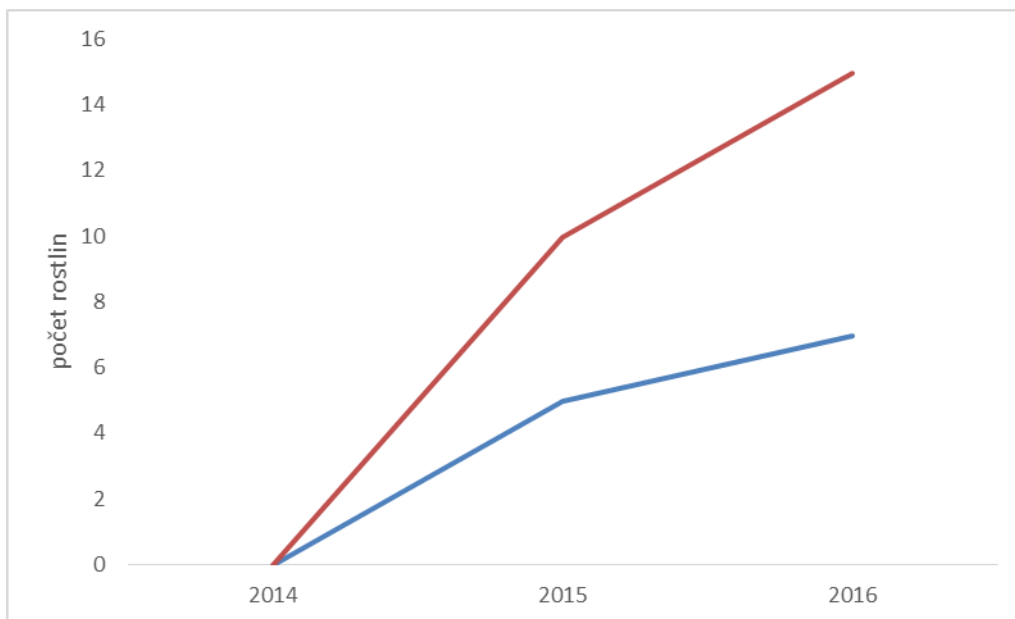
Obr. 7: Vývoj početnosti populace v NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník v letech 2014–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny



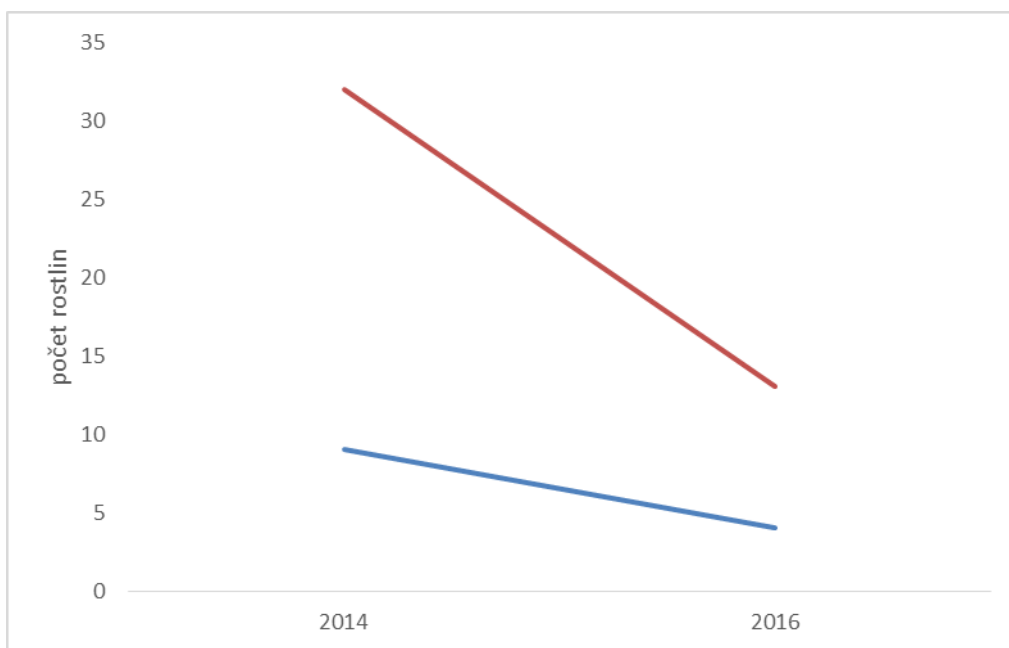
Obr. 8: Vývoj početnosti populace v NPP Jestřebské slatiny – Louka pod Konvalinkovým vrchem 2014–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny



Obr. 9: Vývoj početnosti populace v NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky 2014–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny



Obr. 10: Vývoj početnosti populace v NPR Ruda 2014–2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny



Obr. 11: Vývoj početnosti populace v PP Kalábová 2014 a 2016, modrá – fertilní rostliny, červená – sterilní rostliny

Nejdéle byla početnost populací druhu sledována na lokalitách PP Byšičky, PP Broumarské slatiny a PR Podtrosecká údolí (2012–2016).

V PP Broumarské slatiny byl druh nalezen pouze v letech 2012 a 2013, zdejší populace poklesla ze dvou rostlin na jednu rostlinu a od roku 2013 je druh na lokalitě neznámý (obr. 4).

Na lokalitě PP Byšičky početnost populace během 5 let monitoringu klesala, mezi lety 2013 a 2014 byl pokles razantní a v roce 2015 byla na lokalitě nalezena pouze jedna sterilní rostlina. V roce 2016 se početnost populace mírně zvýšila (obr. 2).

Na lokalitě v PR Podtroseká údolí na rozdíl od předchozích dvou lokalit velikost populace po dobu monitoringu mírně fluktovala, v sezoně 2016 početnost populace dokonce vzrostla (obr. 3).

Na lokalitách v NPP Swamp byl druh monitorován od roku 2013. Na lokalitě Kosa v NPP Swamp mírně poklesl počet fertilních rostlin v roce 2014, počet sterilních rostlin v roce 2014 oproti roku 2013 stoupl. V roce 2015 došlo k výraznému poklesu početnosti populace na této lokalitě pravděpodobně kvůli poklesu hladiny podzemní vody na lokalitě, která byla způsobena vypuštěním Přilehlého Máchova jezera v tomto roce, v roce 2016 byl na lokalitě normální stav hladiny podzemní vody a početnost druhu se zvýšila přibližně na úroveň zaznamenanou v roce 2013 (obr. 5).

Početnost druhu na lokalitě Klůček v NPP Swamp se mezi lety 2013 a 2014 téměř nezměnila, v roce 2015 však také došlo k výraznému poklesu početnosti populace pravděpodobně také z důvodu poklesu hladiny podzemní vody, která byla způsobena vypuštěním přilehlého Máchova jezera. V roce 2016 byl na lokalitě normální stav hladiny podzemní vody a počet sterilních rostlin vzrostl oproti roku 2015, nedosáhl však úrovně v letech 2013 a 2014. Počet fertilních rostlin na lokalitě Klůček v roce 2016 ještě mírně poklesl (obr. 6).

Na lokalitách v NPP Jestřebské slatiny byly první rostliny zaznamenány v roce 2013 nejednalo se však o monitoring celých lokalit ale o zaznamenání rostlin, na nichž byla prováděna morfometrická měření. Monitoring celých lokalit v NPP Jestřebské slatiny probíhal mezi lety 2014–2016.

Lokalita Shnilé louky v NPP Jestřebské slatiny prozatím nebyla zmonitorována celá a mezi lety 2014–2016 byla monitorována pouze její JV část. (obr. 9)

Na lokalitě Baronský rybník v NPP Jestřebské slatiny došlo v roce 2015 k výraznému poklesu početnosti populace (obr. 7) podobně jako v případě lokalit v NPP Swamp (obr. 5, 6), může se jednat o důsledek snížení hladiny podzemní vody na lokalitě v roce 2014 a z toho plynoucí nízké vitality rostlin v tomto roce.

Na lokalitách Louka pod Konvalinkovým vrchem a Shnilé louky v NPP Jestřebské slatiny byl po dobu monitoringu zaznamenán mírný růst početnosti populace (obr. 8, 9). V případě lokality Shnilé louky byla snaha monitorovat stále stejnou plochu, nicméně velikost monitorované plochy se mohla v jednotlivých letech mírně lišit, je proto problematické hodnotit kolísání velikosti populace na této lokalitě na základě výsledků monitoringu, který probíhal v letech 2014–2016.

Na lokalitě NPR Ruda nebyl v roce 2014 druh objeven. Druh byl na lokalitě nalezen až v roce 2015 a v roce 2016 byl zaznamenán mírný nárůst početnosti populace oproti roku 2015 (obr. 10). Na nárůst velikosti populace na lokalitě může mít vliv objevení několika rostlin druhu v roce 2016 západně od ploch odkud byl do roku 2015 znám.

Na lokalitě PP Kalábová byl druh monitorován pouze v letech 2014 a 2016. V roce 2015 monitoring na lokalitě neproběhl. Po dobu monitoringu byl zjištěn mírný pokles početnosti populace (obr. 11).

Během monitoringu byly nalezené také dvě rostliny s atypickými deformacemi listů. Na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník byla v roce 2014 nalezena rostlina, která měla jeden

list zdvojený a působila tak dojmem trojlisté rostliny. Zdvojený list byl ve spodní třetině srostlý, výše pokračoval jako dva listy. Na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem byla v roce 2016 nalezena rostlina s výrazně zvětšeným palistem, který vypadal jako třetí list.

Během monitoringu byly v několika případech nalezeny malé plochy s velmi vysokou hustotou výskytu rostlin *Liparis loeselii*. Na lokalitě PR Podtrosecká údolí, bylo v roce 2014 nalezeno 29 rostlin na jednom bultu o ploše přibližně 30x30 cm. Při monitoringu v následujících letech nebyla tato plocha znovu nalezena. Na lokalitě NPP Swamp – Kosa bylo v roce 2016 nalezeno 88 rostlin na ploše o velikosti cca 1m<sup>2</sup>. Plochy s podobně hustým výskytem druhu byly během monitoringu nalezeny také na lokalitě NPP Swamp – Klůček.



Obr. 12: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky v letech 2014–2016, 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.

Na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky byla monitorována pouze část lokality.





Obr. 13: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem v letech 2014–2016; 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.

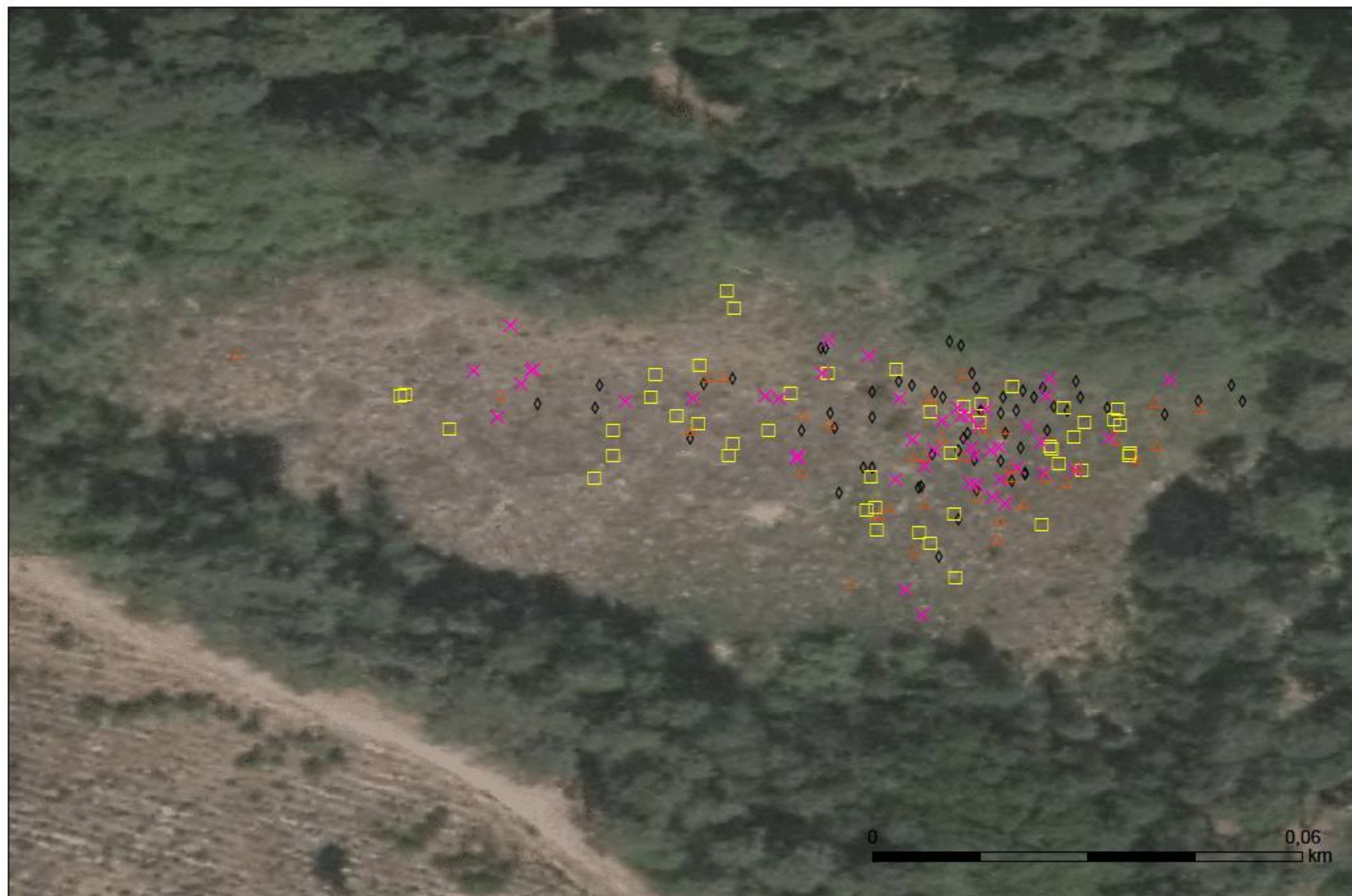
Na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem byla většina rostlin nalezena na obnažených svislých stěnách břehů odvodňovacího kanálu. V roce 2014 bylo několik rostlin nalezeno také uprostřed louky SZ od odvodňovacího kanálu (obr. 13) a v roce 2016 byly jedna rostlina nalezena na louce asi 1 m jižně od odvodňovacího kanálu (obr. 13).



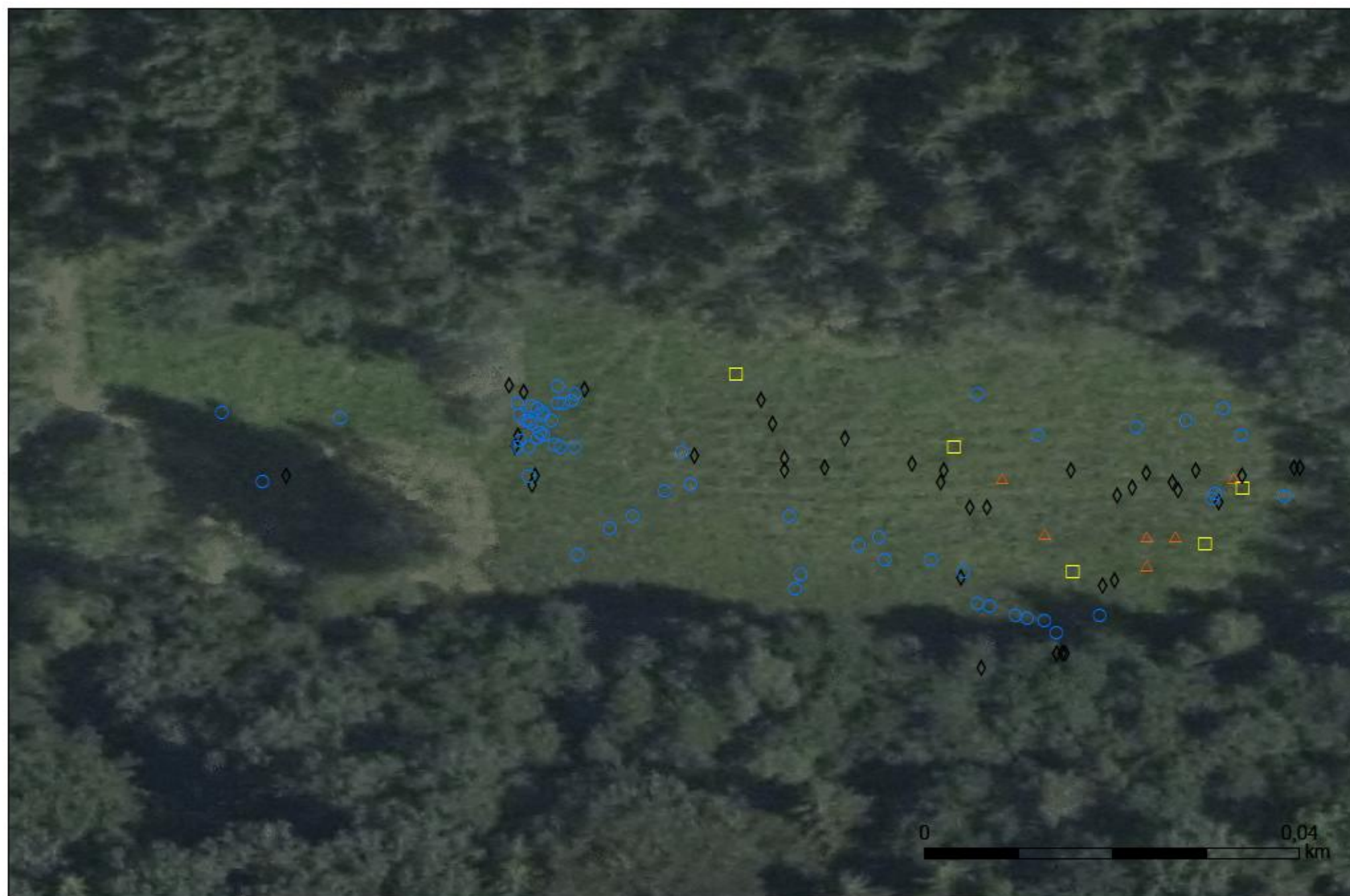
Obr. 14: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník v letech 2014–2016; 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.



Obr. 15: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPP Swamp – Kosa v letech 2014–2016; 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.



Obr. 16: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPP Swamp – Klůček v letech 2013–2016; 2013 – černý kosočtverec, 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.



Obr. 17: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě PP Byšičky v letech 2012–2016; 2012 – modrý kruh, 2013 – černý kosočtverec, 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.

Rostlina nalezená při monitoringu v roce 2015 nebyla zaznamenána pomocí GPS souřadnic, byla nalezena ve východní části lokality.



Obr. 18: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě PR Podtrosecká údolí v letech 2012–2016; 2012 – modrý kruh, 2013 – černý kosočtverec, 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.



Obr. 19: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě PP Kalábová v letech 2014 a 2016; 2014 – žlutý čtverec, 2016 – červený trojúhelník.



Obr. 20: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPR Ruda v letech 2014–2016; 2014 – žlutý čtverec, 2015 – růžový křížek, 2016 – červený trojúhelník.





Obr. 21: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě NPR Novozámecký rybník v roce 2015



Obr. 22: Výskyt *Lipars loeselii* na lokalitě Hanšpíle v roce 2016

### 3.3 Morfometrie

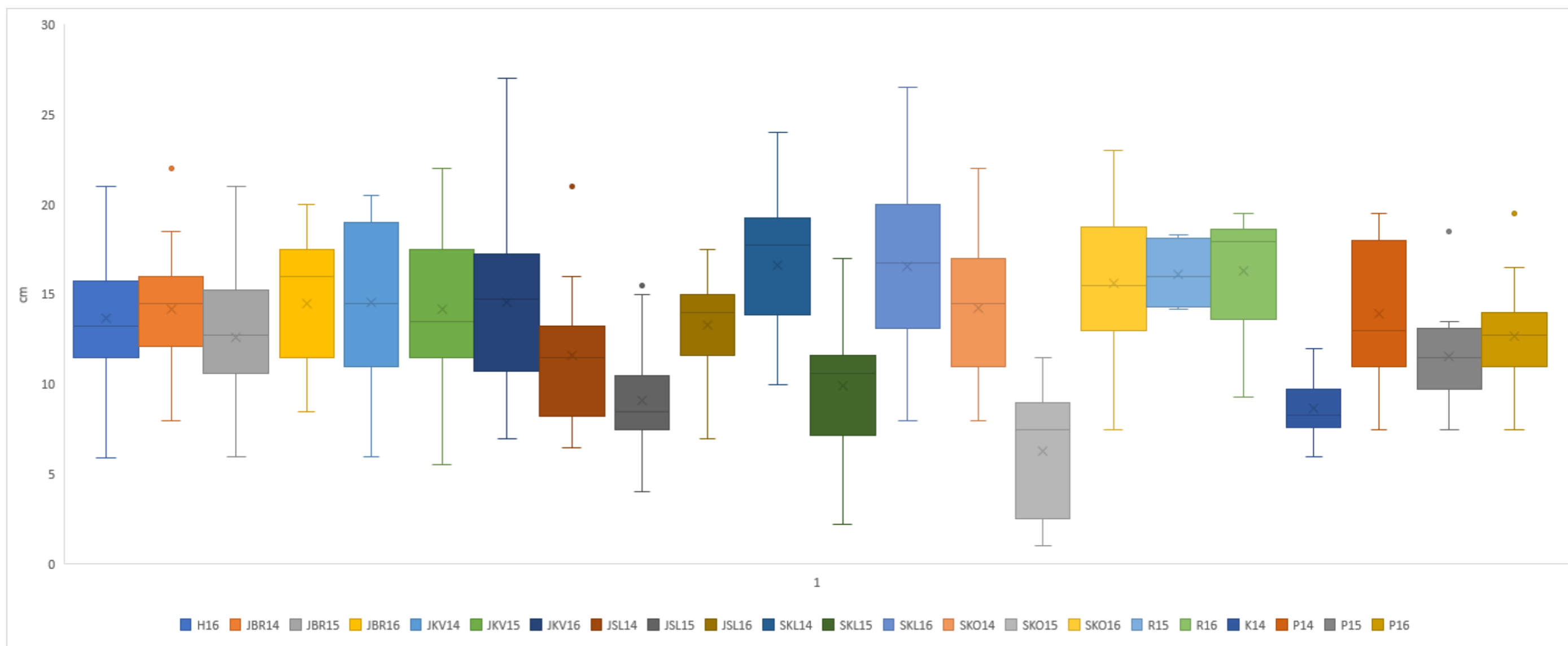
Morfometrická data byla vyhodnocena pouze u fertilních rostlin. Na lokalitách PP Byšičky v letech 2014–2015, v NPR Novozámecký rybník v roce 2015, v PP Kalábová v roce 2016 byly nalezeny pouze fertilní rostliny poškozené okusem, nebo nebyly nalezeny žádné fertilní rostliny. Morfometrická data z těchto lokalit ve zmíněných letech proto nebyla zahrnuta do této kapitoly.

Největší rostliny byly zaznamenány na lokalitě NPP Swamp – Klůček v roce 2016 (26,5 cm) a v roce 2014 (24 cm). Nejvyšší medián ze souboru naměřených dat byl zjištěn u monitorovaných rostlin na lokalitách NPP Swamp – Klůček v letech 2014 (17,75) a 2016 (16,75) a NPR Ruda v letech 2015 (17,9). Největší rostliny zaznamenané na lokalitách NPP Swamp – Kosa v roce 2015 a PP Kalábová v roce 2014 nepřesáhly velikost 12 cm což je nejméně ze všech sledovaných lokalit. Nejmenší rostliny se vyskytovaly na lokalitách NPP Swamp – Kosa v roce 2015 (1 cm) a NPP Swamp – Klůček v roce 2015 (2,2 cm). Nejnižší medián ze souboru naměřených dat měly rostliny na lokalitě NPP Swamp – Kosa v roce 2015 (7,5 cm), PP Kalábová v roce 2014 (8,3 cm) a NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky v roce 2015 (8,5)(tab. 6).

Rostliny s nejdělsími listy byly zaznamenány na lokalitách NPP Swamp – Klůček v letech 2016 (20,5 cm) a 2014 (16,8), NPP Swamp – Kosa v roce 2016 (18,5 cm). Nejvyšší medián ze souboru naměřených dat byl zjištěn u monitorovaných rostlin na lokalitách NPP Swamp – Klůček v letech 2016 (11,05 cm) a 2014 (11 cm). Největší rostliny zaznamenané na lokalitách Kalábová v roce 2014, PR Podtrosecká údolí v roce 2015, NPP Swamp Kosa v roce 2015 a NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky v roce 2015 nepřesáhly délku listu 9,5 cm což je nejméně ze všech sledovaných lokalit. Rostliny s nejkratšími listy se vyskytovaly na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky v roce 2015 (2cm) a NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník v roce 2015 (2 cm). Nejnižší medián ze souboru naměřených dat byl zjištěn u monitorovaných rostlin na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky v roce 2015 (4,9 cm) a PP Kalábová v roce 2014 (5,5 cm) (tab. 7).

Rostliny s největším počtem květů byly zaznamenány na lokalitě NPP Swamp – Klůček v roce 2014 (20 květů). Nejvyšší medián ze souboru naměřených dat byl zjištěn u monitorovaných rostlin na lokalitě NPP Swamp – Kosa v roce 2016 (9 k.). Rostliny s nejvíce květy zaznamenané na lokalitě PP Kalábová v roce 2014 neměly víc než 3 květy což je výrazně nejméně z maximálních hodnot všech sledovaných lokalit. Nejnižší medián ze souboru naměřených dat byl zjištěn u monitorovaných rostlin na lokalitě PP Kalábová v roce 2014 (2 k.) (tab. 8).

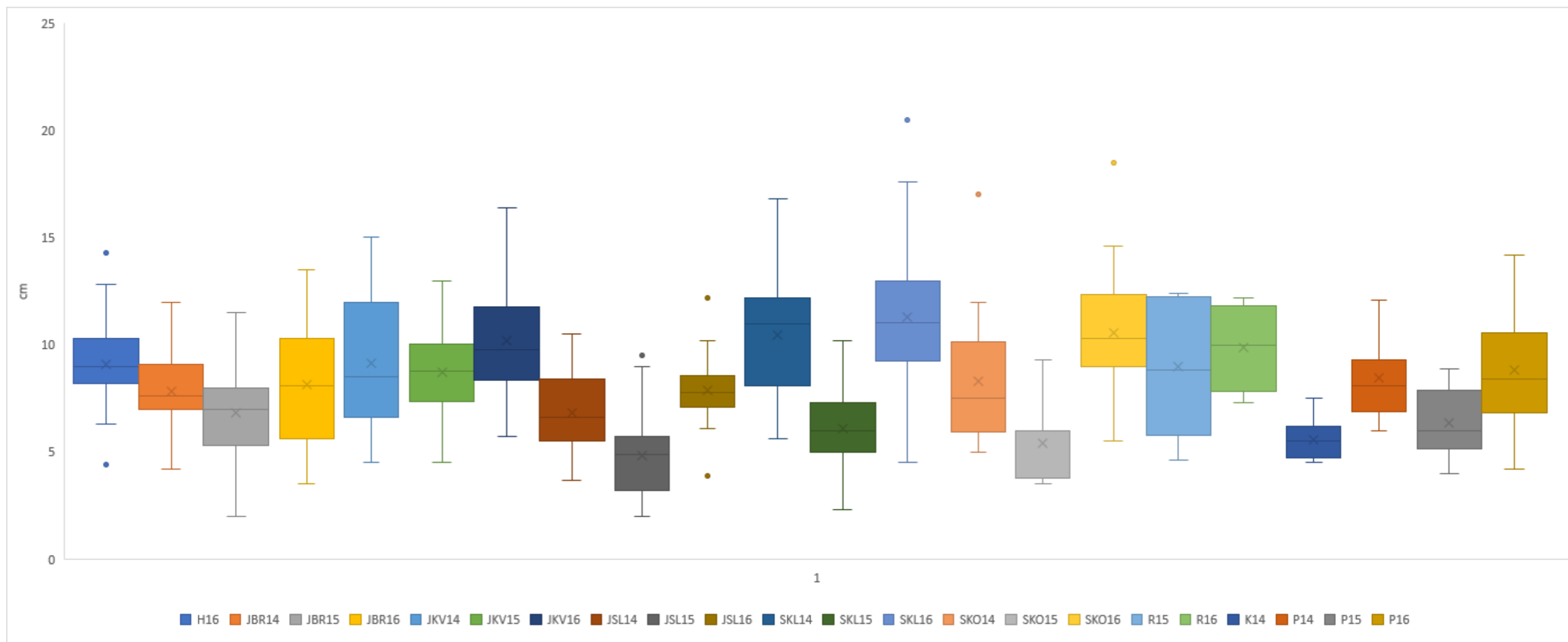
Na lokalitě Kosa a v menší míře také Klůček byly v roce 2015 monitorovány rostliny jejichž lodyhy byly kratší než listy, zatímco na všech ostatních sledovaných lokalitách byly lodyhy v době monitoringu vždy výrazně delší než listy. V letech 2014 a 2016, kdy také probýhal monitoring a sběr morfometrických dat byly lodyhy výrazně delší než listy i na zmíněných dvou lokalitách NPP Swamp – Kosa a NPP Swamp – Klůček. Počet květů fertilních rostlin na těchto dvou lokalitách byl v letech 2014–2016 víceméně konstantní (tab. 8, obr. 14). Rostliny na těchto dvou lokalitách v NPP Swamp u nichž byly měřeny morfometrické charakteristiky byly v roce 2015 zřetelně menší než v letech 2014 a 2016 (tab. 6, obr. 12).



Obr. 23: Porovnání délek lodyhy fertálních rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016; Hanšpíle (H), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (JBR), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (JKV), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (JSL), NPP Swamp – Klůček (SKL), NPP Swamp – Kosa (SKO), NPR Ruda (R), PP Kalábová (K), PR Podtrosecká údolí (P), 2014 (14), 2015 (15), 2016 (16). V obrázku jsou znázorněny mediány (vodorovné čáry), rozsah od dolního do horního kvartilu (krabičky), rozsah přilehlých hodnot (svislé intervalové čáry), odlehle hodnoty (kolečka), střední hodnoty (křížky).

Tab. 7: Porovnání délek lodyhy fertálních rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016; Hanšpíle (H), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (JBR), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (JKV), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (JSL), NPP Swamp – Klůček (SKL), NPP Swamp – Kosa (SKO), NPR Ruda (R), PP Kalábová (K), PR Podtrosecká údolí (P), 2014 (14), 2015 (15), 2016 (16).

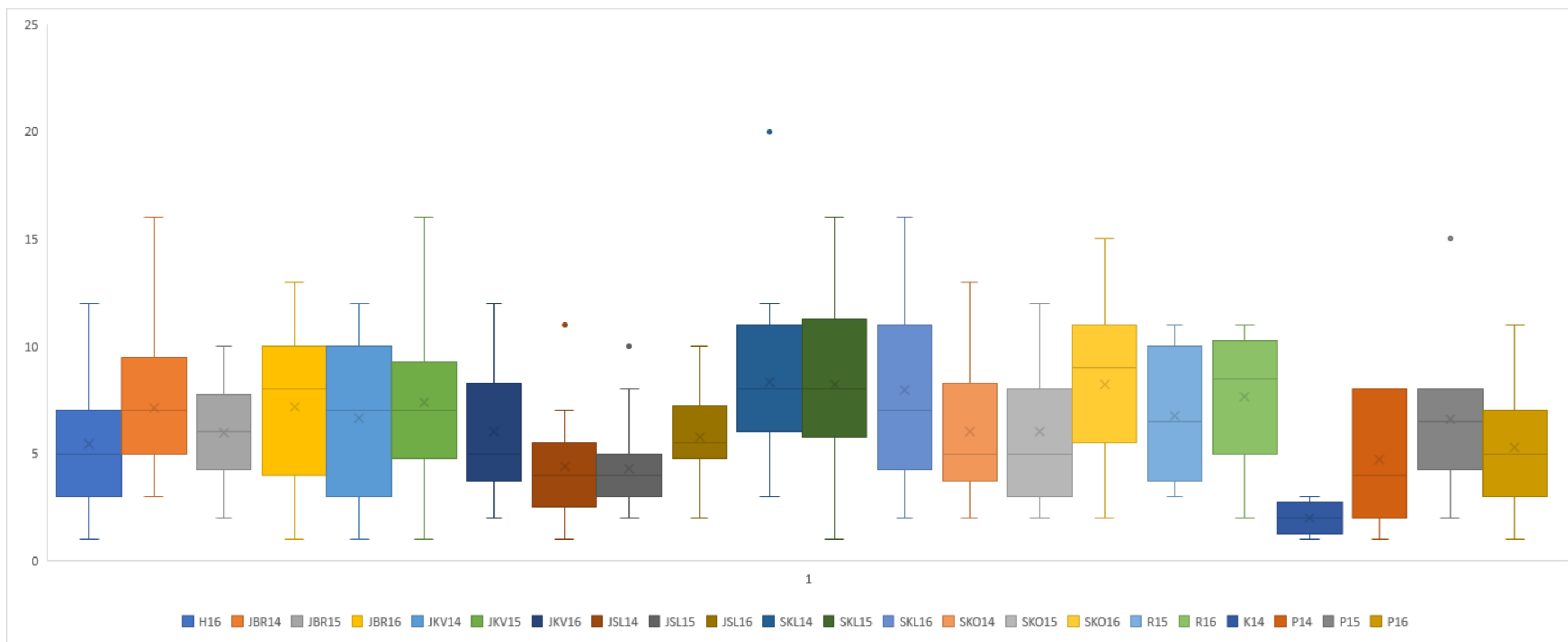
	H16	JBR14	JBR15	JBR16	JKV14	JKV15	JKV16	JSL14	JSL15	JSL16	SKL14	SKL15	SKL16	SKO14	SKO15	SKO16	R15	R16	K14	P14	P15	P16
Maximum (cm)	21	22	21	20	20,5	22	17,5	21	15,5	17,5	24	17	26,5	22	11,5	23	18,3	19,5	12	19,5	18,5	19,5
Minimum (cm)	5,9	8	6	8,5	6	5,5	7	6,5	6,5	7	10	2,2	8	8	1	7,5	14,2	9,3	6	7,5	7,5	7,5
Medián (cm)	13,2	14,5	12,75	16	14,5	13,5	14,75	11,5	8,5	14	17,75	10,6	16,75	14,5	7,5	15,5	16	17,9	8,3	13	11,5	12,75
N pozorování	27	20	20	23	19	18	22	13	19	18	22	34	32	22	19	37	4	6	8	11	12	14



Obr. 24: Porovnání délek listu fertilních rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016; Hanšpíle (H), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (JBR), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (JKV), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (JSL), NPP Swamp – Klůček (SKL), NPP Swamp – Kosa (SKO), NPR Ruda (R), PP Kalábová (K), PR Podtrosecká údolí (P), 2014 (14), 2015 (15), 2016 (16). V obrázku jsou znázorněny mediány (vodorovné čáry), rozsah od dolního do horního kvartilu (krabičky), rozsah přilehlých hodnot (svislé intervalové čáry), odlehle hodnoty (kolečka), střední hodnoty (křížky).

Tab. 8: Porovnání délek listu fertilních rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016; Hanšpíle (H), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (JBR), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (JKV), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (JSL), NPP Swamp – Klůček (SKL), NPP Swamp – Kosa (SKO), NPR Ruda (R), PP Kalábová (K), PR Podtrosecká údolí (P), 2014 (14), 2015 (15), 2016 (16) .

	H16	JBR14	JBR15	JBR16	JKV14	JKV15	JKV16	JSL14	JSL15	JSL16	SKL14	SKL15	SKL16	SKO14	SKO15	SKO16	R15	R16	K14	P14	P15	P16
Maximum (cm)	14,3	12	11,5	13,5	15	13	16,4	10,5	9,5	12,2	16,8	10,2	20,5	17	9,3	18,5	12,4	12,2	7,5	12,1	8,9	14,2
Minimum (cm)	4,4	4,2	2	3,5	4,5	4,5	5,7	3,7	2	3,9	5,6	2,3	4,5	5	3,5	5,5	4,6	7,3	4,5	6	4	4,2
Medián (cm)	9	7,6	7	8,1	8,5	8,75	9,75	6,6	4,9	7,75	11	6	11,05	7,5	6	10,3	8,8	10	5,5	8,1	6	8,4
N pozorování	27	21	20	23	19	18	22	14	19	18	22	34	32	22	19	37	4	6	8	11	12	14



Obr. 25: Porovnání počtu květů fertilních rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016; Hanšpíle (H), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (JBR), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (JKV), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (JSL), NPP Swamp – Klůček (SKL), NPP Swamp – Kosa (SKO), NPR Ruda (R), PP Kalábová (K), PR Podtrosecká údolí (P), 2014 (14), 2015 (15), 2016 (16). V obrázku jsou znázorněny mediány (vodorovné čáry), rozsah od dolního do horního kvartilu (krabíčky), rozsah přilehlých hodnot (svislé intervalové čáry), odlehle hodnoty (kolečka), střední hodnoty (křížky).

Tab. 9: Porovnání počtu květů fertilních rostlin na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016; Hanšpíle (H), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (JBR), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (JKV), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (JSL), NPP Swamp – Klůček (SKL), NPP Swamp – Kosa (SKO), NPR Ruda (R), PP Kalábová (K), PR Podtrosecká údolí (P), 2014 (14), 2015 (15), 2016 (16).

	H16	JBR14	JBR15	JBR16	JKV14	JKV15	JKV16	JSL14	JSL15	JSL16	SKL14	SKL15	SKL16	SKO14	SKO15	SKO16	R15	R16	K14	P14	P15	P16
Maximum	15	16	10	13	12	16	12	11	10	10	20	16	16	13	12	15	11	11	3	8	15	11
Minimum	1	3	2	1	1	1	2	1	2	2	3	1	2	2	2	2	3	2	1	1	2	1
Medián	5	7	6	8	7	7	5	4	4	5	8	8	7	5	5	9	6	8	2	4	6	5
N pozorování	27	21	20	23	19	18	22	14	19	18	22	34	32	22	19	37	4	6	8	11	12	14

### 3.4 Fytocenologie

Fytocenologické snímky byly za pomoci programu Twinspan rozděleny do pěti skupin. Do první skupiny byly zařazeny snímky z lokality NPR Ruda. Do druhé skupiny byly zařazeny snímky z lokalit Baronský rybník a Shnilé louky v NPP Jestřebské slatiny a Kosa a Klůček v NPP Swamp. Do třetí skupiny byla zařazena většina snímků z PP Broumarské slatiny. Do čtvrté skupiny byly zařazeny snímky z lokalit Louky u Konvalinkového vrchu v NPP Jestřebské slatiny, NPR Novozámecký rybník, Hanšpíle a zbylé snímky z PP Broumarské slatiny. Do páté skupiny byly zařazeny snímky z lokalit PP Byšičky a PP Kalábová.

Snímky zařazené do první skupiny lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit do asociace *Agrostio caninae-Caricetum diandrae* (RBC03) a do neformální varianty *Peucedanum palustre* (RBC03a) ačkoli nesplňuje formální definici asociace. Ve dvou snímcích (51, 52) nebyl zaznamenán *Liparis loeselii* protože v roce 2014, kdy byly snímky zapisovány, nebyl druh na lokalitě nalezen, snímky ale byly tvořeny na plochách, kde byl druh nalezen v předcházející vegetační sezóně. Tato skupina se od zbylých skupin svým druhovým složením liší nejvýrazněji. S největší frekvencí (100 %) se vyskytují *Comarum palustre*, *Peucedanum palustre*, *Carex rostrata* a *Lysimachia vulgaris*. S velkou frekvencí (83 %) také mechorosty *Straminergon stramineum*, *Sphagnum teres*, byliny *Drosera rotundifolia* a *Galium palustre*. Největší fidelitu ke skupině má *Carex rostrata* (92,8) a *Straminergon stramineum* (85,3).

Snímky zařazené do druhé skupiny lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit do třídy *Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae* (RB). Snímky z lokality PR Podtrosecká údolí lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů a v polovině případů (3, 4) i dle formální definice zařadit do asociace *Campylio stellati-Caricetum lasiocarpae* (RBA04). Snímky z lokality NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit do svazu *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB). Snímky z lokality NPP Swamp – Klůček jsou nevyhraněné a lze je zařadit jako přechod svazů *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC) také se v nich vyskytují druhy asociace *Scorpidio scorpioidis-Utricularietum* (VDC03). Dva snímky z této lokality (34, 35) v kterých nebyl zaznamenán *Liparis loeselii* lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů a dle formální definice zařadit do asociace *Drosero anglicae-Rhynchosporietum albae* (RBC 02). Snímky z lokality NPP Swamp – Kosa jsou nevyhraněné, snímky bez určeného mechového patra (37, 38) lze zařadit pouze na úrovni třídy do třídy *Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae* (RB), zbylé snímky (39–44) lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit jako přechod svazů *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC). Jelikož byly některé snímky (38, 39, 40, 43, 44) zaznamenány na bultech obklopených vodní plochou, vyskytují se v nich také druhy *Schoenoplectus lacustris*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Nymphaea candida* a *Utricularia australis*. Snímky z lokality NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů a většině případů (46, 47, 49) i dle formální definice zařadit do asociace *Eleocharitetum quinqueflorae* (RBA06). S největší frekvencí se v druhé skupině snímků vyskytují *Phragmites australis* (97 %), *Drosera rotundifolia* (88 %), *Carex panicea* (75 %), juv. *Pinus silvestris* (75 %), juv. *Frangula alnus* (72 %) a *Molina caerulea* (72 %). Největší fidelitu k této skupině snímků má *Triglochin palustris* (67,8).

Nevyhraněné snímky zařazené do třetí skupiny lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit jako přechod sv. *Caricion davallianae* (RBA) a sv. *Magno-Caricion elatae* (MCG). *Liparis loeselii* byl zaznamenán pouze ve dvou snímcích této skupiny (63, 64), které svým charakterem odpovídaly spíše svazu *Caricion davallianae* (RBA), v těchto snímcích byla také zaznamenána minimální pokryvnost *Phragmites australis*. S největší frekvencí se v třetí skupině snímků vyskytují *Carex elata* (89 %), *Lythrum salicaria* (89 %), *Lysimachia vulgaris* (89 %), *Valeriana dioica* (89 %), *Phragmites australis* (89 %), *Galium palustre* (78 %), *Eriophorum angustifolium* (78 %) a *Molina careulea* (78 %). Největší fidelitu k této skupině snímků mají *Carex elata* (78,8), *Cardamine pratensis* (78,4), *Carex disticha* (70,7) a *Caltha palustris* (69,6).

Nevyhraněné snímky zařazené do čtvrté skupiny lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit jako přechod tř. *Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae* (RB) a tř. *Molinio-Arrhenatheretea* (sv. *Molinion caeruleae*, as. *Molinietum caeruleae*, var. *Carex hostiana*) (TDD01c) a tř. *Phragmito-Magno-Caricetea* (MC). Ve snímcích z lokality PP Broumarské slatiny (58, 59) a v jednom snímku z lokality NPR Novozámecký rybník (66) nebyl zaznamenán *Liparis loeselii*. V obou snímcích (68,69) z lokality Hanšpíle byl zaznamenán druh *Solidago gigantea*, který je v ČR považován za invazní a svědčí o větší dostupnosti živin na stanovišti. O větší dostupnosti živin na lokalitě Hanšpíle svědčí i velká pokryvnost mechu *Calliergonella cuspidata*. S největší frekvencí se ve čtvrté skupině snímků vyskytují *Calliergonella cuspidata* (100 %), *Molina caerulea* (100 %), *Potentilla erecta* (88 %), *Cirsium palustre* (88 %), *Phragmites australis* (88 %), *Carex panicea* (75 %) a *Briza media* (75 %). Největší fidelitu k této skupině snímků mají *Briza media* (60,6), *Danthonia decumbens* (56,9), *Calliergonella cuspidata* (59,1), *Carex pseudocyperus* (58,9), *Polygala vulgaris* (56,9), *Carex flava* (55,0), *Parnassia palustris* (53,5) a *Lotus uliginosus* (50,9).

Snímky zařazené do páté skupiny lze dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů zařadit jako přechod sv. *Caricion davallianae* (RBA) a sv. *Molinion caeruleae* (as. *Molinietum caeruleae*, var. *Carex hostiana*) (TDD01c). Část snímků (5, 7-9, 12-17) z lokality PP Byšičky lze dle formální definice zařadit do asociace *Valeriano dioicae-Caricetum davallianae* (RBA01). Snímek z lokality PP Kalábová lze zařadit do asociace *Carici flavae-Cratoneuretum filicini* var. *Valeriana dioica* (RBA02b). I ve snímcích zařazených do asociací *Valeriano dioicae-Caricetum davallianae* (RBA01) a *Carici flavae-Cratoneuretum filicini* var. *Valeriana dioica* (RBA02b) se vyskytují druhy asociace *Molinietum caeruleae* var. *Carex hostiana* (TDD01c). V některých snímcích (9-12, 16) z lokality PP Byšičky nebyl zaznamenán *Liparis loeselii*. S největší frekvencí se v páté skupině snímků vyskytují *Carex flacca* (100 %), *Carex davalliana* (93 %), *Molina caerulea* (93 %), *Potentilla erecta* (86 %), juv. *Alnus glutinosa* (86%), *Carex panicea* (79 %) a *Phragmites australis* (79 %). Největší fidelitu k této skupině snímků má *Colchicum autumnale* (71,8), *Carex flacca* (71,5) a *Carex hostiana* (70,2). Ve vegetaci, která je zachycená v těchto snímcích dochází pravděpodobně k nejvýraznějšímu sezónnímu prosychání substrátu.

Největší pokryvnost druhu *Liparis loeselii* (5 %) byla zaznamenána ve dvou snímcích (30 [2015] a 36 [2016]) z lokality NPP Swamp – Klůček. Dle diagnostických, dominantních a konstantních druhů lze tyto snímky zařadit jako přechod svazů *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC) s výskytem druhů asociace *Scorpidio scorpioidis-Utricularietum* (VDC03). Vysoká pokryvnost (cca 3%) *Liparis loeselii* byla zaznamenána ve snímcích z lokalit PP Byšičky (6 [2008], 14 [2012]) – *Valeriano dioicae-Caricetum davallianae* (RBA01), NPP Swamp – Klůček (29 [2014]) – přechod svazů *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC), NPP Swamp – Kosa (42 [2015], 43 [2016]) –



*Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (49 [2016]) – *Eleocharitetum quinqueflorae* (RBA06). S největší frekvencí se *Liparis loeselii* vyskytuje v druhé (94 %) a čtvrté (88 %) skupině snímků, s nejnižší frekvencí ve třetí skupině snímků (22 %).

Druhy *Lysimachia vulgaris*, *Galium palustre*, *Galium uliginosum*, *Molina caerulea*, juv. *Salix cinerea* a *Menyanthes trifoliata*, byly zaznamenány ve snímcích všech pěti skupin.

*Molina caerulea* nebyla zjištěna ve snímcích 1, 2 a 4 z lokality PR Podtrosecká údolí, ve snímku 7 z lokality PP Byšičky, ve snímcích 28, 29 a 33 z lokality NPP Swamp – Klůček, ve snímcích 41 a 42 z lokality NPP Swamp – Kosa, ve snímcích 51, 52, 54 z lokality NPR Ruda a ve snímku 58 z lokality PP Broumarské slatiny. Ve zbylých snímcích (3, 53, 55–57) z lokalit PR Podtrosecká údolí a NPR Ruda byla *Molina careulea* zaznamenána s minimální pokryvností. Větší pokryvnost (> 5 %) měla *Molinia caerulea* ve snímcích 6, 8, 9 a 15 z lokality PP Byšičky, 19–21 z lokality NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, 22–27 z lokality NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, 32, 34 a 35 z lokality NPP Swamp – Klůček, 44 z NPP Swamp – Kosa, 45–48 z lokality NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky, 59, 64, 65 z lokality PP Broumarské slatiny, 66 z lokality NPR Novozámecký rybník a 69 z lokality Hanšpíle. Největší pokryvnost (> 25 %) *Molina careulea* byla zaznamenána ve snímcích 10–14 a 16–18 z lokality PP Byšičky a 68 z lokality Hanšpíle.

Z dalších taxonů indikujících střídavě vlhké půdy byly zaznamenány *Galium boreale* ve snímcích z lokalit PP Byšičky (5,10,17), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (18–21), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (45, 46), *Selinum carvifolia* ve snímcích z lokalit NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (18, 21), NPP Swamp – Klůček (29), *Succisa pratensis* ve snímcích z lokalit PP Byšičky (5, 6, 9, 13, 14, 16), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (19, 20), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (23, 25), PP Kalábová (50) a NPR Novozámecký rybník (66, 67).

Naopak z taxonů indikujících trvale zamokřená stanoviště s velkým podílem organické složky v půdě byly zaznamenány *Peucedanum palustre* ve snímcích z lokalit NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (19), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (28), NPP Swamp – Klůček (29, 31, 34, 35–37), NPP Swamp – Kosa (39–41, 43, 44), NPR Ruda (51–56) a Hanšpíle (68, 69), *Comarum palustre* ve snímcích z lokalit NPP Swamp – Klůček (28–33, 36), NPP Swamp – Kosa (38), NPR Ruda (51–56), PP Broumarské slatiny (59, 63) a NPR Novozámecký rybník (66, 67), *Menyanthes trifoliata* ve snímcích z lokalit PR Podtrosecká údolí (1–4), PP Byšičky (9), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (23, 25, 27), NPR Ruda (51, 53, 54, 56), PP Broumarské slatiny (61, 62, 64) a NPR Novozámecký rybník (67) a vysoké ostřice s přesahem do svazu *Magno-Caricetum elatae* konkrétně *Carex diandra* ve snímcích z lokalit PR Podtrosecká údolí (2–4), NPP Swamp – Klůček (30, 36), NPR Ruda (53) a PP Broumarské slatiny (57, 62, 63), *Carex lasiocarpa* ve snímcích z lokalit PR Podtrosecká údolí (2–4), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (20, 21) a NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (24, 25, 27) a *Carex rostrata* ve snímcích z lokalit NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (20, 21) a NPR Ruda (51–56).







Tab. 11: Hlavičková data fytoocenologických snímků, PR Podtrosecká údolí (Podtr. u.), PP Byšičky (Byšičky), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (Konv.v.), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (Baron. r.), NPP Swamp – Klůček (Klůček), NPP Swamp – Kosa (Kosa), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (Shnilé l.), PP Kalábová (Kalábová), NPR Ruda (Ruda), PP Broumarské slatiny (Broumar), NPR Novozámecký rybník (Novoz. r.), Hanšpíle (Hanšpíle)

sn. č.	název lokality	nadm. v. (m)	velikost plochy m <sup>2</sup>	počet druhů	datum	GPS středu snímku		E	E0	E1	E2	sklon
1	Podtr. u. 1	305	16	16	13.8.2012	50.524526	15.218042	65	30	60	.	0°
2	Podtr. u. 2	305	16	19	28.6.2014	50.524367	15.217638	66	55	45	.	0°
3	Podtr. u. 3	305	16	33	29.7.2016	50.5244722	15.2176667	80	70	60	.	0°
4	Podtr. u. 4	305	16	27	29.7.2016	50.5244722	15.2177222	55	20	40	.	0°
5	Byšičky 1	300	16	26	2008	.	.	100	40	95	.	0°
6	Byšičky 2	300	16	21	2008	.	.	100	10	100	.	0°
7	Byšičky 3	300	16	14	2008	.	.	100	10	100	.	0°
8	Byšičky 4	300	16	16	2008	.	.	100	30	100	.	0°
9	Byšičky 5	300	16	13	2008	.	.	100	5	100	.	0°
10	Byšičky 6	300	16	13	2008	.	.	100	15	100	.	0°
11	Byšičky 7	300	16	19	2008	.	.	100	15	100	.	0°
12	Byšičky 8	300	16	14	2008	.	.	100	10	100	.	0°
13	Byšičky 9	300	16	15	19.7.2012	50.416311	15.616244	90	15	90	.	0°
14	Byšičky 10	300	16	20	19.7.2012	50.416445	15.616178	90	15	90	.	0°
15	Byšičky 11	300	16	25	11.7.2014	50.416235	15.616418	95	15	90	.	0°
16	Byšičky 12	300	16	32	30.6.2016	50.4163333	15.6164722	90	15	85	.	0°
17	Byšičky 13	300	16	32	30.6.2016	50.4162222	15.6168889	95	20	90	.	0°
18	Konv. v. 1	265	16	33	25.6.2014	50.605779	14.617273	95	60	80	.	0°
19	Konv. v. 2	265	16	36	20.6.2015	50.60575	14.617679	85	75	80	.	0°
20	Konv. v. 3	265	16	29	20.6.2015	50.605804	14.617231	80	70	80	.	0°
21	Konv. v. 4	265	16	53	29.7.2016	50.605889	14.6174167	80	60	70	.	0°
22	Baron. r. 1	265	16	19	25.6.2014	50.602816	14.621382	70	60	50	.	0°
23	Baron. r. 2	265	16	18	21.6.2015	50.603515	14.620619	85	75	80	.	0°
24	Baron. r. 3	265	16	21	21.6.2015	50.602807	14.621333	80	80	70	.	0°
25	Baron. r. 4	265	16	22	21.6.2015	50.60268	14.621943	80	80	65	.	0°
26	Baron. r. 5	265	25	25	21.7.2016	50.60279	14.62133	80	60	75	.	0°
27	Baron. r. 6	265	25	29	21.7.2016	50.60258	14.62205	90	80	75	.	0°
28	Klůček 1	270	16	22	2.6.2013	50.575476	4.664995	65	10	60	.	0°
29	Klůček 2	270	16	28	24.6.2014	50.575459	14.665119	70	60	55	.	0°
30	Klůček 3	270	16	19	19.6.2015	50.575435	14.6651	85	80	60	.	0°
31	Klůček 4	270	16	22	19.6.2015	50.575499	14.664939	80	75	55	.	0°
32	Klůček 5	270	16	23	19.6.2015	50.575392	14.664659	65	60	45	.	0°
33	Klůček 6	270	16	23	19.6.2015	50.575423	14.665371	85	80	80	.	0°

sn. č.	název lokality	nadm. v. (m)	velikost plochy m2	počet druhů	datum	GPS středu snímku		E	E0	E1	E2	sklon
34	Klůček 7	270	16	18	19.6.2015	50.575442	14.665382	90	85	80	.	0°
35	Klůček 8	270	25	22	21.7.2016	50.57538	14.66534	65	60	45	.	0°
36	Klůček 9	270	25	30	21.7.2016	50.57544	14.66511	70	65	50	.	0°
37	Kosa 1	270	16	30	25.6.2013	50.577684	14.662845	65	10	60	.	0°
38	Kosa 2	270	16	26	25.6.2013	50.577211	14.663274	55	20	40	.	0°
39	Kosa 3	270	16	32	12.7.2014	50.577823	14.662974	68	20	60	.	0°
40	Kosa 4	270	16	29	12.7.2014	50.577538	14.662908	55	50	35	.	0°
41	Kosa 5	270	16	22	20.6.2015	50.577107	14.663498	55	50	30	.	0°
42	Kosa 6	270	16	24	20.6.2015	50.577761	14.663022	75	70	65	.	0°
43	Kosa 7	270	25	37	21.7.2016	50.57779	14.66301	70	40	60	.	0°
44	Kosa 8	270	25	33	21.7.2016	50.57720	14.66331	50	40	40	.	0°
45	Shnilé l. 1	265	16	22	12.7.2014	50.598915	14.604711	60	15	50	.	0°
46	Shnilé l. 2	265	16	20	21.6.2015	50.598932	14.604782	60	20	50	.	0°
47	Shnilé l. 3	265	16	18	21.6.2015	50.598875	14.604824	60	20	50	.	0°
48	Shnilé l. 4	265	16	26	29.7.2016	50.5994444	14.6039722	70	10	70	.	0°
49	Shnilé l. 5	265	16	20	29.7.2016	50.5990833	14.6047222	80	10	80	.	0°
50	Kalábová	520	16	26	12.6.2014	48.9395611	17.7441233	90	90	60	.	10°
51	Ruda 1	420	16	17	27.6.2014	49.1451000	14.6976667	95	90	65	15	0°
52	Ruda 2	420	16	19	27.6.2014	49.1486667	14.6844500	95	95	60	.	0°
53	Ruda 3	420	25	25	17.7.2015	49.14480	14.69144	95	95	60	.	0°
54	Ruda 4	420	25	23	28.6.2016	49.14529	14.69151	80	60	60	40	0°
55	Ruda 5	420	25	18	28.6.2016	49.14521	14.69136	80	60	60	20	0°
56	Ruda 6	420	25	33	28.6.2016	49.14527	14.69019	85	60	65	50	0°
57	Broumar 1	292	16	21	2006	.	.	80	30	70	.	0°
58	Broumar 2	292	16	12	2006	.	.	80	10	80	.	0°
59	Broumar 3	292	16	31	2006	.	.	90	20	80	.	0°
60	Broumar 4	292	16	15	2006	.	.	80	20	90	.	0°
61	Broumar 5	292	16	17	2006	.	.	95	25	90	.	0°
62	Broumar 6	292	16	21	2006	.	.	95	20	85	.	0°
63	Broumar 7	292	16	21	2006	.	.	90	15	85	.	0°
64	Broumar 8	292	16	19	14.8.2012	50.2673611	16.142	95	18	88	.	0°
65	Broumar 9	292	16	21	2014	.	.	95	30	90	.	0°
66	Novoz. r. 1	255	16	35	4.7.2015	50.612791	14.584492	95	40	91	.	0°
67	Novoz. r. 2	255	16	44	4.7.2015	50.612522	14.585216	93	70	88	.	0°
68	Hanšpíle 1	200	25	25	1.8.2016	48.553685	17.29815	90	55	80	.	0°
69	Hanšpíle 2	200	25	19	1.8.2016	48.55372	17.298389	80	60	70	.	0°

Tab. 12: Synoptická tabulka vyjadřující procentuální frekvenci (číslo) výskytu taxonů v jednotlivých skupinách (5) fytoecologických snímků a modifikovanou fidelitu (index) taxonů k jednotlivým skupinám fytoecologických snímků dle koeficientu phi

Group No. No. of relevés	1 6	2 32	3 9	4 8	5 14
Comarum palustre	100 <sup>69.0</sup>	25 ---	22 ---	25 ---	. ---
Peucedanum palustre	100 <sup>66.3</sup>	44 7.8	. ---	38 1.3	. ---
Carex rostrata	100 <sup>92.8</sup>	. ---	. ---	12 ---	. ---
Straminergon stramineum	83 <sup>85.3</sup>	6 ---	. ---	. ---	. ---
Sphagnum teres	83 <sup>66.5</sup>	6 ---	. ---	38 13.9	. ---
Pinus sylvestris	33 <sup>14.2</sup>	75 64.7	. ---	. ---	. ---
Frangula alnus	33 ---	72 41.1	. ---	25 ---	36 2.7
Carex elata	. ---	12 ---	89 78.8	12 ---	. ---
Lythrum salicaria	33 ---	56 ---	89 32.4	62 5.8	43 ---
Eriophorum angustifolium	67 <sup>32.2</sup>	34 ---	78 43.8	. ---	. ---
Calliergonella cuspidata	. ---	69 27.4	11 ---	100 59.1	29 ---
Briza media	. ---	. ---	. ---	75 60.6	43 22.7
Carex flacca	. ---	3 ---	11 ---	50 18.3	100 71.5
Carex davalliana	. ---	12 ---	67 27.9	25 ---	93 54.7
Alnus glutinosa	17 ---	44 ---	33 ---	62 14.1	86 37.3
Carex hostiana	. ---	6 ---	11 ---	. ---	71 70.2
Lysimachia vulgaris	100 <sup>28.9</sup>	59 ---	89 16.0	62 ---	64 ---
Drosera rotundifolia	83 <sup>45.2</sup>	88 49.5	. ---	25 ---	. ---
Galium palustre	83 <sup>36.6</sup>	53 6.4	78 31.1	12 ---	7 ---
Liparis loeselii	67 ---	94 28.5	22 ---	88 21.9	64 ---
Valeriana dioica	. ---	28 ---	89 38.7	62 12.3	71 21.2
Potentilla erecta	. ---	53 7.9	. ---	88 42.4	86 40.6
Cirsium palustre	17 ---	31 ---	. ---	88 46.8	71 30.5
Carex panicea	. ---	75 16.2	67 7.7	75 16.2	79 19.9
Phragmites australis	. ---	97 29.0	89 20.3	88 18.8	79 9.0
Molinia caerulea	50 ---	72 ---	78 ---	100 26.2	93 17.5
Eupatorium cannabinum	. ---	9 ---	. ---	25 6.6	64 56.0
Colchicum autumnale	. ---	. ---	. ---	. ---	57 71.8
Succisa pratensis	. ---	6 ---	. ---	50 35.1	50 35.1
Galium uliginosum	33 ---	16 ---	33 ---	62 25.8	43 5.5
Sanguisorba officinalis	. ---	. ---	33 6.2	62 38.8	43 16.9
Eriophorum latifolium	. ---	. ---	44 26.9	38 18.6	29 7.8
Epipactis palustris	. ---	9 ---	. ---	25 18.7	29 24.1
Dactylorhiza majalis	. ---	3 ---	. ---	. ---	29 45.6
Equisetum palustre	. ---	16 ---	22 ---	50 31.6	29 6.3
Festuca rubra	. ---	. ---	22 8.1	38 28.8	21 7.0
Plagiomnium elatum	. ---	. ---	11 3.7	12 6.1	21 21.7
Fraxinus excelsior	. ---	. ---	33 35.8	. ---	21 16.8
Bryum pseudotriquetrum	. ---	19 19.7	. ---	. ---	21 24.6
Fissidens adianthoides	. ---	. ---	. ---	. ---	21 42.3
Juncus inflexus	. ---	. ---	. ---	. ---	21 42.3
Quercus sp.	. ---	. ---	11 9.3	. ---	21 30.2
Galium boreale	. ---	6 ---	. ---	50 47.6	21 8.1
Campyllum protensum	. ---	16 20.3	. ---	. ---	14 17.5
Galium wirtgenii	. ---	. ---	11 13.7	. ---	14 21.0
Scorpidium cossoni	. ---	28 27.4	. ---	12 2.4	14 5.3
Parnassia palustris	. ---	3 ---	. ---	50 53.5	14 1.2
Deschampsia cespitosa	. ---	. ---	. ---	12 15.9	14 19.8
Picea abies	. ---	3 ---	. ---	12 13.7	14 17.5
Campyllum stellatum	. ---	47 25.7	. ---	62 43.8	14 ---
Galium verum	. ---	. ---	. ---	12 15.9	14 19.8
Ranunculus acris	. ---	. ---	. ---	38 44.5	14 6.4
Juncus articulatus	. ---	59 40.1	. ---	50 29.3	14 ---
Linum catharticum	. ---	3 ---	. ---	. ---	14 29.5
Acer pseudoplatanus	. ---	3 ---	. ---	. ---	14 29.5
Aneura pinguis	. ---	. ---	. ---	. ---	14 34.3
Festuca filiformis	. ---	. ---	. ---	. ---	14 34.3
Salix cinerea	33 <sup>14.2</sup>	9 ---	33 14.2	25 4.1	7 ---
Populus tremula	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Carex tomentosa	. ---	. ---	11 19.9	. ---	7 9.3
Chara vulgaris	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Triglochin palustris	. ---	59 67.8	. ---	. ---	7 ---
Angelica sylvestris	. ---	. ---	11 4.4	25 29.1	7 ---
Crepis paludosa	. ---	. ---	11 4.4	25 29.1	7 ---
Plagiomnium elipticum	. ---	. ---	. ---	12 22.1	7 8.3
Asarum europaeum	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Carex paniculata	. ---	22 12.6	. ---	38 35.6	7 ---
Tomentypnum nitens	. ---	. ---	. ---	38 50.1	7 ---
Menyanthes trifoliata	67 <sup>42.6</sup>	22 ---	33 5.6	12 ---	7 ---
Blysmus compressus	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Aulacomnium palustre	17 ---	41 21.1	. ---	50 32.3	7 ---
Calamagrostis epigejos	17 <sup>28.0</sup>	. ---	. ---	. ---	7 5.6
Cirsium arvense	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Epilobium palustre	67 <sup>59.6</sup>	. ---	11 ---	12 ---	7 ---
Vicia cracca	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Agrostis stolonifera	17 <sup>18.1</sup>	. ---	. ---	12 10.1	7 ---
Chiloscyphus profundus	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Carex acuta	. ---	34 31.0	. ---	25 17.2	7 ---
Dactylorhiza sp.	. ---	9 1.9	. ---	25 30.3	7 ---
Gymnadenia densiflora	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Brachythecium rivulare	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1

Group No.	1	2	3	4	5
No. of relevés	6	32	9	8	14
Amblystegium serpens	. ---	. ---	. ---	. ---	7 24.1
Betula pubescens	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Utricularia ochroleuca	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Quercus robur	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Thelypteris palustris	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Sarmentypnum exannulatum	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Dryopteris carthusiana	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Wanstorfia exannulata	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Calamagrostis canescens	50 66.7	. ---	. ---	. ---	. ---
Carex canescens	50 66.7	. ---	. ---	. ---	. ---
Salix pentandra	33 53.5	. ---	. ---	. ---	. ---
Sphagnum flexuosum	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Utricularia australis	. ---	9 27.6	. ---	. ---	. ---
Amblystegium radiale	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Frangula alnus	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Lysimachia thyrsoiflora	17 12.0	31 36.8	. ---	. ---	. ---
Carex elongata	. ---	. ---	11 30.2	. ---	. ---
Persicaria bistorta	. ---	. ---	11 30.2	. ---	. ---
Salix repens	. ---	6 22.5	. ---	. ---	. ---
Juncus acutiflorus	. ---	6 22.5	. ---	. ---	. ---
Polytrichum strictum	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Typha angustifolia	. ---	9 27.6	. ---	. ---	. ---
Sphagnum obtusum	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Sphagnum centrale	17 37.1	. ---	. ---	. ---	. ---
Betula pendula	17 23.1	12 14.2	. ---	. ---	. ---
Vaccinium oxycoccos agg.	. ---	9 27.6	. ---	. ---	. ---
Poa pratensis	. ---	. ---	11 30.2	. ---	. ---
Salix aurita	50 66.7	. ---	. ---	. ---	. ---
Utricularia sp.	. ---	12 32.0	. ---	. ---	. ---
Schoenoplectus lacustris	. ---	12 32.0	. ---	. ---	. ---
Salix aurita	50 56.7	12 ---	. ---	. ---	. ---
Scorpidium scorpioides	. ---	12 32.0	. ---	. ---	. ---
Rhynchospora alba	. ---	12 32.0	. ---	. ---	. ---
Taraxacum sec. Palustris	. ---	12 32.0	. ---	. ---	. ---
Sphagnum subsecundum	. ---	6 22.5	. ---	. ---	. ---
Viola canina	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Cirsium oleraceum	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Sciuro-hypnum curtum	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Orchis sp.	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Equisetum arvense	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Hamatocaulis vernicosus	. ---	6 ---	. ---	25 38.7	. ---
Pseudoscleropodium purum	. ---	6 ---	. ---	25 38.7	. ---
Filipendula ulmaria	. ---	3 ---	. ---	25 42.0	. ---
Carex lasiocarpa	50 34.0	34 15.1	. ---	25 3.8	. ---
Agrostis canina	33 18.0	38 23.3	. ---	25 7.4	. ---
Galium album	. ---	3 ---	. ---	12 26.9	. ---
Scutellaria galericulata	. ---	9 12.2	. ---	12 19.9	. ---
Salix sp.	. ---	6 6.6	. ---	12 23.0	. ---
Typha latifolia	. ---	6 6.6	. ---	12 23.0	. ---
Betula sp.	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Carex pulicaris	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Anemone nemorosa	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Equisetum fluviatile	67 65.9	6 ---	. ---	12 ---	. ---
Juncus alpinoarticulatus	. ---	50 56.7	. ---	12 ---	. ---
Salix pentandra	17 15.1	12 7.5	. ---	12 7.5	. ---
Hydrocotyle vulgaris	17 8.2	28 26.2	. ---	12 1.6	. ---
Selinum carvifolia	. ---	3 ---	22 20.2	25 24.8	. ---
Danthonia decumbens	. ---	. ---	. ---	38 56.9	. ---
Lycopus europaeus	17 ---	62 46.3	. ---	38 16.7	. ---
Climacium dendroides	. ---	. ---	11 2.3	38 46.9	. ---
Sphagnum subnitens	. ---	41 34.4	. ---	38 30.1	. ---
Lotus uliginosus	. ---	6 ---	. ---	38 50.9	. ---
Carex flava	. ---	. ---	33 18.0	62 55.0	. ---
Holcus lanatus	. ---	6 ---	. ---	62 70.8	. ---
Anthoxanthum odoratum	. ---	. ---	. ---	62 75.6	. ---
Carex pseudocyperus	. ---	9 ---	. ---	50 58.9	. ---
Carex lepidocarpa	. ---	28 17.2	. ---	50 47.3	. ---
Mentha aquatica	. ---	. ---	56 47.5	38 24.3	. ---
Prunella vulgaris	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Sphagnum palustre	17 15.1	. ---	. ---	25 30.2	. ---
Juncus subnodulosus	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Betula pubescens	33 11.9	47 27.9	11 ---	25 2.1	. ---
Laserpitium prutenicum	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Solidago gigantea	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Polygala vulgaris	. ---	. ---	. ---	38 56.9	. ---
Hypericum tetrapterum	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Carex Hartmanii	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Luzula sp.	. ---	. ---	. ---	25 45.9	. ---
Luzula campestris	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
Molinia caerulea agg.	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Sphagnum denticulatum	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Carex diandra	17 5.2	16 3.7	33 29.9	. ---	. ---
Pinguicula vulgaris subsp. bohemica	. ---	6 22.5	. ---	. ---	. ---
Nymphaea candida	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
Utricularia minor	. ---	28 48.8	. ---	. ---	. ---
Polytrichastrum formosum	. ---	16 35.9	. ---	. ---	. ---



Group No.	1	2	3	4	5
No. of relevés	6	32	9	8	14
<i>Sphagnum contortum</i>	. ---	12 32.0	. ---	. ---	. ---
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	. ---	25 45.9	. ---	. ---	. ---
<i>Persicaria amphibia</i>	. ---	. ---	22 43.1	. ---	. ---
<i>Riccardia</i> sp.	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Cardamine pratensis</i>	. ---	. ---	67 78.4	. ---	. ---
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Juncus effusus</i>	33 50.1	3 ---	. ---	. ---	. ---
<i>Sphagnum falax</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Philonotis calcerea</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Eriophorum gracile</i>	33 47.1	6 ---	. ---	. ---	. ---
<i>Mentha arvensis</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Sphagnum squarrosum</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Salix rosmarinifolia</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Carex disticha</i>	. ---	. ---	56 70.7	. ---	. ---
<i>Taraxacum</i> sp.	17 21.8	3 ---	11 10.2	. ---	. ---
<i>Cardamine dentata</i>	. ---	. ---	33 41.9	12 5.8	. ---
<i>Poa palustris</i>	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
<i>Viola palustris</i>	50 30.3	47 26.6	11 ---	12 ---	. ---
<i>Scirpus sylvaticus</i>	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	. ---	. ---	22 30.0	12 10.9	. ---
<i>Rhynchospora squarrosa</i>	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
<i>Plagiomnium affine</i>	. ---	. ---	. ---	12 32.0	. ---
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	. ---	12 ---	44 44.2	12 ---	. ---
<i>Luzula multiflora</i>	17 15.8	. ---	11 5.6	12 8.2	. ---
<i>Caltha palustris</i>	. ---	. ---	67 69.6	12 ---	. ---
<i>Carex nigra</i>	33 31.1	6 ---	11 ---	12 ---	. ---
<i>Symphytum officinale</i>	. ---	. ---	33 53.5	. ---	. ---
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	17 12.0	31 36.8	. ---	. ---	. ---
<i>Cirsium rivulare</i>	. ---	. ---	11 30.2	. ---	. ---
<i>Acorus calamus</i>	. ---	. ---	11 30.2	. ---	. ---
<i>Epilobium ciliatum</i>	17 16.6	. ---	22 27.0	. ---	. ---
<i>Poa trivialis</i>	. ---	. ---	33 53.5	. ---	. ---
<i>Carex acutiformis</i>	. ---	9 6.3	22 32.7	. ---	. ---
<i>Polytrichum commune</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---
<i>Vaccinium myrtillus</i>	. ---	3 15.9	. ---	. ---	. ---

### 3.5 Půdní rozbory

Základní fyzikální vlastnosti půdy byly určované ze vzorků odebraných pomocí Kopeckého válečků z lokalit PR Podtrosecká údolí, NPR Ruda, PP Kalábová, PP Byšičky, PP Broumarské slatiny, NPP Swamp – Kosa, NPP Swamp – Klůček, NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky, NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem a NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník v listopadu 2015 (Tab. 13). Momentní vlhkost půdy vyjadřuje okamžitý obsah vody v půdě v době odběru. Čím vyšší je momentní vlhkost, tím vyšší je ztráta vody při vysušení vzorku do konstantní hmotnosti. Nízké hodnoty této veličiny svědčí o nízké vlhkosti substrátu na stanovišti v době odběru vzorku. Nejnižší momentní vlhkost půdy z vyhodnocovaných vzorků byla stanovena ve vzorku z lokality PP Byšičky (31,63 %), která má oproti zbylým lokalitám více luční charakter. Ve vzorcích z ostatních lokalit byla stanovena vzájemně podobná momentní vlhkost půdy, která se pohybovala mezi 80–90 %, nižší momentní vlhkost půdy byla stanovena ještě ve vzorcích z lokalit NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (72,98 %) a PP Broumarské slatiny (78,36 %). PP Broumarské slatiny jsou podobně jako PP Byšičky lokalitou, která má více luční charakter než zbylé lokality. Lokalita NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky má ze všech lokalit nejvíce raně sukcesní charakter, jedná se o mozaiku ploch s malým zápojem vegetace s minimální vrstvou humolitu a mělkých vodních ploch. Nízká momentní vlhkost půdy na lokalitách PP Byšičky a PP Broumarské slatiny odpovídá domněnce, že lokality jsou v poslední době poměrně vyschlé.

Tab. 13: Základní fyzikální vlastnosti půdy naměřené ve vzorcích odebraných za pomoci Kopeckého válečku z lokalit PR Podtrosecká údolí (13. 11. 2015), NPR Ruda (24. 11. 2015), PP Kalábová (24. 11. 2015), PP Byšičky (29. 10. 2015), PP Broumarské slatiny (20. 11. 2015), NPP Swamp – Kosa (22. 11. 2015), NPP Swamp – Klůček (22. 11. 2015), NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (22. 11. 2015), NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (22. 11. 2015) a NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (22. 11. 2015), W obj (% objemová) – momentní vlhkost půdy, o (g/cm<sup>3</sup>) – objemová hmotnost půdy, MKK vo (% objemová) – maximální kapilární vodní kapacita.

Lokality	W obj (%)	o (g/cm <sup>3</sup> )	Objem válečku	MKK vo (%)
PR Podtrosecká údolí	86,92	0,1	100,1	81,09
NPR Ruda	83,46	0,1	84,9	61,41
PP Kalábová	80,62	0,14	84,9	62,06
PP Byšičky	31,63	0,21	84,9	41,86
PP Broumarské slatiny	78,36	0,2	84,9	58,43
NPP Swamp – Kosa	90,97	0,13	102,7	91,65
NPP Swamp – Klůček	85,03	0,06	102,7	89,77
NPP J. s. – Shnilé louky	72,98	0,52	102,7	70,73
NPP J. s. – Louky pod Konvalinkovým v.	87,18	0,18	102,7	84,02
NPP J. s. – Baronský rybník	86,43	0,06	102,7	90,07

Objemová hmotnost půdy je dána charakterem substrátu, zejména podílem organické složky. Půdy obsahující humolit, který je tvořen množstvím organických zbytků (např. rašeníkem, zbytky slatiništních mechů a ostřic atd.), mají nižší objemovou hmotnost než půdy obsahující jílové částice nebo písek. Nejnižší objemová hmotnost půdy byla stanovena ve vzorcích z lokalit

NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (0,06 g/cm<sup>3</sup>) a NPP Swamp – Klůček (0,06 g/cm<sup>3</sup>). O něco vyšší na lokalitách PR Podtrosecká údolí (0,1 g/cm<sup>3</sup>), NPR Ruda (0,1 g/cm<sup>3</sup>), NPP Swamp – Kosa (0,13 g/cm<sup>3</sup>) a PP Kalábová (0,14 g/cm<sup>3</sup>) což svědčí o výrazném podílu organické složky v půdě na těchto lokalitách. Výrazně nejvyšší objemová hmotnost půdy byla stanovena ve vzorku z lokality NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (0,52), což je pravděpodobně způsobeno tím, že na této lokalitě je pouze tenká vrstva humolitu. Vyšší objemová hmotnost půdy v rámci sledovaných lokalit byla stanovena ve vzorcích z lokalit PP Byšičky (0,21 g/cm<sup>3</sup>) PP Broumarské slatiny (0,20 g/cm<sup>3</sup>) a také NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (0,18 g/cm<sup>3</sup>) což svědčí o menším podílu organické složky v půdě na těchto lokalitách a také o více lučném charakteru těchto lokalit (Tab. 13).

Maximální kapilární vodní kapacita ukazuje, jak je půda bohatá na kapiláry, v nichž může vázat vodu a následně ji pomaleji ztrácí. Půdy s vysokou maximální kapilární vodní kapacitou jsou schopné lépe zadržovat srážkovou nebo podzemní vodu než půdy s nižší maximální kapilární vodní kapacitou. Půdy s vyšší kapilární vodní kapacitou jsou proto schopné déle udržovat určitou vlhkost při vysychání substrátu např. v důsledku poklesu hladiny spodní vody nebo nižších srážkových úhrnů. Nejvyšší maximální kapilární vodní kapacita (Tab. 13) byla stanovena na lokalitách NPP Swamp – Kosa (91,65 %), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (90,07 %) a NPP Swamp – Klůček (89,77 %). Nejnižší maximální kapilární vodní kapacita byla stanovena na lokalitách PP Byšičky (41,86 %) a PP Broumarské slatiny (58,43 %), nižší byla také na lokalitách NPR Ruda (61,41 %) a PP Kalábová (62,06 %). Nejnižší hodnoty maximální kapilární vodní kapacity naměřené na lokalitách PP Broumarské slatiny a PP Byšičky svědčí o tom, že na těchto lokalitách je pro *Liparis loeselii* obtížnější přečkávat nepříznivá období sucha.

Analyzovány byly půdní vzorky odebrané v roce 2014 z lokalit z lokalit NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, NPP Swamp – Klůček a NPR Ruda. Tabulka (Tab. 14) je kvůli srovnání doplněná o výsledky půdních analýz uveřejněné Prausovou (2010b). Půdní subtyp byl u vzorků ze všech lokalit, z nichž byly odebírány vzorky v roce 2014, stanoven jako Organozem humolitová (ORh), která je charakteristická vysokou příměsí minerálních látek, na lokalitách PP Byšičky a PP Broumarské slatiny byl půdní subtyp stanoven jako organozem glejová (ORq).

Půdní vzorky z NPP Jestřebské slatiny a NPP Swamp měly mírně kyselé pH (aktivní i potenciální výměnné), první vzorek z NPR Ruda měl středně kyselé pH (aktivní i potenciální výměnné), druhý vzorek z NPR Ruda měl středně kyselé aktivní pH a silně kyselé potenciální výměnné pH (Tab. 14). Ve vzorcích z NPP Jestřebské slatiny, NPP Swamp a PP Byšičky byla zjištěna nejvyšší (5.) třída nasycenosti sorpčního komplexu, tedy dostupnost bazických iontů je vyšší než 95 %. Ve vzorcích z NPR Ruda a PP Broumarské slatiny byla nasycenost sorpčního komplexu nižší než 95 % (4. třída nasycenosti). Podle obsahu oxidovatelného uhlíku je humus na lokalitách NPP Jestřebské slatiny a NPP Swamp fermentovaný, na lokalitě NPR Ruda částečně fermentovaný, na lokalitě PP Broumarské slatiny částečně humifikovaný a na lokalitě PP Byšičky dostatečně humifikovaný. Ve vzorcích z lokalit PP Byšičky a PP Broumarské slatiny byl stanoven nízký celkový obsah dusíku. Ve vzorku z lokality NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem a v druhém vzorku z NPR Ruda byl stanoven střední až vysoký celkový obsah dusíku. Ve zbylých vzorcích byl stanoven velmi vysoký celkový obsah dusíku. Podle poměru C/N vyjadřuje přístupnost dusíku v půdě. Příznivý stav pro příjem dusíku rostlinami byl zjištěn na lokalitě PP Byšičky a relativně příznivý na lokalitě PP Broumarské slatiny, na pomezí dostatečnosti a nedostatečnosti na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník a NPP Swamp – Kosa,

nedostatečná dostupnost dusíku byla zjištěna ve vzorku z lokality NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem a v prvním vzorku z NPR Ruda. Podle poměru C/N je na ploše, kde byl odebrán druhý půdní vzorek, dusík imobilizovaný a nedostupný pro příjem rostlinami.

Obsah přístupného vápníku je na všech lokalitách velmi vysoký (Tab. 14), na lokalitě NPR Ruda je nižší než na zbylých lokalitách. Celkový obsah vápníku je na všech lokalitách vysoký, na lokalitě NPR Ruda je opět nižší než na ostatních lokalitách. Nejvyšší obsah celkového vápníku byl zjištěn na lokalitě PP Kalábová, což se dalo předpokládat vzhledem ke tvorbě pěnovce na této lokalitě.

Tab. 14: Výsledky půdních analýz z lokalit NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (20. 6. 2014), NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (20. 6. 2014), NPP Swamp – Kosa (20. 6. 2014), NPR Ruda (27. 6. 2014) a PP Kalábová (24. 11. 2015), doplněné o výsledky půdních analýz z lokalit PP Byšičky (2008) a PP Broumarské slatiny (2006) uveřejněné Prausovou (2010b), Pst – půdní subtyp, ORh – organozem humolitová, ORq – organozem glejová, pH (voda) – půdní reakce aktivní, pH (KCl) – půdní reakce potenciální výměnná, nasyc. Sorp. Kompl. – nasycenost sorpč. komplexu bázemi (bazická saturace), celk. obsah uhlíku – přítomnost oxidovatelného uhlíku v půdě (určuje obsah humusu), celk. obsah dusíku – obsah dusíku v různých formách, C/N – poměr celkového obsahu uhlíku a celkového obsahu dusíku (stupeň humifikace), obsah přístupného vápníku – množství vápníku v přijatelné formě pro rostliny, celkový obsah vápníku – množství vápníku, které se může přeměnit na přijatelnou formu pro rostliny.

Lokalita	Pst	pH (voda)	pH (KCl)	nasyc. sorp. kompl. (%)	celk. obsah uhlíku (%)	celk. obsah dusíku (%)	C/N	obsah přístup. vápníku (mg/kg)	celk. obsah vápníku (mg/kg)
NPP J. s. - Louky pod K. v.	ORh	5.98	5.41	99.7	30.69	1.63	18.8	13176	28900
NPP J. s. - Baronský r.	ORh	5.82	5.44	99.7	38.76	2.16	17.9	14288	30400
NPP Swamp - Kosa	ORh	5.66	5.28	98.4	38.62	2.17	17.8	17487	26400
NPR Ruda - vzorek 1	ORh	4.50	4.3	94.7	45.42	2.28	19.9	9951	12400
NPR Ruda - vzorek 2	ORh	4.90	3.97	83.4	43.68	1.66	26.3	8041	8600
PP Byšičky	ORq			99.1	12.78	1.08	11.8		
PP Broumarské slatiny	ORq			83.4	20.45	1.16	17.1		
PP Kalábová									72960

Vzhledem k vystupování vody až nad půdní povrch byly na lokalitách PR Podtrosecká údolí, NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky a NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem měřeny následující vlastnosti vody (Tab. 15): elektrická vodivost, pH a teplota. Nejnižší elektrická vodivost vody z těchto tří lokalit (rok 2016) byla naměřena na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem. I na zbývajících dvou lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky a PR Podtrosecká údolí byla naměřena poměrně nízká elektrická vodivost, svědčící o malém obsahu rozpuštěných iontů v půdních roztocích.

Na lokalitách PR Podtrosecká údolí a NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem bylo naměřeno neutrální pH vody, na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky bylo naměřeno mírně zásadité pH.

Tab. 15: Elektrická konduktivita (ec), pH, a teplota vody (T) na Lokalitách PR Podtrosecká údolí, NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky a NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem ze dne 29. 7. 2016

lokality	ec ( $\mu\text{S}/\text{cm}^3$ )	pH	T °C
PR Podtrosecká údolí	304	6,8	25,6
NPP J. s. – Shnilé louky	407	8,02	.
NPP J. s. – Louky pod Konvalinkovým v.	202	7,13	25,3

### 3.6 Vzdálenost hladiny vody od pahlíz

Při povrchu mechových bultů se rostliny druhu udržují každoroční tvorbou pahlízy v paždí nejvyššího listu. Pokud se vyskytnou například ve vlhkém písku nebo na jiném substrátu, který neroste, mohou se chovat jako geofyty ačkoli se nová pahlíza tvoří vždy v paždí nejvyššího listu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Vhodná vzdálenost hladiny podzemní vody od pahlíz *Liparis loeselii* je jednou z klíčových podmínek výskytu druhu na lokalitách (KUBÁT 2002). Ke vzdálení pahlíz druhu od hladiny podzemní vody může dojít buď v důsledku poklesu hladiny podzemní vody nebo během růstu mechových bultů, v nichž jsou rostliny druhu uchyceny.

Většina rostlin nalezených při monitoringu v letech 2014–2016 rostla ve vzdálenosti 0–30 cm nad hladinou vody, což bylo možné zjistit, protože hladina podzemní vody na lokalitách vystupuje v terénních sníženinách nad úroveň substrátu a některé lokality např. NPP Swamp – Kosa navazují na otevřenou vodní hladinu.

V roce 2014 byl zaznamenán výrazný pokles hladiny podzemní vody cca o 30 cm na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, což se projevilo nízkou vitalitou rostlin na lokalitě v tomto roce a pravděpodobně to byla příčina poklesu početnosti populace v následujícím roce 2015.

Na lokalitách Kosa a Klůček v NPP Swamp byl v roce 2015 zaznamenán pokles hladiny podzemní vody o 30–40 cm pod normální stav. Rostliny se tak v tomto roce ocitly ve vzdálenosti 30–60 cm od úrovně hladiny podzemní vody. Normální stav hladiny podzemní vody bylo možné odhadnout mimo jiné podle porostů mechů na okrajích bultů. Výšku hladiny podzemní vody je na těchto lokalitách možné určit také podle výšky hladiny vodní plochy sousedící s lokalitou Kosa a vodní plochy, která je v centrální části lokality Klůček. Pokles hladiny podzemní vody v roce 2015 se projevil opožděným fenologickým vývojem rostlin v tomtéž roce.

Na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem roste většina rostlin na březích příkopu, tj. 10–30 cm nad hladinou vody.

Na lokalitě PP Byšičky rostla v roce 2014 většina rostlin 4–10 cm nad hladinou podzemní vody, menší množství rostlin rostlo ve vzdálenosti do 30 cm od úrovně hladiny podzemní vody. Zdá se však, že hladina podzemní vody na této lokalitě často klesá pod normální úroveň.

Hladina podzemní vody na lokalitě NPP Swamp – Klůček byla v roce 2016 na normální úrovni. Většina rostlin na této lokalitě rostla v roce 2016 na úrovni hladiny podzemní vody až 17 cm nad úrovní hladiny podzemní vody, v ojedinělých případech i ve sníženinách mezi bulvy několik centimetrů pod úrovní hladiny vody.

Tab. 16: Vertikální vzdálenost hladiny podzemní vody od báze pahlíz *Liparis loeselii* na jednotlivých lokalitách v letech 2014–2016.

Lokalita	vzdálenost hladiny podzemní vody od pahlíz (cm)		
	2014	2015	2016
NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky	0–20	0–13	.
NPP Jestřebské slatiny – Louka u Konvalinkového vrchu	10–30	10–20	.
NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník	30–50	4–25	.
NPP swamp – Kosa	0–10	40–50	0–8
NPP Swamp – Klůček	0–17	40–60	(-4) –17
PP Byšičky	4–30	.	.
PP Broumarské slatiny	.	.	.
PR Podtrosecká údolí	4–20	0–16	.
PP Kalábová	6–8	.	5–10
NPR Ruda	.	.	5–30
NPR Novozámecký rybník	.	40	.
Hanšpíle	.	.	5–0

## 4 Diskuze

Na území ČR byl v období od roku 1800 do současnosti, *Liparis loeselii* nalezen celkem na 33 lokalitách včetně mikrolokalit (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; HONCŮ 1995; M. Honců ústní sdělení sec. EKOBÁU 2011; TUROŇOVÁ 2002; KUBÁT 2000; TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2002; TUROŇOVÁ 2010; TUROŇOVÁ et RYCHTAŘÍK 2000; ŠÍDA 1998; KUČERA 1999; PRAUSOVÁ 2010b; ŠTĚRBA 2014; PROCHÁZKA 2010; PRAUSOVÁ 2010a). V současnosti je druh znám ze 13 lokalit včetně mikrolokalit: jmenovitě NPR Ruda, NPR Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, NPR Jestřebské slatiny – Baronský rybník, NPR Jestřebské slatiny – Shnilé louky, NPR Jestřebské slatiny – Shnilé louky 2 (TUROŇOVÁ 2002), NPR Jestřebské slatiny – Józova louka (TUROŇOVÁ 2002), NPR Novozámecký rybník, NPP Swamp – Kosa, NPP Swamp – Klůček, NPR Břehyně – Pecopala (LEUGNEROVÁ et LACINA 2015), PR Podtrosecká údolí, PP Byšičky a PP Kalábová. Monitoring v rámci této práce neprobíhal na lokalitách NPR Břehyně – Pecopala, NPR Jestřebské slatiny – Shnilé louky 2 a NPR Jestřebské slatiny – Józova louka. Stav populací druhu na lokalitách NPR Jestřebské slatiny – Shnilé louky 2 a NPR Jestřebské slatiny – Józova louka není v současnosti znám. Populace druhu na lokalitě NPR Břehyně – Pecopala je v současnosti největší v celé České republice (LEUGNEROVÁ et LACINA 2015).

Ze sledovaných populací v rámci této práce se největší populace druhu vyskytují na lokalitách NPP Swamp – Klůček, NPP Swamp – Kosa a NPR Jestřebské slatiny – Baronský rybník. Velká populace se pravděpodobně vyskytuje také na lokalitě NPR Jestřebské slatiny – Shnilé louky, která byla do objevení populace druhu na lokalitě NPR Břehyně – Pecopala (LEUGNEROVÁ et LACINA 2015) považována za lokalitu s největší populací druhu v České republice (KUBÁT 2000). Během monitoringu probíhajícího v rámci této práce však byla monitorována pouze její část. Ze 14 v dnešní době známých lokalit byl u tří lokalit zaznamenán výrazný pokles velikosti populace druhu.

Na lokalitě PP Broumarské slatiny, kde byl prováděn monitoring v rámci bakalářské a diplomové práce (2012–2016), je druh v současnosti neznámý. Negativní trend vývoje této populace byl zřejmý již při monitoringu, který probíhal v rámci předešlé bakalářské práce (ŠTĚRBA 2014). Vývoj populace druhu na této lokalitě (KUČERA 1999; PRAUSOVÁ 2010b; ŠTĚRBA 2014), sledovaný od jejího objevení v roce 1998, v jisté míře odpovídá populační dynamice druhu známé ze západoevropských lokalit druhu (SHAHRUDIN 2014; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014), tedy rychlému zvětšování velikosti populace a následnému poklesu a vyhynutí. Na západoevropských lokalitách, zejména na mořském pobřeží, je tato populační dynamika pravděpodobně podmíněna změnou podmínek velice dynamického prostředí v rámci přirozené sukcese na stanovišti poté, co druh obsadí plochu v rané fázi sukcese (SHAHRUDIN 2014; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Na lokalitě PP Broumarské slatiny se však populace druhu rozrostla pravděpodobně v reakci na management, který byl proveden po objevení druhu na této lokalitě a spočíval zejména ve vykácení porostů olší. Po několik let byla na lokalitě relativně početná populace druhu (KUČERA 1999; PRAUSOVÁ 2010b). Poté došlo k poměrně rychlému poklesu velikosti populace, ačkoli byl na lokalitě prováděn stále stejný management spočívající v pravidelném kosení lokality a odstraňování posečené biomasy mimo plochy slatinné louky s výskytem *Liparis loeselii*. Je pravděpodobné, že příčinou poklesu populace na lokalitě je změna podmínek prostředí, pravděpodobně snížení vlhkosti na lokalitě (PRAUSOVÁ 2010b; REŠLOVÁ 2016). Na lokalitě byly v roce 2015 provedeny managementové zásahy s cílem obnovit populaci druhu a další zásahy jsou plánované (REŠLOVÁ 2016).

Výrazný pokles populace byl během monitoringu probíhajícího v rámci této práce a předešlé bakalářské práce (ŠTĚRBA 2014) zaznamenán také na lokalitě PP Byšičky. V letech 2012 a 2013 byla lokalita PP Byšičky lokalitou s největší populací druhu ve východních Čechách (ŠTĚRBA 2014). Již v roce 2014 došlo k razantnímu poklesu velikosti populace a v roce 2015 byla na lokalitě nalezena pouze jedna rostlina. Ani nalezení 9 sterilních rostlin během monitoringu v roce 2016 nelze považovat za zlepšení situace. Pokud včas nedojde k zásahům vedoucím k nápravě tohoto neuspokojivého stavu, je pravděpodobné vyhynutí druhu na lokalitě.

Na pokraji vyhynutí je druh také na lokalitě NPR Novozámecký rybník. Při monitoringu v roce 2015 byla na jediné v současnosti známé mikrolokalitě druhu v NPR Novozámecký rybník, zvané Grulichova louka, nalezena pouze jedna rostlina. Je možné, že se druh vyskytuje i na jiném místě v těžko přístupné vegetaci této relativně rozsáhlé lokality. To platí i pro další rozsáhlejší lokality s výskytem druhu.

V roce 2015 byl zaznamenán pokles početnosti populace na lokalitách Kosa a Klůček v NPP Swamp, pravděpodobně v důsledku nezvykle nízké hladiny vody na těchto lokalitách a na přilehlých vodních plochách, která byla v tomto roce zaznamenána. Pokles početnosti populace v roce 2015 byl zjištěn také na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník. Může se jednat o důsledek pozorované nízké vitality rostlin v sezóně 2014. V roce 2014 byl na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník znatelný pokles hladiny podzemní vody cca o 30–40 cm. Rostliny, které na této lokalitě rostou za normálního stavu hladiny podzemní vody ve vzdálenosti 4–25 cm nad hladinou podzemní vody, proto v tomto roce rostly ve vzdálenosti cca 30–50 cm nad hladinou podzemní vody. Rostliny rostoucí na vrcholcích bultů pravděpodobně přežily díky zakořenění v rašeliníku na povrchu bultů, který udržoval určitý stupeň vlhkosti. Mnoho rostlin druhu mělo povadlé žlutnoucí listy. PROCHÁZKA (1980) k tomuto udává, že dopady nepříznivých období se u vstavačovitých rostlin s hlízkami a pahlízkami projevují v následující vegetační sezóně.

Na lokalitě NPR Ruda nebyl druh v roce 2014 nalezen na plochách, kde byly v následujících letech 2015 a 2016 nalezeny fertilní rostliny dosahující výšky až 19,5 cm. Je velice nepravděpodobné, že by takto velké a navíc fertilní rostliny vzešly z mykorhizomů, které do té doby setrvaly v kryptické fázi ontogenetického vývoje. Podle současných znalostí o ontogenetickém vývoji druhu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985) následuje po kryptické fázi další, tedy juvenilní fáze, v níž má rostlina jeden drobný list. Juvenilní fáze trvá přinejmenším po dobu jedné vegetační sezony, poté následuje fáze, ve které má rostlina dva listy, a vykvétá standardně až ve čtvrtém roce života (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Byly zaznamenány i případy, kdy celý vývoj trval kratší dobu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Výskyt takto vzrostlých rostlin na plochách, na kterých nebyly v předcházející sezóně nalezeny žádné rostliny, nasvědčuje spíše dormanci pahlízy v roce 2014. Existence dormance pahlízy je však u druhu *Liparis loeselii* sporná (JONES 1998; WHEELER et al 1998; MCMASTER 2001). Je také možné, že rostliny na lokalitě v roce 2014 rostly a byly při monitoringu přehlédnuty.

Kryptickou fázi vývojového cyklu lze považovat za určitou formu dormance nebo přinejmenším za strategii, jak překonávat nepříznivá období (například když je vegetace příliš zapojená). Není známé, jak dlouho může po vyklíčení druh vytrvat v kryptickém stadiu svého vývojového cyklu. Přinejmenším je toho schopen 4 roky (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Navíc PROCHÁZKA (1980) uvádí, že v kryptické fázi vývojového cyklu vstavačovitých, kdy jsou rostliny plně závislé na houbě tvořící mykorhizu, mají širší ekologickou amplitudu. Je tedy možné, že



takto přežívají nejen při přílišném zápoji vegetace, ale i při nepříznivých obdobích sucha. Všechny tyto možnosti jsou však u druhu *Liparis loeselii* spekulativní a je nutné je dále studovat.

Pro studium dormance pahlíz a populační dynamiky druhu obecně není standardně prováděný monitoring příliš vhodný. Pro studium této problematiky je vhodnější monitorovat populace druhu pomocí stálých monitorovacích ploch o takových rozměrech, aby bylo možné s jistotou nalézt všechny rostliny, které v dané sezoně na ploše rostou, a zaznamenat jejich přesnou polohu a velikost.

Na lokalitě NPP Swamp – Kosa a v menší míře také na lokalitě NPP Swamp – Klůček byly v roce 2015 monitorovány rostliny, jejichž lodyhy byly kratší než listy, zatímco na všech ostatních sledovaných lokalitách byly lodyhy v době monitoringu vždy výrazně delší než listy. V letech 2014 a 2016, kdy probíhal monitoring a sběr morfometrických dat, byly lodyhy výrazně delší než listy i na zmíněných dvou lokalitách NPP Swamp – Kosa a NPP Swamp – Klůček. Počet květů fertálních rostlin na těchto dvou lokalitách byl v letech 2014–2016 víceméně konstantní. Pravděpodobně se jedná o důsledek nestandardně nízké hladiny podzemní vody na lokalitách druhu v NPP Swamp, která měla pravděpodobně souvislost s nízkým stavem vody v přilehlém Máchově jezeře v roce 2015, kde probíhalo odbahnění (zásah vyžadující vypuštění vody z jezera). Vzhledem k standardnímu počtu květů na těchto rostlinách a k pozorování situace v terénu, kdy bylo zřejmé, že rostliny na těchto lokalitách jsou v ranější fázi fenologického vývoje než rostliny na ostatních lokalitách, lze předpokládat, že rostliny na výrazné snížení hladiny podzemní vody reagovaly opožděným fenologickým vývojem. Podobný jev pozorovali také ROZE et al. (2014) naopak v reakci na nestandardně zvýšenou hladinu vody na lokalitách druhu v Litvě. Rostliny na těchto dvou lokalitách v NPP Swamp, byly v roce 2015 také zřetelně menší než v letech 2014 a 2016. Pravděpodobně však nereagovaly na nízkou hladinu podzemní vody přímým zmenšením velikosti, ale malé velikosti v době monitoringu dosahovaly z důvodu výskytu v nestandardně rané fázi fenologického vývoje. Navíc byl zaznamenán i zřetelný pokles velikosti populace na lokalitách v NPP Swamp v roce 2015, jak bylo zmíněno výše.

Za lokality s rostlinami nejmenšího vzrůstu lze považovat zejména PP Kalábová a také NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky. Velice malé rostliny byly zaznamenány v roce 2015 také na lokalitách v NPP Swamp, to však bylo pravděpodobně způsobeno opožděnou fenologií v důsledku nestandardních vlhkostních podmínek na těchto dvou lokalitách. Lokality Kosa a Klůček lze naopak za standardních podmínek považovat za lokality s rostlinami největšího vzrůstu, spolu s lokalitami Louky pod Konvalinkovým vrchem a Baronský rybník v NPP Jestřebské slatiny, NPR Ruda, PR Podtrosecká údolí a Hanšpíle na Slovensku. Rostliny na lokalitě PP Kalábová jsou drobné pravděpodobně kvůli nízké přístupnosti živin v důsledku srážení pěnovce na lokalitě, což je typické i pro celé rostlinné společenstvo, v němž druh na lokalitě roste (CHYTRÝ [ed.] 2011).

Kromě lokalit v NPP Swamp byly v roce 2015 naměřeny menší hodnoty morfometrických charakteristik také na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky a PR Podtrosecká údolí.

Největší pokryvnost *Liparis loeselii* byla zaznamenána v porostech s vegetací, kterou lze charakterizovat jako přechod svazů *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC) s občasným výskytem druhů asociace *Scorpidio scorpioidis-Utricularietum* (VDC03). Vysoká pokryvnost byla zaznamenána také v porostech s vegetací

odpovídající asociacím *Valeriano dioicae-Caricetum davallianae* (RBA01) a *Eleocharitetum quinqueflorae* (RBA06).

Snímky, v nichž byla zachycena největší pokryvnost *Liparis loeselii*, spojuje nízká pokryvnost *Molina caerulea* nebo absence tohoto taxonu ve snímku, ale i absence dalších taxonů indikujících střídavě vlhké půdy, např. – *Galium boreale* a *Succisa pratensis* (CHYTRÝ [ed.] 2011). Výjimkou jsou snímky z lokality PP Byšičky, ve kterých byla zaznamenána vysoká pokryvnost *Liparis loeselii* a zároveň vysoká pokryvnost *Molina caerulea* a přítomnost *Succisa pratensis*. Zároveň byly ve snímcích s nejvyšší pokryvností *Liparis loeselii* zaznamenány taxony indikujících trvale zamokřená stanoviště s velkým podílem organické složky v půdě *Peucedanum palustre*, *Comarum palustre* a *Carex dioica* (CHYTRÝ [ed.] 2011).

Druh nebyl nalezen ve společenstvu *Drosero anglicae-Rhynchosporium albae* (RBC 02) na lokalitě NPP Swamp – Klůček, ačkoli je na lokalitě dostatečné množství diaspor druhu a na ploše tohoto společenstva je pravděpodobně stejný vodní režim jako na zbytku lokality. Nepřítomnost druhu v tomto společenstvu pravděpodobně souvisí s kyselejším pH substrátu na plochách tohoto společenstva.

Podle pokryvnosti taxonů indikujících střídavě vlhké půdy a taxonů indikujících trvale zamokřená stanoviště s velkým podílem organické složky v půdě dochází k sezónnímu vysychání substrátu v největší míře na stanovištích druhu na lokalitách PP Byšičky a Hanšpíle, dále také na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník a NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky. Naopak v nejmenší míře dochází k sezónnímu vysychání substrátu na stanovištích druhu na lokalitách PR Podtrosecká údolí a NPR Ruda, dále také na lokalitách NPP Swamp – Kosa a PP Kalábová. Menší míru sezónního vysychání lze předpokládat také na lokalitách NPP Swamp – Klůček a NPR Novozámecký rybník. Na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem byly snímkovány plochy, jimiž procházel odvodňovací kanál, na jehož okrajích rostla většina jedinců *Liparis loeselii*, ve snímcích z této lokality byly proto zaznamenány taxony indikujících střídavě vlhké půdy a zároveň taxony indikujících trvale zamokřená stanoviště s velkým podílem organické složky v půdě.

Na základě fytoecologického snímkování lze předpokládat, že pro výskyt vitálních populací druhu je třeba stabilní vlhkost substrátu a optimální pH substrátu. Stanoviště, v nichž se vyskytují početné populace druhu, jsou také dostatečně otevřená. Tato zjištění odpovídají informacím v literatuře (BEDNORZ 2003; PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; WHEELER et al. 1998; JONES 1998; SHAHRUDIN 2014; BEDNORZ 2011; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014).

Na lokalitě PP Kalábová byl zjištěn velký obsah vápníku v půdě, na lokalitě dochází ke srážení pěnovce. Lze předpokládat, že je na lokalitě omezené množství dostupných živin pro cévnaté rostliny. Z tohoto důvodu jsou pravděpodobně rostliny na této lokalitě menší než rostliny na ostatních sledovaných lokalitách druhu, jak již bylo zmíněno výše.

Nejvyšší maximální kapilární vodní kapacita byla stanovena na lokalitách s největší pokryvností druhu a také pravděpodobně s nejstabilnějšími populacemi druhu z lokalit, které byly během let 2014–2016 sledovány NPP Swamp – Kosa, NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník a NPP Swamp – Klůček. Naopak nejnižší maximální kapilární vodní kapacita byla stanovena na lokalitách s malými populacemi druhu PP Byšičky, NPR Ruda a PP Kalábová a na lokalitě PP Broumarské slatiny, kde je druh od roku 2014 neznámý. Je možné, že při poklesu hladiny

podzemní vody má substrát menší schopnost zadržovat vodu a proschne rychleji než substrát na lokalitách s vyšší maximální kapilární vodní kapacitou. Na lokalitách, na kterých má substrát nižší maximální kapilární vodní kapacitu je proto s největší pravděpodobností dopad poklesu hladiny podzemní vody na populaci druhu výraznější.

Nejvyšší objemová hmotnost půdy ze sledovaných lokalit stanovená v půdním vzorku z lokality NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky souvisí s nízkým podílem organické složky. Tenká vrstva organického materiálu na Shnilých loukách souvisí s raně sukcesním charakterem lokality (písčité substrát). Vyšší objemová hmotnost půdy stanovená ve vzorcích z lokalit PP Byšičky, PP Broumarské slatiny a také NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem souvisí s převážně lučním charakterem těchto lokalit, tedy malým zastoupením humolitu.

Vertikální vzdálenost hladiny podzemní vody se na lokalitách pohybovala za normálního stavu hladiny podzemní vody převážně mezi 0 až 20 cm. Byly zaznamenány i jedinci rostoucí několik centimetrů pod úrovní hladiny podzemní vody ve sníženinách mezi bulvy a rostliny rostoucí 30 cm nad úrovní hladiny podzemní vody. Při poklesu hladiny podzemní vody na lokalitách rostla některá individua ve vzdálenost až 60 cm od hladiny vody. Zde byly pravděpodobně závislé na vlhkosti zadržované mechorosty a substrátem, jelikož *Liparis loeselii* je mělce kořenící rostlina, která svým kořenovým systémem nezasahuje do hlubších vrstev substrátu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985). Zjištěná vzdálenost rostlin od hladiny podzemní vody víceméně odpovídá údajům z literatury (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; ROZE et al. 2014).

Na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, NPP Swamp – Klůček a NPR Ruda byl půdní subtyp stanoven jako organozem humolitová (ORh), která je charakteristická vysokou příměsí minerálních látek. Na lokalitách PP Byšičky a Broumarské slatiny byl půdní subtyp stanoven jako organozem glejová (PRAUSOVÁ 2010b). Na lokalitách PP Byšičky a PP Broumarské slatiny byl také zjištěn relativně příznivý poměr C:N ve vztahu k dostupnosti živin rostlinám, zvláště pak na lokalitě PP Byšičky (PRAUSOVÁ 2010b). Zatímco na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem, NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník, NPP Swamp – Klůček a NPR Ruda byl zjištěn relativně nepříznivý poměr C:N ve vztahu k přístupnosti živin rostlinám. V jednom ze vzorků z NPR Ruda bylo zjištěno, že vzhledem k poměru C:N je dusík pro rostliny nepřístupný. Zdá se tedy, že lokality PP Broumarské slatiny a zvláště pak PP Byšičky mají více luční charakter a jsou tedy méně podmáčené, v důsledku toho dochází snáze k rozkladu organické hmoty, než na ostatních lokalitách, z nichž byly odebírány půdní vzorky.

Během monitoringu byly na lokalitách NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník a NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem nalezeny dvě rostliny s deformovanými listy působící dojem třílistých rostlin. První rostlina měla jeden normálně vypadající list a jeden list podélně rozdělený asi do 2/3 délky listu od vrcholu k bázi působící dojem dvou srostlých listů. Druhá rostlina byla zdeformovaná méně výrazně a domnělý třetí list byl ve skutečnosti značně zvětšený poševní list. Takovéto listové deformace jsou u druhu *Liparis loeselii* pravděpodobně velice vzácné, nález dvou trojlistých individuí zmiňuje pouze ještě URBAN (2013) z jedné polské lokality. PROCHÁZKA (1980) udává, že abnormality na vegetativních orgánech našich orchidejí se vyskytují poměrně zřídka, v případě *Liparis loeselii* je nezmiňuje vůbec. Dále PROCHÁZKA (1980) udává, že se takové odchylky v některých letech objevují a v jiných letech zase mizí a mohou zaniknout.

Jelikož je *Liparis loeselii* konkurenčně málo zdatným druhem, je v naprosté většině případů pro zachování populací druhu nutné provádět na lokalitách druhu specifický management, na jehož podobě se shoduje většina autorů studujících *Liparis loeselii* (SHAHRUDIN 2014, PAWLIKOWSKI 2008; ROLFSMEIER 2007, WHEELER et al. 1998; PRAUSOVÁ 2010b, PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985, SHAHRUDIN 2014, BIOMONITORING 2017; ROLFSMEIER 2007). Je důležité zachování optimálního vodního režimu a málo zapojené vegetace v raných fázích sukcese.

Pro zpomalení postupu přirozené sukcese je třeba lokality pravidelně extenzivně kosit a odklízet posečenou biomasu mimo plochy s cennou slatinnou vegetací. Pro druh je pravděpodobně klíčové šíření pomocí semen (SHAHRUDIN 2014). Je tedy třeba seč posunout na období po dozrání semen, nebo na plochách s výskytem druhu ponechávat vyšší strniště (AOPK ČR 2016), případně kosit velice brzy z jara před začátkem rašení druhu (ROZE et al 2014). Někteří autoři také zmiňují možnost kontrolovaného zimního vypalování lokalit (MILANOVIĆ 2012; ROLFSMEIER 2007; MCMASTER 2001; WHEELER et al. 1998). Vhodnost pastvy je autory považována za spornou (ROLFSMEIER 2007; PIWOWARSKI et PRZEMYSKI 2012; MCMASTER 2001).

Důležité je zároveň zachování vhodného hydrologického režimu na lokalitě. Při manipulaci s hladinou vody na plochách, které přiléhají k lokalitám druhu a které ovlivňují vodní režim lokalit druhu, je třeba brát v potaz dopad na populace druhu.

Samotné sečení lokalit však pro dlouhodobé setrvání populací druhu nestačí, je třeba narušovat drn a vytvářet plochy holého substrátu, na kterých je snížena konkurence ostatních rostlin a na kterých mohou vzcházet mladé semenáčky, což je pro druh klíčové, jelikož *Liparis loeselii* je považován za krátkověkou rostlinu, která v rámci své životní strategie neustále obsazuje nová vhodná otevřená stanoviště a na zarůstajících stanovištích mizí (OOSTERMEIER et HARTMAN 2014; ROLFSMEIER 2007; PAWLIKOWSKI 2008; SHAHRUDIN 2014; BIOMONITORING 2017). S vegetací a substrátem, který je odstraněn při tvorbě těchto ploch je třeba nakládat šetrně. Odstraněná vegetace a substrát mohou mimo jiné obsahovat mykorhizomy a další kryptická vývojová stádia druhu. Je třeba je tedy přinejmenším uložit poblíž lokality a sledovat, zda se na nich neobjeví individua *Liparis loeselii*, či jiných vzácných taxonů, které je vhodné přesadit zpět na lokalitu (REŠLOVÁ 2016), případně takovouto odstraněnou vegetaci dále kultivovat pro výzkumné účely.

Na lokalitách s výskytem druhu je také vhodné šetrně odstraňovat hromadící se stařinu. Je však třeba brát v potaz, že může teoreticky také obsahovat kryptická vývojová stádia *Liparis loeselii*.

Níže jsou uvedena specifická doporučení, jak vhodně provádět management na konkrétních lokalitách.

Na lokalitě PP Broumarské slatiny nebyl druh během monitoringů od roku 2014 nalezen, i když bylo po druhu ve většině případů pátráno přinejmenším dvěma nezávislými pozorovateli. Pravidelný monitoring druhu na lokalitě provádí místní pracovník ochrany přírody pan J. Kučera (REŠLOVÁ 2016) a navíc probíhal každoročně monitoring v rámci zpracování této práce. I přesto je možné, že druh na lokalitě roste a nebyl objeven. Na lokalitě byly v roce 2015 provedeny první zásahy, byla odstraněna část okolních olšových porostů a došlo tak ke zvětšení bezlesé plochy na lokalitě a k prosvětlení stávajících bezlesých ploch (REŠLOVÁ 2016). Dále jsou v rámci aktuálního plánu péče o lokalitu plánovány další zásahy jako stržení drnu na několika částech plochy lokality a tak vytvoření ploch bez vegetace o různé hloubce, s plynulým gradientem

vlhkosti (REŠLOVÁ 2016). Zůstává otázkou, zda se pomocí těchto opatření podaří obnovit populaci druhu. Jelikož například SHAHRUDIN (2014) uvádí, že je pro přežití populací či metapopulací druhu klíčové, aby došlo k situaci, kdy na lokalitě současně bude populace druhu plodící diaspory a vhodné plochy pro osídlení semenáčky druhu, tedy plochy s minimálním zápojem vegetace a optimálním hydrologickým režimem. Optimální je pokud je hladina podzemní vody 0–15 cm pod úrovní substrátu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; ROZE et al. 2014). Je však možné, že se populace druhu obnoví z mykorhyzomů, které mohou na lokalitě setrvávat nebo z případné semenné banky, pokud je ji druh schopen tvořit. Otázkou zůstává, zda by byly jedinci druhu schopni setrvat ve formě dormantní pahlízy po dobu několika let, pokud je druh vůbec dormance pahlízy schopen. Stále je však možné, že se na lokalitě vyskytují jedinci druhu, kteří nebyli odhaleni během monitoringu, jelikož je druh drobný a velice nenápadný a vegetace na lokalitě poměrně nepřehledná a zapojená.

Na lokalitě PP Byšičky byl zaznamenán výrazný pokles populace, jak bylo zmíněno výše. Je možné, že úbytek druhu souvisí se zarůstáním lokality a s méně důkladně prováděným managementem v posledních letech. V sezoně 2017 nebyl druh na lokalitě nalezen vůbec. Je tedy třeba na lokalitě provést neprodleně patřičné zásahy, zejména vytvoření ploch bez vegetace, které budou v terénu plynule klesat do nejnižšího bodu, který bude na úrovni hladiny podzemní vody. Na těchto plochách se budou moci uchytit semena z posledních rostlin, pokud se na lokalitě ještě vyskytují. Pokud budou rostliny na lokalitě nalezeny je třeba takovéto plochy vytvořit v jejich blízkosti na vhodně osluněných plochách a zejména tam, kde takovým zásahem bude poškozeno minimum ostatních ohrožených druhů na lokalitě. V extrémním případě by bylo možné uvažovat i o šetrném přesazení takovýchto posledních rostlin na plochy na lokalitě, které budou upraveny, jak bylo zmíněno výše. Takový zásah se může zdát radikální a případně i nešetrný, ale literatura se zmiňuje o případech přesunu rostlin během vyššího stavu vody (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985) a dospělé rostliny navíc mají pravděpodobně jen velmi malou vazbu na mykorhizického symbionta. Je známo, že umělými zásahy byly vytvořeny plně autotrofní rostliny (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985), navíc nejnovější studie naznačují, že druh je mykorhizický generalista (WAUD et al 2017). Pokud by tak byl druh přemístěn s částí okolního substrátu či vegetace, nemělo by dojít k poškození rostliny. Naopak rostlina by se ocitla ve vhodnějších vlhkostních podmínkách. Pokud by byla vsazena například doprostřed vhodně upravené plochy, mohla by mít možnost se šířit na zbytek plochy, než ji opět okolní vegetace zaroste a výrazně by se tak zvýšila pravděpodobnost přežití druhu na lokalitě. Podobný postup by bylo vhodné zvážit i v případě nalezení rostlin na lokalitě PP Broumarské slatiny.

Lokalita NPP Swamp – Klůček je specifickou lokalitou, která je pravděpodobně zazemňující se bývalou mělkou vodní plochou. V současnosti je populace na lokalitě velice početná. Vzhledem k charakteru lokality, která je mozaikou vodních plošek a bultů, na nichž roste *Liparis loeselii* nelze doporučit na této lokalitě odstraňování ploch vegetace či substrátu. Nicméně by mohlo být přínosné odstranit části porostů mechorostů z horních částí vyšších bultů na kterých se druh nevyskytuje. Mohly by tak vzniknout vhodné plochy pro uchycení diaspor druhu se sníženou konkurencí mechorostů. Na lokalitě bylo pozorováno mnoho rostlin, které byly hodně zarostlé okolními mechorosty, v extrémním případě vyčníval z porostů rašeliníků či mechu *Calliergonella cuspidata* pouze semeník a listy byly celé ukryté v mechové vrstvě.

Většina ploch s výskytem druhu na lokalitě Kosa v NPP Swamp se nachází těsně nad úrovní hladiny podzemní vody, není tedy potřebné a zřejmě ani vhodné na této lokalitě odstraňovat plochy vegetace a substrátu, pravděpodobně by vzniklé plochy byly pod úrovní hladiny vody.

Tuto lokalitu je třeba zejména důkladně kosit, hlavně její část sousedící s rákosinou. Zajímavé by bylo také zjistit, například pomocí fytoocenologického snímkování, proč se druh vyskytuje jen na části plochy lokality. Během monitoringu byla prozkoumána celá lokalita, tedy pobřeží celé vodní plochy, která je centrální částí lokality, ale druh zde nebyl nalezen. Ačkoli nároky druhu na otevřenost vegetace a vlhkost splňuje mnoho ploch i na zbylé části lokality. Zdá se, že vegetace na zbytku lokality, kde druh neroste, má oligotrofnější charakter a je tvořena převážně rašeliníkem, na těchto plochách však prozatím nebyly pořízeny fytoocenologické snímky. Na plochách fytoocenologických snímků z části lokality, kde se druh vyskytuje, byly určeny i rašeliníky ze spíše oligotrofnějších stanovišť s kyselějším pH substrátu např. *Sphagnum squarrosum*. Je zajímavé, že plochy s výskytem druhu jsou blížek ploše Máchova jezera a sousedí s ní přes rákosinu, která mezi plochou a Máchovým jezerem leží. Je možné, že zde do lokality prosakuje minerálně bohatší voda z Máchova jezera a vznikají tak podmínky optimální pro výskyt druhu, to je však pouze domněnka.

Lokalita PP Kalábová je specifická tím, že se jedná o prameniště ve svahu, na němž se sráží pěnovec. Narušování povrchu na této lokalitě se může zdát jako nevhodné. Na druhé straně druh se zde vyskytuje na plochách s velkou pokryvností *Triglochin palustre*, což může naznačovat mechanické narušování lokality. Je otázkou, zda druh tato stanoviště obsadil kvůli narušení, nebo k narušení došlo až sekundárně při monitoringu a fotografování druhu. Nicméně tvorba plošek v částech lokality, které jsou patřičně vlhké a osluněné, avšak méně cenné z hlediska výskytu ohrožených druhů, by mohlo být přínosné pro setrvání druhu na lokalitě.

Na lokalitě Baronský rybník v NPP Jestřebské slatiny byl již v minulosti prováděn management spočívající v odstraňování vegetace a substrátu pro podporu populací dalších málo konkurenčně zdatných taxonů např. *Pinguicula vulgaris* subsp. *bohemica* (AOPK ČR 2016). Takovýto management lze na lokalitě podle teoretických znalostí o druhu doporučit. Je úkolem dalších prací sledovat, jaká vegetace se na těchto plochách bude vyvíjet a zda budou tyto plochy obsazeny druhem *Liparis loeselii*. Na lokalitě jsou také mělké tůňe, které vznikly po odstřelu pařezů trhavinou. Jejich břehy jsou poměrně prudké a plocha vhodná k obsazení druhem na březích těchto tůň je proto poměrně malá. Během monitoringu nebyl prozatím druh na okrajích těchto tůň nalezen. Ale během procesu zazemňování tůň mohou na těchto plochách vzniknout stanoviště, která budou pro druh vhodná.

Populace na lokalitě Grulichova louka v NPR Novozámecký rybník je velice slabá, jak bylo zmíněno výše. Poslední rostlina byla nalezena v poměrně velké vzdálenosti od hladiny podzemní vody. TURONOVÁ (2010) uvádí, že lokalita je v posledních letech poměrně suchá a zřejmě příliš suchá pro výskyt druhu. Na této lokalitě by bylo opět vhodné v blízkosti posledních rostlin na několika plochách odstranit vegetaci a substrát a vytvořit plochy, které budou pozvolna klesat od současné úrovně substrátu přibližně na úroveň hladiny podzemní vody. Na takovýchto plochách by se mohla usadit semena z posledních rostlin druhu na lokalitě, pokud však druh na lokalitě úplně nevymře dříve, než k podobnému zásahu dojde.

Na lokalitě Louky pod Konvalinkovým vrchem v NPP Jestřebské slatiny se druh převážně vyskytuje na stěnách starých melioračních kanálů, i zde již byl šetrně odstraňován substrát a vegetace z okrajů kanálů (AOPK ČR 2016). Je třeba sledovat, jaká vegetace se bude na těchto plochách vyvíjet a zda je obsadí *Liparis loeselii*. Na základě teoretických znalostí o druhu, lze doporučit podobné zásahy i do budoucna.

Lokalita Shnilé louky v NPP Jestřebské slatiny má ranně sukcesní charakter. V roce 2009 zde bylo prováděno velkoplošné stržení drnu. Také zde bylo několikrát prováděno prořezávání dřevin. Je třeba sledovat, zda budou plochy, na nichž byla odstraněna vegetace, obsazeny druhem. Do budoucna lze předpokládat, že podobné zásahy budou po zapojení vegetace během sukcese opět potřebné.

Aby bylo možné doporučit management, který by vedl k posílení populace na lokalitě NPR Ruda je třeba ještě další výzkum. Nicméně lokalita zarůstá dřevinami, které by bylo vhodné alespoň na plochách s výskytem *Liparis loeselii* odstranit.

Na plochách s výskytem *Liparis loeselii* na rašelinné louce přiléhající k rybníku Vidlák v PP Podtrosecká údolí nelze doporučit odstraňování vegetace a substrátu, jelikož většina porostů druhu se nachází jen několik centimetrů nad hladinou podzemní vody a zdejší vegetace není příliš zapojená. Bylo by možné pokusně odstranit porosty mechorostů na několika místech v okolí rostlin *Liparis loeselii*. Avšak na sušších plochách se zapojenější vegetací v širším okolí ploch, na nichž je druh v současnosti nacházen, by bylo vhodné vegetaci a substrát na několika místech odstranit a vytvořit tak místa vhodná ke kolonizaci semeny druhu.

Vzhledem k populační dynamice druhu (SHAHKUDIN 2014, OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014) a častým případy rychlého poklesu početnosti či vyhynutí populace by bylo přínosné založit umělou kulturu rostlin z jednotlivých lokalit. Pokud se na lokalitě přestanou objevovat fertilní jedinci, není jisté, zda je zde druh po zlepšení podmínek na lokalitě, např. v důsledku vhodného managementu, schopen obnovit populaci ze semenné banky či z mykorhizomů, které mohou na lokalitě přežívat. V takovém případě by mohly být rostliny z kultivace přeneseny na lokality, z nichž pochází. Mohly by sem být přeneseny buď v nádobách, ve kterých by jim bylo umožněno vykvést a vyprodukovat semena, pomocí nichž by se mohla obnovit populace druhu na lokalitě, nebo mohou být na lokalitu přímo přesazeny, zde je však riziko zavlečení nežádoucích organizmů z kultivace. Pokud se na lokalitě přestanou objevovat fertilní jedinci, je nebezpečí, že populace druhu na lokalitě může vyhynout. *Liparis loeselii* je krátkověký druh a pro jeho setrvání na lokalitě je třeba neustálé šíření pomocí semen na nově vzniklá vhodná stanoviště na lokalitě, vzniklá narušením souvislé vegetace (SHAHKUDIN 2014, OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014). Druh je sice schopen se rozmnožovat také vegetativně a vytvářet trsy rostlin, čímž částečně kompenzuje předpokládanou krátkověkost jednotlivých individuů (OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014), celý takový trs však může snadno zaniknout vlivem změny podmínek na mikrostanovišti, nebo v důsledku například velmi suché sezony, na stanovištích, která jsou na hraně jeho ekologických nároků, zejména vlhkostních. Pokud se tedy začne velikost populace snižovat, je třeba uvažovat také o zavedení umělé kultury druhu. Rostlinám mohou být v takovéto kultuře odstraňována květenství, aby nedošlo k tvorbě semen a promísení genetického materiálu *Liparis loeselii* z různých lokalit. Rostlinám by poté bylo umožněno vykvést až na lokalitě, kde druh kvůli zhoršení podmínek vymizel, a populace by tak byla obnovena z genetického materiálu, který je na lokalitě původní. Odstraněním květenství v rané fenologické fázi v dané sezoně je navíc pravděpodobně podpořen vegetativní růst (PROCHÁZKA 1980).

## Závěr

Práce studuje stav populací kriticky ohroženého rostlinného druhu hlízovec Loeselův (*Liparis loeselii*) na 10 z 13 lokalit s existujícími populacemi tohoto druhu v České republice, na jedné slovenské lokalitě a na jedné lokalitě, kde je druh v současné době nezvěstný. Za použití dostupných literárních zdrojů i výsledků terénního výzkumu se snaží porovnat lokality mezi sebou a aktualizovat informace o stavu těchto populací.

Pro prohloubení znalostí o sledovaném druhu bylo provedeno sčítání jedinců na lokalitách, sečtení fertálních a sterilních rostlin, dále byla provedena morfometrická měření, půdní analýzy, měřeny vzdálenosti rostlin od hladiny podzemní vody a byly zapsány fytoocenologické snímky na sledovaných lokalitách.

Během monitoringu byl zjištěn alarmující stav populací PP Byšičky a Grulichova louka v NPR Novozámecký rybník a vymizení druhu z PP Broumarské slatiny. Podle současných znalostí o ekologii druhu (PROCHÁZKA et ČERNOHOUS 1985; KUBÁT 2000; WHEELER et al. 1998; JONES 1998; SHAHRUDIN 2014; BEDNORZ 2011; OOSTERMEIJER et HARTMAN 2014) je třeba zejména na lokalitách s ustupujícími populacemi druhu vytvořit plochy s minimální konkurencí ostatních rostlin dosahující v nejnižším bodě hladiny podzemní vody. Zůstává otázkou, zda takový zásah pomůže obnovit populaci druhu na lokalitě PP Broumarské slatiny, jelikož pro účinnost takového zásahu je třeba přísun semen druhu z okolních lokalit či z posledních rostlin rostoucích na lokalitě (SHAHRUDIN 2014). Jelikož je lokalita izolovaná, může k obnově populace druhu dojít ze semenné banky, jejíž tvorba u *Liparis loeselii* je nejasná (READ et al 1999; ROLFSMEIER 2007) nebo z mykorhizomů, které na lokalitě ještě mohou vytrvávat.

Součástí práce bylo i fytoocenologické snímkování, na jehož základě bylo zjištěno, že druh se vyskytuje s největší pokryvností v porostech s vegetací, kterou lze charakterizovat jako přechod svazů *Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis* (RBB) a *Caricion canescenti-nigrae* (RBC) s občasným výskytem druhů asociace *Scorpidio scorpioidis-Utricularietum* (VDC03). Vysoká pokryvnost byla zaznamenána také v porostech s vegetací odpovídající asociacím *Valeriano dioicae-Caricetum davallianae* (RBA01) a *Eleocharitetum quinqueflorae* (RBA06).

Během monitoringu byl také pozorován opožděný fenologický vývoj v reakci na snížení hladiny podzemní vody na lokalitách Kosa a Klůček v NPP Swamp a nízká vitalita rostlin při poklesu hladiny podzemní vody na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník.

Na základě monitoringu prováděného během let 2014–2016 lze jen obtížně hodnotit populační dynamiku druhu. Pro studium populační dynamiky druhu a také pro zjištění, zda je druh schopen dormance pahlízy, je třeba populace druhu sledovat pomocí trvalých ploch, na kterých budou s jistotou nalezena všechna individua a bude zaznamenána jejich přesná poloha a velikost. V navazujících pracích by bylo také vhodné studovat schopnost druhu tvořit semennou banku a příčiny morfologické variability druhu, která se mimo jiné projevuje jako vnitrodruhové variety *L. l. ovata* a *L. l. loeselii*, na jejichž existenci nepanuje mezi autory studujícími problematiku druhu shoda, a studovat ekologické nároky druhu v kontrolovaných podmínkách.

Na mapách z jednotlivých lokalit jsou relativně přesně vyznačeny plochy, na nichž byl druh v jednotlivých letech nalezen. Mohou tak pomoci k přesnější lokalizaci případných



managementových zásahů. Stejně tak mohou pomoci k případnému vytipování vhodných ploch, na nichž by mohl být druh studován pomocí stálých monitorovacích ploch.

Co se týče vhodného managementu lokalit druhu, mezi autory studujícími problematiku druhu *Liparis loeselii* panuje shoda. Extenzivní sečení lokalit druhu a následné odstranění posečené biomasy je sice nezbytné, ale není dostačující. Zásadní je tvorba dostatečně velkých ploch s minimální konkurencí ostatních rostlin a s plochami holého substrátu, který může být kolonizován semenáčky druhu. Velikost ploch by měla být volena s ohledem na ekologii druhu, který může několik let setrvávat v kryptické fázi, než se objeví první jednolisté rostliny. Je tedy třeba, aby byly plochy tak velké, aby během několika málo let nezarostly okolní vegetací.

Autor práce věří, že tato práce přispěla k prohloubení znalostí o tomto kriticky ohroženém druhu v ČR a že přispěje i k zachování druhu na lokalitách, kde jsou populace velmi slabé. Na většinu lokalit druhu v ČR již byly nainstalovány datalogery zaznamenávající teplotu a vlhkost a také byly odebrány vzorky listů pro genetické analýzy, jejichž výsledky budou součástí dalších prací studujících *Liparis loeselii*.

## Seznam použité literatury

AOPK ČR (2016): Plán péče o národní přírodní památku Jestřebské slatiny na období 2017-2025.[depon. in: AOPK ČR, Praha].

AOPK ČR (2017a): Příloha II – Druhy živočichů a rostlin v zájmu společnosti, jejichž ochrana vyžaduje vyznačení zvláštních území ochrany [online]. [cit. 11. 5. 2017]. Dostupné z WWW: [http://www.nature.cz/publik\\_syst2/files08/priloha\\_ii.pdf](http://www.nature.cz/publik_syst2/files08/priloha_ii.pdf)

AOPK ČR (2017b): Maloplošná zvláště chráněná území – NPP Ruda. [online]. [cit. 10. 5. 2017]. Dostupné z WWW: <http://trebonsko.ochranaprirody.cz/maloplosna-zvlaste-chranena-uzemi/ruda-npp/>

BÁRTOVÁ, E. (2014): Kvantitativní genetika – dědičnost kvantitativních znaků. Prezentace. [online]. [cit. 10. 5. 2017]. Dostupné z WWW: <http://docplayer.cz/23587426-Kvantitativni-genetika-dedicnost-quantitativnich-znaku-doc-mvdr-eva-bartova-ph-d.html>

BEDNORZ, L. (2003): Population dynamics of *Liparis loeselii* (L.) L. C. Rich. in the nature reserve 'Mielno' – some results from a 8 year study, *ejpau* 6(2), #06. ISSN 1505-0297. Dostupné z WWW: <http://www.ejpau.media.pl/volume6/issue2/biology/art-06.html>

BEDNORZ, L. (2011): Regression of *Liparis loeselii* population in the nature reserve „Mielno“ (Wielkopolska). *Rocz. A R Pozn. 390, Bot. Stec.* 15: 31–33. ISSN 1896-1908.

BIOMONITORING (2017): Cévnaté rostliny – hlízovec Loeselův *Liparis loeselii* [online]. [cit. 11. 5. 2017]. Dostupné z WWW: <http://www.biomonitoring.cz/druhy.php?druhID=64>

BZDON, G. et CIOSEK, M. T. (2006): Fen orchid *Liparis loeselii* (L.) Rich. in abandoned gravel-pit in Dąbrówka Stany near Siedlce (Poland), *Biodiv. Res. Conserv.* 1–2: 193–195, 2006.

CAMP, P. et GAMON, J. G. (2011): Field Guide to the Rare Plants of Washington. Washington Natural Heritage Program and Washington State Department of Natural Resources. Dostupné z WWW: [http://file.dnr.wa.gov/publications/amp\\_nh\\_lilo.pdf](http://file.dnr.wa.gov/publications/amp_nh_lilo.pdf)

CATLING, P. M. (1980): Rain-assisted autogamy in *Liparis loeselii* (L.) L. C. Rich (Orchidaceae). *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 107: 55–529.

CIBULKA, R. (2007): Všetatské Polabí, národní přírodní památka Polabská černava [online]. [cit. 10. 5. 2017]. Dostupné z WWW: <http://botany.cz/cs/polabska-cernava/>

CZYŁOK, A., RAHMONOV, O. et SZYMUNCZYK, A. (2008): Biological diversity in the area of quarries after sand exploitation in the eastern part of Silesian upland, *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyn.-Ol Pan*, 2008, 5A, 15–22.

ČERNOHOUS, F. et PROCHÁZKA, F. (1976): Hlízovec Loeselův –ohrožená orchidej československé květeny. *Pam a Přír.*, Praha, 1976: 182–184.

DYKYJOVÁ D. (1986): Orchideje Třeboňska neznámé a vymírající. – Třeboňsko, *Inf. Zprav. Správy CHKO, Třeboň*, 1986/4: 17–19.

- EKOBAU (2011): Zvýšení ochrany sídel v povodí Ploučnice před povodněmi – studie proveditelnosti, [depon. in: Vodohospodářský rozvoj a výstavba a. s.].
- EUROPEAN COMMISSION (2007): Interpretation manual of European union Habitats. EUR27. – Brussels.
- EVROPSKY VÝZNAMNÉ LOKALITY V ČESKÉ REPUBLICE (2017): Druhy z přílohy II. – hlízovec Loeselův (*Liparis loeselii*)[online]. [cit. 9. 5. 2017]. Dostupné z WWW: [http://www.nature.cz/natura2000-design3/web\\_druhy.php?cast=1805&akce=karta&id=64](http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_druhy.php?cast=1805&akce=karta&id=64)
- GERŽA, M. (2014): Plán péče o přírodní památku U Pohránovského rybníka na období 2015–2023. [depon. In: AOPK ČR, Praha].
- GRULICH, V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – Preslia 84: 631–645. [online]. [cit. 10. 5. 2017]. Dostupné z WWW: <http://www.preslia.cz/P123GrulichAppendix.pdf>
- GUTOWSKA, E., JARZOMBKOWSKI, F. et KOTOWSKA, K. (2005): *Liparis loeselii* in Poland: distribution, trend, conservation status,- Poster from International Congress for Conservation Biology, Montpellier 2015. Dostupné z WWW: [http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2013/01/9\\_Liparis-loeseli-in-Poland-distribution-trend-conservation-status.pdf](http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2013/01/9_Liparis-loeseli-in-Poland-distribution-trend-conservation-status.pdf)
- HLÁSEK, J. (2007): Pracovní záznamy. Pladias – databáze české flóry a vegetace[online]. [cit. 11. 5. 2017]. Dostupné z WWW: [file:///C:/Users/domaci/Documents/LVDV/SXVL/DP%20rozpracovan%C3%A9%20v%C4%9Bci/od%20R%20P/Liparis\\_Pladias.htm](file:///C:/Users/domaci/Documents/LVDV/SXVL/DP%20rozpracovan%C3%A9%20v%C4%9Bci/od%20R%20P/Liparis_Pladias.htm)
- HONCŮ, M. (1995): Vstavačovitě Českolipska. Bezděz, Česká Lípa, 3: 91–167.
- HURFORD, C. (2012): Integrating monitoring in conservation management projects, countryside council for wales-presentation. Dostupné z WWW: [http://www.europarc.org/wp-content/uploads/2015/04/WS6\\_Wanted-CEO-for-nature-Clive-Hurford-Integrating-monitoring-in-conservation-management-projects-small.pdf](http://www.europarc.org/wp-content/uploads/2015/04/WS6_Wanted-CEO-for-nature-Clive-Hurford-Integrating-monitoring-in-conservation-management-projects-small.pdf)
- CHYTRÝ, M. (ed.)(2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Praha: Academia. 827 s. ISBN 978–80–200–1918–9
- JONES, P. S. (1998): Aspects of the population biology of *Liparis loeselii* (L.) Rich. var. *ovata* Ridd. ex Godfrey (Orchidaceae) in the dune slacks of South Wales, UK. Botanical Journal of the Linnean Society 126: 123–139.
- KUBÁT, K. (2000): *Liparis loeselii* (L.) L. C. Richard u Jestřebí, Severočes, Přír., Litoměřice, suppl. 12(2000): 77–81.
- KUBÁT, K., HRIUDA, L., CHRTEK, J., KAPLAN, Z., KIRSCHNER, J., KUBÁT, J., ŠTĚPÁNEK, J. (2002): Klíč ke květeně České republiky. Praha, Academia. 928 s.
- KUČERA, J. (1999): Nové lokality některých významných druhů rostlin na Rychnovsku. - Východočes. Sborn. Přírod.-Pr. a Stud. 7: 89-91.

LEOSCHKE, M. J. (2010): *Liparis loeselii* (Orchidaceae) new to south Dakota. *Phytoneuron* 2010: 1–3.

LEUGNEROVÁ, G. (2010): Zpráva z monitoringu hlízovce Loeselova v NPR Břehyně-Pecopala v r. 2010. [depon. in: AOPK ČR, Praha].

LEUGNEROVÁ, G. et LACINA, L. (2015): Zpráva z monitoringu hlízovce Loeselova v NPR Břehyně-Pecopala v r. 2015. [depon. in: AOPK ČR, Praha].

LIU, Y. (2003): Genetic structure and metapopulation dynamics of the rare orchid *Liparis loeselii* in the Netherlands. *Master thesis*, IBED, UvA. [depon. in: University of Amsterdam].

MATTRICK, C. (2004): *Liparis liliifolia* (L.) L. C. Rich. ex Lindley (Lily-leaved twayblade) Conservation and research plan for New England Wild Flower Society, Farmingham, MA.

MCMMASTER, R. T. (2001): The population biology of *Liparis loeselii*, Loesel's twayblade, in Massachusetts wetland. *Northeastern Naturalist* 8 (2): 163–178.

MILANOVIĆ, Đ. (2012): *Liparis loeselii* (L.) Rich. – a plant rediscovered in the Balkan peninsula, *Botanica serbica* 36(2): 85 – 89.

MOORE, D. (1980): *Liparis* L. C. M. Richard. in: TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., MOORE, D. M., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M., WEBB, D. A. (eds.). *Flora Europaea*, Vol. 5 (s. 350). Cambridge: Cambridge University Press, 452.

MRKVICKA, A. C. (1990): Neue Beobachtungen zu Samenkeimung und Entwicklung von *Liparis loeselii* (L.) Rich. *Mitteilungsblatt, Arbeitskreis Heimische Orchideen Baden-Württemberg* 22: 172–180.

MSK (2017): Nařízení komise ES [online]. [cit. 11. 5. 2017]. Dostupné z WWW: [http://www.msk.cz/assets/temata/cites/narizeni-komise-es\\_338\\_97\\_full.pdf](http://www.msk.cz/assets/temata/cites/narizeni-komise-es_338_97_full.pdf)

MUSEUM WALES (2017): *Liparis loeselii* [online]. [cit. 9. 5. 2017]. Dostupné z WWW: [http://naturalhistory.museumwales.ac.uk/corespecies/CMS/Resources/pdfs/Liparis\\_loeselii/Liparis\\_loeselii.pdf](http://naturalhistory.museumwales.ac.uk/corespecies/CMS/Resources/pdfs/Liparis_loeselii/Liparis_loeselii.pdf)

NÁRODNÍ GEOPORTÁL (2017): klimatické oblasti [online]. [cit. 1. 7. 2017]. Dostupné z WWW: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map?openNode=Meteorological%20geographical%20features&keywordList=inspire>

NAVRÁTILOVÁ, J. (2007): Pracovní záznamy. Pladias – databáze české flóry a vegetace [online]. [cit. 11. 5. 2017]. Dostupné z WWW: [file:///C:/Users/domaci/Documents/LVDV/SXVL/DP%20rozpracovan%C3%A9%20v%C4%9Bci/od%20R%20P/Liparis\\_Pladias.htm](file:///C:/Users/domaci/Documents/LVDV/SXVL/DP%20rozpracovan%C3%A9%20v%C4%9Bci/od%20R%20P/Liparis_Pladias.htm)

OOSTERMEIJER, J.G.B. et HARTMAN, Y. (2014): Inferring population and metapopulation dynamics of *Liparis loeselii* from single-census and inventory data, *Acta Oecologica* 60: 30–39.

PAWLIKOWSKI, P. (2008): Distribution and population size of the threatened fen orchid *Liparis loeselii* (L.) Rich. in the Lithuanian Lake District (NE Poland). *Rocz. A R Pozn. 387, Bot. – Stec.* 12: 53–59.

- PERAZZA, G., DECARLI, M., FILIPPIN, P., BRUNA, A., REGATTIN, L. (2012): *Liparis loeselii* subsp. *nemoralis* (Orchidaceae), un'orchidea nuova dall'Italia settentrionale, J. Eur. Orch., 44 (3): 438–508.
- PILLON, Y., QAMARUZ – ZAMAN, F., FAY, M. F., HENDOUX, F. et PIQUOT, Y. (2007): Genetic diversity and ecological differentiation in the endangered fen orchid (*Liparis loeselii*). Conserv. Genet. 8: 177–184.
- PIWOWARSKI B., PRZEMYSKI A. (2012): occurrence of *Liparis loeselii* (L.) RICH. In the malopolska upland (south poland), Botanika – Steciana, 16, 2012, 31–35, ISSN 1896–1908.
- PRAUSOVÁ, R. (2010a): Průzkum flóry a vegetace v NPR Bohdanečský rybník (okres Pardubice), Příroda, Praha, 27: 75–97.
- PRAUSOVÁ, R. (2010b): Lokality hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*) v královéhradeckém kraji, Orlické hory a podorlicko 17:147-159, Rychnov N. K., ISSN 0475-0640.
- PROCHÁZKA, F. (1980): Naše orchideje. Krajské muzeum východních Čech-Pracoviště Pardubice. 1. Vydání. 296 s.
- PROCHÁZKA, F. et ČERNOHOUS, F. (1985): Rozšíření a ekologie *Liparis loeselii* v Československu. Čas. Nár. muz. Praha, sect. Natur., 154 (1985)/1: 10–30.
- PROCHÁZKA, F. (2010): *Liparis* L. C. M. Richard – hlízovec. In: ŠTĚPÁNKOVÁ, J., BARTOUŠEK, P., BĚLOHLÁVKOVÁ, R., BUREŠ, P., DOČKALOVÁ, Z., DVOŘÁKOVÁ, M., DUCHOSLAV, M., GRULICH, V., MARMATHA, J., HROUDA, L., HROUDOVÁ, Z., HUSÁK, Š., CHRTEK, J., JONGEPIEROVÁ, I., KAPLAN Z., KIRSCHNER, J., KRAHULEC, F., KU-BÁT, K., MARHOLD, K., PROCHÁZKA, F., SLAVÍK, B., SLAVÍKOVÁ, Z., ŠÍDA, O., ŠTĚPÁNEK, J., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAŠUT, J., R., TRÁVNÍČEK, B., ZÁVESKÁ, DRÁBKOVÁ, L., ZÁZVORKA, J. (eds.), 2010. *Květena České republiky 8*. Praha: Academia, 712 s.
- READ, D. J., MORGAN, A. et SHAW, S. C. (1998): Aspects of the seed biology and germination ecology of *Liparis loeselii* var. *ovata*, Report No. 255. Countryside council for Wales.
- READ, D. J., MORGAN, A. et SHAW, S. C. (1999): Aspects of the seed biology and germination ecology of *Liparis loeselii* var. *ovata*, Report No. 362. Countryside council for Wales.
- REŠLOVÁ, A. (2016): Plán péče o přírodní památku Broumarské slatiny na období 2017-2026. [depon. in: AOPK ČR, Praha].
- ROLFSMEIER, S. B. (2007): *Liparis loeselii* (L.) Rich. (yellow widelip orchid): a technical conservation assessment. [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region. Dostupné z WWW: <http://www.fs.fed.us/r2/projects/scp/assessments/liparisloeselii.pdf> [cit. 25. 4. 2017].
- ROZE, D., JAKOBSONE, G., MEGRE, D., BELOGRUDOVA, I, et KARLOVSKA, A. (2014): Survival of *Liparis loeselii* (L.) as an early successional species in engure region described based on ecological peculiarities during the annual cycle. Proc. Latvian Acad. Sci., Section B, Vol. 68 (2014), No. 1/2 (688/689): 93–100. DOI: 10.2478/prolas – 2014-008.

SHAHKUDIN, R. (2014): Do we really need management to preserve pioneer stage in wet dune slacks? (S.l.): (S.n.). Dostupné z WWW: [http://www.rug.nl/research/portal/files/14066102/Complete\\_dissertation.pdf](http://www.rug.nl/research/portal/files/14066102/Complete_dissertation.pdf)

SOUŠEK et SAMEC (2013): Jednotné vyhodnocování laboratorních rozborů. [depon. in: ÚHÚL, Brandýs nad Labem], 14s.

ŠÍDA, O. (1998): Krátká floristická sdělení. - Zpr. Čes. Bot. Společ. 33: 144–230.

ŠTECHOVÁ, T. (2005): Ekologická studie druhu *Hamatocaulis vernicosus* (*Amblystegiaceae*, *Bryophyta*) a návrh managementu na jeho lokalitách. [An Ecological Study of *Hamatocaulis vernicosus* (*Amblystegiaceae*, *Bryophyta*) and a proposal of management at its localities]- 51s., Faculty of Biological Sciences, The University of South Bohemia, České budějovice, Czech Republic.

ŠTĚPÁNKOVÁ, J., BARTOUŠEK, P., BĚLOHLÁVKOVÁ, R., BUREŠ, P., DOČKALOVÁ, Z., DVOŘÁKOVÁ, M., DUCHOSLAV, M., GRULICH, V., MARMATHA, J., HROUDA, L., HROUDOVÁ, Z., HUSÁK, Š., CHRTEK, J., JONGEPIEROVÁ, I., KAPLAN Z., KIRSCHNER, J., KRAHULEC, F., KUBÁT, K., MARHOLD, K., PROCHÁZKA, F., SLAVÍK, B., SLAVÍKOVÁ, Z., ŠÍDA, O., ŠTĚPÁNEK, J., ŠTĚPÁNKOVÁ, J., VAŠUT, J., R., TRÁVNÍČEK, B., ZÁVESKÁ, DRÁBKOVÁ, L., ZÁZVORKA, J. (eds.) (2010): Květena České republiky 8. Praha: Academia, 712 s.

ŠTĚRBA, L. (2014): Monitoring východočeských populací hlízovce Loeselova (*Liparis loeselii*). Bakalářská práce. [depon. in: přírodovědecká Fakulta, UHK, Hradec Králové], 70s.

TUROŇOVÁ, D. et RYCHTAŘÍK, P. (2000): ohrožená a vzácná společenstva a rostliny mokřadů Máchova jezera- Severočes. Přír., Litoměřice, suppl. 12: 49–61.

TUROŇOVÁ, D. (2002): Mapování biotopů soustavy Natura 2000. Lokalita L0031 Jestřebské slatiny. Ms. [depon. in: AOPK ČR, Praha].

TUROŇOVÁ, D. et RYCHTAŘÍK, P. (2002): Vegetace národní přírodní rezervace Novozámecký rybník a návrh péče o chráněné území. [Vegetation of the Novozámecký rybník National Nature reserve and the proposal of the management] Příroda, Praha 20: 25–51.

TUROŇOVÁ D. (2010): Zpráva z monitoringu hlízovce Loeselova v NPR Novozámecký rybník v r. 2010. [depon. in: AOPK ČR, Praha].

URBAN, D. (2013): Characteristics of the locality of *Liparis loeselii* (L.) Rich. on chełm hills (west polesie), Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przycz.-Ol Pan, 10: 455–461.

WAUD, M., BRYNS, R., VAN LANDUIT, W., LIEVENS, B., JACQUEMIN, H. (2017): Mycorrhizal specificity does not limit the distribution of an endangered orchid species, *Molecular ecology* 26 (6): 1687-1701.

WESTHOFF, V. et VAN DER MAAREL, E. (1978): The Braun-Blanquet approach. Classification of Plant Communities, Junk, The Hague. 287-297.

WHEELER, B. D., LAMBLEY, P. W. et GEESON, J. (1998): *Liparis loeselii* (L.) Rich. in eastern England: constraints on distribution and population development. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126: 141–158.

ŽALNERAVIČIUS, E. et GUDŽINKAS, Z. (2016): Assessment of the data on distribution, habitat and population size of *Liparis loeselii* (orchidaceae) in Lithuania. *Botanica Lithuanica*, 22(1):3–15. ISSN 2029-932x.

## Přílohy



Obr. 26: *Liparis loeselii* na lokalitě PP Kalábová (12. 6. 2014)



Obr. 27: *Liparis loeselii* na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (25. 6. 2014)





Obr. 28: *Liparis loeselii* na lokalitě NPR Ruda (28. 6. 2016)



Obr. 29: *Liparis loeselii* na lokalitě NPR Ruda (28. 6. 2016)



Obr. 30: *Liparis loeselii* na lokalitě PP Byšičky (30. 6. 2016)



Obr. 31: *Liparis loeselii* na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Baronský rybník (21. 6. 2015)



Obr. 32: *Liparis loeselii* na lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Shnilé louky (21. 6. 2015)



Obr. 33: *Liparis loeselii* na lokalitě PR Podtrosecká údolí (13. 7. 2013)



Obr. 34: Detail květenství *Liparis loeselii* lokalitě NPP Jestřebské slatiny – Louky pod Konvalinkovým vrchem (25. 6. 2014)