MUNI SCI Ústav botaniky a zoologie

ENVIROP

Obnova biodiverzity nížinných lučních mokřadů s využitím poloparazitických rostlin *Odontites vernus a Melampyrum arvense*

Souhrnná výzkumná zpráva

Brno, březen 2026

Tato souhrnná zpráva byla vytvořena se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu Prostředí pro život 6.

Kód projektu:	SS06010152
Název projektu:	Vývoj technologie pro pěstování osiva poloparazitických rostlin a jejich aplikace při redukci invazních druhů nížinných lučních mokřadů
Veřejná soutěž:	Prostředí pro život 6
Doba řešení:	05/2023-03/2026
Hlavní příjemce:	Masarykova univerzita
Odpovědný řešitel:	Mgr. Marie Kotasová Adámková, Ph.D.
Kontaktní údaje:	Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta MU Univerzitní kampus Bohunice, Kamenice 5, Brno T.: +420 608 570 351, E.: kotasova.adamkova@sci.muni.cz
Další účastník:	Mendelova univerzita
Odpovědný řešitel:	doc. Ing. Stanislav Hejduk, Ph.D.
Kontaktní údaje:	Ústav výživy zvířat a pícninářství, Agronomická fakulta Zemědělská 1, 613 00 Brno T.: +420 731 454 363, E.: hejduk@mendelu.cz
Druh výsledku:	Vsouhrn - Souhrnná výzkumná zpráva
Identifikační číslo:	SS06010152-V1
Dostupnost výsledku:	https://envirop.cz/docs/vystupy/v-souhrn_hemiparasite.pdf
Autorský kolektiv:	M. Kotasová Adámková; H. Chytrá; K. Kizek; E. Líznarová; T. Těšitelová; M. Vašíček; Z. Večerík

Doporučená citace:

Kotasová Adámková, M. (ed.); Chytrá, H., Kizek, K., Líznarová, E., Těšitelová, T., Vašíček, M. & Večerík, Z. 2026: Obnova biodiverzity nížinných lučních mokřadů s využitím poloparazitických rostlin Odontites vernus a Melampyrum arvense. Souhrnná výzkumná zpráva. Masarykova univerzita, Brno. Výsledek projektu SS06010152-V1. Dostupné z: https://envirop.cz/docs/vystupy/v-souhrn_hemiparasite.pdf

OBSAH

1 Předmluva **4**
2 Úvod **5**
2.1 Cíle projektu **7**
3 Metodika **8**
3.1 Popis projektových lokalit **8**
3.1.1 Krumvířský mokřad – luční mokřad v nivě Spáleného potoka 8
3.1.2 Krče – louka u odlehčovacího ramene řeky Dyje, Břeclav 9
3.2 Popis testovaných druhů poloparazitických rostlin **10**
3.2.1 Zdravínek jarní pozdní (Odontites vernus subsp. serotinus) 11
3.2.2 Černýš rolní (Melampyrum arvense) 13
3.3 Průběh experimentu **14**
3.3.1 Výsev semen poloparazitických rostlin 19
3.3.2 Péče o experimentální plochy 19
3.4 Metodika monitoringu biodiverzity a jejích změn **20**
3.4.1 Monitoring vegetace 20
3.4.2 Monitoring terestrických bezobratlých 20
3.4.3 Statistické hodnocení 22
4 Výsledky **25**
4.1 Vliv managementu a poloparazitů na pokryvnost invazních druhů rostlin **25**
4.1.1 Lokalita Krče 25
4.1.2 Lokalita Krumvířský mokřad 32
4.2 Diverzita rostlin a změny vegetace **40**
4.2.1 Lokalita Krče 40
4.2.2 Lokalita Krumvířský mokřad 44
4.3 Šíření poloparazitů na lokalitách **50**
4.4 Shrnutí vlivu poloparazitů na stav vegetace **50**
4.5 Vliv managementu a poloparazitických rostlin na společenstva terestrických bezobratlých **53**
4.5.1 Krumvířský mokřad 53
4.5.1.1 Pavouci (Araneae) 53
4.5.1.2 Rovnokřídlí (Orthoptera) 62
4.5.1.3 Křísi (Auchenorrhyncha) 68
4.5.1.4 Ploštice (Heteroptera) 73
4.5.1.5 Střevlíkovití brouci (Carabidae; Coleoptera) 78
4.5.1.6 Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera) 83
4.5.2 Krče u Břeclavi 86
4.5.2.1 Pavouci (Araneae) 86
4.5.2.2 Rovnokřídlí (Orthoptera) 95
4.5.2.3 Křísi (Auchenorrhyncha) 100
4.5.2.4 Ploštice (Heteroptera) 105
4.5.2.5 Střevlíkovití brouci (Carabidae; Coleoptera) 109
4.5.2.6 Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera) 114

5 Závěr **118**
6 Reference **120**
7 Přílohy **124**
7.1 Souhrn výsledků statistických analýz společenstva - Krumvířský mokřad **125**
7.2 Souhrn výsledků statistických analýz společenstva - Krče - Břeclav **132**
7.3 Seznamy zaznamenaných taxonů cévnatých rostlin **139**
7.4 Seznamy zaznamenaných taxonů členovců **147**

1 PŘEDMLUVA

Tato souhrnná výzkumná zpráva s názvem *Obnova biodiverzity nížinných lučních mokřadů s využitím poloparazitických rostlin Odontites vernus a Melampyrum arvense* byla zpracována jako jeden z hlavních výstupů projektu „Využití poloparazitických rostlin *Odontites vernus* a *Melampyrum arvense* za účelem potlačení invazních druhů na stanovištích nížinných lučních mokřadů“, podpořeného v rámci programu **Prostředí pro život**, vedeného pod identifikačním číslem **SS06010152**. Projekt je realizován Ústavem botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity ve spolupráci s Mendelovou univerzitou v Brně. Aplikačními garanty jsou **Ministerstvo životního prostředí (MŽP)**, **Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR)** a **Jihomoravský kraj**.

Projekt reaguje na stále intenzivnější degradaci nížinných lučních mokřadů v důsledku eutrofizace, narušené hydrologie, absence tradičního hospodaření a především **expanze invazních nepůvodních druhů rostlin**. Tyto vlivy vedou ke snižování druhového bohatství, homogenizaci porostů a ztrátě ekosystémových funkcí, které tyto biotopy v krajině plní. Za účelem obnovy funkčnosti těchto stanovišť projekt testuje **inovativní, ekologicky šetrnou metodu výsevu původních poloparazitických druhů**, která může rozšířit dostupný soubor přírodě blízkých opatření v ochraně přírody.

Tato zpráva shrnuje výsledky **experimentální aplikace výsevů zdravínku jarního pozdního (*Odontites vernus* subsp. *serotinus*) a černýše rolního (*Melampyrum arvense*)**, které byly ověřovány na **dvou modelových lokalitách v Jihomoravském kraji** – na lokalitě Krče u Břeclavi a v nivě Spáleného potoka u obce Krumvíř. Lokality byly vybrány na základě výskytu cílových invazních druhů (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*, *Symphyotrichum lanceolatum*) a možnosti jejich dlouhodobého managementu. Na každé lokalitě byly zřízeny srovnávací plochy s a bez výsevů poloparazitických rostlin, přičemž byly sledovány změny ve **vegetaci cévnatých rostlin a vybraných skupin bezobratlých**, a to včetně vlivu doprovodného zásahu – pravidelné seče.

Vedle základních ekologických poznatků se zpráva zaměřuje na **vyhodnocení funkčnosti metody**, popis růstového cyklu použitých druhů a jejich interakcí s vegetací v daných podmínkách. Pozornost je věnována také možnostem **kombinace výsevů s běžným managementem** a jejich potenciálu pro praktické využití na dalších podobně postižených lokalitách. Výsledky projektu tak přispívají nejen k rozšíření poznání o ekologii mokřadních společenstev a funkci poloparazitických druhů, ale slouží rovněž jako podklad pro odborné metodické dokumenty využitelné ve správní praxi ochrany přírody.

2 Úvod

Mokřady a vlhké louky představují významné biotopy v kulturní krajině, kde plní řadu zásadních ekologických funkcí. Podílí se na zadržování vody v krajině a tím pozitivně ovlivňují malý vodní cyklus i lokální klima, podporují koloběh živin, a zároveň slouží jako ohniska biologické rozmanitosti. Historicky byly rovněž důležitým zdrojem píce pro hospodářská zvířata (Kołos & Banaszuk 2018), což formovalo jejich druhové složení. V současnosti však čelí mokřadní ekosystémy výrazné degradaci, často vedoucí až k úplné ztrátě lokality. Hlavními příčinami tohoto stavu jsou nevhodné zemědělské hospodaření, odvodňování, eutrofizace a následné zarůstání, včetně expanze nepůvodních invazních druhů (Tälle et al. 2015, 2016). Výsledkem je dramatický pokles biodiverzity a zánik cenných ekosystémových funkcí.

Zájem o obnovu těchto stanovišť proto v posledních desetiletích významně roste. Revitalizační opatření se soustředí především na obnovu vodního režimu a druhové pestrosti, včetně navazujících polopřirozených luk (Van Diggelen et al. 2006). Součástí těchto zásahů bývá také snížení živinového přebytku (Pfadenhauer & Grootjans 1999) a omezení zarůstání expanzními i invazními druhy (Prach 1996, Hejduk et al. 2017). Nejběžnějším způsobem péče zůstává pravidelná seč, odstraňování náletových dřevin a pastva (Grootjans et al. 2002, Middleton et al. 2006, Grygoruk et al. 2014).

Efektivní seč by měla být časovaná na přelom května a června, což podporuje kompetičně slabší druhy rostlin a zvyšuje druhovou diverzitu už během prvního roku (Kołos & Banaszuk 2013). Zároveň je využívána k eliminaci invazních druhů, jako jsou astřička novobelgická a zlatobýly (*Solidago* spp.), a to zejména na lokalitách s vysokým výskytem těchto druhů (Pergl et al. 2016). Jedna seč ročně však nestačí k účinnému potlačení expanzních trav typu třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) nebo rákos obecný (*Phragmites australis*) (Kołos & Banaszuk 2013), stejně jako k trvalé redukci invazních dvouděložných bylin. Tyto rostliny se dokážou snadno obnovit z podzemních orgánů i po odstranění nadzemní biomasy.

Podobné limity má i pastva – přestože může být účinným nástrojem při narušování vegetace, její využití je v současnosti omezené. Dobře nastavená pastva podporuje mozaikovitou strukturu stanovišť a může zvýhodnit vzácné nebo světlomilné druhy (Jirků & Dostál 2015; Milerová & Šabatová 2015). U rákosinných lokalit se osvědčila pastva velkých kopytníků, zejména skotu, který jako pastevní generalista preferuje i dvouděložné rostliny a dokáže efektivně omezit expanzní druhy sešlapem i spásáním (Mládek et al. 2006). Nicméně i

zde platí, že dochází pouze k odstranění nadzemní části porostu, a bez návaznosti na další opatření nemůže být považována za samostatně dostatečné řešení.

V reakci na tyto limity se jako nadějný doplněk běžného managementu ukazuje využití jednoletých poloparazitických druhů rostlin. Tyto druhy fotosyntetizují, ale zároveň získávají vodu a minerály z hostitelských rostlin prostřednictvím haustorií, čímž je oslabují. Potlačením dominantních druhů mohou významně ovlivnit složení rostlinného společenstva (Press & Phoenix 2005; Těšitel et al. 2017). Poloparazité snižují celkovou produktivitu porostu, podporují kompetičně slabší druhy a zároveň díky rychlému koloběhu živin obohacují prostředí ve prospěch dalších rostlin. Tyto efekty se navíc přenáší i do vyšších trofických úrovní – včetně herbivorního hmyzu, opylovačů a ptáků (Hartley et al. 2015; Watson 2016; Těšitel et al. 2021).

V podmínkách České republiky je poloparazit kokrhel luštinec, *Rhinanthus alectorolophus*, využíván k potlačení třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Jongepierová et al. 2018; Standard AOPK), ale druhy jako *Odontites vernus* (zdravínek jarní) a *Melampyrum arvense* (černýš rolní) zůstávají z hlediska praktické aplikace dosud nevyužité, přestože terénní i květináčové experimenty prokazují jejich efektivitu (Těšitel et al. 2020; Knotková & Těšitel 2022). Zvláštní pozornost si zaslouží jejich fenologie, která umožňuje delší působení v sezóně, ale vyžaduje specifické nastavení termínů seče. Experimentální výsevy ukázaly, že tyto druhy účinně omezují růst astřičky novobelgické (*Symphyotrichum novi-belgii)* i zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) a zároveň podporují návrat původních mokřadních druhů.

2.1 Cíle projektu

Hlavním cílem projektu je **ověřit účinnost výsevů dvou poloparazitických druhů rostlin – zdravínku jarního pozdního (*Odontites vernus* subsp. *serotinus*) a černýše rolního (*Melampyrum arvense*)** – jako inovativního nástroje péče o degradované mokřadní biotopy, především ve fázi, kdy jsou tyto biotopy zatíženy výskytem invazních druhů rostlin. Projekt se konkrétně zaměřil na:

i. **Experimentální výsevy poloparazitických druhů** na dvou modelových lokalitách v Jihomoravském kraji, které jsou silně ovlivněny výskytem invazních druhů, zejména astřičky novobelgické (*Symphyotrichum novi-belgii*) a zlatobýlů (*Solidago* spp.);

ii. **Sledování ekologického efektu poloparazitů** na růst a vitalitu cílových invazních druhů, a jejich následný vliv na obnovu přirozené vegetace;

iii. **Vyhodnocení kombinace výsevů s konvenčními formami managementu**, především s jednosečným nebo dvousečným režimem, případně s extenzivní pastvou;

iv. **Hodnocení vlivu poloparazitů a následného managementu na vybrané bioindikační složky** – zejména diverzitu cévnatých rostlin a bezobratlých živočichů (denní motýli, pavouci, střevlíkovití brouci, ploštice, křísi, rovnokřídlí) – jako indikátoru celkové změny stavu a ekologických funkcí biotopu;

v. **Formulaci praktických doporučení** pro aplikaci metody výsevů v ochranářské praxi a její možné začlenění do plánů péče, revitalizačních projektů a dotačních nástrojů v oblasti ochrany přírody a krajiny.

3 METODIKA

3.1 Popis projektových lokalit

Pro testování účinnosti výsevů poloparazitických druhů byly v rámci projektu vybrány dvě modelové lokality situované v Jihomoravském kraji, okres Břeclav. Obě lokality byly zvoleny na základě dlouhodobého monitoringu vegetace a výskytu invazních druhů. Společným jmenovatelem je jejich **nížinný charakter**, výskyt **vlhkých až mokrých stanovišť** a významné **narušení přirozené vegetace vlivem invazních druhů**, zejména astřičky kopinaté (*Symphyotrichum lanceolatum*) a zlatobýlů (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*).

3.1.1 Krumvířský mokřad – luční mokřad v nivě Spáleného potoka

Lokalita lučního mokřadu v nivě Spáleného potoka (48.9980517N, 16.9081614E, Obr. 3), na katastrálním území obce Krumvíř, představuje cenný zbytek dříve tradičně obhospodařovaných podmáčených luk. Historicky šlo o obecní pastviny a zdroj píce, jejichž obhospodařování přispívalo k vysoké druhové diverzitě rostlin i živočichů. V průběhu 20. století však začalo území podléhat intenzifikaci – došlo k narovnání koryta Spáleného potoka a vybudování melioračního systému (70. léta), což zásadně ovlivnilo vodní režim a celkovou ekologickou stabilitu území.

Navzdory těmto zásahům si lokalita uchovala základní charakteristiky mokřadního prostředí. V roce 2003 zde vznikla vodní nádrž (0,9 ha) v rámci snahy obce o zajištění podmínek pro mokřadní faunu. Vzhledem k absenci další péče však lokalita rychle podlehla eutrofizaci, zazemnění a postupnému zarůstání expanzivními druhy, především rákosem (*Phragmites australis).*

V letech 2020–2022 zde probíhal projekt TA ČR ZÉTA **„Managementová opatření a hodnocení jejich dopadu na biodiverzitu lučního mokřadu“** (č. projektu TJ04000145), jehož cílem bylo testovat různé zásahy k obnově biodiverzity – zejména seč, extenzivní pastvu a tvorbu tůní (Kotasová Adámková et al., 2022; Petruželová et al., 2026). Zásahy měly pozitivní dopad na zlepšení habitatových podmínek a obnovu některých cílových druhů, nicméně v území přetrvávala silná dominance invazních druhů (zejména ***Solidago gigantea, S. canadensis*** *a* ***Symphyotrichum lanceolatum***), jejichž šíření představovalo významnou překážku pro další sukcesi přirozených společenstev.

Obr. 1. Projektová lokalita v údolní nivě Spáleného potoka, známá jako Krumvířský mokřad. Foto: 19.5.2023, L. Tichý.

3.1.2 Krče – louka u odlehčovacího ramene řeky Dyje, Břeclav

Lokalita Krče (Obr. 4) leží mezi umělým ramenem Dyje a potokem Včelínkem. V minulosti se jednalo o mozaiku drobných luk na seno. Posledních 15 let byla ale lokalita zcela opuštěna. V současné době je vegetační pokryv tvořen mozaikou různých typů společenstev - na nejvlhčích místech jsou to porosty vysokých ostřic nebo mokřadních vrbin, sušší stanoviště jsou postižena masivní invazí astřičky novobelgické (*Symphyotrichum novi-belgii* agg.) a místy i zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*). Zachovaly se zde však některé typické a chráněné druhy jihomoravských nivních luk, např. karbinec statný (*Lycopus exaltatus*) nebo kyprej prutnatý (*Lythrum virgatum*). Od roku 2022 je část lokality kosena místním ekologickým sdružením. Experimentální plochy ale byly založeny v nekosených částech.

Obr. 2. Letecký pohled na lokalitu Krče v Břeclavi. Dříve kosená louka postupně zarůstá invazními rostlinami a vrbami. Foto: 19.5.2023, L. Tichý.

3.2 Popis testovaných druhů poloparazitických rostlin

Poloparazitické druhy představují specifickou ekologickou skupinu rostlin, které se prostřednictvím haustorií připojují ke kořenům a oddenkům některých jiných cévnatých rostlin (dále jako hostitelské rostliny) a odebírají z nich vodu, minerální živiny i uhlíkaté látky. Některé druhy hostitelských rostlin, obzvláště druhy s oddenky, jsou na parazitaci velmi citlivé a poloparazité dokáží významně omezit jejich růst, pokud na nich rostou ve velké hustotě.

Díky potlačení nadzemní, ale i podzemní kompetice způsobené dominantními hostitelskými druhy dokáží poloparazité uvolnit prostor pro rozvoj společenstev původních druhů rostlin, které nejsou parazitací tolik oslabeny, příp. na nich poloparazitické rostliny nejsou schopné parazitovat vůbec. Tato vlastnost je základem jejich využití v ochraně přírody jako biologického nástroje k omezení konkurenčně silných rostlin. V rámci výzkumu byly pro experimenty vybrány dva původní druhy české květeny z čeledi zárazovitých (Orobanchaceae) a to zdravínek jarní pozdní (*Odontites vernus* subsp. *serotinus*, Obr. 3) a černýš rolní (*Melampyrum arvense*, Obr. 4).

3.2.1 Zdravínek jarní pozdní (*Odontites vernus* subsp. *serotinus*)

- Jednoletý poloparazit.
- Kvetení: červenec – září.
- **Poddruh zdravínek jarní pozdní** se skládá z populací s různou cytotypovou variabilitou, lišící se nároky na stanoviště a počátkem doby kvetení - tj. z populací diploidních (vlhká, mezofilní a slaništní stanoviště, počátek kvetení v červenci) a tetraploidních populací (suché trávníky, stepi, počátek kvetení v druhé polovině srpna).[1] V přírodě je možná záměna s poddruhem **zdravínek jarní pravý** (*O. vernus* subsp. *vernus*), který ale kvete časně, již v květnu a červnu, a vyskytuje se vzácně jako polní plevel či na úhorech a v metodice použit nebyl.
- Semena dozrávají na podzim přibližně od září. Zralá semena jsou šedobílá a drobná, přibližně 1,5 mm dlouhá.
- Vyžaduje **podzimní výsev** a dostatečně osluněná stanoviště.
- Pro dosažení efektu parazitace cílových invazních druhů **je nutná seč porostu v druhé polovině května** kvůli oslunění semenáčků zdravínku.
- **Parazituje na širokém spektru hostitelů** včetně trav a bylin.
- Z cílových invazních druhů je prokazatelně **účinný na astřičku novobelgickou**. Na zlatobýlu parazituje také, ale míra potlačení zlatobýlu zatím není experimentálně prozkoumaná a pravděpodobně není velká.
- Vytváří středně vysoké porosty, obvykle do 50 cm výšky.
- Může být napadán rzí puchýřnatkou podbělovou (*Coleosporium tussilaginis* (Pers.) Lév.), která značně oslabuje dospělé rostliny a snižuje produkci semen.

Obr. 3. Zdravínek jarní pozdní, Odontites vernus subsp. serotinus. Foto: T. Těšitelová.

3.2.2 Černýš rolní (*Melampyrum arvense*)

- Jednoletý druh sušších výslunných stanovišť, ale dokáže růst i v mokřadech.
- Kvetení: květen – červenec.
- Semena dozrávají průběžně a postupně z rostlin vypadávají. Jsou velká 5,5–7,0 mm, opatřená elaiosomy (“masíčka” – potrava pro mravence) a rozšiřována mravenci (myrmekochorie).
- Vyžaduje podzimní výsev a dostatečně osluněná stanoviště.
- Seč se provádí až po dozrání semen, obvykle začátkem srpna.
- Parazituje především na dvouděložných bylinách a některých dřevinách.
- Dokáže efektivně potlačit zlatobýl i astřičku.
- Vytváří středně vysoké porosty do 50 cm. Květy jsou atraktivní pro opylovače. Nápadné purpurové listeny mají estetickou hodnotu.
- Semena mohou být prostředím pro vývoj larev zástupců řádu Diptera, v důsledku čehož může dojít k jejich znehodnocení.

Obr. 4. Černýš rolní, Melampyrum arvense. Foto: H. Chytrá.

3.3 Průběh experimentu

Experimentální studie probíhala v letech 2023-2025. Na obou mokřadních lokalitách byly založeny experimenty, které zahrnovaly plochy s vysetými poloparazitickými druhy a plochy kontrolní bez vysetých poloparazitů. Na obou lokalitách byl výsev poloparazitů zkombinován se sečí, na Krumvířském mokřadu pak i s pastvou skotu. Na lokalitě **Krumvířský mokřad** bylo v dubnu 2023 založeno 24 pokusných ploch o velikosti 5 m × 5 m. Polovina ploch byla lokalizována v části lokality, která se už několik let seče, druhá polovina ploch pak byla v kravské pastvině. V **sečené části** (Obr. 5) byly tyto varianty experimentálních zásahů:

- **časná seč + zdravínek**: seč prováděná na konci května a v říjnu, **s výsevem semen zdravínku**;
- **časná seč – kontrola**: seč prováděná na konci května a v říjnu, **bez výsevu**;
- **pozdní seč + černýš**: seč prováděná v první polovině srpna a v říjnu, **s výsevem semen černýše**;
- **pozdní seč – kontrola**: seč prováděná v první polovině srpna a v říjnu, **bez výsevu**.

Výchozím stavem na všech plochách byl porost sečený po tři roky, připomínající mokřadní louku, avšak stále s vysokým zastoupením rákosu a invazních bylin, zejména astřiček ze skupiny astřičky novobelgické, v mnohem menší míře zlatobýlu obrovského a zlatobýlu kanadského. Každý experimentální zásah byl na lokalitě zopakován třikrát.

V **pasené části** (Obr. 6, 7) byly tyto varianty experimentálních zásahů:

- **celosezónní pastva + zdravínek**: pastva krav od dubna do listopadu, **s výsevem semen zdravínku**;
- **celosezónní pastva – kontrola**: pastva krav od dubna do listopadu, **bez výsevu**;
- **pozdní pastva + černýš**: pastva krav od konce července do listopadu, **s výsevem semen černýše**;
- **pozdní pastva – kontrola**: pastva krav od konce července do listopadu, **bez výsevu**.

Výchozím stavem experimentálních ploch pro celosezónní pastvu byl po několik let extenzivně kravami pasený porost vzniklý z rákosiny, ve kterém bylo už zastoupeno vyšší množství mokřadních travin a bylin a také invazní astřička. Naproti tomu plochy pro pozdní pastvu byly založeny nově ve stávající rákosině, která byla za tímto účelem posečena. Posléze byla tato část každoročně přičleňována k hlavní pastvině po požadované období. Každý experimentální zásah byl na lokalitě zopakován třikrát.

Obr. 5. Letecký pohled na experimentální plochy na sečené části lokality Krumvířský mokřad. Foto: L. Tichý.

Obr. 6. Letecký pohled na experimentální plochy na celosezónně pasené části lokality Krumvířský mokřad. Foto: L. Tichý.

Obr. 7. Letecký pohled na experimentální plochy na pozdní pastvu podstupující části lokality Krumvířský mokřad. Foto: L. Tichý.

Dále byly na lokalitě založeny plochy pro výzkum šíření poloparazitů. Všechny tyto plochy měly rozměry 4 x 1 m^2. V sečené části se jednalo o tři plochy s výsevem zdravínku, koseny byly na konci května a v říjnu. V celosezónně pasené části byly založeny tři plochy se zdravínkem a tři plochy s černýšem. Semena byla na všech plochách vyseta na začátku pokusu na podzim roku 2023. Plochy v pasené části byly na podzim roku 2024 dosety poloviční osevní dávkou, protože rostliny byly v průběhu sezóny 2023 spaseny a nevysemenily.

Na **lokalitě Krče** bylo v dubnu 2023 založeno 18 pokusných ploch o velikosti 5 × 5 m^2 organizovaných ve třech blocích (Obr. 8-10). Pozice rohů ploch byla fixována dřevěnými kůly. Každý blok zahrnoval 6 ploch s různými zásahy (každý zásah byl tedy na lokalitě zopakován 3×). Lokalita Krče byla dlouhodobě bez jakéhokoliv péče. Výchozí stav na všech pokusných plochách byl tedy druhově chudý porost invazních rostlin s příměsí původních druhů (přibližně 15 druhů na 25 m^2) a velkým množstvím stařiny.

Experimentální zásahy na lokalitě **Krče** zahrnovaly varianty:

- **nekoseno**: původní stav, vegetace dlouhodobě ponechaná ladem;
- **časná seč + zdravínek**: seč prováděná na konci května a v říjnu, **s výsevem semen zdravínku**;
- **časná seč - kontrola**: seč prováděná na konci května a v říjnu, **bez výsevu**;
- **pozdní seč + černýš**: seč prováděná na konci července a v říjnu, **s výsevem semen černýše**;
- **pozdní seč - kontrola**: seč prováděná na konci července a v říjnu, **bez výsevu**;
- **podzimní seč + černýš + zdravínek:** seč prováděná v říjnu, **se společným výsevem obou druhů.**

Obr. 8. Letecký pohled na Blok 1 na lokalitě Krče před zahájením managementu. Foto: 19.5.2023, L. Tichý.

Obr. 9. Letecký pohled na Blok 2 na lokalitě Krče před zahájením managementu. Foto: 19.5.2023, L. Tichý.

Obr. 10. Letecký pohled na Blok 3 na lokalitě Krče před zahájením managementu. Foto: 19.5.2023, L. Tichý.

Na lokalitě Krče byly rovněž založeny tři plochy o rozměru 1 x 5 m pro výzkum **šíření semen černýše**. Plochy byly umístěny v původně nesečených částech lokality s pokryvností astřičky kopinaté nad 60 % a koseny vždy na konci července a října. Semena zde byla vyseta na začátku pokusu na podzim roku 2023, bez dalších dosevů v dalších letech.

3.3.1 Výsev semen poloparazitických rostlin

Semena pro experimentální účely byla sebrána v roce 2023 a v případě černýše rolního pocházela z lokality Dunajovické kopce (okr. Břeclav; 48.8444572N, 16.5582211E). Pro výsev zdravínku jarního byla použita směs semen z lokalit na okraji města Mikulov (48.8195119N, 16.6448531E), u Sedlece u Mikulova (48.7748194N, 16.6996078E) a u Břeclavi (48.7853556N, 16.8742556E). Výsev byl proveden ručně na konci října 2023 na předem připravené, posečené a vyhrabané plochy. Výsevek byl u zdravínku jarního 5000 semen/m^2 (1,1 g/m^2) a u černýše 300 semen/m^2 (2,5 g/m^2).

3.3.2 Péče o experimentální plochy

Péče o experimentální plochy byla v průběhu řešení projektu zajišťována formou seče a pastvy v návaznosti na experimentální design, fenologii sledovaných poloparazitických druhů a aktuální stav porostů. Na lokalitě Krumvířský mokřad byla v roce 2023 realizována pastva v období 12. 5. až 20. 10. na ploše přibližně 2 ha při pastevním zatížení 3 DJ/ha. V témže roce byla na experimentálních plochách provedena plošná seč ve dnech 24. 6. a 14. 9. 2023. V roce 2024 probíhala pastva v období 15. 4. až 10. 11. na ploše 3 ha při zatížení 2 DJ/ha, přičemž plošná seč v tomto roce realizována nebyla. V roce 2025 byla pastva na téže ploše 3 ha prováděna od 2. 5. do 29. 10., opět při zatížení 2 DJ/ha.

Seč experimentálních ploch byla načasována podle fenologie obou cílových druhů. Časná seč na plochách se zdravínkem jarním byla prováděna ve druhé polovině května s cílem prosvětlení porostu a podpory vzcházení semenáčků. Pozdní seč na plochách s černýšem rolním probíhala na přelomu července a srpna po dozrání a vypadání semen. Na všech experimentálních plochách byla dále v říjnu 2025 provedena podzimní udržovací seč zaměřená na odstranění biomasy, omezení tvorby stařiny a vytvoření vhodných světelných podmínek pro další vegetační sezónu. Posečená biomasa byla z ploch odstraněna, případně krátkodobě ponechána k proschnutí za účelem vypadání semen poloparazitů.

Péče o plochy byla průběžně upravována podle vývoje porostů a míry poškození poloparazitických rostlin. V roce 2024 byla časná seč a celosezónní pastva aplikována na

plochách s Odontites vernus, zatímco pozdní seč a pozdní pastva na plochách s Melampyrum arvense. Vzhledem k potvrzené citlivosti Melampyrum arvense ke spásání a k poškození porostů i u Odontites vernus byl na konci listopadu 2024 proveden dosev semen obou druhů (viz výše) do trvalých experimentálních ploch v pastvině. Na lokalitě Krče byla současně v roce 2024 ve dvou blocích vynechána časná seč, aby nedošlo k poškození již vyvinutých porostů Odontites vernus.

3.4 Metodika monitoringu biodiverzity a jejích změn

3.4.1 Monitoring vegetace

Každý rok byl na přelomu května a června proveden na všech plochách zápis vegetačních snímků (dle Moravec 1994). Na každé ploše byla odhadnuta celková pokryvnost bylinného patra v procentech, byl pořízen fytocenologický zápis, tj. seznam všech dohledaných taxonů cévnatých rostlin s odhadem jejich pokryvností v procentech (včetně poloparazitů), byla zaznamenána průměrná výška studovaných invazních taxonů (zlatobýly, astřičky) a pomocí talířového měřidla na devíti místech v ploše změřena výška vegetace pomocí talířového měřidla. Každá plocha byla vyfotografována celkově i detailně (charakter porostu). Byl rovněž proveden floristický průzkum lokality a byly tak zaznamenány všechny druhy rostlin pozorované na lokalitě i mimo experimentální plochy. Zvláštní pozornost byla věnována druhům expanzním, invazním (Pyšek et al. 2022) a druhům z červeného seznamu (Grulich 2017).

Ve druhém a třetím roce pokusu byl v první polovině července monitorován stav dozrávání semen černýše kvůli optimálnímu načasování první seče. Rovněž byla měřena vzdálenost poloparazitických rostlin od ploch “pro šíření”. V září byly všechny experimentální plochy znovu navštíveny a byla zapsána pokryvnost (%) sledovaných invazních rostlin. Opět byla pořízena fotodokumentace všech ploch. Zároveň byl zhodnocen stav dozrávání plodů zdravínku kvůli optimálnímu načasování druhé seče.

3.4.2 Monitoring terestrických bezobratlých

Pro monitoring terestrických bezobratlých bylo využito smýkání entomologickou sítí, vysávání upravených zahradním vysavačem a odchyty do padacích zemních pastí. Design experimentu obsahoval 24 trvalých experimentálních ploch na lokalitě Krumvíř a 18 na lokalitě Krče (viz obr. 5-10). Na všech plochách bylo vzorkovací úsilí stejné.

Monitoring byl prováděn vždy standardizovanou metodou a opakovaně v průběhu celé vegetační sezóny, aby bylo zaznamenáno co nejširší spektrum druhů bezobratlých. Odběr vzorků formou smýkání a vysávání proběhl v každém roce celkem čtyřikrát, a to v termínech: Krumvířský mokřad: 14.5., 13.6., 13.7. a 6.8. v roce 2024 a 9.5., 17.6., 16.7. a 20.8. v roce 2025; lokalita Krče: 16.5., 21.6., 29.7. a 22.8 v roce 2024, a 12.5., 19.6., 15.7. a 19.8. v roce 2025.

Vzorkování proběhlo v každém termínu na všech plochách standardizovanými metodami sběru: 50 smyků smýkací sítí kruhového tvaru o průměru 32 cm a 50 nasátí upraveným benzínovým zahradním vysavačem Solo 442 od značky Alko s průměrem hubice 14 cm. Vysavač byl opatřený jemnou entomologickou sítí v ústí hubice, která zachytávala vysátý materiál včetně sledovaných skupin členovců. Po dokončení vzorkování na ploše byl materiál vyjmut ze smýkací sítě nebo vysavače, a umístěn do zip-lock sáčku s třemi čtverečky toaletního papíru namočenými do octanu ethylnatého, jehož páry zachycené bezobratlé usmrtily. Sáčky byly následně očíslovány a do doby následného zpracování uskladněné v mrazáku. Zpracování materiálu spočívalo ve vytřídění pěti taxonomických skupin sledovaných členovců (pavouci, střevlíkovití brouci, křísi, ploštice, rovnokřídlí) od zbylého materiálu. Veškerý roztříděný materiál byl konzervován v 70% ethanolu a následně předán specialistům k determinaci na úroveň druhu.

Zemní pasti byly instalovány vždy do středu trvalé experimentální plochy a byly vybírány přibližně v měsíčních intervalech. V roce 2023 proběhly tři odběry, v letech 2024 a 2025 odběry čtyři. Termíny odběrů byly následující: Krumvířský mokřad (25.5.–20.6., 20.6.–14.8. a 14.8.–8.9. v roce 2023; 5.4.–14.5., 14.5.–13.6., 13.6.–13.7. a 13.7.–6.8. v roce 2024 a 8.4–9.5., 9.5.–17.6., 17.6.–16.7. a 16.7.–20.8. v roce 2025); lokalita Krče (25.5.–20.6., 20.6.–14.8., 14.8.–13.9. v roce 2023; 6.4–16.5., 16.5.–21.6., 21.6.–29.7. a 29.7.–22.8 v roce 2024 a 8.4–12.5., 12.5.–19.6., 19.6.–15.7. a 15.7.–19.8. v roce 2025). Zemní pasti byly sestaveny ze dvou plastových nápojových kelímků o objemu 0,5 l a jako konzervační medium byl použit roztok monopropylenglykolu a vody (1:1). Celý objem pasti byl po uplynutí doby expozice slit do plastové nádoby a popsán. Během třídění byl nasbíraný materiál propláchnut pod tekoucí vodou a byli z něj vybráni jedinci brouků a pavouků. Ti byli následně přemístění do zkumavek s 70% ethanolem a předání specialistům k determinaci na úroveň druhu. K veškerému třídění a determinaci materiálu byly využity stereomikroskopy různých výrobců.

Další sledovanou bioindikační skupinou byli denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera). Monitoring probíhal každoročně v období od května do září během tří až čtyř návštěv lokality. Přesné termíny návštěv byly voleny dle vhodných teplotních a

povětrnostních podmínek a počasí. Pro lokalitu Krumvířský mokřad byly zvoleny následující termíny: 22.6.2023, 23.7.2023, 13.8.2023, 13.9.2023, 14.5.2024, 13.6.2024, 9.7.2024, 6.8.2024, 9.5.2025, 17.6.2025, 16.7.2025 a 20.8.2025. Lokalita Krče byla navštívena v termínech: 8.7.2023, 13.8.2023, 13.9.2023, 16.5.2024, 21.6.2024, 29.7.2024, 22.8.2024, 12.5.2025, 19.6.2025, 15.7.2025 a 19.8.2025.

Před zahájením monitoringu v prvním roce byly na lokalitě vybrány fixní body. V případě Krumvířského mokřadu byl jeden bod stanoven na ploše pasené, druhý na ploše bezzásahové (kontrolní) a třetí na sečené ploše. Pro Krče byly stanoveny 2 fixní body, jeden na ploše bezzásahové (kontrolní) a druhý na sečené ploše. V okruhu 56 metrů od každého fixního bodu (tedy na ploše 1 ha) byly při 40 minutových spirálovitých pochůzkách zaznamenáni všichni spatření jedinci denních motýlů. K určení hůře determinovatelných druhů byl využit odchyt do entomologické sítě, jedinci byli posléze vypuštěni. Jedinci kritických taxonů byli odchyceni a následně určeni na základě kopulačních orgánů. Během každé návštěvy byly také zapisovány povětrnostní podmínky, teplota a počasí.

3.4.3 Statistické hodnocení

Hodnocené parametry – botanika

Data byla analyzována v programu R (R Core Team, 2022). Typ zásahu (treatment) a rok vstupovaly do lineárních modelů se smíšenými efekty jako faktory s pevným efektem a byla testována jejich interakce, identita jednotlivých ploch byla použita jako faktor s náhodným efektem hierarchicky zahnízděný do bloku. Lokality byly testovány zvlášť z důvodu odlišných managementových zásahů. Jako odpověď v modelu byla použita celková pokryvnost invazních rostlin v květnu. Druhy invazních rostlin zvlášť hodnocené nebyly z důvodu jasné dominance astřičky kopinaté na obou lokalitách a nízkému (Krumvíř) či ostrůvkovitému (v jednom bloku ploch; Krče) výskytu zlatobýlu. Vliv managementu a času na složení vegetace bylo hodnocena pomocí redundanční analýzy s Hellingerovou distancí (počet permutací = 999). Na základě složení vegetace byl spočten Simpsonův Index jako ukazatel vyrovnanosti druhů ve společenstvu, dále pak celková druhová bohatost, průměrná výška vegetace a výška invazních druhů (cm).

Hodnocené parametry – terestričtí bezobratlí

Data byla analyzována v programu R (R Core Team, 2022). Lokality Krumvíř a Krče byly vyhodnoceny odděleně vzhledem k odlišnému experimentálnímu designu a rozdílnému členění managementových variant. Data získaná metodou smyku a vysavače (4 odběry) byla

analyzována za období 2024–2025, a to pro pavouky (Araneae), rovnokřídlé (Orthoptera), křísy (Auchenorrhyncha) a ploštice (Heteroptera). Data získaná pomocí metody zemních pastí byla analyzována za období 2023–2025, a to pouze pro střevlíkovité brouky (Carabidae) a pavouky (Araneae). Z důvodu srovnání všech tří let byla data z roku 2024 a 2025 redukována na tři odběry, které se termínem nejvíce blížily odběrům z roku 2023. Denní motýli byli na obou lokalitách sledováni a vyhodnoceni samostatně pro období 2023–2025. Pro všechny sledované skupiny s výjimkou denních motýlů byla data agregována na úroveň plocha × rok.

Univariační analýzy byly na obou lokalitách provedeny pomocí smíšených modelů. Hodnoceny byly celková abundance, druhová bohatost a diverzita (Shannonův index). Pro abundance bylo použito negativně binomického rozdělení, pro druhovou bohatost Poissonova rozdělení a pro Shannonův index bylo použito Gaussovo rozdělení. Ve výchozím modelu byly testovány efekty treatmentu, roku a jejich interakce (treatment × rok); pokud interakce nebyla statisticky významná, byla z finálního modelu odstraněna, zatímco hlavní efekty v modelu zůstaly zachovány. Následná vícenásobná post hoc porovnání byla prováděna z finálních modelů pomocí odhadovaných marginálních průměrů (emmeans) s Holmovou korekcí.

Na lokalitě Krumvíř byl v univariačních modelech hlavním faktorem treatment v osmi kategoriích: časná seč – kontrola (bez vyseté poloparazitické rostliny), časná seč se zdravínkem, pozdní seč – kontrola, pozdní seč s černýšem, celosezónní pastva – kontrola, celosezónní pastva se zdravínkem, pozdní pastva – kontrola a pozdní pastva s černýšem. Plocha do modelu vstupovala jako náhodný efekt. Na lokalitě Krče byl hlavním faktorem treatment v šesti kategoriích: časná seč – kontrola, časná seč se zdravínkem, pozdní seč – kontrola, pozdní seč s černýšem, podzimní seč s černýšem a zdravínkem a žádná seč; plocha do modelu vstupovala jako náhodný efekt a blok (tři skupiny ploch v rámci navrženého experimentálního designu) jako fixní faktor.

Mnohorozměrné analýzy byly na obou lokalitách chápány jako explorační a deskriptivní. Pro hodnocení změn v druhovém složení společenstev byla použita PERMANOVA, NMDS a RDA. Druhová matice byla před analýzou transformována druhou odmocninou abundancí a pro PERMANOVA a NMDS byla použita Brayova–Curtisova vzdálenost. V mnohorozměrných modelech byly testovány faktory management, přítomnost poloparazita a rok; na lokalitě Krče byl do modelů navíc zahrnut faktor blok. Na lokalitě Krumvíř měl faktor management čtyři úrovně (časná seč, pozdní seč, pozdní pastva, celosezónní pastva), na lokalitě Krče rovněž čtyři úrovně, ale v jiném složení (časná seč, pozdní seč, podzimní seč, žádná seč). Efekt poloparazita byl testován samostatně jako binární

faktor (přítomnost/ nepřítomnost). Homogenita disperzí společenstev byla ověřena pomocí betadisper.

Environmentální proměnné byly v mnohorozměrných analýzách hodnoceny pomocí envfit. V případě RDA byly do diagramu vykresleny pouze statisticky významné environmentální vektory, zatímco v NMDS byly zobrazeny všechny environmentální vektory bez ohledu na jejich významnost. Na obou lokalitách byla dále provedena analýza indikátorových druhů funkcí multipatt s asociací IndVal.g., a to pro faktory treatment i management.

U denních motýlů byly abundance, druhová bohatost a Shannonův index počítány z jednotlivých neagregovaných odběrů a hodnoceny pomocí smíšených modelů, v nichž byly testovány efekty managementu, roku a jejich interakce. Vliv přítomnosti poloparazitické rostliny se u denních motýlů netestoval, neboť design experimentu takové srovnání neumožňoval. Pro abundanci byl použit negativně binomický model, pro druhovou bohatost Poissonův model a pro Shannonův index Gaussovský model. Závislost opakovaných odběrů byla zohledněna blokem definovaným jako kombinace roku a odběru. Post hoc porovnání byla provedena z finálních modelů pomocí odhadovaných marginálních průměrů (emmeans) s Holmovou korekcí.

Pro hodnocení společenstev byla data agregována na úroveň plocha × rok a druhové složení bylo testováno pomocí PERMANOVA nad Bray-Curtisovou vzdáleností ze sqrt transformovaných abundancí; doplňkově byla provedena analýza indikátorových druhů.

4 VÝSLEDKY

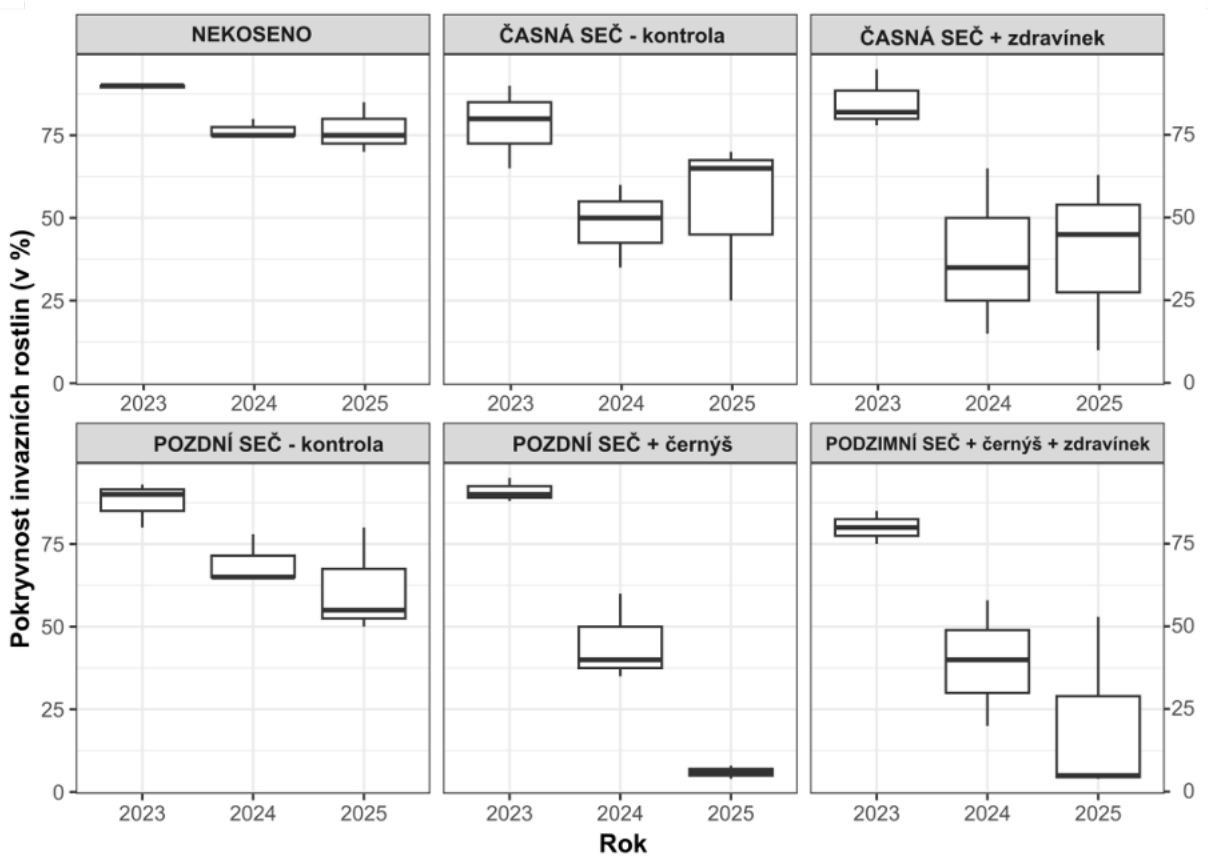
4.1 Vliv managementu a poloparazitů na pokryvnost invazních druhů rostlin

4.1.1 Lokalita Krče

Změny celkové pokryvnosti invazních rostlin odhadované v květnu v letech 2023-2025 se průkazně lišily mezi testovanými zásahy ($F_{10, 24} = 5.7$, $p < 0.001$). Pokryvnost invazních rostlin (astřičky i zlatobýlu dohromady) v kontrolních nekosených plochách neklesla pod 75 % (Obr. 11, Obr. 12). Časná i pozdní seč bez dosevu poloparazitů vedly k pozvolnému snížení pokryvnosti invazních rostlin, ačkoliv pod 50 % klesla pouze na jedné ploše.

Úspěšnost zdravínku v zásahu *časná seč* byla velmi variabilní - na jedné z ploch klesla pokryvnost invazních rostlin po prvním roce ze 75 % na 15 %, nicméně na dalších dvou plochách nebyl porost zdravínku dostatečně hustý a potlačení hostitelů bylo jen mírné. Navíc se v prvním roce po výsevu, tj. v roce 2024, na rostlinách zdravínku masivně objevila houbová choroba, rez puchýřnatka podbělová (*Coleosporium tussilaginis*), která způsobila značné snížení jeho plodnosti a přirozeného vysemenění, což snížilo i hustotu a pokryvnost zdravínku v dalším roce.

Černýš v zásahu *pozdní seč* naopak snížil pokryvnost hostitele konzistentně ve všech třech opakovaných plochách - z původních 80 % pokryvnosti na přibližně 5 - 10 % (Obr. 11). Podobně dobrý výsledek byl dosažen i na dvou ze tří ploch v zásahu *podzimní seč*, kde byly vysety oba druhy poloparazitů, ač patrný efekt je hlavně dílem černýše (Obr. 13). Zde byla aplikována pouze jedna seč v říjnu - seč vhodná pro zdravínek (v květnu) by vyhubila nakvétající černýš. Absence první seče potlačila naopak zdravínek. Na jedné z ploch, která byla vlhčí, měl ale nízkou pokryvnost i černýš, protože byl zastíněn rychle rostoucími travami. Semena černýše byla částečně predována blíže neurčeným hmyzem ze skupiny Diptera, ale to pravděpodobně nesnížilo výsevek tak, aby to vedlo ke snížení tlaku parazita na hostitele.



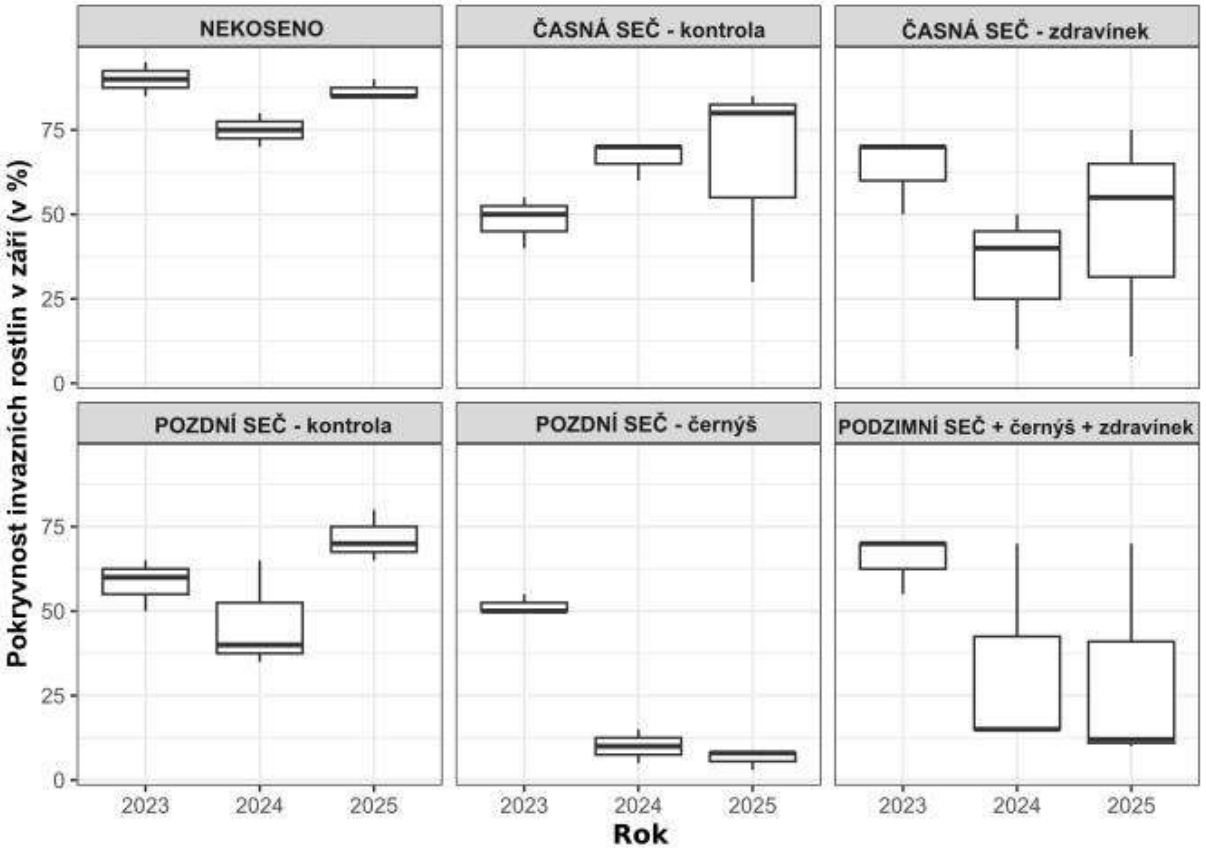
Obr. 11. Pokryvnost invazních druhů (astřička novobelgická a zlatobýl obrovský) zaznamenaná **na konci května na lokalitě Krče** v plochách s různými kombinacemi termínu seče a přítomnosti dvou druhů poloparazitů. Výchozí stav na všech plochách byl dlouhodobě nekosený porost. Poloparazité byli doseti na podzim 2023. „ČASNÁ SEČ" probíhala koncem května, „POZDNÍ SEČ" koncem července a všechny plochy, kromě zásahu „NEKOSENO", byly pokoseny ještě na konci října. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze tří ploch. Zlatobýl se vyskytoval společně s astřičkou pouze v jednom bloku ploch, protože jeho výskyt na Krčích je jen ostrůvkovitý. V dalších blocích rostla pouze astřička a výsledky v grafu jsou ukázány pro oba invazní druhy dohromady.

Změny pokryvnosti zlatobýlu obrovského mezi lety 2023–2025 na základě pozorování z jednoho bloku ploch jsou následné: 1/ v nekosené ploše – stejná pokryvnost během tří let pokusu, 2/ v časné seči v plochách se zdravínkem i bez něj – pokles na 30 % původní pokryvnosti, 3/ v pozdní seči – pokles na 80 % původní pokryvnosti, v ploše s přisetým černýšem na 2 % původní pokryvnosti, 4/ v podzimní seči s oběma poloparazity pokles na 20 % původní pokryvnosti – v této ploše došlo ale ke značnému přerůstání a zastínění černýše travami. Pokryvnosti zlatobýlu v plochách se pohybovaly před začátkem pokusu v roce 2023 mezi 15 a 80 %.

Obr. 12. Plocha B16 - dlouhodobě nekosené plochy mají i koncem května velké množství těžko rozložitelné stařiny, v tomto případě astřičky novobelgické, přes kterou prorostou pouze konkurenčně zdatné druhy (20.5.2024).

Obr. 13. Plocha B11 s vysetými oběma druhy poloparazitů. Oba druhy se zde v první roce po výsevu dobře ujaly (dobře patrný je načervenalý černýš), ale doba vhodná pro pokosení zdravinku, tj. konec května, by zničila rozkvetlý černýš. Tato seč byla proto v roce 2024 a 2025 vynechána a v dalších letech tak pokryvnost zdravínku značně klesla (20.5. 2024, Krče, Foto: T. Těšitelová).

Při podzimním monitoringu během září byla kontrolována pokryvnost invazních rostlin (Obr. 14). Výchozí stav v roce 2023 jsou tedy ve všech zásazích, kromě nekoseno, pokryvnosti po kosení v květnu (časná seč) nebo v červenci (pozdní a podzimní seč). Astřička i zlatobýl jsou fenologicky pozdní a jejich biomasa do podzimu stále narůstá. Oproti květnovým pokryvnostem jsou proto podzimní pokryvnosti vysoké ve všech zásazích, i kosených, pokud nebyli přítomni poloparaziti. V zásahu pozdní seč - černýš je vidět silný redukční efekt černýše na astřičku již po jedné vegetační sezóně, v září 2024 (Obr. 15). Naopak na plochách pouze sečených, byť dvakrát ročně, byla pokryvnost invazních astřičky (včetně zlatobýlu) na podzim v roce 2025 velmi vysoká, dosahujících hodnot u nekosených ploch (Obr. 16, 17).



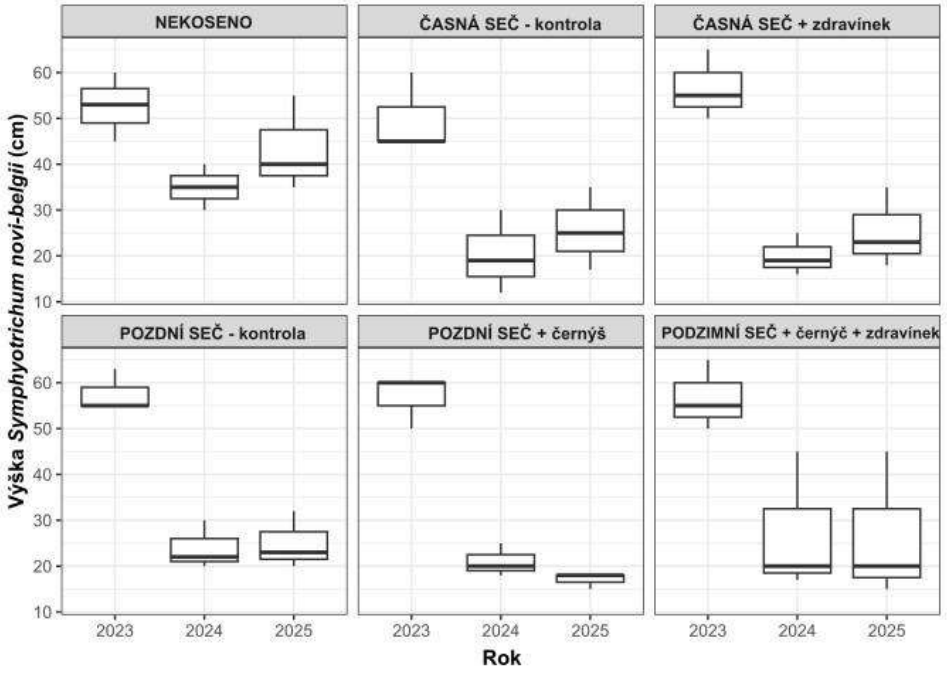
Obr. 14. Pokryvnost invazních druhů (astřička novobelgická a zlatobýl obrovský) zaznamenaná **koncem září na lokalitě Krče** v plochách s různými kombinacemi termínu seče a přítomnosti dvou druhů poloparazitů. Plochy ČASNÁ SEČ byly pokoseny na konci května a plochy POZDNÍ a PODZIMNÍ SEČ na konci července (podzimní pouze v roce 2023). Všechny plochy byly posečeny ještě na konci října (kromě NEKOSENO).

Obr. 15. Plocha B17 - POZDNÍ SEČ s černýšem, vpravo nahoře plocha B18 - POZDNÍ SEČ - kontrola a nekosené porosty v okolí v říjnu 2024. Na okrajích plochy B17 jsou vlevo dole vidět růžice astřičky regenerující po seči a prorůstající z okolních porostů. V centrální části plochy ale astřička po působení černýše značně ubyla a jsou zde plochy volné půdy. V kontrolním čtverci vpravo nahoře je astřička celoplošně. V září 2024 byla celá lokalita zaplavena vodou několik dní, monitoring byl proto posunut na říjen. Porosty astřičky ale nijak poškozeny nebyly a i po několikadenním zaplavení bohatě kvetly (8. 10. 2024, Krče, Foto: Helena Chytrá).

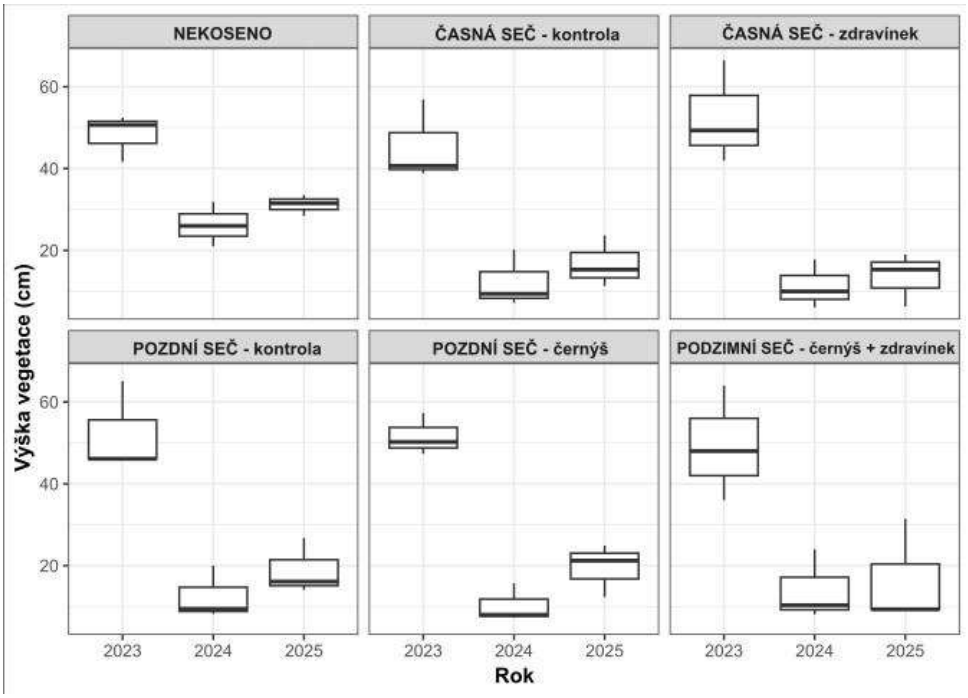
Obr. 16. Po seči na konci května astřička ještě regeneruje a kvete i když méně než nesečených plochách a hustota porostu je také nižší. Pro úplné potlačení kvetení je nutná i druhá seč na přelomu srpna a září. Plocha B14 - ČASNÁ SEČ - kontrola (8. 10. 2024, Krče, Foto: Helena Chytrá).

Obr. 17. Plocha B18 - POZDNÍ SEČ - kontrola - na konci experimentu v září 2025. Astřička po červencové seči již nekvete, ale její pokryvnost je i po třech letech seče velmi vysoká (18.9. 2025, Krče, Foto: Helena Chytrá).

Zavedení seče (bez ohledu na dosev poloparazitů) vedlo také ke snížení výšky invazních rostlin až o polovinu oproti nesečeným plochám, a tím i ke snížení jejich konkurenceschopnosti (Obr. 18). Obdobné výsledky jsme zjistili i při měření veškeré vegetace pomocí talířového měřidla během květnových měření. Zavedení managementu snížilo množství biomasy (Obr. 19).



Obr. 18. Průměrné výšky astřičky novobelgické na Krčích měřené na konci května před první sečí.



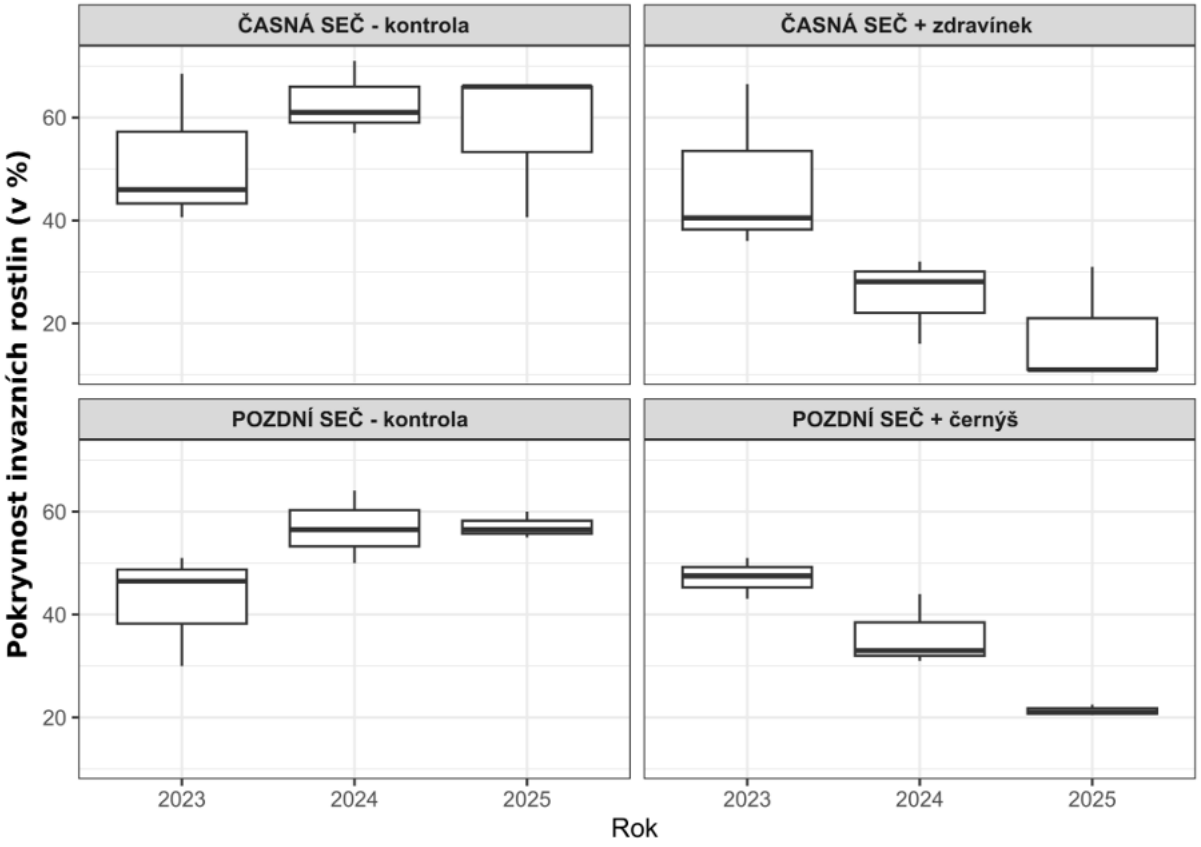
Obr. 19. Průměrné výšky vegetace zjištěné v květnu pomocí talířového měřidla na lokalitě Krče.

4.1.2 Lokalita Krumvířský mokřad

Sečená plocha

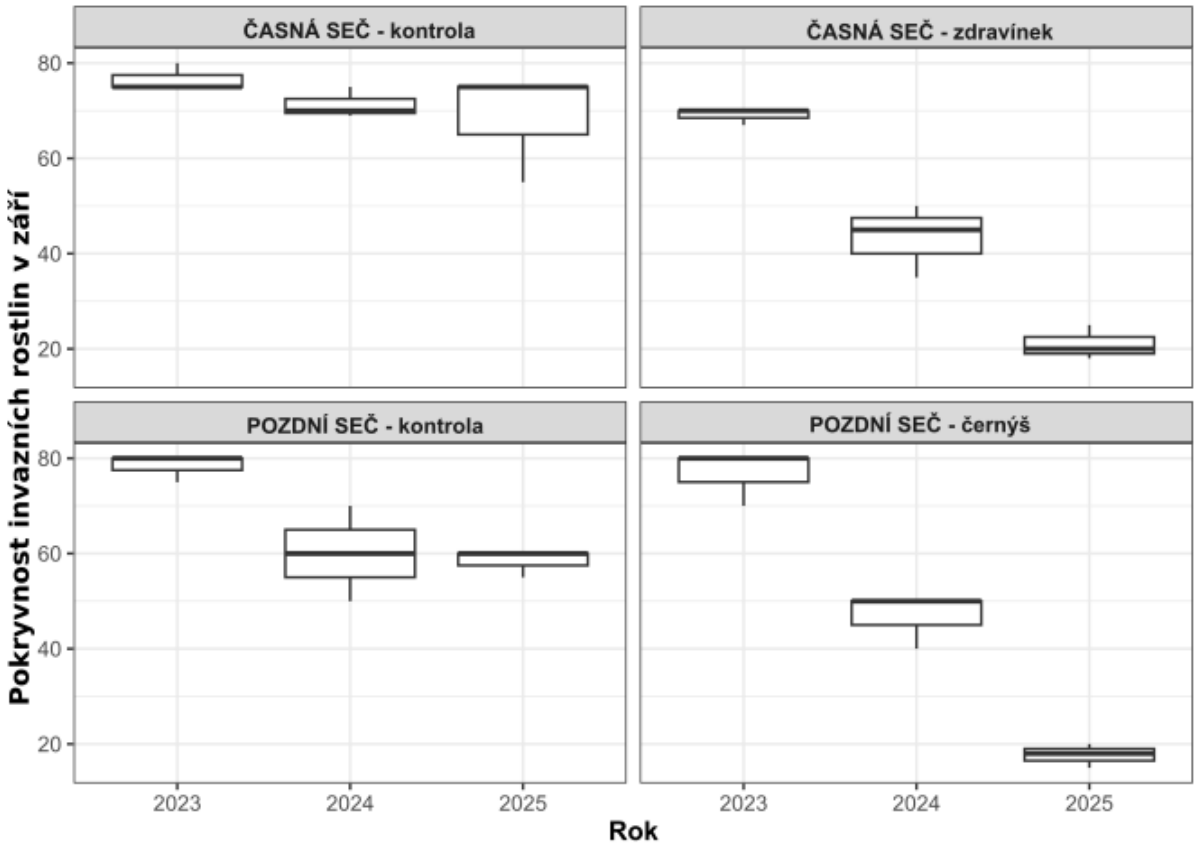
Změny celkové pokryvnosti invazních rostlin odhadované v květnu v letech 2023-2025 se lišily mezi testovanými zásahy (LME, $F_{6,16} = 11,5$, $P < 0,001$) v sečené ploše. Na mokřadu v Krumvíři, kde už tři roky probíhala seč, byly výchozí hodnoty pokryvnosti invazních rostlin menší než na nesečených Krčích, jen kolem 50 % (Obr. 20). Naprostou většinu tvořily astřičky ze skupiny astřičky novobelgické (průměrná pokryvnost 44,2 %), oba druhy zlatobýlů byly zastoupeny minoritně – zlatobýl obrovský dosahoval průměrné pokryvnosti 2,5 % a z. kanadský 0,6 %. U takto nízkého zastoupení je obtížné oddělit vliv přirozené meziroční variability od vlivu experimentálního zásahu. Dále prezentované výsledky změn pokryvnosti invazních druhů se proto sice vztahují ke všem studovaným invazním druhům dohromady, ale vypovídají hlavně o změnách pokryvnosti astřičky novobelgické.

Na kontrolních plochách, nadále jen sečených, byla patrná meziroční variabilita a mírný nárůst pokryvnosti invazních rostlin během trvání pokusu (Obr. 24). Naopak přisetí černýše vedlo ke konzistentnímu snížení pokryvnosti invazních rostlin na 20 % (Obr. 25). Zdravínek byl na této lokalitě ještě účinnější a na dvou ze tří ploch snížil pokryvnost invazních rostlin na 10 %, na jedné ploše se ale udržela pokryvnost invazních rostlin na 30 %.



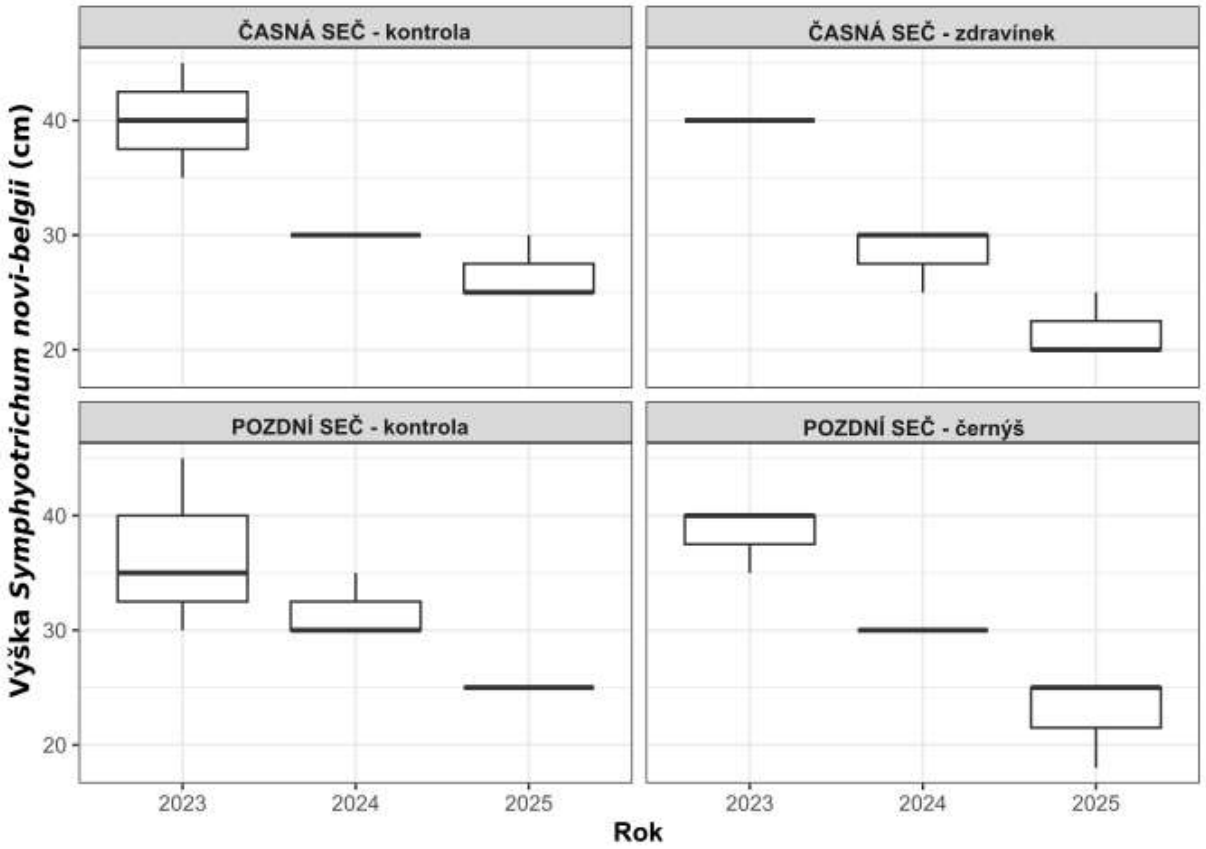
Obr. 20. Pokryvnost invazních druhů (astřička novobelgická, zlatobýl obrovský, z. kanadský) **zaznamenaná na konci května** na lokalitě Krumvíř v různých kombinacích termínu seče a přítomnosti poloparazitů v letech 2023–2025. „ČASNÁ SEČ" probíhala koncem května, „POZDNÍ SEČ" začátkem srpna a všechny zásahy byly pokoseny ještě na konci října. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.

Při podzimním monitoringu během září byla kontrolována pokryvnost invazních rostlin (Obr. 21). Výchozí stav v roce 2023 jsou tedy ve všech zásazích pokryvnosti po kosení v květnu (časná seč) nebo v červenci (pozdní a podzimní seč). Podzimní pokryvnosti jsou v případě kosení bez aplikace poloparazitů většinou vyšší než květnové kvůli pozdní fenologii studovaných invazních druhů. Pozdní seč má i bez aplikace poloparazita větší efekt na potlačení pokryvnosti invazních druhů než seč časná, která je bez efektu. Přísev poloparazitů způsobil v obou případech pokles pokryvnosti invazních druhů až na hodnoty odpovídající jarnímu odečítání.

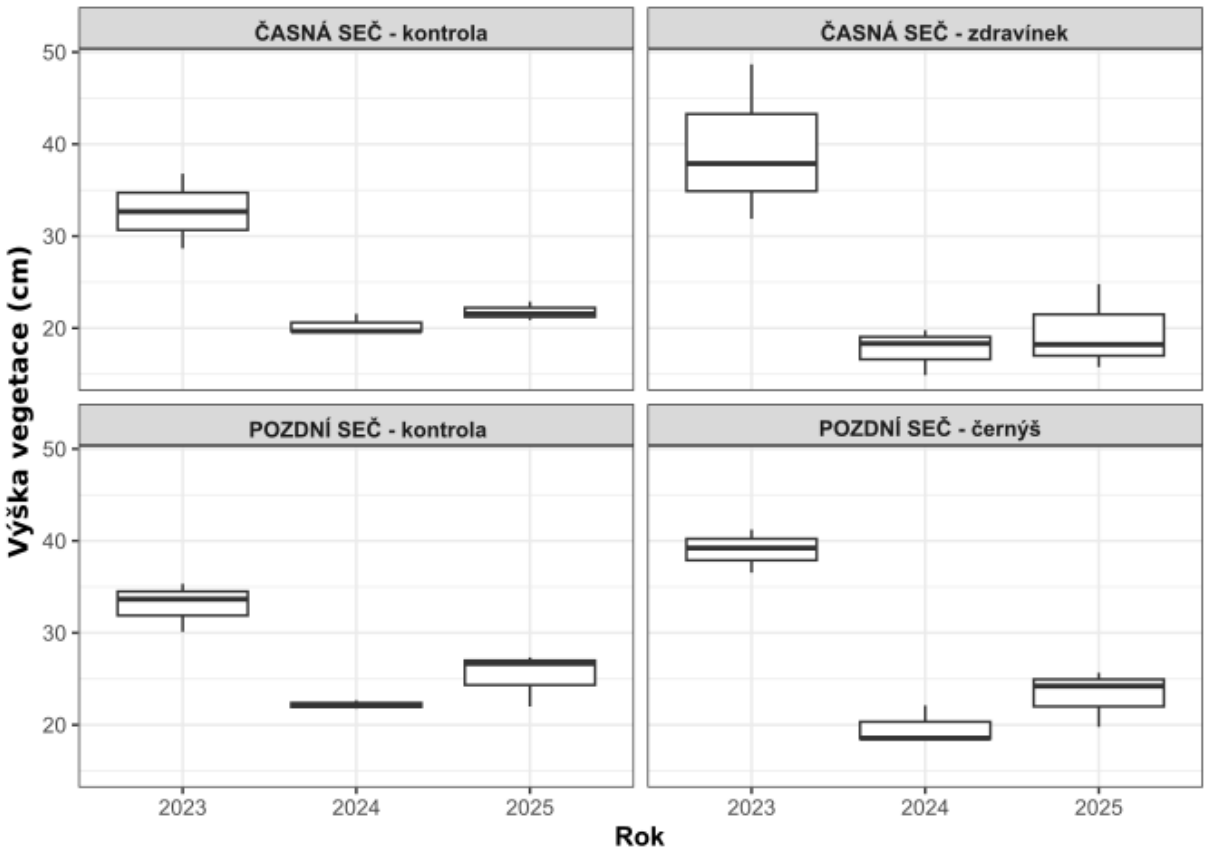


Obr. 21. Podzimní (v září odečítaná) pokryvnost invazních druhů (astřička novobelgická, zlatobýl obrovský, z. kanadský) na lokalitě Krumvíř v různých kombinacích termínu seče a přítomnosti poloparazitů v letech 2023–2025. „ČASNÁ SEČ" probíhala koncem května, „POZDNÍ SEČ" začátkem srpna a všechny zásahy byly pokoseny ještě na konci října. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.

Sečení (časné i pozdní) vedlo ke snížení výšky invazních rostlin jak samotné, tak v kombinaci s poloparazity. Efekt kombinace se zdravínkem byl pak ještě vyšší (Obr. 22). Obdobné výsledky jsme zjistili i při měření veškeré vegetace pomocí talířového měřidla během květnových měření. Sečení v kombinaci s poloparazity i bez nich snížilo množství biomasy (Obr. 23).



Obr. 22. Průměrné výšky astřičky novobelgické měřené v květnu na lokalitě Krumvířský mokřad.



Obr. 23. Průměrné výšky vegetace zjištěné talířovým měřidlem v květnu na lokalitě Krumvířský mokřad.

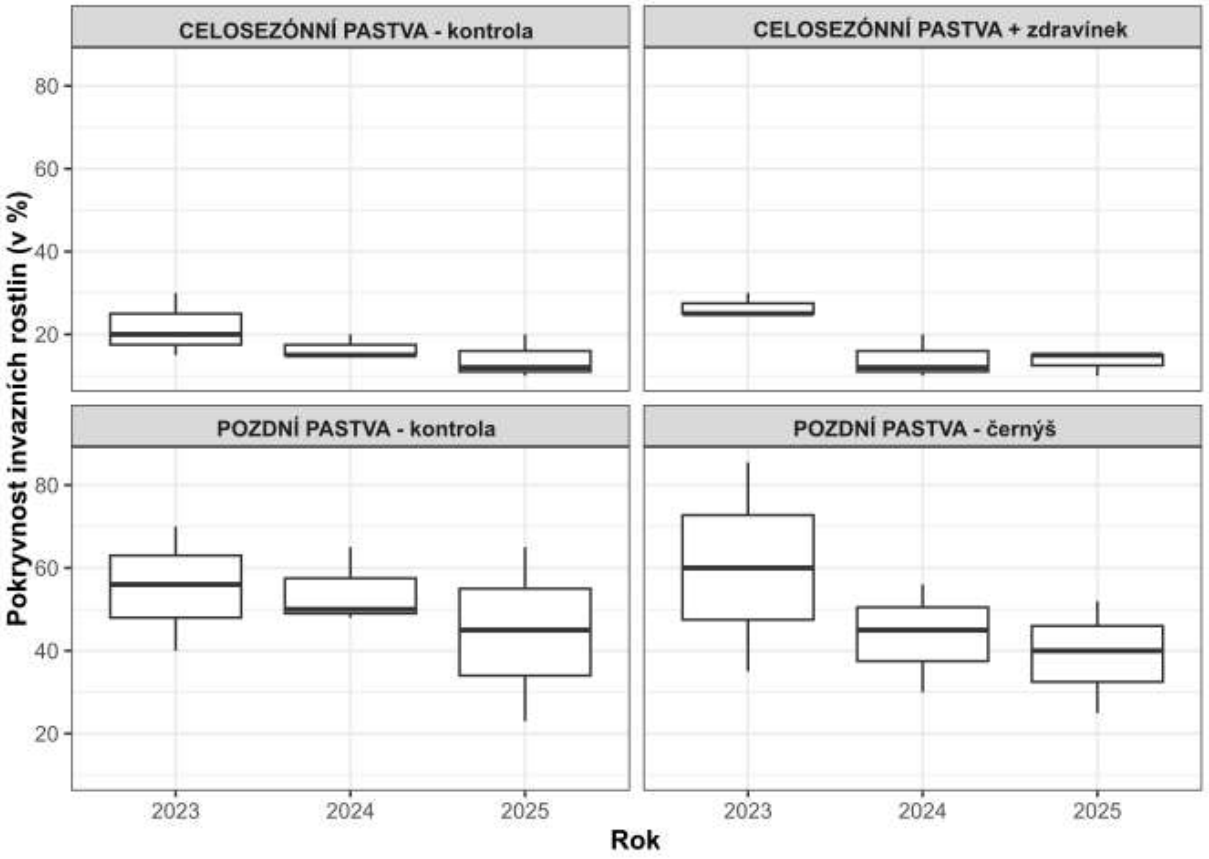
Obr. 24. Plocha K06 na Krumvířském mokřadu, podstupující pozdní seč bez přísevu černýše, stav v červnu 2025. V "podrostu" rákosu a ostřic je bohatý porost invazní astřičky. Její pokryvnost se mezi lety 2023 a 2025 postupně zvyšovala z 45 na 55 a 65 %. Foto H. Chytrá.

Obr. 25. Plocha K05 na Krumvířském mokřadu, podstupující pozdní seč s přísevem černýše, stav v červnu 2024. Pokryvnost černýše, přisetého v listopadu 2023, byla odhadnuta na 25 %. Pokryvnost astřičky klesala mezi lety 2023 a 2025 z 40 postupně na 30 a 20 %. Foto H. Chytrá.

Pasená plocha

V případě pasené plochy se změny celkové pokryvnosti invazních rostlin odhadované v květnu v letech 2023-2025 mezi testovanými zásahy nelišily (LME, $F_{6,16}$ = 1,3, P = 0,3; obr. 26). Na celosezónně pasené části lokality Krumvířský mokřad byly výchozí hodnoty pokryvnosti invazních rostlin nízké, jen kolem 20 %. Jednalo se pouze o astřičky ze skupiny astřičky novobelgické. Pokryvnost astřičky v průběhu experimentu klesla srovnatelně na plochách s přisetým zdravínkem i bez něj. Vliv zdravínku je tedy neprokazatelný. Během obou vegetačních sezón po dosevu zdravínku docházelo k jeho spásání a sešlapu, které dosahovaly v rámci pastviny právě na experimentálních plochách a v jejich okolí velké intenzity (Obr. 27).

Na plochách podstupujících pozdní pastvu byly výchozí hodnoty pokryvnosti invazních rostlin vyšší ve srovnání s plochami pasenými celosezónně, kolem 60 %. Pastva na nich totiž byla zahájena až v roce 2024. Průměrné pokryvnosti astřičky novobelgické a zlatobýlu obrovského byly srovnatelné, cca 30 %. Opět zde došlo k podobnému poklesu pokryvnosti invazních rostlin na plochách s přisetým černýšem i na kontrolních plochách bez něj. Nevýrazný efekt černýše může být způsoben tím, že druh zde rostl v podmínkách, které jsou pro něj nevhodné a kvůli tomu málo prosperoval. Vlivem pozdní pastvy (až od konce července) docházelo k velkému zastínění a utlačování rostlin černýše okolním vysokým porostem s velkým zastoupením rákosu (Obr. 28).



Obr. 26. Pokryvnost invazních druhů (astřička novobelgická, zlatobýl obrovský) **zaznamenaná na konci května** na lokalitě Krumvíř v různých kombinacích termínu pastvy a přítomnosti poloparazitů v letech 2023–2025. „CELOSEZÓNNÍ PASTVA" probíhala od dubna do listopadu, „POZDNÍ PASTVA" od konce července do listopadu. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.

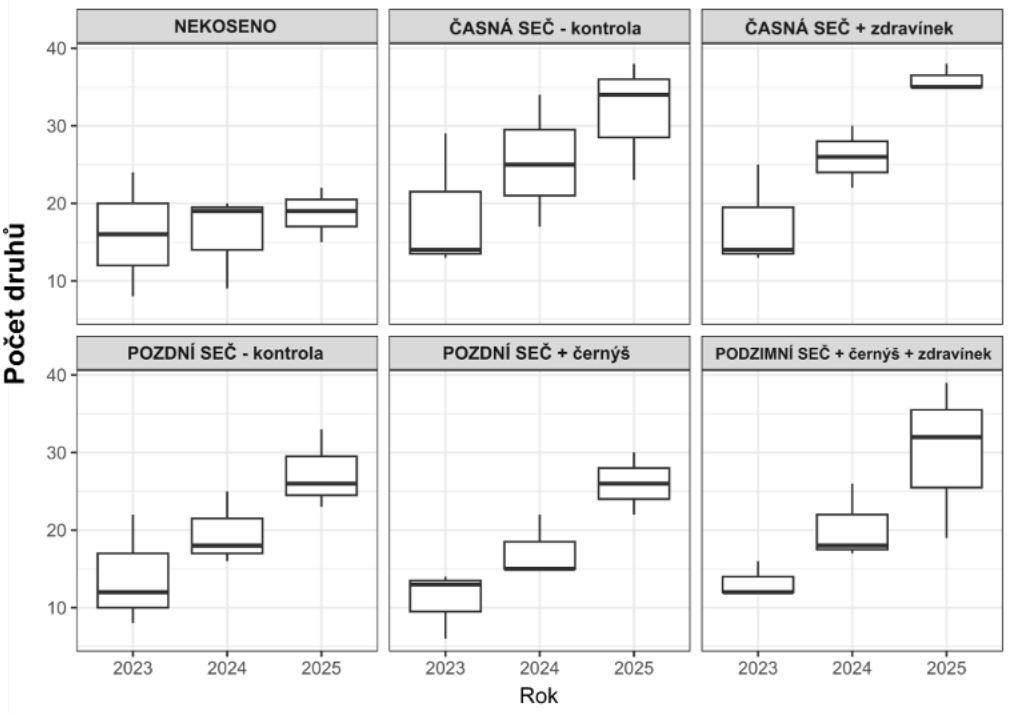
Obr. 27. Experimentální plochy na části s celosezónní pastvou byly v místě, které bylo v rámci pastevního areálu poměrně intenzivně paseno a sešlapáváno. Foto: H. Chytrá červen 2025.

Obr. 28. Černýš "utopený" ve vysokém porostu na experimentální ploše K15 ve vegetační sezóně 2025. Foto: H. Chytrá 10. 6.2025.

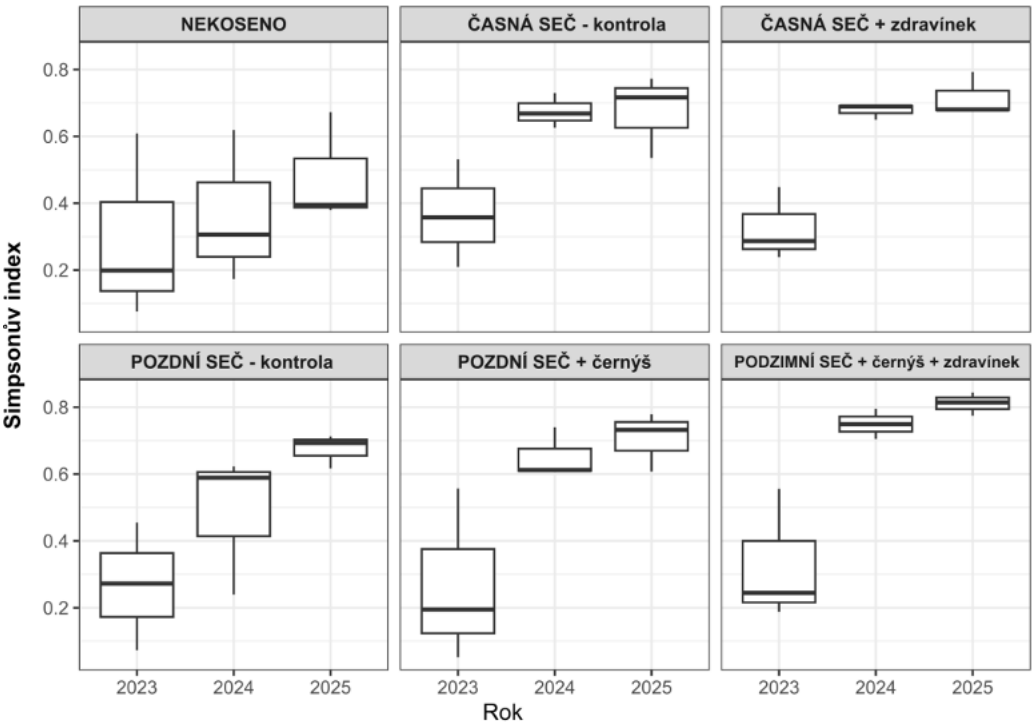
4.2 Diverzita rostlin a změny vegetace

4.2.1 Lokalita Krče

Výchozí diverzita rostlin zaznamenaná v pokusných plochách 5 × 5 m^2 byla průměrně 15 druhů (Obr. 29). Po zavedení seče se počet druhů zvýšil, ať byl poloparazit přidán nebo ne, až na průměrně 35 druhů v zásahu *časná seč*. V režimu *pozdní seče* byly počty druhů v ploše mírně nižší. Počet druhů narostl i na plochách sečených bez poloparazita, díky snížení nadzemní kompetice s invazními rostlinami a odstranění stařiny. Tyto nové druhy měly menší prostor se rozrůstat se do větších pokryvností kvůli stále vysoké pokryvnosti invazních rostlin (většinou 50 % pokryvnosti, Obr. 24) a velké kořenové konkurenci v podzemí a nedošlo zde k nahrazení invazních dominant konkurenčně zdatnými a často oddenkatými travami, jako v plochách s černýšem (viz níže). Simpsonův index tak ukazuje vysokou vyrovnanost společenstev ve všech případech, kromě zásahu nekoseno (Obr. 30).

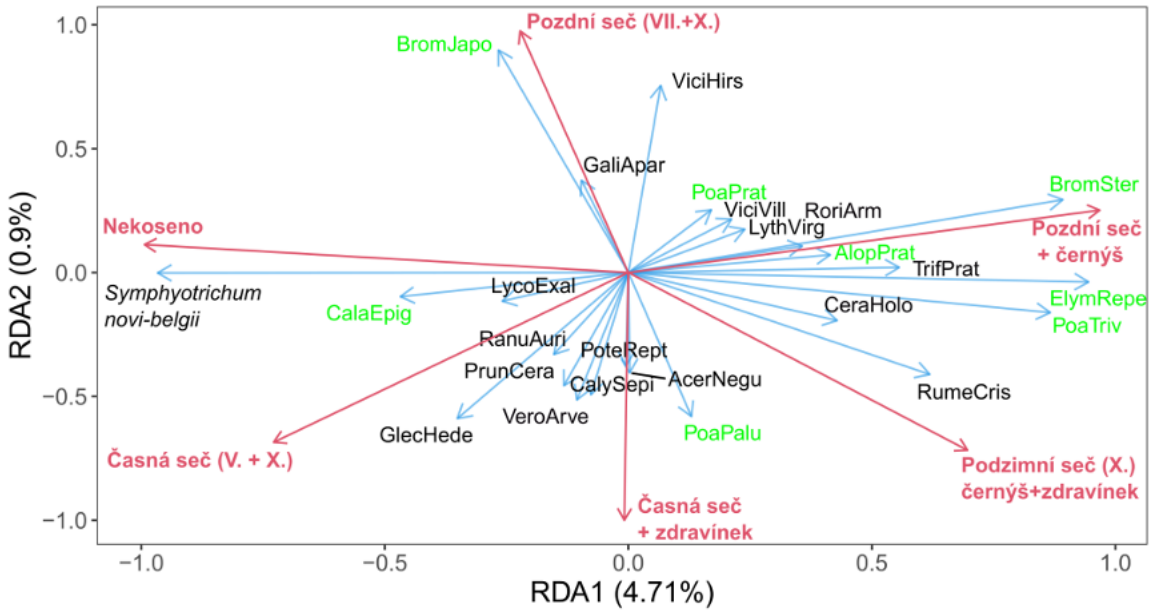


Obr. 29. Počet druhů rostlin zaznamenaný v experimentálních plochách na lokalitě Krče v Břeclavi v letech 2023-2025. *Časná seč* probíhala koncem května, *pozdní* koncem července a všechny zásahy kromě *nekoseno* byly pokoseny ještě na konci října. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.



Obr. 30. Simpsonův index pro jednotlivé experimentální zásahy na lokalitě Krče.

Po zavedení seče a přidání poloparazitů se významně změnilo druhové složení rostlin v jednotlivých zásazích (RDA, pseudo-$F_{5,40}$ = 1.5, p < 0.05) - všechny typy seče zvýšily zastoupení i pokryvnost původních druhů dvouděložných bylin (Obr. 31), včetně druhů z čeledi bobovitých, např. štírovníku růžkatého (*Lotus corniculatus*), jetele lučního (*Trifolium pratense*) a j. ladního (*T. campestre*), několika druhů vikví (*Vicia hirsuta*, *V. tetrasperma*, *V. villosa* a *V. angustifolia*), ale i druhů z dalších čeledí, např. rukve křenovité (*Rorippa* x *armoracioides*), šťovíku kadeřavého (*Rumex crispus*), kohoutku lučního (*Lychnis flos-cuculi*), kypreje prutnatého (*Lythrum virgatum*) a i drobných druhů jako je rožec obecný (*Cerastium holosteoides*) či rozrazil rolní (*Veronica arvense*). Pozdní seč v kombinaci s černýšem silně podpořila trávy (Obr. 32), např. lipnici obecnou (*Poa trivialis*), psárku luční (*Alopecurus pratensis*) či pýr plazivý (*Elymus repens*). Naopak se zavedením seče ubyla původní, ale expanzivní tráva, třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*).



Obr. 31. Ordinační diagram z redundanční analýzy zobrazující nejvýznamnější změny v druhovém složení v jednotlivých zásazích na lokalitě Krče v Břeclavi od roku 2023, kdy byl pokus založen, do roku 2025. Délka šipky vyjadřuje sílu efektu, trávy jsou označeny zeleně. Zkratky druhů: AcerNegu = javor jasanolistý, AlopPrat = psárka luční, BromJapo = sveřep japonský, BromSter = sveřep jalový, CalaEpig = třtina křovištní, CalySepi = opletka plotní, CeraHolo = rožec obecný, ElymRepe = pýr plazivý, GaliApar = svízel přítula, GlecHede = popenec obecný, LycoExal = karbinec statný, LythVirg = kyprej prutnatý, PoaPrat = lipnice luční, PoaTriv = lipnice obecná, PoteRept = mochna plazivá, PrunCera = slivoň myrobalán, RanuAuri = pryskyřník zlatožlutý, RoriAm = rukev obojživelná, RumeCris = šťovík kadeřavý, Symphyotrichum novi-belgii = astřička novobelgická, TrifPrat = jetel luční, VeroArve = rozrazil rolní, ViciHirs = vikev chlupatá, ViciVill = vikev huňatá.

Obr. 32. Pohled na tutéž experimentální plochu první (horní snímek, fotografováno 7. 6. 2024) a druhý (spodní snímek, fotografováno 28. 5. 2025) rok po vysetí černýše. Nahoře je vidět dobře uchycený porost černýše rolního v dominujícím porostu astřičky novobelgické. Ve druhém roce od výsevu je černýš stále v menší míře přítomen, ale astřička v ploše téměř vymizela, objevují se plochy holé půdy a začínají převládat klonální trávy (v tomhle případě pýr plazivý, psárka luční a lipnice obecná). V této ploše došlo během dvou let k poklesu pokryvnosti astřičky z 80 % na pouhých 5 %. Foto: Tamara Těšitelová.

Během **floristického průzkumu** na lokalitě Krče bylo v letech 2023 až 2025 zaznamenáno celkem 116 druhů cévnatých rostlin (viz Přílohy). Žádný druh nebyl zvláště chráněný, celkem 16 druhů bylo uvedených v červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Grulich 2017), z toho jeden v kategorii kriticky ohrožený (C1), čtyři v kategorii silně ohrožený (C2), čtyři v kategorii ohrožený (C3) a sedm v kategorii méně ohrožený taxon (C4a). Dva z ohrožených druhů se na lokalitu dostaly výsevem - černýš rolní (*Melampyrum arvense*) a kokrhel luštinec (*Rhinanthus alectorolophus*) a dva přenosem zeleného sena, které bylo provedeno mimo experimentální plochy - radyk prutnatý (*Chondrilla juncea*) a žebřice pyrenejská (*Libanotis pyrenaica*). Zajímavý je výskyt některých druhů typických pro komplexy kontinentálních zaplavovaných luk - divizny švábovité (*Verbascum blattaria*), karbince statného (*Lycopus exaltatus*), koromáče olešníkového (*Silaum silaus*), kypreje prutnatého (*Lythrum virgatum*), rožce pochybného (*Cerastium dubium*) a řeřišnice Matthioliho (*Cardamine matthioli*). Přenosem zeleného sena se na lokalitu dostaly a prosperují zde některé druhy charakterističtější spíše pro sušší typy trávníků - chrpa čekánek (*Centaurea scabiosa)*, chrpa latnatá (*C. stoebe*), krvavec menší (*Sanguisorba minor*) a tužebník obecný (*Filipendula vulgaris*). Zdravínek jarní pozdní (*Odontites vernus* subsp. *serotinus*) se na lokalitě vyskytoval i přirozeně.

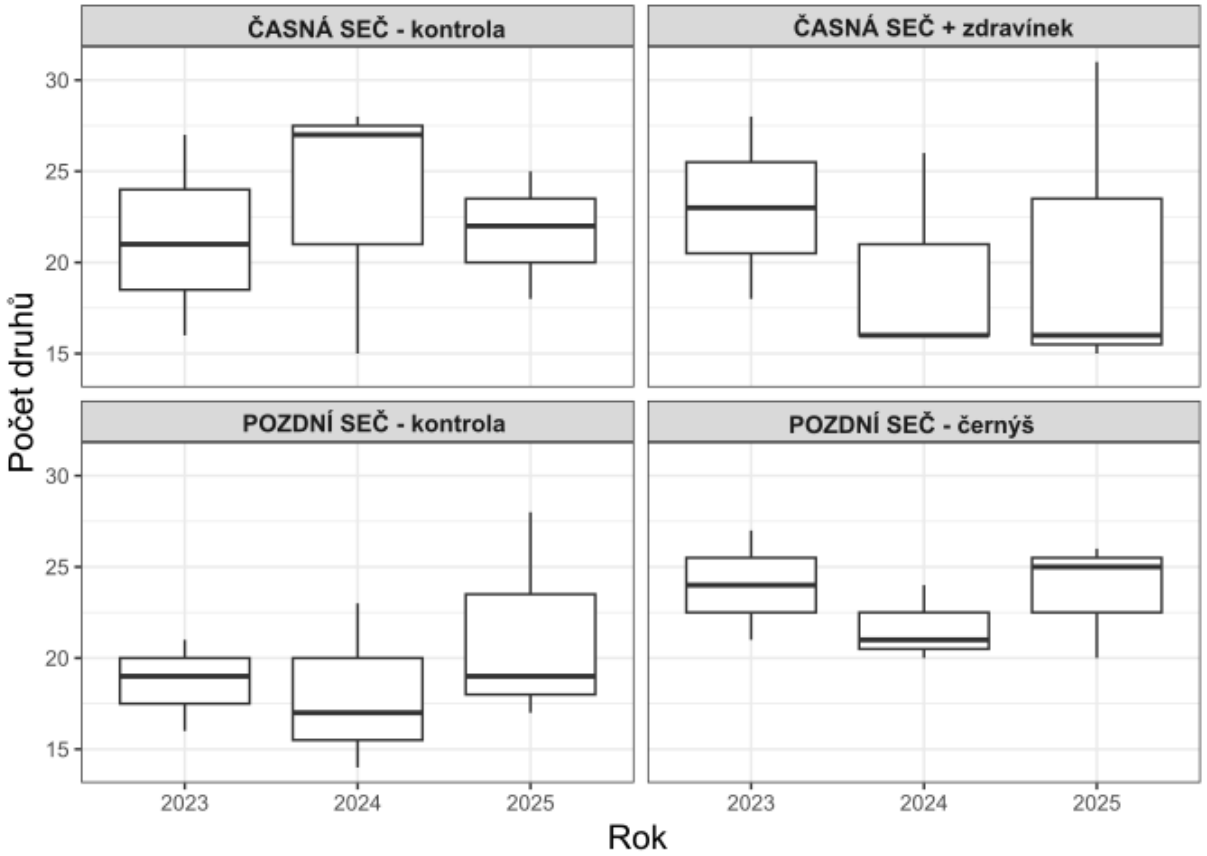
Celkem 17 taxonů bylo uvedených v seznamu nepůvodních druhů ČR (Pyšek et al. 2022). Z toho čtyři v kategorii invazní neofyt - vedle astřiček z okruhu astřičky novobelgické (*Symphyotrichum novi-belgii* agg.) a zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) to byly ještě javor jasanolistý (*Acer negundo*) a jedna rostlina klejichy hedvábné (*Asclepias syriaca*). Dále zde byly tři invazní archeofyty a 10 zdomácnělých archeofytů, mezi nimi dva, které byly zároveň ohrožené, vedle černýše rolního z výsevu to byla přirozeně se vyskytující škarda štětinkatá (*Crepis setosa*).

4.2.2 Lokalita Krumvířský mokřad

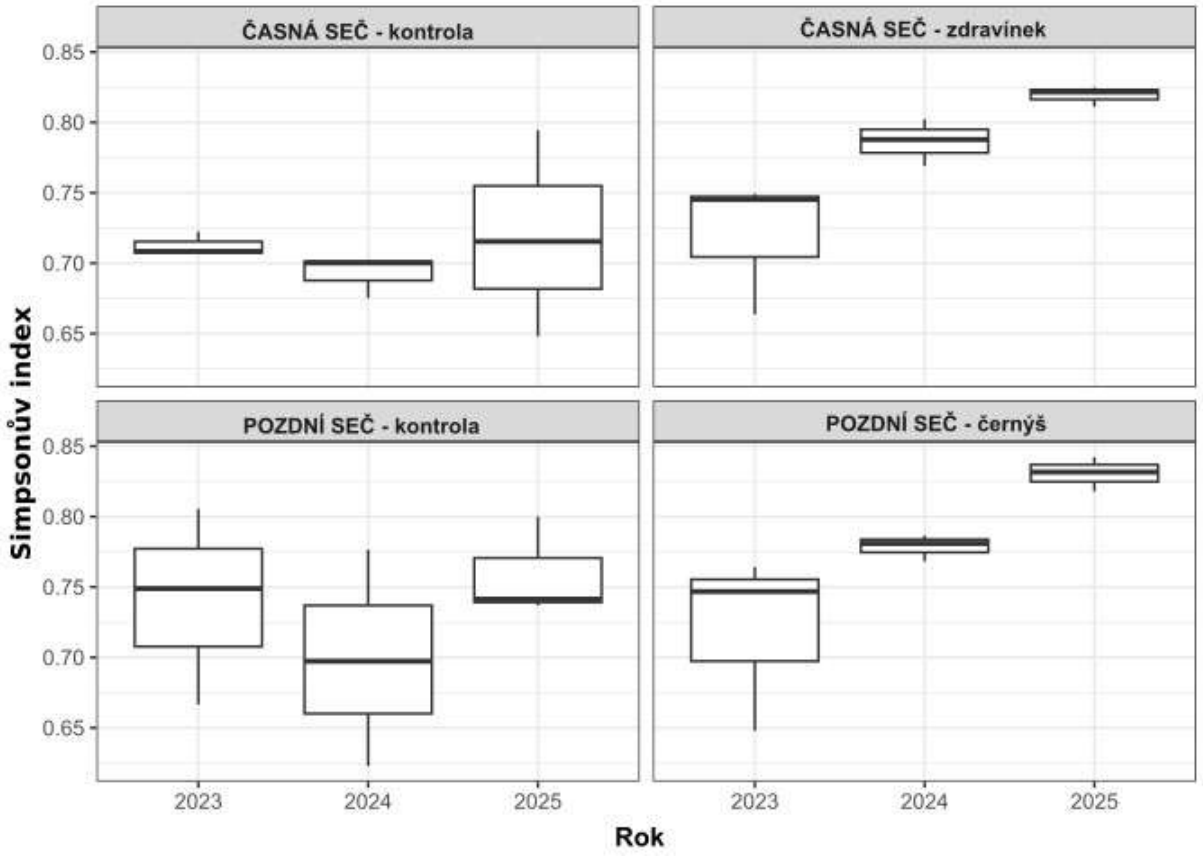
Sečená plocha

Tím, že byla plocha více let sečená už před zahájením experimentu, se na lokalitě Krumvířský mokřad během pokusu příliš neměnil celkový počet druhů v žádném zásahu (Obr. 33) a nové druhy rostlin se již neobjevily. Nárůst hodnot Simpsonova indexu (Obr. 34) v čase u obou typů kosených ploch s přísevem poloparazitů (na rozdíl od vývoje na pouze kosených kontrolách) odráží pokles pokryvnosti původní dominanty - invazních rostlin.

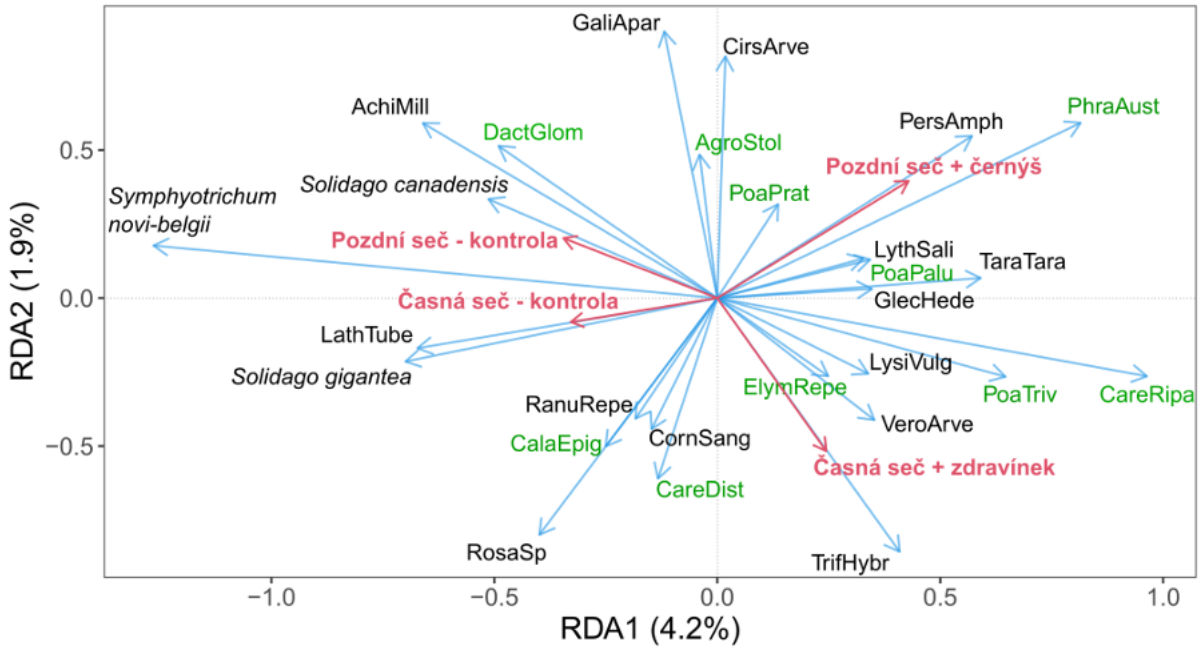
Po přidání poloparazitů sice nepřibývaly druhy, změnily se však pokryvnosti některých rostlin, jak ukazuje graf na obr. 35. I tento vliv je však na hranici signifikance (RDA, pseudo-$F_{3,26}$ = 1,17, p = 0,078). Kromě úbytku invazních druhů zvýšily v případě časné seče v kombinaci se zdravínkem pokryvnost například jetel zvrhlý (*Trifolium hybridum*), ostřice pobřežní (*Carex riparia*) a pýr plazivý (*Elymus repens*) a v případě pozdní seče s černýšem lipnice luční (*Poa pratensis*), rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*) a zejména rákos obecný (*Phragmites australis*).



Obr. 33. Počet druhů rostlin zaznamenaný v experimentálních plochách na lokalitě Krumvířský mokřad v letech 2023-2025. *Časná seč* probíhala koncem května, *pozdní* koncem července a všechny zásahy byly pokoseny ještě na konci října. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.



Obr. 34. Simpsonův index v experimentálních plochách na lokalitě Krumvířský mokřad v letech 2023-2025. *Časná seč* probíhala koncem května, *pozdní* koncem července a všechny zásahy byly pokoseny ještě na konci října. Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.

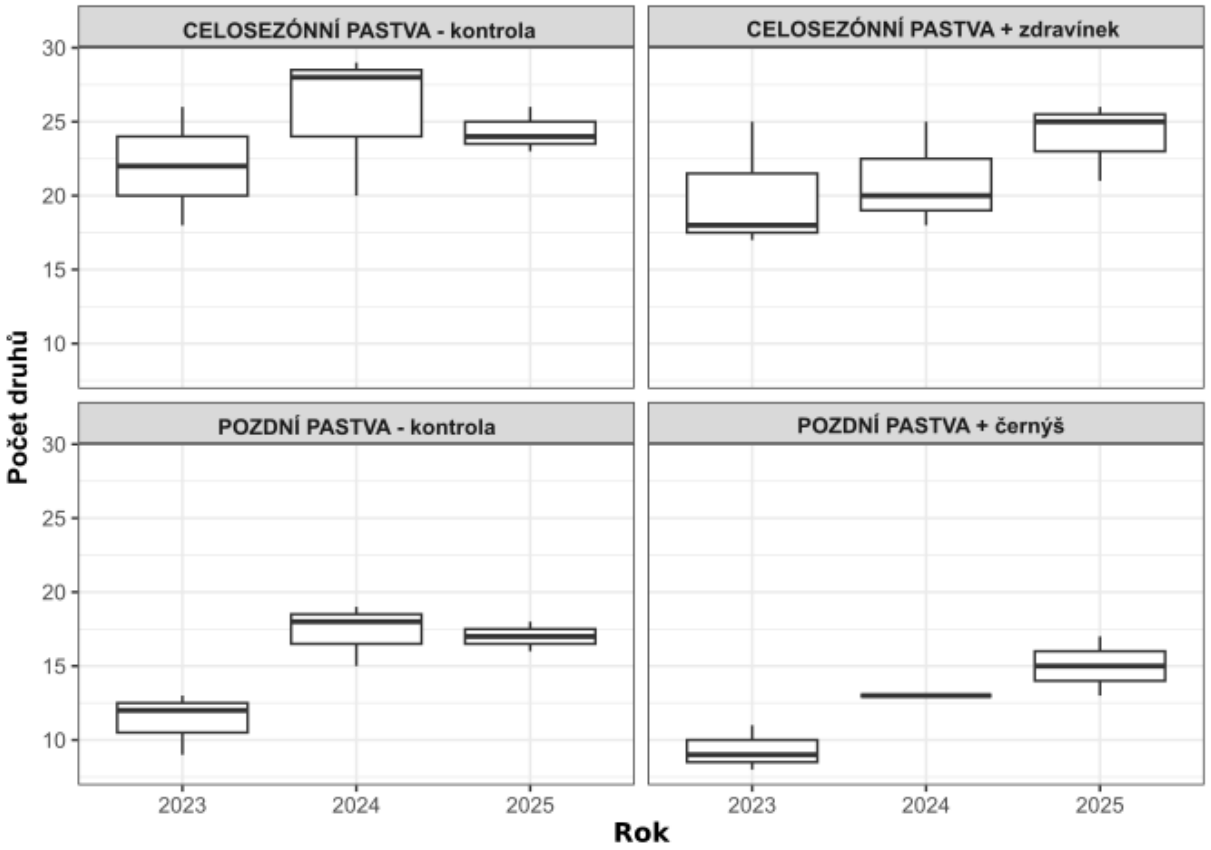


Obr. 35. Ordinační diagram z redundanční analýzy zobrazující nejvýznamnější změny v druhovém složení v jednotlivých zásazích na lokalitě Krumvířský mokřad od roku 2023, kdy byl pokus založen, do roku 2025. Délka šipky vyjadřuje sílu efektu, trávy jsou označeny zeleně.

Zkratky druhů: AchiMill = řebříček obecný, AgroStol = psineček výběžkatý, CalaEpig = třtina křovištní, CareDist = ostřice oddálená, CareRipa = ostřice pobřežní, CirsArve = pcháč oset, CornSang = svída krvavá, DactGlom = srha laločnatá, ElymRepe = pýr plazivý, GaliApar = svízel přítula, GlecHede = popenec obecný, LathTube = hrachor hlíznatý, LysiVulg = vrbina obecná, LythSali = kyprej vrbice, PersAmph = rdesno obojživelné, PhraAust = rákos obecný, PoaPalu = lipnice bahenní, PoaPrat = lipnice luční, PoaTriv = lipnice obecná, RanuRepe = pryskyřník plazivý, Solidago canadensis = zlatobýl kanadský, Solidago gigantea = zlatobýl obrovský, Symphyotrichum novi-belgii = astřička novobelgická, TaraTara = pampelišky smetánky, VeroArve = rozrazil rolní.

Pasená plocha

Změna celkového počtu druhů (Obr. 36) je v případě celosezónní pastvy neprůkazná. Ačkoli v případě její kombinace se zdravínkem došlo k malému postupnému nárůstu počtu druhů, není jisté, zda se nejedná pouze o přirozenou meziroční variabilitu vegetace, jako tomu zřejmě bude v případě celosezónní pastvy bez přísevu poloparazita. Nárůst počtu druhů u pozdní pastvy nastal jak v případě, kdy byla využita kombinace s přísevem poloparazita, tak u pastvy samotné. Bylo to způsobeno nově započatým managementem v zapojené rákosině s podrostem invazních bylin, která byla jakožto výchozí stádium snímkována v sezóně 2023. Po jejím posečení na konci vegetační sezóny 2023 za účelem přísevu poloparazita se v následující sezóně začal počet druhů zvyšovat. Přibývaly však hlavně ruderální a jiné nežádoucí druhy.



Obr. 36. Počet druhů rostlin zaznamenaný v experimentálních plochách na lokalitě Krumvířský mokřad v letech 2023-2025. *„CELOSEZÓNNÍ PASTVA" probíhala od dubna do listopadu, „POZDNÍ PASTVA" od konce července do listopadu* Svislé čáry značí rozsah hodnot a prostřední vodorovná čára značí mediánovou hodnotu. Každý box je založen na pozorování ze třech ploch.

Během **floristického průzkumu** na lokalitě Krumvířský mokřad bylo v letech 2023 až 2025 zaznamenáno celkem 154 druhů cévnatých rostlin (viz Přílohy). Dva druhy byly zvláště chráněné, a to ostřice žitná (*Carex secalina*; obr. 37) a sítina Gerardova (*Juncus gerardii*), obě v kategorii silně ohrožený druh (§2). Celkem 16 druhů bylo uvedených v červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Grulich 2017), z toho jeden v kategorii kriticky ohrožený (C1), tři v kategorii silně ohrožený (C2), sedm v kategorii ohrožený (C3) a pět v kategorii méně ohrožený taxon (C4a). Jeden z ohrožených druhů se na lokalitu dostal výsevem, a to černýš rolní (*Melampyrum arvense*). Zajímavý je výskyt některých druhů typických pro subhalofilní až halofilní louky a pastviny - kromě výše zmíněné ostřice žitné a sítiny Gerardovy jsou to jetel jahodnatý (*Trifolium fragiferum*), komonice zubatá (*Melilotus dentatus*), ostřice oddálená (*Carex distans*), rozrazil pobřežní (*Veronica catenata*), skřípinec Tabernaemontanův (*Schoenoplectus tabernaemontani*), štírovník tenkolistý (*Lotus tenuis*) a zeměžluč spanilá (*Centaurium pulchellum*).

Celkem 39 taxonů bylo uvedených v seznamu nepůvodních druhů ČR (Pyšek et al. 2022). Z toho pěti v kategorii invazní neofyt - vedle astřiček z okruhu astřičky novobelgické (*Symphyotrichum novi-belgii* agg.) a zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) i zlatobýlu kanadského (*S. canadensis*) to byly ještě trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a turanka kanadská (*Conyza canadensis*). Dále zde byly čtyři invazní archeofyty, dva zdomácnělé neofyty a 28 zdomácnělých archeofytů, mezi nimi dva, které byly zároveň ohrožené, vedle černýše rolního z výsevu to byl přirozeně se vyskytující sveřep japonský (*Bromus japonicus*).

Obr. 37. Ostřice žitná (Carex secalina) se nově objevila v roce 2025 v celosezónně pasené části lokality. Foto H. Chytrá 10. 6. 2025.

4.3 Šíření poloparazitů na lokalitách

V celosezónně pasené části lokality Krumvířský mokřad se nepodařilo potenciál šíření poloparazitů postihnout, protože jak černýš, tak zdravínek byly v obou sezónách spaseny. Nepomohl ani dodatečný přísev obou poloparazitů provedený v listopadu 2024. Naopak v sečené části lokality, kde byly založeny plochy k výzkumu šíření pouze se zdravínkem, se tento poloparazit šířil mimo vyseté plochy velmi úspěšně. V sezóně 2025, tedy dva roky od výsevu, se již vyskytoval i ve vzdálenosti 5 m od původních ploch.

Šíření černýše v sečených plochách bylo testováno na Krčích na třech místech. Semena černýše jsou těžká a jsou roznášena mravenci. V prvním roce po výsevu v roce 2024 se objevily mimo vysetou plochu jen dvě rostliny a to ve vzdálenosti 70 a 160 cm. V tomto roce došlo k vysemenění dospělých rostlin a mravenci mohli čerstvá semena roznášet větší měrou. V roce 2025 tak bylo kolem tří výsevových ploch nalezeno 10, 30 a 100 rostlin v maximálních vzdálenostech od výsevu 340, 170 a 270 cm.

4.4 Shrnutí vlivu poloparazitů na stav vegetace

Oba studované invazní druhy velmi dobře prosperují v porostech ponechaných ladem, kde dokáží díky oddenkům, produkci velkého množství těžko rozložitelné stařiny a vysokému vzrůstu rychle převládnout a potlačit vzácnější, konkurenčně slabé druhy. Zavedení jakéhokoliv managementu, ať pastvy či seče, vede k částečnému potlačení těchto konkurenčně zdatných druhů a snížení výšky vegetace. Pastva se v tomto jeví efektivnější než samotná seč, protože pokryvnosti astřičky na začátku pokusu v roce 2023 se po třech letech sezónní pastvy pohybovaly kolem 25 %, kdežto v ploše sečené po tři roky okolo 45 %. Podobných hodnot pokryvnosti invazních rostlin bylo dosaženo i na lokalitě Krče po zavedení seče na dlouhodobě nekosené ploše. Je však třeba zdůraznit, že tyto výsledky byly dosaženy díky pastvě krav. Naopak pastva koní se jako jediné opatření jeví pro potlačování astřičky naprosto nevhodná, protože koně se jejímu okusu vyhýbají, dokud mají jinou možnost výběru. Toto srovnání pastvy krav a koní jsme měli možnost sledovat na projektové lokalitě Krumvířský mokřad, kde se na druhé straně přístupové cesty nachází dlouhodobá koňská pastvina.

Nastavení pastevního zatížení tak, aby nedošlo k likvidaci poloparazitů, není zcela jednoduché a v rámci naší studie se nám to bohužel nepodařilo. Obecně lze ale snad říci, že pastva nesmí být příliš intenzivní, aby nedocházelo k přílišnému sešlapu porostů s poloparazity. Poloparazité by neměli být spásači vyhledáváni. Pastva koňovitými, preferujícími trávy, se tedy jeví jako vhodnější než pastva jinými druhy spásačů. Koňské pastviny s bohatými porosty zdravínku známe např. ze Slaniska u Nesytu. Pastvu na naší pokusné lokalitě zajišťovaly krávy, které jsou řazeny mezi spásače neselektivní, spásající téměř vše. V našem případě spásaly i poloparazity, a to černýš i zdravínek. Další možností je poloparazity oddělit od spásačů časově - tj. umožnit pastvu až po odplození poloparazitů (od srpna v případě černýše, od září v případě zdravínku) do počátku jejich růstu (do března u černýše či poloviny května v případě zdravínku). Paznehty či kopyta pasoucích se zvířat navíc umožní zašlapání semen poloparazitů i případné stařiny do půdy a zajistí lepší vzcházení na jaře. My jsme se časový posun pokusili zajistit u experimentálních ploch s černýšem, kde probíhala pozdní pastva až po odplození poloparazita (od konce července do listopadu). V méně produktivní vegetaci by tato varianta možná byla použitelná, avšak v našem případě se jednalo o rákosinu, ve které se s managementem začalo nově, rákos zde nebyl zatím dostatečně potlačen a během dlouhého období bez zásahu vždy znovu černýš přerostl a zastínil natolik, že se poloparazitovi na plochách nedařilo, a ani jeho efekt na invazní astřičky a zlatobýly proto nebyl výrazný.

Naopak efekt poloparazitů a seče lze kombinovat poměrně snadno. Na obou pokusných lokalitách došlo k rychlému, selektivnímu snížení pokryvnosti invazních rostlin pomocí obou testovaných poloparazitických druhů. Síla a rychlost efektu se však může lišit v závislosti na podmínkách konkrétní lokality. Černýš rolní je fenologicky časnější a hlavní doba působení na invazní rostliny je na jaře. Tím, že parazituje hlavně na dvouděložných rostlinách, může být méně účinný na stanovištích, kde jsou početné konkurenčně silné trávy a ostřice, které pro černýš neslouží jako hostitelé a jsou jej schopné během jara přerůst a potlačit. Černýš je proto vhodný na stanoviště s vysokou pokryvností invazních bylin. Na Krčích, kde jsou astřička a zlatobýl, jakožto vhodní hostitelé, dominantní, došlo k potlačení hostitelů již po jedné vegetační sezóně. Naopak na Krumvíři jsou zastoupeny ve větší míře nehostitelské druhy pro černýš (trávy, ostřice), které černýši během vegetační sezóny konkurují, a invazní rostliny jsou méně pokryvné. Je možné, že z tohoto důvodu nebylo potlačení tak silné.

Naopak, zdravínek parazituje na širším spektru hostitelů, včetně trav, a dokáže prosperovat i v druhově pestřejší vegetaci, pokud je dodržen termín časné seče. Pravděpodobně se také dokáže lépe uchycovat a prosperovat v porostech, které jsou řidší např. v důsledku předchozí pravidelné seče. Zdravínek je fenologicky pozdní. Invazní rostliny jsou proto nejdříve oslabeny sečí na konci května a posléze parazitací zdravínku.

Ačkoliv se druhy fenologicky značně liší, jejich kombinace v rámci jedné plochy se neosvědčila. Černýš je sice časný, brzy kvete, ale vyvíjí semena dlouhou dobu (2 měsíce) a po seči není schopný regenerace. Porosty s černýšem lze proto kosit až na konci července či v srpnu a tou dobou je již zdravínek potlačen konkurenčními rostlinami.

Ačkoliv poloparazité dokážou významně snížit pokryvnost invazních rostlin, část hostitelů může přežít a opět se rozrůstat do porostu. Při pravidelném péči (seč, pastva) by však nemělo dojít k návratu do původního stavu. Může být ale výhodné poloparazity v porostu udržet kvůli regulaci přeživších invazních druhů.

4.5 Vliv managementu a poloparazitických rostlin na společenstva terestrických bezobratlých

4.5.1 Krumvířský mokřad

4.5.1.1 Pavouci (Araneae)

Zemní pasti

Pomocí zemních pastí bylo na lokalitě Krumvíř v průběhu tří let zaznamenáno 4 040 dospělých jedinců pavouků určených do 64 druhů. Mezi nejhojněji zastoupené druhy patřili slíďáci *Pardosa prativaga*, *Trochosa ruricola*, *Piratula latitans* a *Arctosa leopardus*. Mezi nejohroženější druhy nalezené na lokalitě pomocí zemních pastí patřily snovačka *Rugathodes instabilis* (VU), skálovka *Haplodrassus minor* (EN) a na našem území donedávna nezvěstná plachetnatka *Trichoncoides piscator*. V poměrně hojném počtu byli na lokalitě nalezení i ohrožení slíďáci druhů *Arctosa leopardus* (VU) a *Pardosa paludicola* (VU)

Abundance pavouků se významně lišila mezi treatmentem ($p < 0,001$) a mezi jednotlivými roky ($p < 0,001$), a současně se projevil i významný efekt interakce treatment × rok ($p = 0,001$). To naznačuje, že meziroční změna v abundanci pavouků nebyla na plochách s různým typem experimentálního zásahu stejná. Statistické porovnání post hoc testem mezi jednotlivými roky ukázalo, že u variant časná seč se zdravínkem a bez jakéhokoliv poloparazita, pozdní seč s černýšem a bez poloparazita, pozdní pastva bez poloparazita a pozdní pastva s vysetým černýšem, byla abundance v roce 2023 vyšší než v roce 2024. Mezi roky 2023 a 2025 byl významný rozdíl pouze u experimentálních zásahů pozdní seč s černýšem a i bez poloparazita, kde byla abundance vyšší v roce 2023. Abundance pavouků byla ve více typech experimentálních zásahů nejnižší v roce 2024, zatímco rok 2023 nebo 2025 dosahoval vyšších hodnot podle konkrétního typu zásahu. V roce 2023 a 2025 se abundance pavouků mezi jednotlivými typy zásahu výrazně nelišila, avšak v roce 2024 byla zaznamenaná výrazně nižší abundance pavouků na plochách s pozdní pastvou oproti plochám s jiným typem zásahu. Na ploše s pozdní pastvou a zároveň s vysetým černýšem byla abundance pavouků nejnižší (Obr. 38).

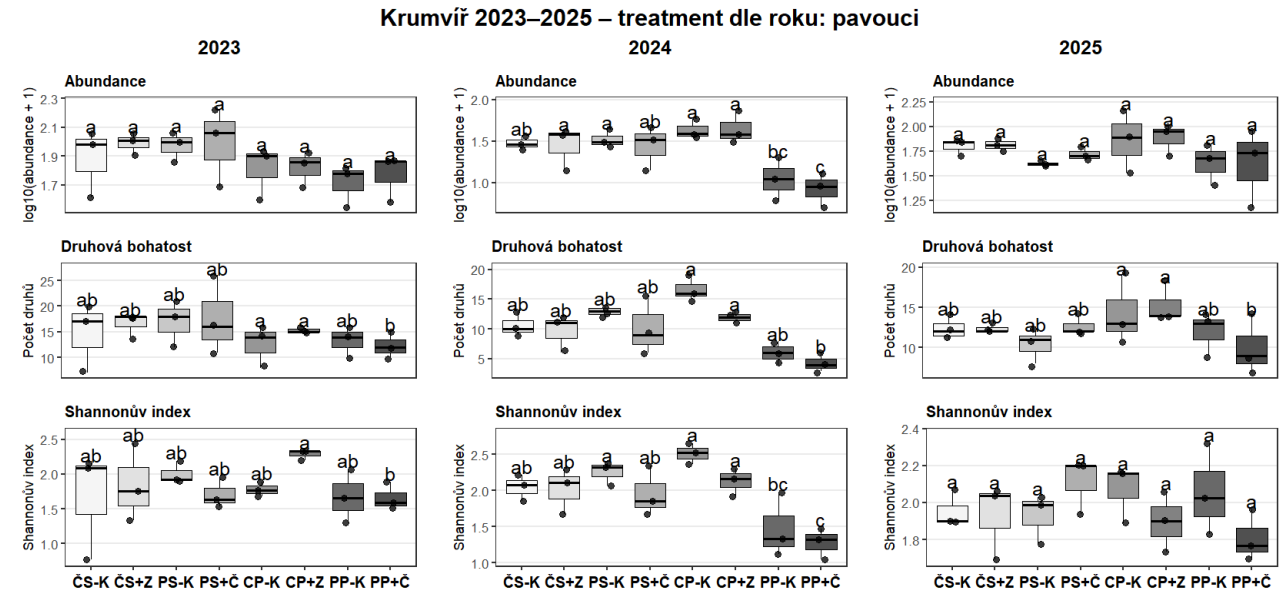
Druhová bohatost pavouků se významně lišila mezi treatmenty ($p = 0,0088$) i mezi roky ($p < 0,001$), ale bez průkazné interakce treatment × rok. Statistické porovnání post hoc testem mezi jednotlivými roky ukázalo, že druhová bohatost byla ve všech variantách experimentálních zásahů vyšší v roce 2023 než v roce 2024, vyšší v roce 2023 než v roce 2025 a současně vyšší v roce 2025 než v roce 2024 (Tab. 1).

Také Shannonův index diverzity byl významně ovlivněn treatmentem ($p = 0,001$), rokem ($p = 0,0187$) i jejich interakcí ($p < 0,001$). Diverzita pavouků tedy reagovala odlišně podle konkrétní varianty experimentálního zásahu. Statistické porovnání post hoc testem mezi jednotlivými roky

ukázalo, že u variant časná seč se zdravínkem i bez jakéhokoliv poloparazita se mezi jednotlivými roky Shannonův index průkazně nelišil. U pozdní seče s vysetým černýšem byl Shannonův index vyšší v roce 2025 než v roce 2023 a mezi roky 2023 a 2024 se projevil pouze hraniční trend. U varianty celosezónní pastva bez poloparazita byl Shannonův index vyšší v roce 2024 než v roce 2023 a 2025. U celosezónní pastvy s vysetým zdravínkem byl Shannonův index vyšší v roce 2023 než v roce 2025. U pozdní pastvy bez poloparazita byl Shannonův index vyšší v roce 2025 než v letech 2023 i 2024. U pozdní pastvy s vysetým černýšem byl Shannonův index vyšší v roce 2023 než v roce 2024 a vyšší v roce 2025 než v roce 2024 (Tab. 1). Z grafického přehledu je tedy patrné, že diverzita se mezi roky měnila nerovnoměrně a nejsilnější proměnlivost vykazovaly zejména jednotlivé varianty zásahu s pastvou. Nejnižší hodnota Shannonova indexu byla v roce 2024 na plochách s variantou zásahu pozdní pastva s vysetým černýšem. (Obr. 38).

Tab.1. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krumvířský mokřad pro abundanci (**A**), druhovou bohatost (**Db**) a Shannonův index (**Si**) pavouků odchyceným pomocí metody zemních pastí na lokalitě Krumvířský mokřad. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; . $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

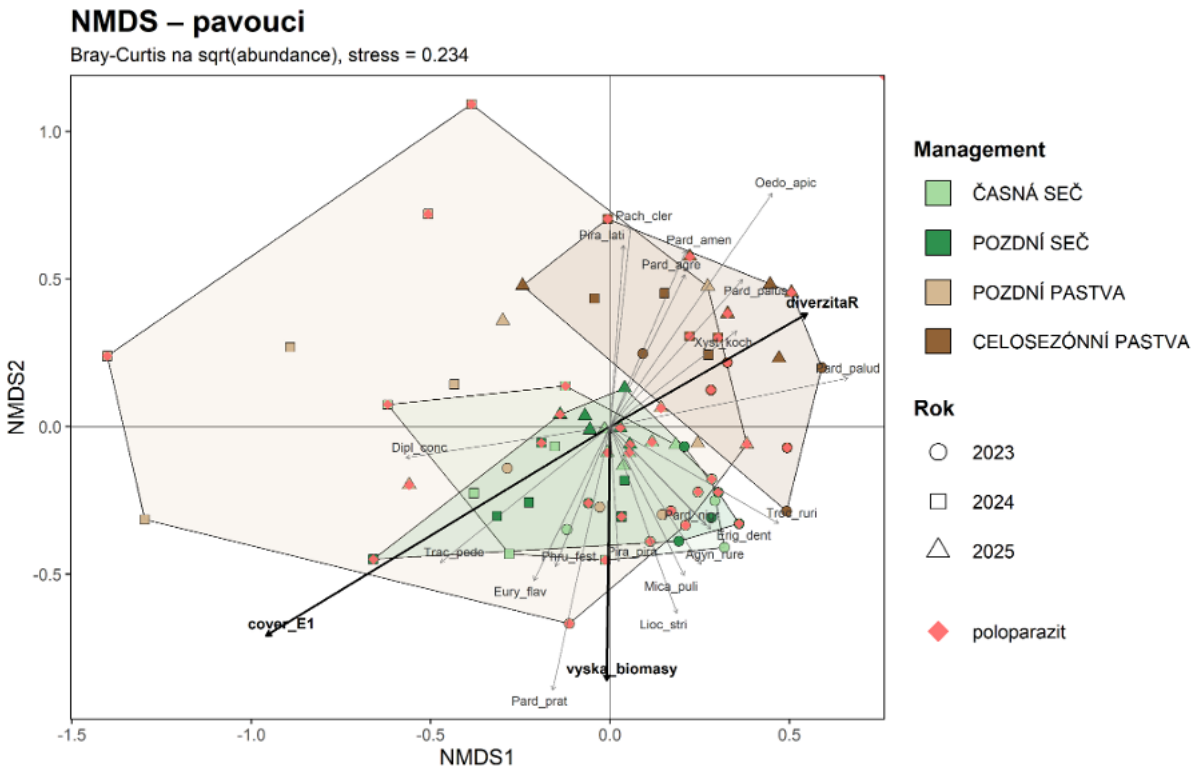
Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025									
	2023–2024			**2023–2025**			**2024–2025**		
treatment	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**
časná seč - kontrola	***	***	**ns**	**ns**	*	**ns**	*	*	**ns**
časná seč + zdravínek	***	***	**ns**	**ns**	*	**ns**	*	*	**ns**
pozdní seč - kontrola	***	***	**ns**	**	*	**ns**	**ns**	*	**ns**
pozdní seč + černýš	***	***	.	*	*	*	.	*	**ns**
celosezónní pastva - kontrola	**ns**	***	***	**ns**	*	.	*	*	*
celosezónní pastva + zdravínek	**ns**	***	**ns**	**ns**	*	*	**ns**	*	**ns**
pozdní pastva - kontrola	***	***	**ns**	**ns**	*	*	***	*	***
pozdní pastva + černýš	***	***	*	**ns**	*	**ns**	***	*	**



Obr. 38. Porovnání abundance (log-transformované), druhové bohatosti a Shannonova indexu společenstva pavouků odchycených pomocí zemních pastí mezi roky 2023 až 2025 mezi různými treatmenty: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**) a pastvy: (celosezónní pastva - kontrola (**CP - K**) , celosezónní pastva + zdravínek (**CP + Z**), pozdní pastva - kontrola (**PP - K**), pozdní pastva + černýš (**PP + Č**) na lokalitě Krumvířský mokřad. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b, c**) a jejich kombinace nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy managementů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$).

Ordinace NMDS (Obr. 39, stress = 0,234) ukazuje, že v ordinačním prostoru se společenstva pavouků na jednotlivých typech managementu částečně překrývají, ale přesto je patrné odlišení některých managementových variant. Společenstva pavouků na sečených plochách tvoří podmnožinu společenstva pavouků na plochách s pozdní pastvou, zatímco společenstvo pavouků na plochách s celosezónní pastvou se od společenstev pavouků na sečených plochách liší. Hlavní gradienty odpovídají změnám ve vegetační struktuře. První osa je vysvětlena roky a druhá osa výškou biomasy/vegetace. Přítomnost poloparazita zde nevytváří samostatný gradient, což odpovídá jejímu statisticky nevýznamnému efektu na druhové složení pavouků.

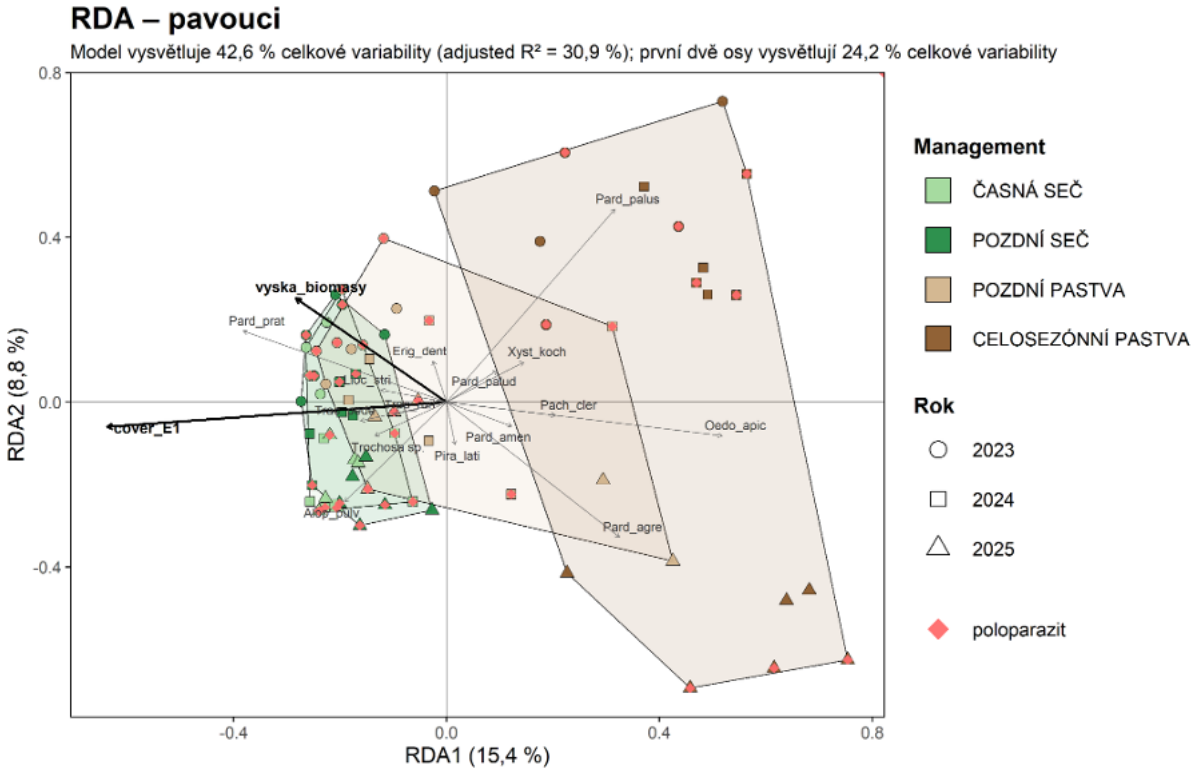
Explorační PERMANOVA analýza ukázala, že samotná přítomnost poloparazita nebyla významná ($p = 0,550$), stejně jako proměnné druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, $p = 0,725$), pokryvnost bylinného patra (cover_E1, $p = 0,559$) a výška rostlinné biomasy (vyska_biomasy, $p = 0,972$). Významná byla pouze interakce management × rok ($p = 0,001$), což ukazuje, že složení společenstva pavouků se měnilo mezi roky odlišně při různém způsobu managementu.



Obr. 39. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,234) znázorňující druhového složení společenstev pavouků odchycených do zemních pastí na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu mezi roky 2023 až 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují významné environmentální proměnné, jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Agyn_rure = *Agyneta rurestris*, Dipl_conc = *Diplostyla concolor*, Erig_dent = *Erigone dentipalpis,* Eury_flav = *Euryopis flavomaculata,* Lioc_stri = *Liocranoeca striata*, Mica_puli = *Micaria pulicaria*, Oedo_apic = *Oedothorax apicatus*, Pach_cler = *Pachygnatha clercki*, Pard_agre = *Pardosa agrestis*, Pard_amen = *Pardosa amentata*, Pard_nigr = *Pardosa nigriceps*, Pard_palud = *Pardosa paludicola*, Pard_palus = *Pardosa palustris*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Phru_fest = *Phrurolithus festivus* Pira_lati = *Piratula latitans*, Pira_pira = *Pirata piraticus*, Trac_pede = *Trachyzelotes pedestris*, Troc_ruri = *Trochosa ruricola*, Xyst_koch = *Xysticus kochi*

RDA analýza podpořila výsledek NMDS ordinace. Celý model byl průkazný (p = 0,001) a v marginálních testech byla významná pouze interakce management × rok (p = 0,001), zatímco přítomnost poloparazita významná nebyla (p = 0,666). Ordinační rozdělení tedy znovu ukazuje, že nejdůležitějším faktorem proměny druhového složení pavouků byla kombinace roku a způsobu managementu, nikoli samotná přítomnost poloparazitické rostliny. První dvě ordinační osy ordinačního diagramu redundanční analýzy (RDA) vysvětlili 24,2 % variability. Na ordinačním diagramu (Obr. 40) je patrná separace zejména společenstev pavouků sečených ploch od společenstva na plochách s celosezónní pastvou. Zároveň jsou si společenstva pavouků na sečených plochách podobnější, než plochy s pozdní a celosezónní pastvou.

Na plochách s celosezónní pastvou se jako silný indikační druh ukázala plachetnatka druhu *Oedothorax apicatus*, což je typický druh pro otevřené a narušované biotopy. Dalšími indikačními druhy celosezonně pasených ploch byli slíďáci druhů *Pardosa agrestis*, *P. amentata* a *P. palustris*, běžníci druhu *Xysticus kochi*, což jsou běžné druhy otevřených stanovišť, převážně luk a pastvin. Na sečených plochách se jako indikační druhy ukázali slíďáci druhu *Alopecosa pulverulenta*, což je hojný druh otevřených různě vlhkých stanovišť, a slíďáci druhu *Pirata piraticus*, který se hojně vyskytuje na mokřadech různých typů. Zároveň se jako indikační druh na sečených plochách ukázaly i skálovky druhů *Micaria pulicaria* a *Haplodrassus minor*. Skálovka druhu *Haplodrassus minor* je u nás silně ohrožená, a lze ji vzácně najít na velmi rozdílných biotopech. Na Krumvířském mokřadu byla zjištěna poměrně silná populace tohoto druhu.



Obr. 40. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev pavouků odchycených do zemních pastí a environmentálními proměnnými na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu mezi roky 2023 až 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Alop_pulv = *Alopecosa pulverulenta*, Erig_dent = *Erigone dentipalpis,* Eury_flav = *Euryopis flavomaculata*, Lioc_stri = *Liocranoeca striata*, Oedo_apic = *Oedothorax apicatus*, Pach_cler = *Pachygnatha clercki*, Pard_agre = *Pardosa agrestis*, Pard_amen = *Pardosa amentata*, Pard_palud = *Pardosa paludicola*, Pard_palus = *Pardosa palustris*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Pira_lati = *Piratula latitans*, Trac_pede = *Trachyzelotes pedestris*, Troc_ruri = *Trochosa ruricola,* Xyst_koch = *Xysticus kochi*

Vysavač a smyk

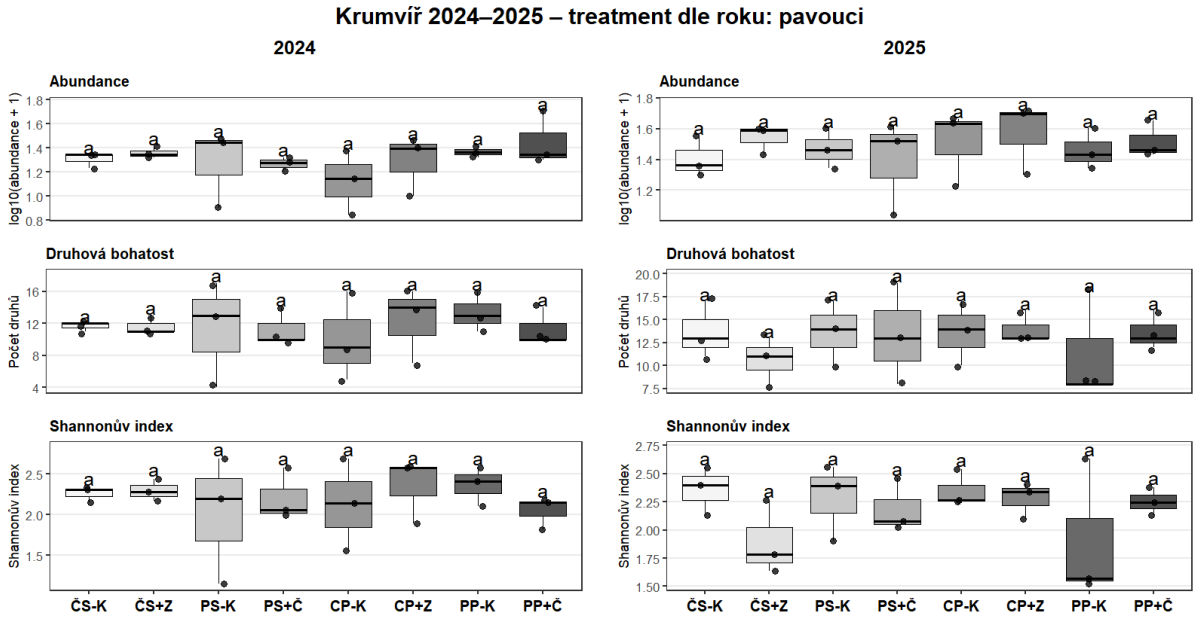
Pomocí smyku a vysavače bylo na lokalitě Krumvíř v průběhu dvou let zaznamenáno 1 255 dospělých jedinců pavouků určených do 84 druhů. Mezi nejhojněji zastoupené druhy patřily plachetnatka *Gnathonarium dentatum* a slíďák *Pardosa prativaga*. Mezi nejohroženější druhy nalezené na lokalitě pomocí smyku a vysavače patřily plachetnatky *Agyneta simplicitarsis* (CR) a *Prinerigone vagan*s (CR), skákavka *Mendoza canestrinii* (CR), skálovka *Haplodrassus minor* (EN) a zora *Zora armillata* (CR).

Abundance pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače byla ovlivněna rokem ($p < 0,001$), nikoli typem experimentálního zásahu ($p = 0,596$). Celková abundance byla v roce 2025 vyšší než v roce 2024 napříč všemi variantami zásahu (tabulka). Abundance pavouků se mezi jednotlivými typy zásahu významně nelišila v roce 2024 ani v roce 2025 (Obr. 41). Druhová bohatost pavouků se mezi jednotlivými variantami experimentálního zásahu ($p = 0,991$) ani mezi roky ($p = 0,175$) průkazně nelišila. Druhová bohatost se mezi jednotlivými variantami experimentálního zásahu významně nelišila ani v roce 2024, ani v roce 2025 (Tab. 2, Obr. 41). Podobně tomu bylo i u hodnoty Shannonova indexu, který se nelišil ani mezi jednotlivými variantami experimentálního zásahu ($p = 0,911$) ani mezi zkoumanými roky ($p = 0,829$). Diverzita společenstva se tedy mezi sledovanými variantami zásahu ani mezi roky statisticky nezměnila (Tab. 2). Statistické porovnání post hoc testem mezi roky potvrdilo, že abundance pavouků byla ve všech osmi variantách zásahu průkazně vyšší v roce 2025 než v roce 2024 ($p < 0,001$). U druhové bohatosti ani u hodnoty Shannonova indexu nebyl mezi roky zjištěn významný rozdíl v žádné variantě (tabulka). Tyto výsledky potvrzují, že meziroční změna se u pavouků promítla pouze do početnosti, nikoli do počtu druhů nebo diverzity.

Tab. 2. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krumvířský mokřad pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; . $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

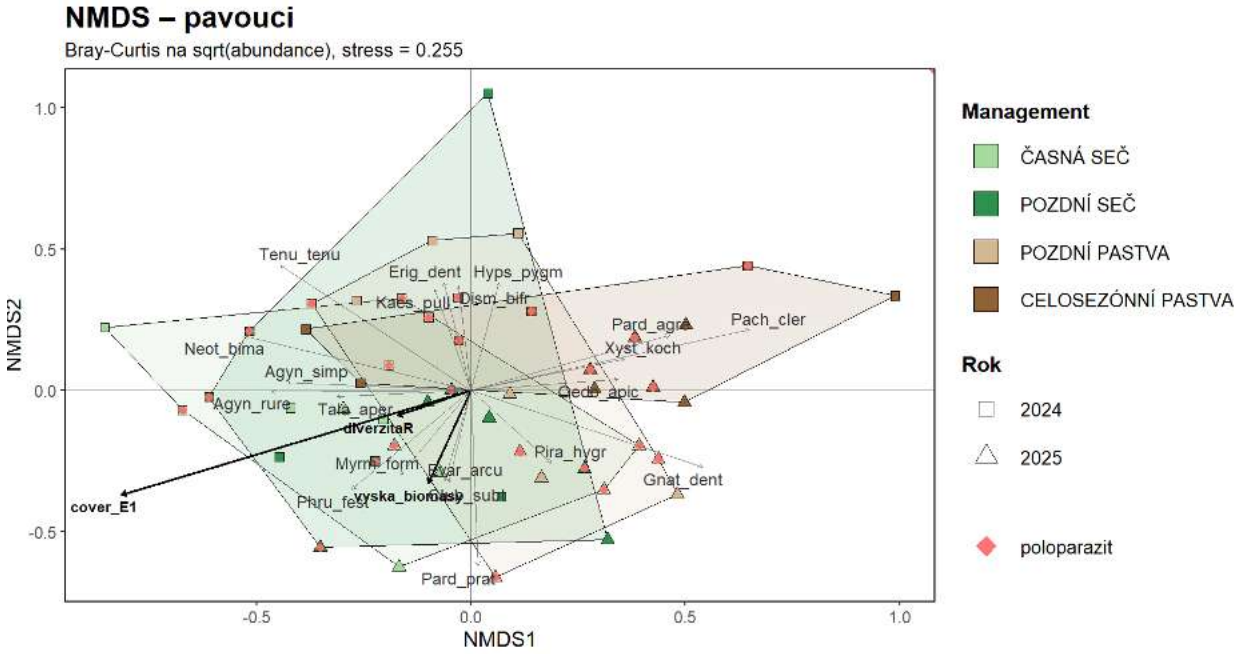
treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
časná seč - kontrola	***	**ns**	**ns**
časná seč + zdravínek	***	**ns**	**ns**
pozdní seč - kontrola	***	**ns**	**ns**
pozdní seč + černýš	***	**ns**	**ns**
celosezónní pastva - kontrola	***	**ns**	**ns**
celosezónní pastva + zdravínek	***	**ns**	**ns**
pozdní pastva - kontrola	***	**ns**	**ns**
pozdní pastva + černýš	***	**ns**	**ns**



Obr. 41. Porovnání abundance (log-transformované), druhové bohatosti a Shannonova indexu společenstva pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače mezi roky 2024 a 2025 mezi různými treatmenty: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**) a pastvy: (celosezónní pastva - kontrola (**CP - K**) , celosezónní pastva + zdravínek (**CP + Z**), pozdní pastva - kontrola (**PP - K**), pozdní pastva + černýš (**PP + Č**) na lokalitě Krumvířský mokřad.

Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b, c**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy managementů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$).

Ordinace NMDS ukázala jen částečné oddělení skupin a poměrně výrazné překrývání jednotlivých variant. Pasené plochy jsou soustředěny spíše v pravé části ordinačního prostoru, zatímco sečené varianty leží více vlevo nebo kolem středu (Obr. 42).

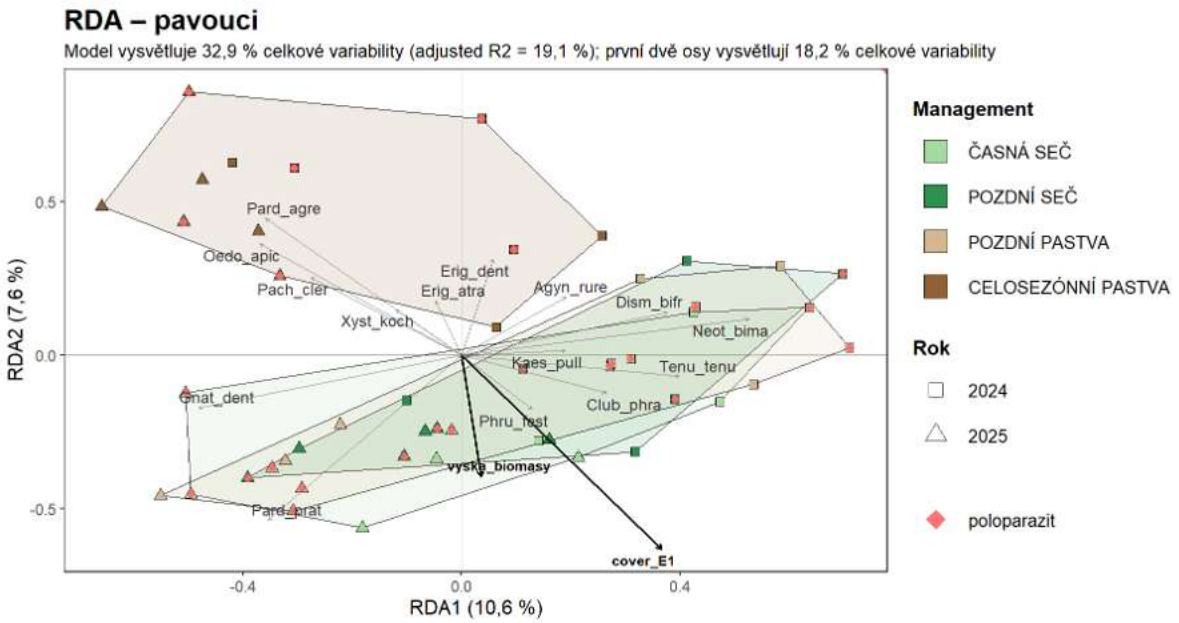


Obr. 42. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,255) znázorňující druhového složení společenstev pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače na lokalitě Krumvířský mokřad, v různých typech managementu mezi roky 2024 až 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují významné environmentální proměnné, jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Agyn_rure = *Agyneta rurestris*, Agyn_simp = *Agyneta simplicitarsis*, Dism_bifr = *Dismodicus bifrons*, Erig_dent = *Erigone dentipalpis*, Gnat_dent = *Gnathonarium dentatum*, Kaes_pull = *Kaestneria pullata*, Neot_bima = *Neottiura bimaculata*, Oedo_apic = *Oedothorax apicatus*, Pach_cler = *Pachygnatha clercki*, Pard_agre = *Pardosa agrestis*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Phru_fest = *Phrurolithus festivus*, Pira_hygr = *Piratula hygrophila*, Tenu_tenu = *Tenuiphantes tenuis*, Xyst_koch = *Xysticus kochi*

Analýza druhového složení pomocí PERMANOVA ukázala, že samotná přítomnost poloparazita nevysvětlovala změny ve složení společenstva ($p = 0,926$). Z proměnných prostředí byla významná pouze druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, $p = 0,030$), zatímco pokryvnost vegetace (cover_E1, $p = 0,231$) a výška rostlinné biomasy (vyska_biomasy, $p = 0,653$) významné nebyly. Interakce management × rok byla pouze na hranici statistické významnosti ($p = 0,051$).

Analýza RDA tento obraz podpořila. Celý model byl průkazný (p = 0,001) a vysvětlil 32,9 % celkové variability. První dvě osy vysvětlily 18,2 % variability. V marginálních testech byla významná pouze interakce management × rok (p = 0,005), zatímco samotná přítomnost poloparazita významná nebyla (p = 0,589). Složení společenstva pavouků se tedy mezi roky měnilo odlišně podle způsobu managementu, ale bez průkazného hlavního efektu poloparazita (Obr. 43). V druhovém složení se výrazně oddělily plochy s celosezónní pastvou, zatímco plochy s jiným typem managementu se silně překrývají.



Obr. 43. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače a environmentálními proměnnými na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, přičemž jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Agyn_rure = *Agyneta rurestris*, Club_phra = *Clubiona phragmitis*, Dism_bifr = *Dismodicus bifrons*, Erig_atra = *Erigone atra*, Erig_dent = *Erigone dentipalpis*, Gnat_dent = *Gnathonarium dentatum*, Kaes_pull = *Kaestneria pullata*, Neot_bima = *Neottiura bimaculata*, Oedo_apic = *Oedothorax apicatus*, Pach_cler = *Pachygnatha clercki*, Pard_agre = *Pardosa agrestis*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Phru_fest = *Phrurolithus festivus*, Tenu_tenu = *Tenuiphantes tenuis*, Xyst_koch = *Xysticus kochi*

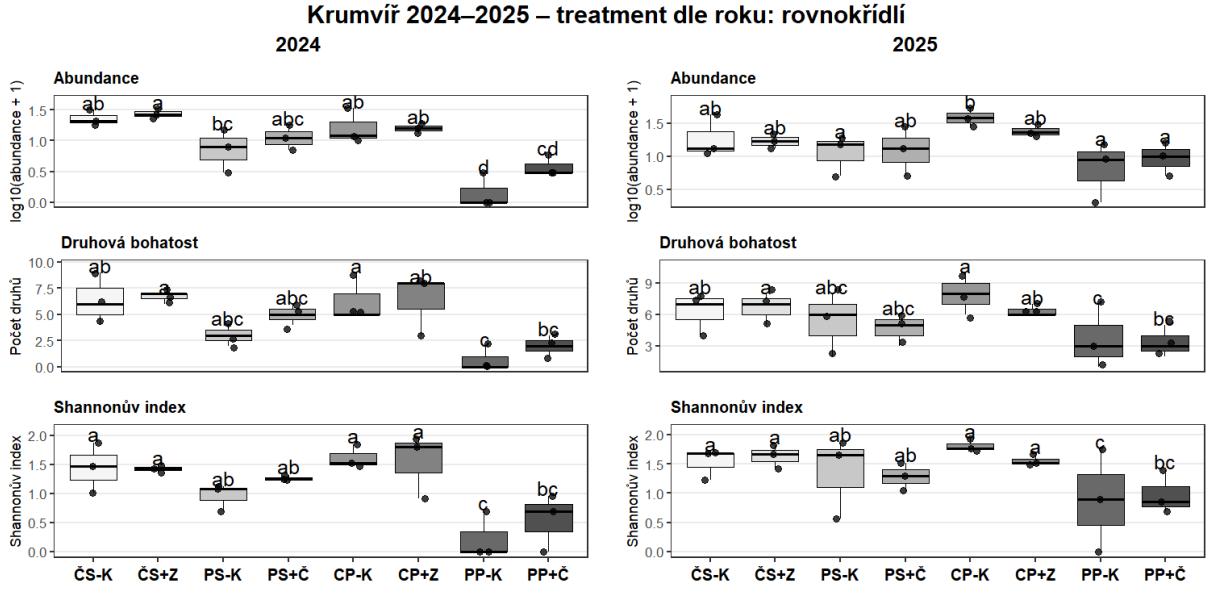
Analýza indikačních druhů identifikovala několik druhů asociovaných s kombinacemi managementových zásahů, zejména s variantami pastvy. Na ploše s celosezónní pastvou se ukázal jako silně indikační slíďák druhu *Pardosa agrestis*, což je běžný druh otevřených stanovišť v raném stadiu sukcese, na ruderálních a na dalších antropicky pozměněných biotopech. Dalšími druhy asociovanými s celosezónní pastvou byly plachetnatky druhu *Oedothorax apicatus* a běžníci druhu *Xysticus kochi*. Na plochu s pozdní pastvou byla vázána plachetnatka druhu *Dismodiscus bifrons*, která preferuje mokřadní biotopy a skálovky druhu *Micaria pulicaria*, která se vyskytuje na otevřených biotopech s různým stupněm vlhkosti. U nás ohrožená plachetnatka *Gongylidiellum murcidum* vykazovala silnou vazbu jak na pasené, tak i sečené plochy. Celkově tyto výsledky ukazují, že zatímco abundance společenstva pavouků a jeho vyrovnanost (Shannonův index) zůstávají relativně stabilní bez ohledu na management, druhové složení citlivě reaguje na kombinaci managementu a meziroční variabilitu.

4.5.1.2 Rovnokřídlí (Orthoptera)

Pomocí smyku a upraveného vysavače bylo na lokalitě Krumvíř v průběhu dvou let zaznamenáno 744 dospělých jedinců rovnokřídlých určených do 16 druhů. Mezi nejhojněji zastoupené druhy patřily *Chrysochraon dispar* (205 ex.), *Ruspolia nitidula* (120 ex.) a *Chorthippus albomarginatus* (117 ex.). Do druhu nebylo celkově možné určit nymfy obtížně determinovatelných druhů, proto nymfy z čeledi Acrididae (236 ex.) a z rodů *Conocephalus* (170 ex.), *Chorthippus* (7 ex.) a *Tetrix* (146 ex.) byly vyřazeny z finální datové matice. Zaznamenány byly i tři druhy uvedené v Červeném seznamu (Hejda et al. 2017), z nich cvrček pobřežní (*Pteronemobius heydeni;* 23 ex.) a marše panonská (*Tetrix bolivari*; 44 ex.) jsou řazeny jako blízké ohrožení a saranče slaništní (*Aiolopus thalassinum*; 36 ex.) jako zranitelná.

Abundance rovnokřídlých byla významně ovlivněna variantou experimentálního zásahu, rokem i jejich interakcí. Ve finálním modelu byly významné efekty treatment ($\chi^2 = 67{,}23$; $p < 0{,}001$), rok ($\chi^2 = 14{,}92$; $p < 0{,}001$) a také interakce treatment × rok ($\chi^2 = 18{,}44$; $p = 0{,}010$). Reakce abundancí tedy nebyla mezi roky jednotná, ale závisela na konkrétním managementu. Na boxplotu je patrné, že v roce 2024 byly nejnižší abundance zejména u variant pozdní pastvy bez poloparazita i s černýšem, zatímco významne vyšší hodnoty vykazovaly varianty časné seče a celosezónní pastvy (Obr. 44). V roce 2025 se jako nejvyšší jevili kontrolní plochy s celosezónní pastvou, zatímco obě varianty pozdní pastvy zůstaly s nejnižšími abundancemi, ale celkové rozdíly mezi typy experimentálních zásahů se zmenšily a významný rozdíl se objevil jenom při porovnání celosezónní pastvy bez poloparazita a oběma typy pozdní pastvy (Obr. 44). Post hoc porovnání mezi roky ukázalo, že abundance byla v roce 2025 vyšší než v roce 2024 u kontrolní celosezónní pastvy ($p = 0{,}021$), u kontrolní pozdní pastvy ($p = 0{,}002$) a u pozdní pastvy s černýšem ($p = 0{,}020$) (Tab. 3). U ostatních variant se meziroční změna abundance nepotvrdila ($p > 0{,}05$).

Druhová bohatost byla významně ovlivněna faktorem treatment ($\chi^2 = 28{,}00$; $p < 0{,}001$), ale ne rokem ($\chi^2 = 2{,}37$; $p = 0{,}124$). Interakce treatment × rok ve finálním modelu ponechána nebyla, takže meziroční změna bohatosti nebyla statisticky odlišná mezi jednotlivými variantami. Na boxplotu je dobře vidět, že druhová bohatost byla v obou letech nejnižší především u obou typů pozdní pastvy, zatímco vyšší hodnoty vykazovaly varianty časné seče, pozdní seče a kontrolní celosezónní pastvy (Obr. 44). Rozdíly v rámci roku mezi variantami tedy byly zřetelné, ale meziroční posun jako celek významný nebyl. U druhové bohatosti nebyla interakce treatment × rok významná, a proto finální model předpokládá stejný efekt roku napříč všemi variantami. Z tohoto důvodu jsou v tabulce porovnání mezi roky u všech treatmentu shodné hodnoty testové statistiky i p-hodnoty ($p = 0{,}124$).



Boxploty = raw data. Písmena = post hoc porovnanie všetkých kategórií zo stĺpca parazit v rámci roku z finálnych modelov (emmeans: ~ parazit | rok, adjust = Holm). Abundance: abundance ~ parazit + rok + parazit:rok + (1 | plocha) | Richness: richness ~ parazit + rok + (1 | plocha) | Shannon: shannon ~ parazit + rok + (1 | plocha)

Obr. 44. Porovnání abundance (log-transformované), druhové bohatosti a Shannonova indexu společenstva rovnokřídlých odchycených pomocí smyku a vysavače mezi roky 2024 a 2025 mezi různými treatmenty: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**) a pastvy: (celosezónní pastva - kontrola (**CP - K**) , celosezónní pastva + zdravínek (**CP + Z**), pozdní pastva - kontrola (**PP - K**), pozdní pastva + černýš (**PP + Č**) na lokalitě Krumvířský mokřad. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b, c**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy managementů v rámci daného roku ($p \leq 0{,}05$).

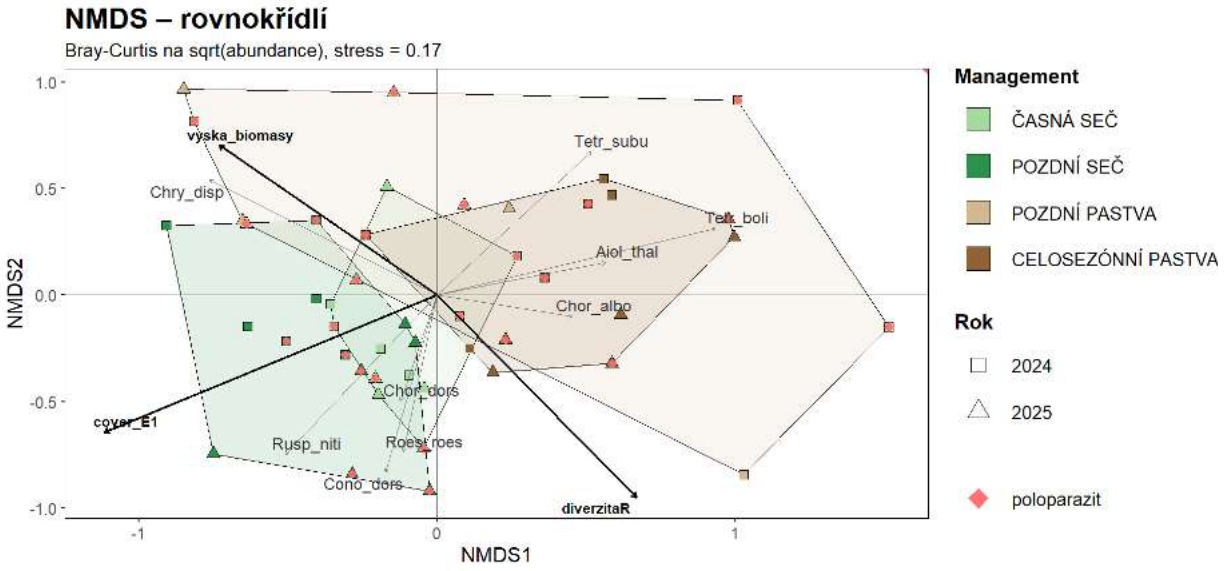
Tab. 3. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krumvířský mokřad pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index rovnokřídlých. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; . $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
časná seč - kontrola	**ns**	**ns**	*
časná seč + zdravínek	**ns**	**ns**	*
pozdní seč - kontrola	**ns**	**ns**	*
pozdní seč + černýš	**ns**	**ns**	*
celosezónní pastva - kontrola	*	**ns**	*
celosezónní pastva + zdravínek	**ns**	**ns**	*
pozdní pastva - kontrola	**	**ns**	*
pozdní pastva + černýš	*	**ns**	*

Index druhové diverzity (Shannonův index) byl významně ovlivněn faktorem treatment ($\chi^2 = 58,91$; $p < 0,001$) i rokem ($\chi^2 = 6,34$; $p = 0,012$), zatímco interakce treatment × rok významná nebyla a ve finálním modelu zůstaly pouze hlavní efekty. To znamená, že diverzita reagovala na jednotlivé typy experimentálních zásahu i na meziroční změnu, ale směr meziroční změny byl napříč variantami obdobný. Nejnižší hodnoty Shannonova indexu byly v obou letech soustředěny opět u pozdní pastvy, zejména kontrolní plochy, zatímco vyšší diverzitu vykazovaly varianty časné seče a kontrolní celosezónní pastva (Obr. 44). Tabulka porovnání mezi roky ukazuje, že ve finálním modelu byl Shannonův index v roce 2025 vyšší než v roce 2024, a tento meziroční posun byl modelem odhadnut stejně pro všechny varianty, protože interakce treatment × rok nebyla významná a nebyla ve finálním modelu ponechána ($p = 0,012$). (Tab. 3). Co se tedy týče abundancí, druhové bohatosti a diverzity rovnokřídlých, tak na lokalitě Krumvířský mokřad nepozorujeme žádný významný statistický rozdíl mezi dvojicemi v rámci stejného managementu (s a bez poloparazita).

NMDS ordinace ukázala použitelnou dvourozměrnou reprezentaci dat (Obr. 45, stress = 0,170) a naznačuje částečné oddělení ploch s pastvou od ploch se sečí. Podél první osy pozorujeme částečný posun mezi roky, zatímco podél druhé osy pozorujeme posun podél gradientu pokryvnosti bylinnho patra, tedy od celosezónní pastvy po pozdní seč. Plochy s přítomností poloparazita se shlukují k plochám bez poloparazita. Plochy se spíše oddělují podle roku.

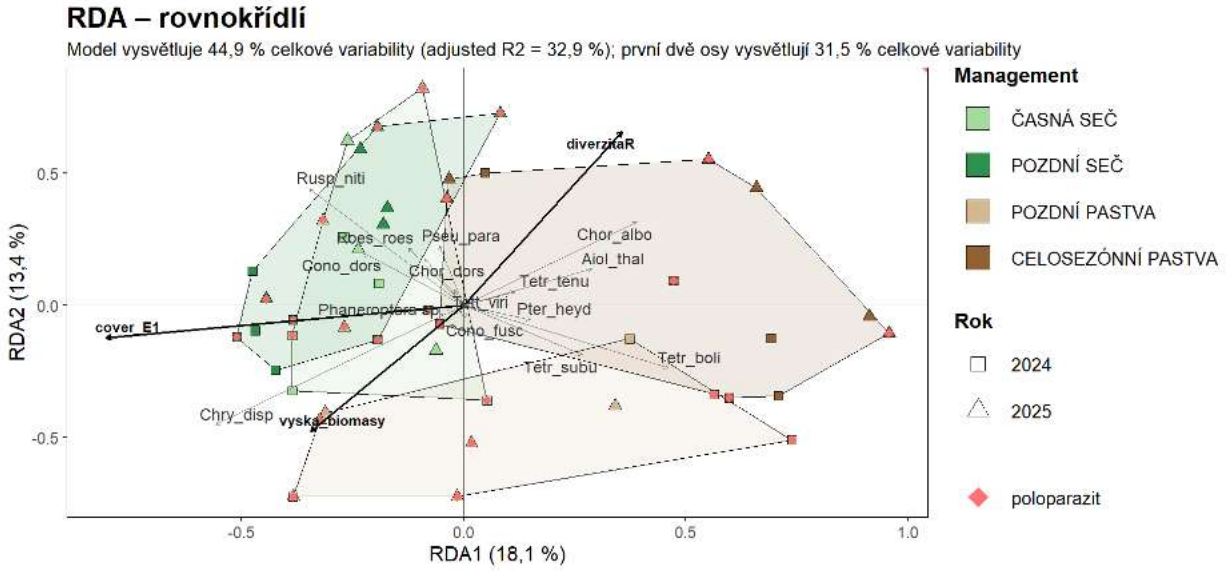


Obr. 45. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,17) znázorňující druhového složení společenstev rovnokřídlých, odchycených pomocí smyku a vysavače na lokalitě Krumvířský mokřad, v různých typech managementu mezi roky 2024 až 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují významné environmentální proměnné, jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Aiol_thal = *Aiolopus thalassinum*, Chor_albo = *Chorthippus albomarginatus*, Chor_dors = *Chorthippus dorsatus*, Chry_disp = *Chrysochraon dispar*, Cono_dors = *Conocephalus dorsalis*, Roes_roes = *Roeseliana roeselii*, Rusp_niti = *Ruspolia nitidula*, Tetr_boli = *Tetrix bolivari*, Tetr_subu = *Tetrix subulata*

Test PERMANOVA potvrdil významnou interakci management × rok (F = 2,43; p = 0,006), zatímco přítomnost poloparazita významná nebyla (F = 1,22; p = 0,329). Z environmentálních proměnných byl pouze hraničně významný pokryv bylinného patra (cover E1: F = 1,92; p = 0,087), zatímco druhová bohatost rostlin a výška biomasy významné nebyly. Výsledek ukazuje, že změny druhového složení byly dány především tím, jak se jednotlivé managementy lišily mezi roky, nikoli samotnou přítomností poloparazita. Významnou poznámku přináší betadisper. Rozptyl skupin se mezi úrovněmi managementu lišil (F = 5,82; p = 0,003), ale mezi roky nikoli (F = 0,05; p = 0,806) a významná nebyla ani interakce management × rok (F = 1,59; p = 0,185). To znamená, že hlavní rozdíly mezi managementy je třeba interpretovat opatrně, protože se lišila i jejich vnitroskupinová variabilita, ale interakce management × rok není v PERMANOVA vysvětlitelný prostou heterogenitou rozptylu mezi kombinacemi management × rok.

RDA poskytla obdobný obraz. Celkový model byl průkazný (F = 3,76; p = 0,001), vysvětlil 44,9 % celkové variability druhového složení a adjusted R^2 dosáhlo 32,9 %. První dvě ordinační osy vysvětlily 31,5 % variability (RDA1 = 18,1 %, RDA2 = 13,4 %) (Obr. 46). V marginálních testech byla významná interakce management × rok (F = 2,26; p = 0,003), zatímco přítomnost poloparazita významná nebyla (F = 1,04; p = 0,367). V ordinačním diagramu byly jako významné doplňkové environmentální faktory zobrazeny diverzita rostlin, pokryvnost bylinného patra a výška vegetace (biomasy) (Obr. 46). Z ekologického hlediska to naznačuje, že druhové složení rovnokřídlých bylo v Krumvíři formováno nejen samotným typem managementu v čase, ale také gradienty vegetační struktury a diverzity porostu. Stejně jako NMDS i RDA ukazuje, že druhové složení rovnokřídlých se měnilo především podle konkrétní kombinace managementu a roku, a že v ordinačním prostoru se tento posun překrýval s gradientem pokryvnosti bylinného patra (Obr. 46).

Analýza indikačních druhů potvrdila poměrně silnou vazbu některých druhů na širší typy managementů. Pro celosezónní pastvu byly významnými indikátory druhy *Aiolopus thalassinum* (p = 0,002) a *Pteronemobius heydeni* (p = 0,033). Kombinaci pozdní a celosezónní pastvy charakterizovaly druhy *Tetrix bolivari* (p = 0,001) a *Tetrix subulata* (p = 0,010). Kombinaci časné a pozdní seče indikoval druh *Conocephalus dorsalis* (p = 0,004). Pro kombinaci časné seče a celosezónní pastvy byly významné druhy *Chorthippus almonarginatus* (p = 0,001) a *Pseudochorthippus parallelus* (p = 0,002). Širší skupinu všech sečených ploch a celosezónně pasených ploch indikoval druh *Ruspolia nitidula* (p = 0,004) spolu s *Roeseliana roeselii* (p = 0,021) a *Chorthippus dorsatus* (p = 0,034). Tyto výsledky odpovídají i poloze druhových šipek v ordinačních grafech (RDA, NMDS). Významné byly tedy je druhy vázané na širší typy managementů, zatím co pro samostatné varianty experimentálních ploch nebyl významný jediný druh.



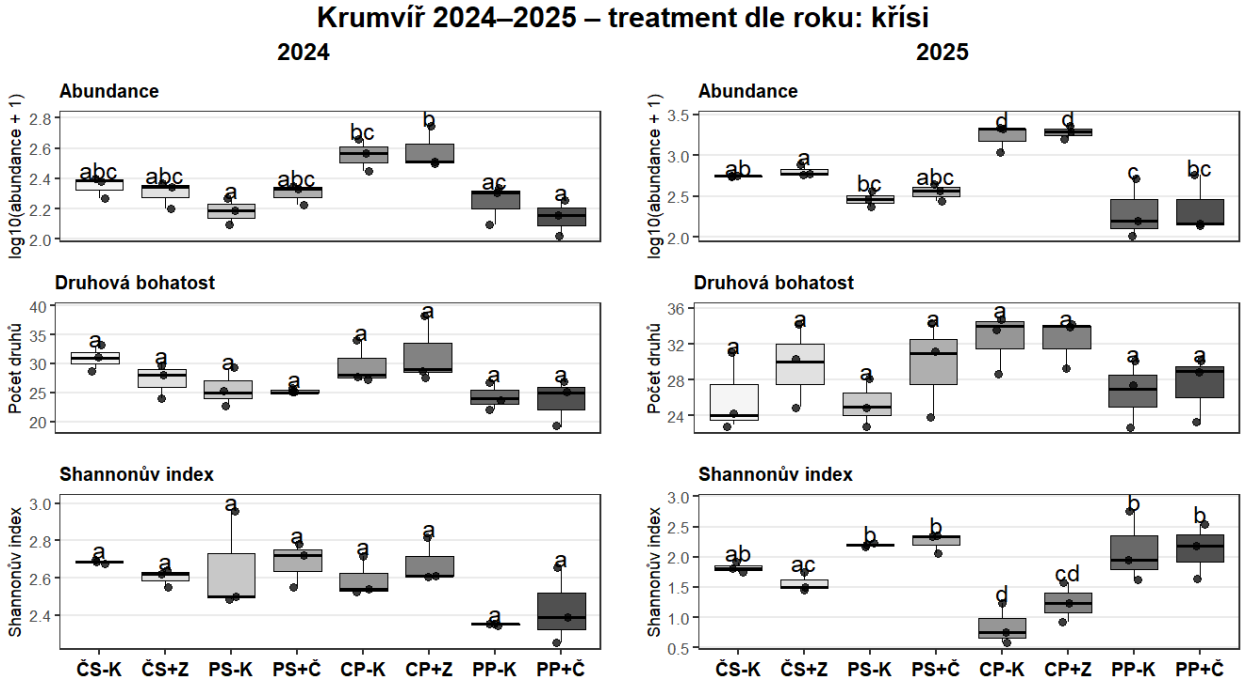
Obr. 46. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev rovnokřídlých odchycených pomocí smyku a vysavače a environmentálními proměnnými na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, přičemž jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Aiol_thal = *Aiolopus thalassinum*, Chor_albo = *Chorthippus albomarginatus*, Chor_dors = *Chorthippus dorsatus*, Chry_disp = *Chrysochraon dispar*, Cono_dors = *Conocephalus dorsalis*, Cono_fusc = *Conocephalus fuscus*, Pseu_para = *Pseudochorthippus parallelus*, Pter_heyd = *Pteronemobius heydeni*, Roes_roes = *Roeseliana roeselii*, Rusp_niti = *Ruspolia nitidula*, Tetr_boli = *Tetrix bolivari*, Tetr_subu = *Tetrix subulata,* Tetr_tenu = *Tetrix tenuicornis*, Tett_viri = *Tettigonia viridissima*.

4.5.1.3 Křísi (Auchenorrhyncha)

Metodou smyku a upraveného vysavače bylo na lokalitě Krumvířský mokřad v průběhu let 2024 - 2025 zaznamenáno celkem 24 092 jedinců křísů, z nichž bylo určených 98 druhů. Nejhojněji zastoupený byl druh *Cicadella viridis* (12 771 ex.) tvořící více než polovinu všech odchycených jedinců na lokalitě. Dalšími dominantními druhy byly *Cicadula quadrinotata* (2 283 ex.) a *Errastunus ocellaris* (1 231 ex.). Do druhu nebylo možné určit obtížně determinovatelné samice (48 ex.), zejména z rodů *Anaceratagallia*, *Anoscopus*, *Hebata* nebo *Chloriona.* Tito jedinci byli vyřazeni z finální datové matice.

Celkem 29 druhů zaznamenaných na lokalitě Krumvířský mokřad je řazených do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017). Jedná se o jeden kriticky ohrožený druh *Chloriona glaucescens* (7 ex.), jeden ohrožený druh *Anoscopus albiger* (15 ex.), šest zranitelných; *Calamotettix taeniatus* (9 ex.), *Delphax crassicornis* (16 ex.), *Cloriona vasconica* (3 ex.), *Chloriona unicolor* (12 ex.), *Kelisia confusa* (32 ex.), *Paramesus major* (7 ex.), *Pentastiridius leporinus* (57 ex.) a 21 druhů blízko ohrožení; *Allygidius abbreviatus*, *Anaceratagallia venosa*, *Anakelisia fasciata*, *Chloriona unicolor*, *Cicadula flori*, *Cicadula frontalis*, *Cicadula placida*, *Delphacodes capnodes*, *Euides basilinea*, *Hephathus nanus*, *Kelisia monoceros*, *Kelisia punctulum*, *Macrosteles horvathi*, *Metalimnus formosus*, *Paralimnus phragmitis*, *Recilia coronifer*, *Rhopalopyx preyssleri*, *Stenocranus fuscovittatus*, *Stroggylocephalus agrestis* a *Struebingianella lugubrina*.

Abundance křísů se mezi jednotlivými typy experimentálních zásahů i roky výrazně lišily. Ve finálním modelu vyšel prokazatelně efekt typu treatment ($\chi^2 = 159{,}357$; $p < 0{,}001$), roku ($\chi^2 = 116{,}839$; $p < 0{,}001$) i jejich interakce ($\chi^2 = 24{,}356$; $p = 0{,}001$). V roku 2024 byly nejnižší abundance na plochách s pozdní pastvou a pozdní sečí, zatímco nejvyšší na celosezónní pastvě (Obr. 47). V roce 2025 byl trend stejný, jenom se prohloubil rozdíl mezi pozdní pastvou a pozdní sečí, ale rozdíl zůstal nevýznamný (Obr. 47). V roce 2024 se plochy celosezónní pastvy od ostatních variant statisticky nelišily, ale v roce 2025 již pozorujeme významný rozdíl od všech ostatních variant. Post hoc analýza mezi jednotlivými roky ukázala, že abundance byly, kromě celosezónní pastvy - kontrola ($p = 0{,}130$), ve všech variantách experimentálních zásahů významně vyšší v roce 2025 (Tab. 4). Významná interakce typu treatmentu × rok tedy odpovídá tomu, že meziroční změna v abundancích nebyla ve všech variantách stejně silná. Druhová bohatost mezi typy experimentálních zásahů (ani managementu), ani mezi roky se významně nelišila (Obr. 47, Tab. 4). Ve finálním modelu nebyl průkazný efekt treatmentu ($\chi^2 = 9{,}721$; $p = 0{,}205$) ani roku ($\chi^2 = 0{,}810$; $p = 0{,}368$). Počet druhů se tedy významně nelišil napříč jednotlivými plochami ani roky.



Obr. 47. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev křísů mezi různými typy seče: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**) a pastvy: (celosezónní pastva - kontrola (**CP - K**) , celosezónní pastva + zdravínek (**CP + Z**), pozdní pastva - kontrola (**PP - K**), pozdní pastva + černýš (**PP + Č**) na lokalitě Krumvířský mokřad v letech 2024 a 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b, c**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy managementů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

Diverzita (Shannon index) reagovala na jednotlivé varianty experimentálních zásahů i na rok velmi výrazně a současně se projevil i významný efekt jejich interakce. Ve finálním modelu byl významný efekt typu treatment ($\chi^2 = 61,871$; $p < 0,001$), rok ($\chi^2 = 194,542$; $p < 0,001$) i interakce treatment x rok ($\chi^2 = 78,625$; $p < 0,001$). V roce 2024 byly hodnoty Shannonova indexu mezi varianty experimentálních zásahů relativně podobné, zatímco v roce 2025 došlo k výraznějším rozdílům. V roce 2025 nejnižší diverzitu vykazovaly plochy s celosezónní pastvou, kdy jediný nevýznamný rozdíl byl zaznamenán v porovnaní s časnou pastvou s vysetým zdravínkem (*Odontites*) (Obr. 47).

Post hoc porovnání mezi roky ukázalo, že Shannonův index byl v roce 2024 vyšší než v roce 2025 u obou variantách časné seči ($p < 0,001$), u pozdní seči bez ($p = 0,0061$) a s poloparazitem ($p = 0,0087$), a také u obou variantách celosezónní pastvy ($p < 0,001$). U variant pozdní pastvy nebyl rozdíl významný, jenom u plochy s černýšem (*Melampyrum*) se projevil pouze nevýznamný trend ($p = 0,058$) (Tab. 4). Zatímco abundance tedy ve většině typů managementu meziročně vzrostla, diverzita se ve všech typech managementu, zejména u celosezónní pastvy, meziročně snížila. Co se týče abundancí, druhové bohatosti a Shannon indexu, v žádném roce nebyl pozorován významný rozdíl mezi jednotlivými páry managementu (s a bez vysetého poloparazita).

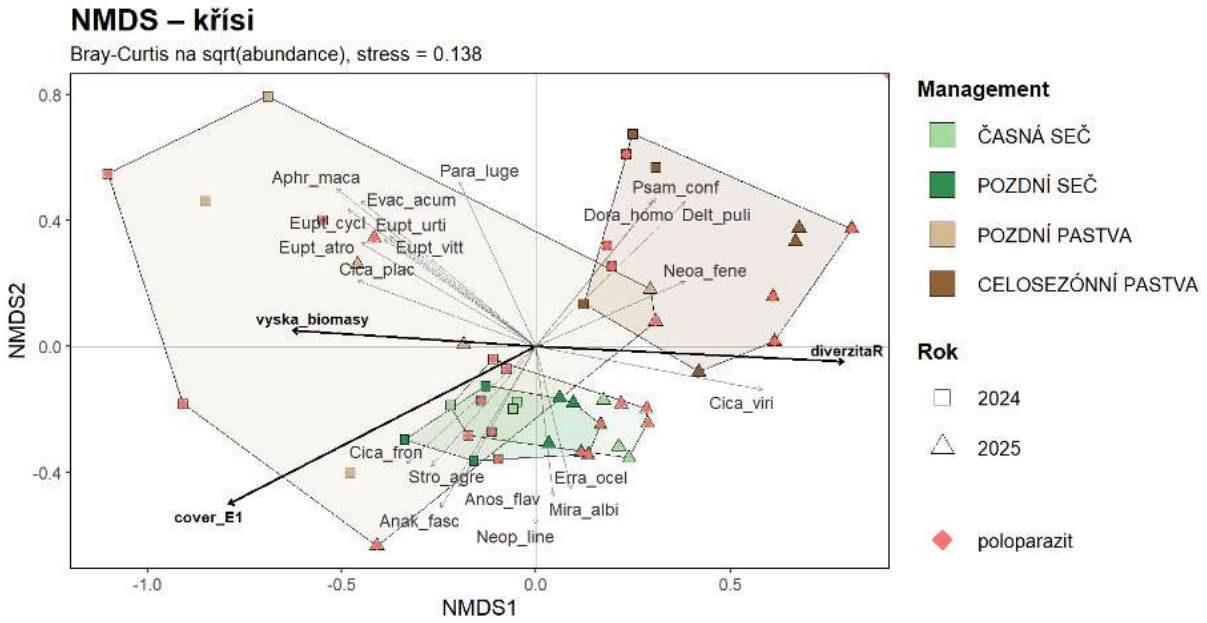
Tab. 4. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krumvířský mokřad pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index křísů. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; **.** $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
časná seč - kontrola	***	**ns**	***
časná seč + zdravínek	***	**ns**	***
pozdní seč - kontrola	**	**ns**	**
pozdní seč + černýš	*	**ns**	**
celosezónní pastva - kontrola	***	**ns**	***
celosezónní pastva + zdravínek	***	**ns**	***
pozdní pastva - kontrola	**ns**	**ns**	**ns**
pozdní pastva + černýš	**	**ns**	**.**

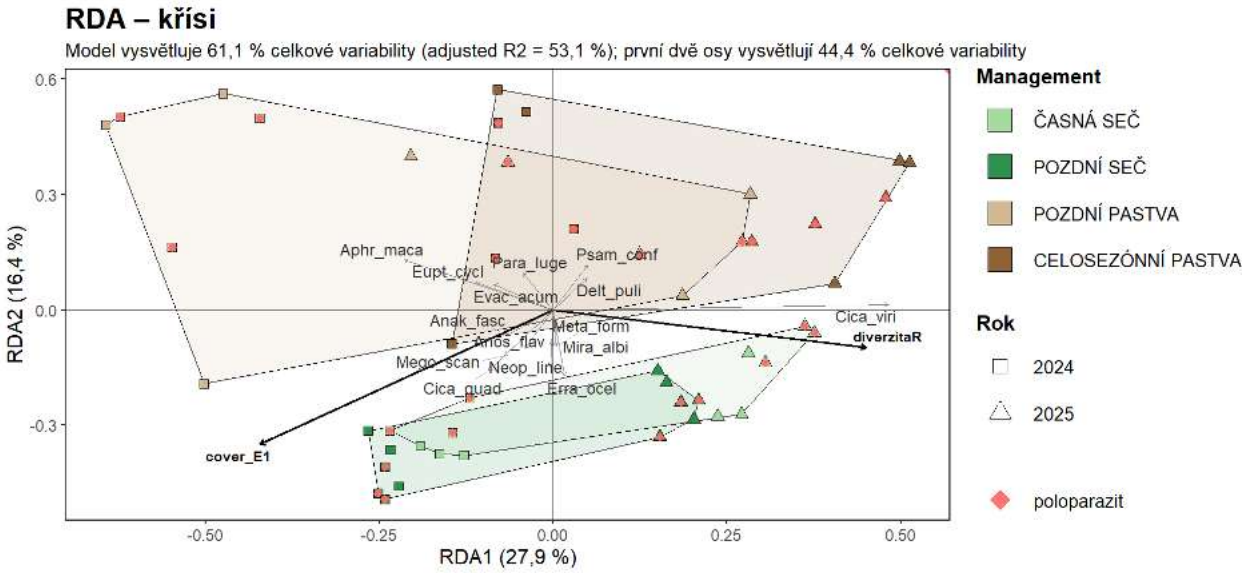
NMDS ordinace poskytuje poměrně reprezentativní dvourozměrné zobrazení dat (stress = 0,138). V ordinačním prostoru se nejzřetelněji oddělovaly plochy s celosezónní a také pozdní pastvou, zatímco sečené plochy se téměř překrývají. Na první ose tedy pozorujeme rozdělení ploch podle roku a na druhé ose efekt pastvy/výšky vegetace. NMDS tedy naznačuje zřetelné rozdíly ve složení společenstva mezi typy managementu (Obr. 48).

Z výsledku testu PERMANOVA vidíme, že přítomnost poloparazita neměla na složení společenstva křísů významný vliv ($F = 0,324$; $p = 0,989$), stejně jako druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, $F = 0,454$; $p = 0,936$) a výška biomasy (vyska_biomasy, $F = 1,362$; $p = 0,208$). Významná byla naopak pokryvnost bylinného patra (cover_E1, $F = 2,289$; $p = 0,030$) a zejména interakce management x rok ($F = 3,095$; $p = 0,001$). Složení společenstva křísů se tedy mezi roky měnilo odlišně podle způsobu managementu, zatímco přítomnost poloparazita vliv neměla. Rozdíly mezi managementy je nutné vztáhnout také k výsledkům disperzí. Mezi jednotlivými typy managementu ($F = 23,179$; $p = 0,001$) i pro interakci management x rok ($F = 7,914$; $p = 0,001$) byly významné rozdíly, zatímco pro samotný rok ani přítomnost poloparazita rozdíly významné nebyly. To naznačuje, že rozdíly mezi skupinami jsou částečně ovlivněny i jejich vnitřní variabilitou.



Obr. 48. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,113) znázorňující podobnost druhového složení společenstev křísů na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Aphr_maca = *Aphrodes macarovi*, Anak_fasc = *Anakelisia fasciata*, Anos_flav = *Anoscopus flavostriatus*, Cica_plac = *Cicadula placida*, Cica_fron = *Cicadula frontalis*, Cica_viri = *Cicadella viridis*, Delt_puli = *Deltocephalus pulicaris*, Erra_ocel = *Errastunus ocellaris*, Evac_acum = *Evacanthus acuminatus*, Eupt_atro = *Eupteryx atropunctata*, Eupt_cycl = *Eupteryx cyclops*, Eupt_urti = *Eupteryx urticae*, Eupt_vitt = *Eupteryx vittata*, Dora_homo = *Doratura homophyla*, Mira_albi = *Mirabella albifrons*, Neoa_fene = *Neoaliturus fenestratus*, Neop_line = *Neophilaenus lineatus*, Para_luge = *Paralimnus lugens*, Psam_conf = *Psammotettix confinis,* Stro_agre = *Stroggylocephalus agrestis.*

Přímá RDA ordinace tento vzorec dále podpořila. Celý model byl průkazný (F = 7,655; p = 0,001) a vysvětlil 61,1 % celkové variability; adjusted R^2 činilo 53,1 %. První dvě osy vysvětlily 44,4 % variability. V marginálních testech byla významná interakce management x rok (F = 2,520; p = 0,003), zatímco samotná přítomnost poloparazita významná nebyla (F = 0,425; p = 0,950). Na ordinačním diagramu (Obr. 49) pozorujeme podél první osy efekt roku. Podél druhé osy je patrná separace společenstev pastvy od společenstev na seči, zatímco sečené varianty jsou si mnohem podobnější. Plochy s vysetým poloparazitem se shlukují s plochami bez vysetého poloparazita. V ordinačním prostoru se tak znovu zobrazuje, že rozhodující byl společný efekt managementu a roku, nikoli hlavní efekt poloparazita (Obr. 49).



Obr. 49. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev křísů a environmentálními proměnnými na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. První dvě ordinační osy vysvětlují 44,8 % celkové variability dat (RDA1 = 27,9 %, RDA2 = 16,4 %). Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, přičemž jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Aphr_maca = *Aphrodes macarovi*, Anak_fasc = *Anakelisia fasciata*, Anos_flav = *Anoscopus flavostriatus*, Cica_quad = *Cicadula quadrinotata*, Cica_viri = *Cicadella viridis*, Delt_puli = *Deltocephalus pulicaris*, Erra_ocel = *Errastunus ocellaris*, Evac_acum = *Evacanthus acuminatus*, Eupt_cycl = *Eupteryx cyclops*, Mego_scan = *Megopthalmus scanicus*, Meta_form = *Metalimnus formosus*, Mira_albi = *Mirabella albifrons*, Neop_line = *Neophilaenus lineatus*, Para_luge = *Paralimnus lugens*, Psam_conf = *Psammotettix confinis.*

Bylo zjištěno také několik indikátorových druhů pro jednotlivé plochy s různým managementem. Pro plochy s časnou sečí se jako významný indikátorový druh ukázal křís *Lepyronia coleoptrata*. Pro pozdní pastvu byly významné druhy *Delphax crassicornis, Evacanthus acuminatus, E. interruptus*, *Eupteryx cyclops*, *E. urticae*, *E. atropunctata* a *E. vittata.* Pro celosezónní pastvu byly významné druhy *Deltocephalus pulicaris*, *Doratura homophyla*, *Chloriona paolii*, *Laodelphax striatella*, *Macrosteles laevis*, *M. sexnotatus*, *Neoaliturus fenestratus, Paramesus major, Psammotettix alienus, P. confinis* a *Streptanus aemulans*. Indikátorové druhy byly zjištěny také pro kombinace časná seč + pozdní seč, a to *Anoscopus flavotriatus*; pro kombinaci pozdní pastva + celosezónní pastva druhy *Anaceragallia ribauti, Euscelis incisus* a *Paralimnus lugens*; pro kombinaci časná seč + pozdní seč + pozdní pastva druhy *Anakelisia fasciata*, *Euides basilinea* a *Strogycephalus agrestis* a pro kombinaci časná seč + pozdní seč + celosezónní pastva druhy *Athysanus argentarius*, *Cicadella viridis*, *Errastunus ocellaris*, *Javesella pellucida*, *Mirabella albifrons*, *Neophilaenus lineatus*,

Pentastiridius leporinus a *Zyginidia pullula.* Když se plochy rozdělily podle variant experimentálních zásahů, tj. na 8 kategorií, tak významně vyšla jenom pěnodějka *Lepyronia cleopatra* pro časnou seč bez poloparazita.

4.5.1.4 Ploštice (Heteroptera)

Na lokalitě Krumvíř bylo v letech 2024 a 2025 zaznamenáno celkem 3658 jedinců a 74 druhů ploštic. Nejhojněji byly zastoupeny druhy klopuška ostruhatá (*Stenodema calcarata*, 854 ex), hladěnka černá (*Orius niger*, 657 ex) a klopuška červená (*Lygus pratensis*, 522 ex). Z nalezených druhů bylo 7 zařazeno na Červený seznam ohrožených druhů České republiky (Hejda et al. 2017). Mezi nimi byly 3 druhy kriticky ohrožené: síťnatka slaništní (*Agramma confusum*; 3 ex), kněžice slaništní (*Podops curvidens*; 11 ex) a zákeřnice pirátská (*Peirates hybridus*, 1 ex), 2 druhy ohrožené: pozemka tenkorohá (*Peritrechus gracilicornis*; 18 ex), kněžice stepní (*Sciocoris distinctus*; 1ex), 1 druh zranitelný: klopuška nivní (*Adelphocoris ticinensis*, 13 ex) a 1 druh blízký ohrožení: klopuška rákosová (*Teratocoris antennatus*, 20 ex).

Výsevy zdravínku (*Odontites*) se na plochách obhospodařovaných časnou sečí projevily zvýšením abundancí ploštic v obou zkoumaných letech (Obr. 50). I ve srovnání s plochami obhospodařovanými pozdní sečí a všemi typy pasených ploch byly abundance ploštic na časně sečených plochách se zdravínkem vždy významně vyšší. Výsevy černýše (*Melampyrum*) naopak na sečených plochách neměly prokazatelný vliv na abundance ploštic. V roce 2025 byl zaznamenán i samotný vliv načasování seče na abundance ploštic, který se projevil celkově vyšším množstvím jedinců zaznamenaných na plochách obhospodařovaných časnou sečí. Také na plochách obhospodařovaných celosezónní pastvou s vysetým zdravínkem byly v roce 2024 zaznamenány vyšší počty jedinců ploštic oproti plochám s pozdní pastvou a vysetým černýšem (Obr. 50). V roce 2025 však v rámci pasených ploch nebyly zaznamenány žádné rozdíly mezi jednotlivými typy experimentálních zásahů.

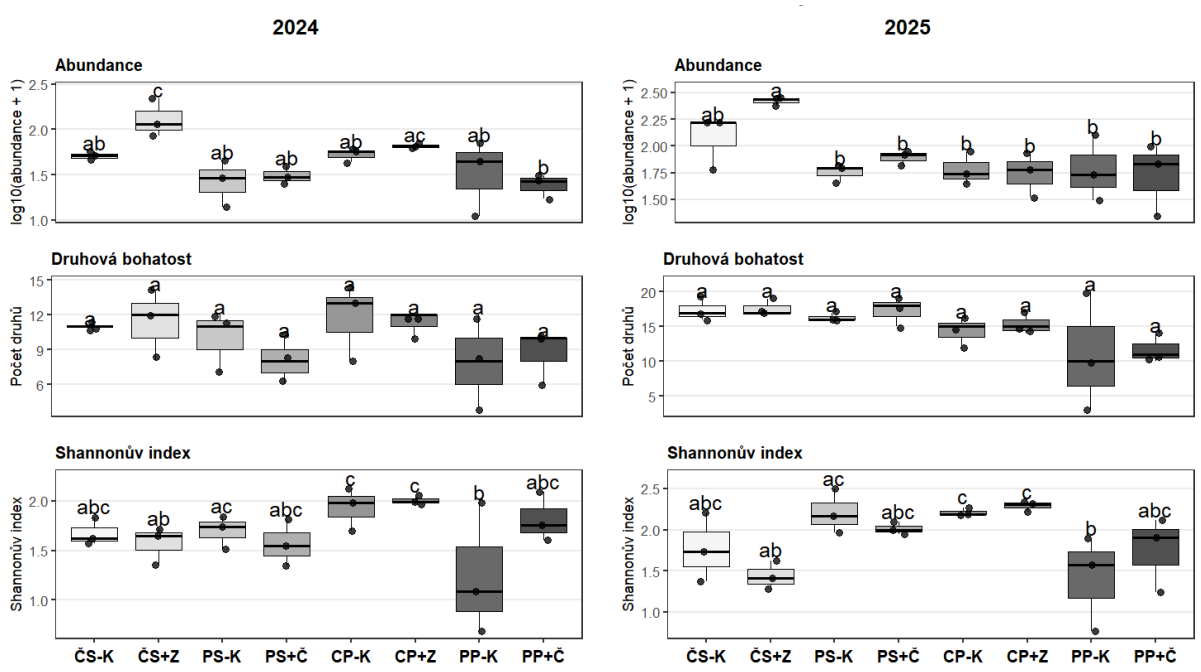
Druhová bohatost ploštic se mezi různými variantami experimentálních zásahů významně nelišila a poloparazitické rostliny na ni neměly prokazatelný vliv (Obr. 50). Zaznamenán byl pouze meziroční nárůst v počtu druhů ploštic u všech typů experimentálních ploch (Tab. 5). Shannonova diverzita ploštic byla ovlivněna především způsobem obhospodařování. V roce 2024 i 2025 byla nejvyšší v porostech obhospodařovaných celosezónní pastvou a nejnižší v pozdně pasených kontrolních porostech. Porosty obhospodařované pozdní pastvou s vysetým černýšem se přitom od celosezónně pasených ploch statisticky nelišily. V rámci sečených ploch nebyl zaznamenaný významný rozdíl mezi jednotlivými variantami experimentálních zásahů.

Tab. 5. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krumvířský mokřad pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index ploštic. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; . $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

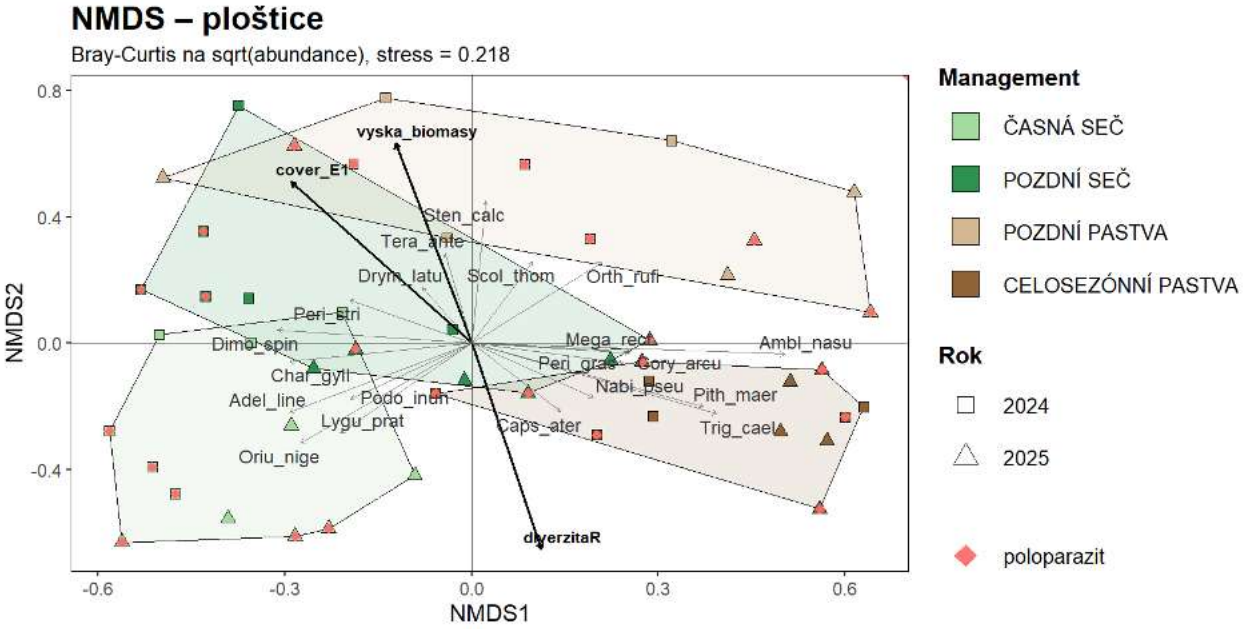
treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
časná seč - kontrola	***	***	*
časná seč + zdravínek	**	***	*
pozdní seč - kontrola	**	***	*
pozdní seč + černýš	***	***	*
celosezónní pastva - kontrola	**ns**	***	*
celosezónní pastva + zdravínek	**ns**	***	*
pozdní pastva - kontrola	*	***	*
pozdní pastva + černýš	***	***	*

Při meziročním srovnání byly zaznamenány významné nárůsty v abundancích na všech variantách experimentálních ploch s výjimkou ploch obhospodařovaných celosezónní pastvou a zároveň na všech variantách experimentálních ploch došlo meziročně i k nárůstu druhové bohatosti a shannonovy diverzity ploštic (Tab. 5).



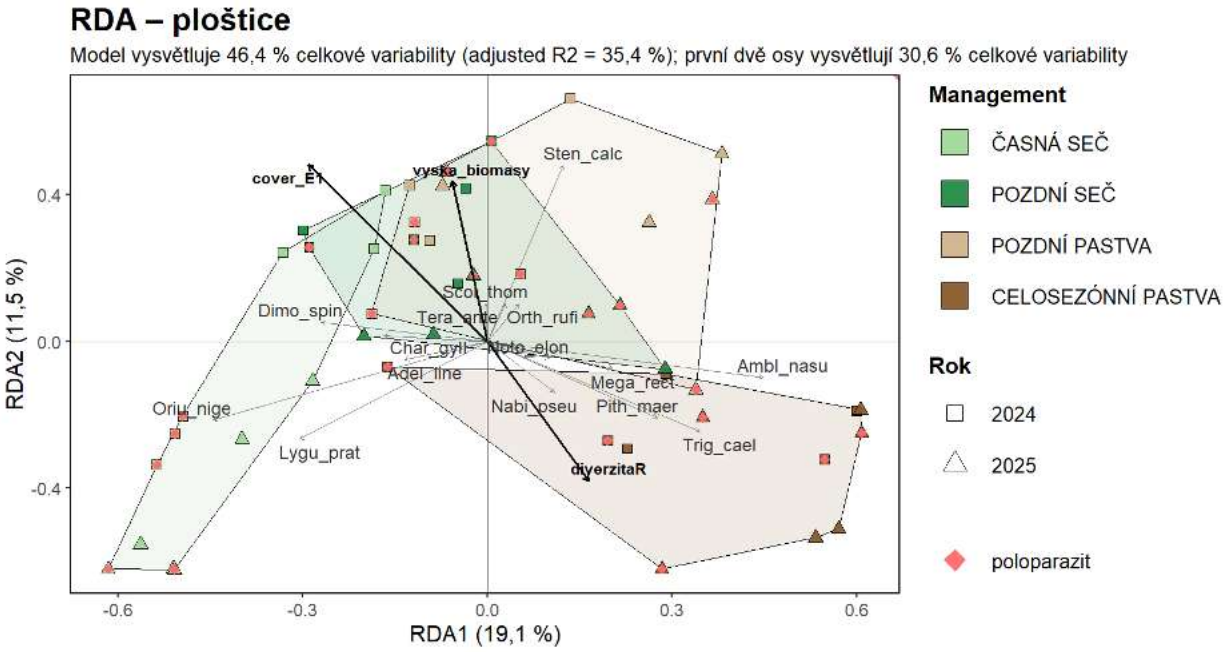
Obr. 50. Porovnání abundance (log-transformované), druhové bohatosti a Shannonova indexu ploštic mezi roky 2024 a 2025 v rámci různých typů managementu (časná seč, pozdní seč, pozdní pastva, celosezónní pastva) na lokalitě Krumvíř. Krabicové grafy zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Signifikance rozdílů mezi roky je vyznačena hvězdičkami (*** $p \leq 0{,}001$, ** $p \leq 0{,}01$, * $p \leq 0{,}05$, ns – nevýznamné). Každý box je založen na pozorování ze šesti ploch.

Analýza PERMANOVA ukázala, že druhové složení ploštic bylo ovlivněno zejména interakcí mezi rokem a způsobem obhospodařování ($p = 0{,}005$), pokryvností bylinného patra ($p = 0{,}028$) a výškou vegetace ($p = 0{,}011$, obr. 51). Pomocí redundanční analýzy (RDA) byl potvrzen vliv interakce mezi rokem a obhospodařováním ($p = 0{,}035$) a prokázán vliv přítomnosti poloparazitických rostlin na druhové složení společenstva ploštic ($p = 0{,}035$, obr. 52). Sečené plochy hostily druhy vázané na dvouděložné rostliny, jakými je klopuška červená (*Lygus pratensis*), ale hojně zastoupené zde byly i druhy specializované na traviny (Poaceae), jakými je travinovka *Dimorphopterus spinolae*. Typickým druhem dravé ploštice v sečených plochách byla hladěnka černá (*Orius niger*). V porostech obhospodařovaných pastvou se častěji vyskytovala řada druhů klopušek, které se živí travinami (klopuška nosatá *Amblytylus nasutus*, klopuška útlá *Trigonotylus caelestialium*, klopuška trnonohá *Megaloceroea recticornis*, klopuška ostruhatá *Stenodema calcarata*). K převážně dravým druhům, zastoupeným v pasených plochách, patřila klopuška *Pithanus mearkelii*. V pasených plochách byla také opakovaně zaznamenána ohrožená pozemka tenkorohá (*Peritrechus gracilicornis*).



Obr. 51. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,113) znázorňující podobnost druhového složení společenstev ploštic na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují významné environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Adel_line = *Adelphocoris lineolatus*, Ambl_nasu = *Amblytylus nasutus*, Dimo_spin = *Dimorphopterus spinolae*, Char_Gyll = *Charagochilus gyllenhali*, Lygu_prat = *Lygus pratensis*, Mega_rect = *Megaloceroea recticornis*, Oriu_nige = *Orius niger*, Peri_grac = *Peritrechus gracilicornis*, Pith_maer = *Pithanus maerkeli*, Podo_inun = *Podops inuncta*, Sten_calc = *Stenodema calcarata*, Tera_ante = *Teratocoris antennatus*, Trig_cael - *Trigonotylus caelestialium.*



Obr. 52. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev ploštic a environmentálními proměnnými na lokalitě Krumvířský mokřad v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. První dvě ordinační osy vysvětlují 44,8 % celkové variability dat (RDA1 = 27,8 %, RDA2 = 17,0 %). Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, přičemž jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení.
Zkratky druhů: Adel_line = *Adelphocoris lineolatus*, Ambl_nasu = *Amblytylus nasutus*, Dimo_spin = *Dimorphopterus spinolae*, Char_Gyll = *Charagochilus gyllenhali*, Lygu_prat = *Lygus pratensis*, Mega_rect = *Megaloceroea recticornis*, Nabi_pseu = *Nabis pseudoferus*, Noto_elon = *Notostira elongata*, Oriu_nige = *Orius niger*, Orth_rufi = *Orthonotus rufifrons*, Pith_maer = *Pithanus maerkeli*, Scol_thom = *Scolopostethus thomsoni*, Sten_calc = *Stenodema calcarata*, Tera_ante = Teratocoris antennatus, Trig_cael - *Trigonotylus caelestialium.*

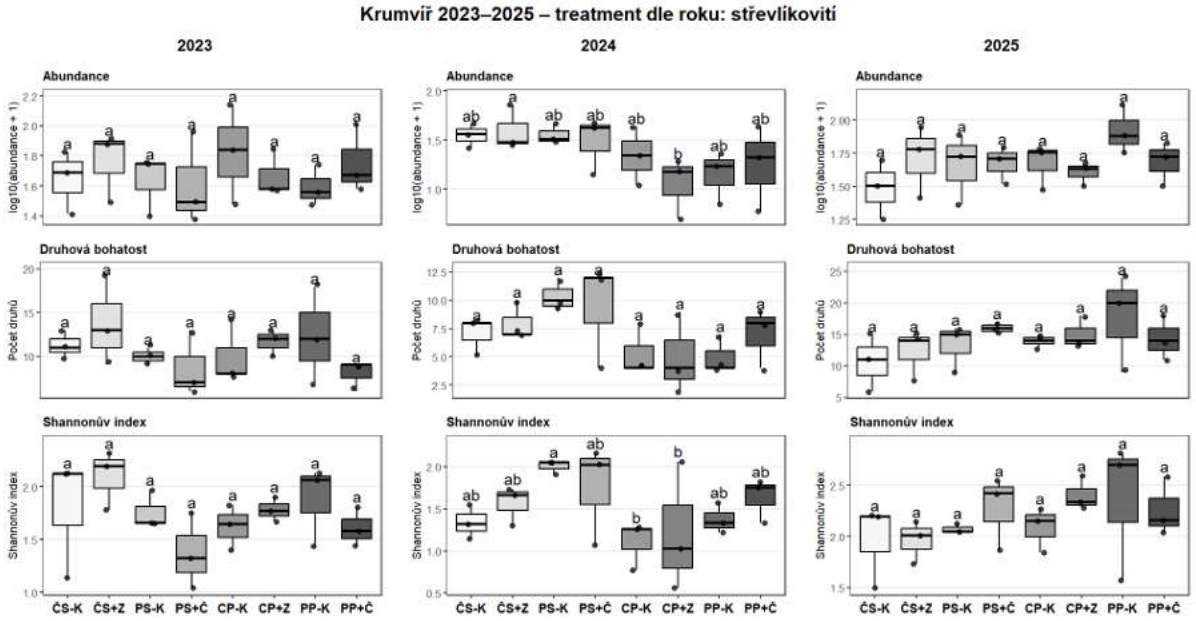
Analýza indikátorových druhů neukázala žádné indikátorové druh ploštic pro konkrétní poloparazitické rostliny. Odhalila však indikátorové druhy pro jednotlivé typy obhospodařování. Klopuška *Charagochilus gyllenhalii* a kněžice slaništní (*Podops curvidens*) byly indikátorové druhy pro časnou seč. Pro pozdní seč byla indikátorovým druhem šáchorovka *Cymus claviculus*. Pro pozdní pastvu byly indikátorovými druhy pozemka kopřivová (*Scolopostethus thomsoni*), klopuška rudohlavá (*Orthonotus rufifrons*) a klopuška rákosová (*Teratocoris antennatus*). Pro celosezónní pastvu byly indikátorovými druhy klopuška *Pithanus maerkeli*, klopuška útlá (*Trigonotylus caelestialium*) a často se v takto obhospodařovaných plochách vyskytovaly také nymfy lovčic (*Nabis* spp.).

4.5.1.5 Střevlíkovití brouci (Carabidae; Coleoptera)

Mezi lety 2023 a 2025 bylo pomocí metody odchytu do zemních pastí na lokalitě Krumvíř zaznamenáno 3174 jedinců a 70 druhů brouků z čeledi střevlíkovití. Dominantní druhy byly *Pterostichus melanarius* (631 ex.), *Pterostichus vernalis* (331 ex.) a *Poecilus cupreus* (329 ex.). Mezi další početné druhy patřily například *Pterostichus niger* (204 ex.), *Poecilus versicolor* (127 ex.), *Agonum emarginatum* (191 ex.) nebo *Carabus granulatus* (179 ex.). Na lokalitě Krumvířský mokřad bylo zaznamenáno celkem 6 druhů z Červeného seznamu. Šlo o kriticky ohrožený druh *Dyschiriodes laeviusculus* (1 ex.), zranitelný druh *Agonum viridicupreum* (2 ex.) a čtyři druhy téměř ohrožené: *Agonum lugens* (1 ex.), *Chlaenius tristis* (10 ex.), *Cylindera germanica* (70 ex.) a *Elaphrus uliginosus* (3 ex.). Byly zaznamenány také čtyři druhy v kategorii "ohrožený" dle Vyhlášky 395/1992 Sb.: *Brachinus crepitans* (10 ex.), *Carabus scheidleri* (1 ex.), *Carabus ulrichii* (6 ex.) a *C. germanica*. V roce 2025 byl také nalezen jeden druh dosud nezaznamenaný (nepublikovaný nález) na území ČR (*Stenolophus abdominalis*, 3 ex.).

Pro abundance střevlíkovitých brouků byl významný efekt roku ($\chi^2 = 45{,}34$; df = 2; $p < 0{,}001$) a současně i interakce treatment × rok ($\chi^2 = 30{,}05$; df = 14; $p = 0{,}0075$), což znamená, že rozdíly mezi typy experimentálního zásahu (treatmenty) se v jednotlivých letech měnily. Druhová bohatost se mezi treatmenty statisticky významně nelišila ($\chi^2 = 4{,}03$; df = 7; $p = 0{,}776$), ale výrazně se měnila mezi roky ($\chi^2 = 54{,}17$; df = 2; $p < 0{,}001$); interakce treatment × rok nebyla pro druhovou bohatost významná, a proto finální model předpokládá stejný efekt roku napříč všemi variantami. Z tohoto důvodu jsou v tabulce porovnání mezi roky (Tab. 6) u všech treatmentů shodné hodnoty testové statistiky i p-hodnoty. Shannonův index vykázal stejný vzorec jako abundance, tedy že významný efekt měl rok ($\chi^2 = 67{,}33$; df = 2; $p < 0{,}001$) i interakce treatment × rok ($\chi^2 = 32{,}48$; df = 14; $p = 0{,}0034$). Treatment, potažmo přítomnost poloparazita neměla samostatně významný vliv na žádnou z analyzovaných metrik (abundanci, druhovou bohatost nebo diverzitu).

Při porovnání osmi typů experimentálního zásahu (treatment) v rámci jednotlivých let se ukázalo, že rozdíly uvnitř roku byly celkově spíše slabé (Obr. 53). V roce 2023 se mezi variantami statisticky významně nelišila ani abundance, ani druhová bohatost, ani diverzita. V roce 2024 se objevil jediný průkazný rozdíl v abundanci: časná seč se zdravínkem dosahovala vyšší abundance než celosezónní pastva se zdravínkem. U druhové bohatosti nebyly ani v roce 2024 zjištěny významné rozdíly mezi variantami. Naopak u Shannonova indexu se v roce 2024 odlišovala pozdní seč bez poloparazita, která měla vyšší diverzitu než obě varianty celosezónní pastvy. V roce 2025 se rozdíly mezi variantami opět prakticky setřely a žádná z metrik už mezi osmi treatmenty nevykázala významné rozdíly, přestože deskriptivně byly u abundance a druhové bohatosti nejvyšší hodnoty pozorovány zejména u pozdní pastvy bez poloparazita. Univariační modely ukázaly, že celkový obraz společenstva střevlíkovitých byl ovlivněn především rokem, zatímco samotný hlavní efekt treatmentu, potažmo přítomnosti poloparazitické rostliny, průkazný nebyl.



Obr. 53. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev střevlíkovitých brouků mezi různými typy seče: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**) a pastvy: (celosezónní pastva - kontrola (**CP - K**) , celosezónní pastva + zdravínek (**CP + Z**), pozdní pastva - kontrola (**PP - K**), pozdní pastva + černýš (**PP + Č**) na lokalitě Krumvířský mokřad v letech 2023 až 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, ab, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy experimentálních zásahů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

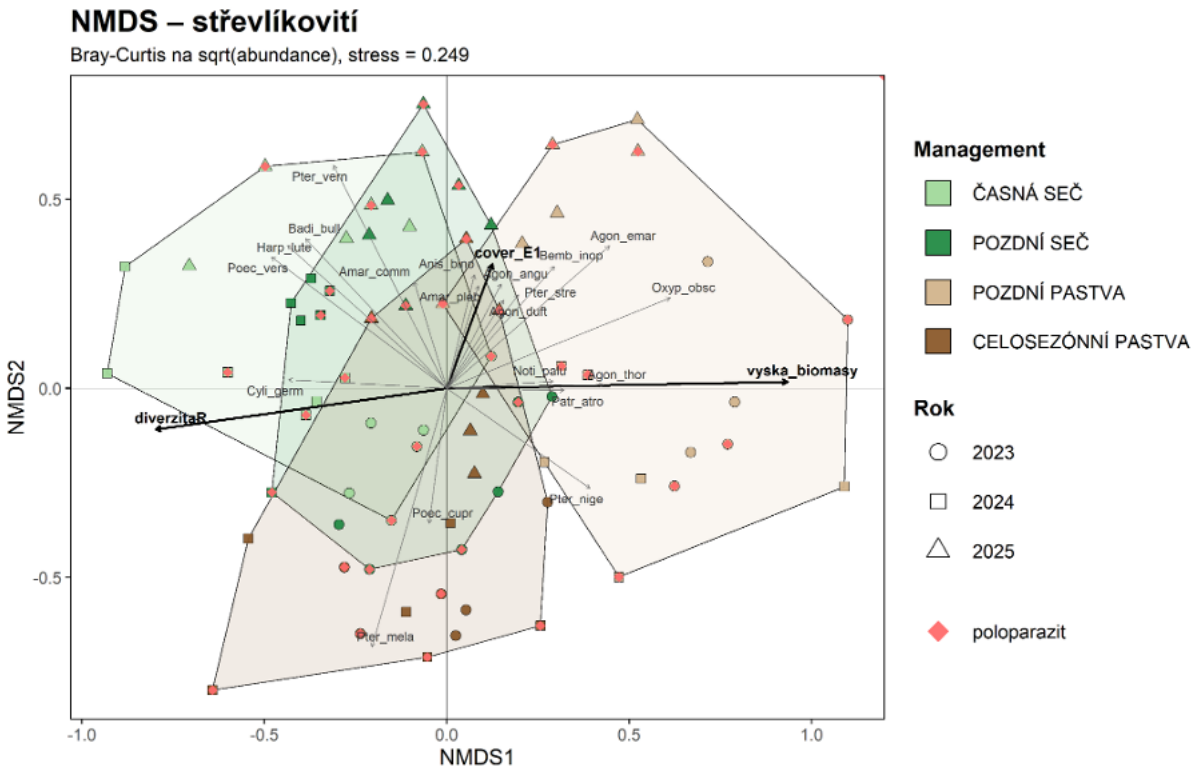
Ještě zřetelnější než rozdíly mezi typy experimentálního zásahu (treatment) v rámci jednoho roku byly meziroční změny uvnitř jednotlivých variant treatmentů (Tab. 6). U abundance se významné meziroční změny prokázaly hlavně u pastevních variant. *Celosezónní pastva bez poloparazita i se zdravínkem* výrazně poklesla mezi roky 2023 a 2024 a v roce 2025 znovu vzrostla. *Pozdní pastva bez poloparazita* dosahovala nejvyšší abundance v roce 2025, kdy významně převyšovala oba předchozí roky, a podobný, i když mírnější, vzorec byl patrný i u *pozdní pastvy s černýšem*. Naproti tomu u obou variant *seče* nebyly v abundanci mezi roky prokázány významné rozdíly. Druhová bohatost vykázala stejný trend napříč všemi treatmenty: v roce 2024 byly hodnoty nejnižší, rok 2023 byl mezilehlý a v roce 2025 byl průkazně nejvyšší počet druhů střevlíkovitých. Tato jednotná odpověď dobře odpovídá tomu, že ve finálním modelu druhové bohatosti zůstal významný pouze efekt roku. Shannonův index byl, podobně jako abundance a druhová bohatost, průkazně nejvyšší v roce 2025, a to zejména u *pastevních variant* a u *pozdní seče s černýšem*. Tento trend se nejvýrazněji projevil u *celosezónní pastvy se zdravínkem* a *pozdní pastvy bez poloparazita*, kde diverzita v roce 2025 významně převýšila oba předchozí roky. Naopak u *pozdní seče bez poloparazita* byly hodnoty Shannonova indexu mezi roky téměř stejné.

Tab. 6. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krumvířský mokřad pro abundanci (**A**), druhovou bohatost (**Db**) a Shannonův index (**Si**) střevlíkovitých brouků. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025									
	2023–2024			**2023–2025**			**2024–2025**		
Typ experimentálního zásahu	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**
časná seč - kontrola	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	*
časná seč + zdravínek	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	**ns**
pozdní seč - kontrola	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	**ns**
pozdní seč + černýš	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	***	**ns**	***	**ns**
celosezónní pastva - kontrola	**	***	**ns**	**ns**	***	**ns**	**ns**	***	***
celosezónní pastva + zdravínek	***	***	*	**ns**	***	*	**	***	***
pozdní pastva - kontrola	**	***	**ns**	*	***	**ns**	***	***	***
pozdní pastva + černýš	**	***	**ns**	**ns**	***	*	*	***	*

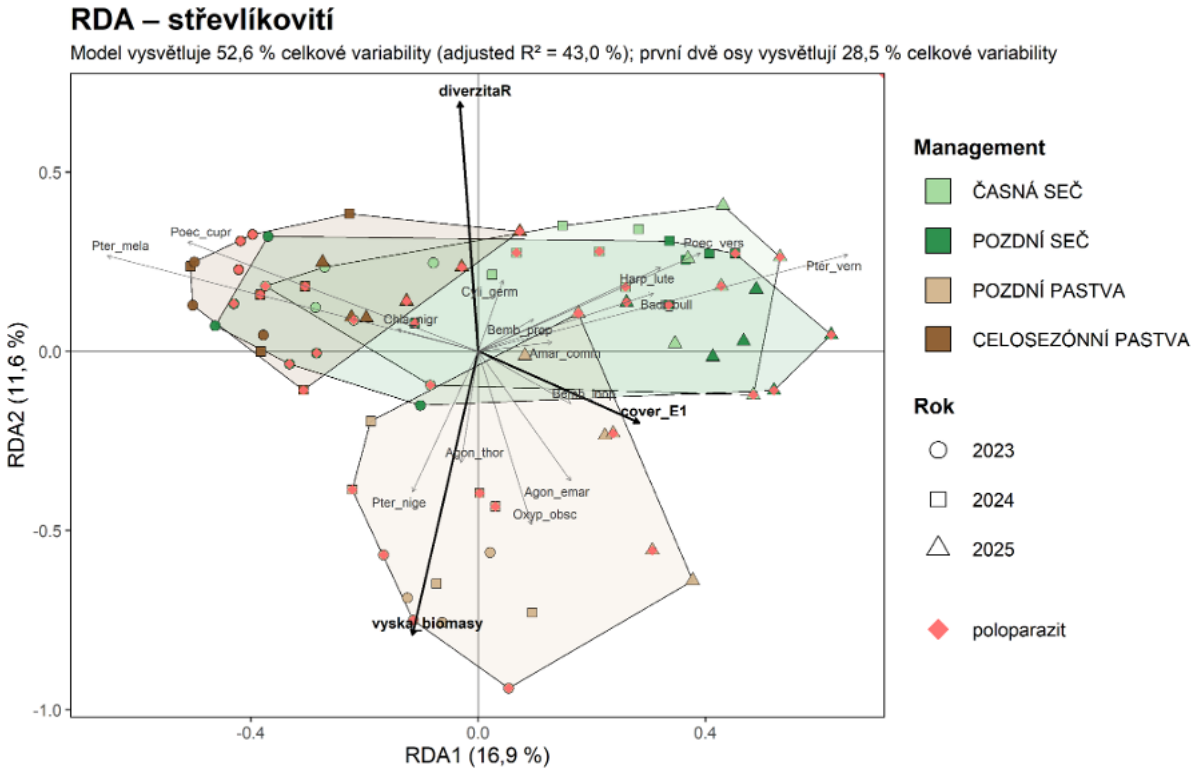
Analýzy společenstev podpořily závěr, že rozhodující nebyl hlavní zkoumaný efekt přítomnosti poloparazita, ale spíše konkrétní kombinace managementu a roku. Analýza PERMANOVA prokázala jako významný pouze efekt interakce management × rok ($F = 2,06$; $R^2 = 0,096$; $p = 0,001$), zatímco samostatný efekt poloparazita průkazný nebyl ($F = 0,64$; $R^2 = 0,005$; $p = 0,812$). Z environmentálních proměnných se statistické významnosti blížily druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR; $p = 0,094$) a pokryvnost bylinného patra (cover_E1; $p = 0,054$), zatímco výška biomasy byla vysoce neprůkazná. Testy betadisper neukázaly významné rozdíly v disperzi mezi managementy, roky, přítomností poloparazita ani mezi kombinacemi managementu a roku, tudíž zjištěné rozdíly nelze vysvětlit pouze odlišnou vnitroskupinovou variabilitou.

NMDS ordinace měla stress 0,249, tedy poskytovala jen středně věrný dvourozměrný obraz společenstev na sledovaných trvalých plochách (Obr. 54). První osa (NMDS1) je vysvětlena převážně rozdíly ve vegetační struktuře a druhá osa (NMDS2) roky. V ordinačním prostoru se sečené varianty managementu překrývají a jsou si tedy svým druhovým složením podobnější než varianty pasené. Přítomnost poloparazitické rostliny v diagramu nevytváří samostatný, zřetelně oddělený shluk či gradient, což odpovídá zjištěnému statisticky nevýznamnému vlivu. Naopak je patrné, že rozložení ploch se mezi sečenými a pasenými variantami mění v závislosti na roku, což dobře odpovídá zjištěnému významnému vlivu interakce management × rok.



Obr. 54. Ordinační diagram z nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS) zobrazující druhové složení společenstev střevlíkovitých brouků v jednotlivých managementech na lokalitě Krumvířský mokřad mezi lety 2023–2025. Promítnuty jsou signifikantní proměnné, délka šipky vyjadřuje sílu efektu. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Agon_angu = *Agonum angustatum*, Agon_duft = *Agonum duftschmidi*, Agon_emar = *Agonum emarginatum*, Agon_thor = *Agonum thoreyi*, Amar_comm = *Amara communis*, Amar_pleb = *Amara plebeja*, Anis_bino = *Anisodactylus binotatus*, Badi_bull = *Badister bullatus*, Bemb_inop = *Bembidion inoptatum*, Cyli_germ = *Cylindera germanica*, Harp_lute = *Harpalus luteicornis*, Noti_palu = *Notiophilus palustris*, Oxyp_obsc = *Oxypselaphus obscurus*, Patr_atro = *Patrobus atrorufus*, Poec_cupr = *Poecilus cupreus*, Poec_vers = *Poecilus versicolor*, Pter_mela = *Pterostichus melanarius*, Pter_nige = *Pterostichus niger*, Pter_stre = *Pterostichus strenuus*, Ptero_vern = *Pterostichus vernalis*.

Redundanční analýza (RDA, obr. 55) poskytla obdobný obraz jako NMDS a PERMANOVA. Celkový ordinační model byl vysoce průkazný (F = 5,46; p = 0,001) a vysvětloval 52,6 % celkové variability. První dvě osy vysvětlovaly 28,5 % celkové variability. V marginálních testech měla statisticky významný vliv opět pouze interakce management × rok (F = 2,81; p = 0,001), zatímco samotný poloparazit významný nebyl (F = 1,04; p = 0,377). Při testování jednotlivých environmentálních proměnných vyšly jako významné výška biomasy (r^2 = 0,521; p = 0,001), druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, r^2 = 0,395; p = 0,001) a pokryvnost bylinného patra (cover_E1, r^2 = 0,098; p = 0,04), což ukazuje, že časová proměnlivost managementových variant probíhala současně s proměnami vegetační struktury stanovišť. V NMDS se stejným směrem nejsilněji uplatnila výška biomasy a druhová bohatost vyšších rostlin, zatímco pokryvnost bylinného patra zde byla pouze slabá a statisticky neprůkazná.



Obr. 55. Ordinační diagram z redundanční analýzy (RDA) zobrazující změny v druhovém složení společenstev střevlíkovitých brouků v jednotlivých managementech na lokalitě Krumvířský mokřad mezi lety 2023–2025. Promítnuty jsou signifikantní proměnné, délka šipky vyjadřuje sílu efektu. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Agon_emar = *Agonum emarginatum*, Agon_thor = *Agonum thoreyi*, Amar_comm = *Amara cummunis*, Badi_bull = *Badister bullatus*, Bemb_inop = *Bembidion inoptatum*, Bemb_prop = *Bembidion properans*, Cyli_germ = *Cylindera germanica*, Harp_lute = *Harpalus luteicornis*, Chla_nigr = *Chlaenius nigricornis*, Oxyp_obsc = *Oxypselaphus obscurus*, Poec_cupr = *Poecilus cupreus*, Poec_vers = *Poecilus versicolor*, Pter_mela = *Pterostichus melanarius*, Ptero_nige = *Pterostichus niger*, Ptero_vern = *Pterostichus vernalis*.

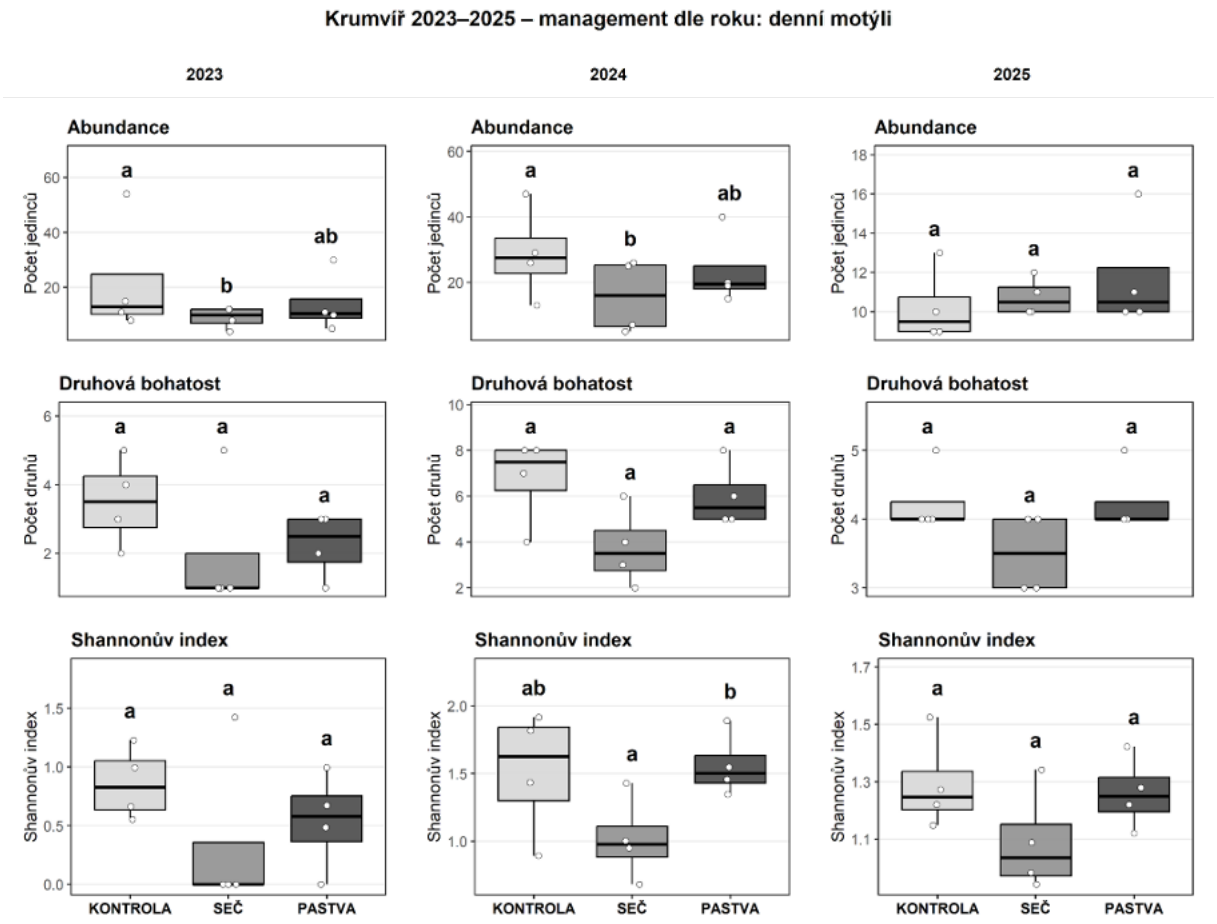
Analýza indikátorových druhů ukázala, že reakce střevlíkovitých byla biologicky čitelnější na úrovni čtyř základních managementů než na úrovni jednotlivých typů experimentálního zásahu (treatmentů) zohledňující přítomnost poloparazitické rostliny. Analýza vyhodnotila 15 významných indikátorových druhů vázaných na jednu či více variant managementu. Pro *pozdní pastvu* byla indikační například druhy *Oxypselaphus obscurus*, *Agonum thoreyi* a *Amara plebeja*; pro *celosezónní pastvu* druhy *Poecilus cupreus*, *Chlaenius nigricornis* a *Calathus fuscipes* a pro kombinaci *časné a pozdní seče* druhy *Harpalus luteicornis*, *Pterostichus vernalis*, *Poecilus versicolor*, *Badister bullatus* a *Cylindera germanica*. Na úrovni treatmentů bylo významných indikátorů méně, konkrétně deset. Jediným indikačním druhem pro jeden samostatný treatment byl střevlík *Harpalus rubripes* vázaný na plochy s *časnou sečí se zdravínkem*; ostatní druhy byly vázány na kombinace dvou a více variant treatmentu. Z analýza tak vyplývá, že hlavní ekologický signál je nesen zejm. typem managementu a jeho meziroční proměnlivostí, nikoli variantou treatmentu, tedy přítomností poloparazitické rostliny.

4.5.1.6 Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera)

Mezi lety 2023 a 2025 byla lokalita Krumvířský mokřad navštívena celkem dvanáctkrát. Během tří let návštěv bylo zaznamenáno 585 jedinců a 23 druhů denních motýlů. Nejpočetnějšími druhy byly bělásek řepový (*Pieris rapae*, 252 ex.) a okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*, 144 ex.). Mezi další početné druhy patřily například okáč luční (*Maniola jurtina*, 35 ex.), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*, 35 ex.) a bělásek řepkový (*Pieris napi*, 22 ex.). Na lokalitě nebyl zaznamenán žádný druh z Červeného seznamu a pouze dva zvláště chráněné druhy dle Vyhlášky 395/1992 Sb. Šlo o silně ohroženého ohniváčka černočárného (*Lycaena dispar*, 7 ex.), který je zároveň evropsky významným druhem (N2000), a ohroženého otakárka fenyklového (*Papilio machaon*, 1 ex.).

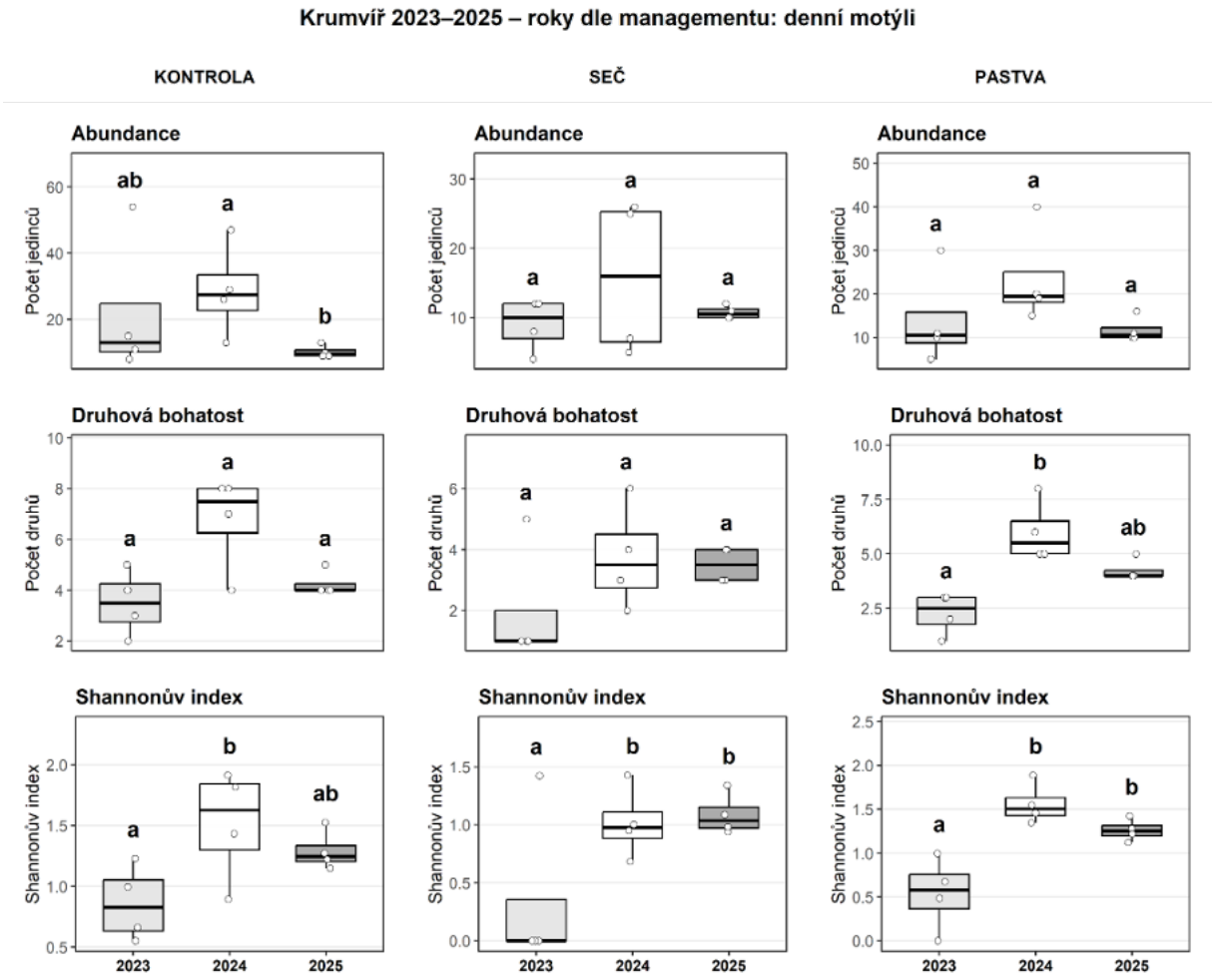
Univariační modely ukázaly, že abundance denních motýlů byla ovlivněna jak managementem, tak rokem. Efekt managementu byl významný ($\chi^2 = 7{,}58$; df = 2; $p = 0{,}023$) a stejně tak i efekt roku ($\chi^2 = 7{,}20$; df = 2; $p = 0{,}027$), zatímco interakce management × rok významná nebyla ($\chi^2 = 4{,}69$; df = 4; $p = 0{,}321$). Druhová bohatost se mezi managementy obecně nelišila ($\chi^2 = 4{,}19$; df = 2; $p = 0{,}123$), ale významně se měnila mezi roky ($\chi^2 = 11{,}42$; df = 2; $p = 0{,}003$); interakce management × rok zde opět neměla významný efekt ($\chi^2 = 1{,}27$; df = 4; $p = 0{,}867$). U Shannonova indexu byl zjištěn významný efekt managementu ($\chi^2 = 10{,}88$; df = 2; $p = 0{,}004$) i roku ($\chi^2 = 36{,}73$; df = 2; $p < 0{,}001$), zatímco interakce management × rok zůstala nevýznamná ($\chi^2 = 3{,}11$; df = 4; $p = 0{,}540$). Univariační analýza prokázal silnou roční proměnlivost měřených metrik. Management ovlivnil vedle abundancí hlavně diverzitu a interakce managementu a roku neměla na žádnou z metrik významný efekt.

Při porovnání managementů v jednotlivých letech (Obr. 56) se ukázalo, že v roce 2023 byla abundance nejnižší na sečené části lokality a významně se lišila od kontrolní části, zatímco pasená část zaujímala mezilehlou pozici. V roce 2024 byl trend obdobný: kontrola dosahovala nejvyšších hodnot abundance, seč nejnižších a pastva opět ležela mezi nimi. V roce 2025 se rozdíly v abundanci mezi managementy již prakticky setřely a managementy od sebe nebyly významně odlišné. Druhová bohatost se mezi managementy v rámci jednotlivých roků statisticky významně nelišila, což odpovídá i neprůkaznému hlavnímu efektu managementu v globálním modelu.



Obr. 56. Porovnání abundancí, počtu druhů a Shannon index společenstev denních motýlů mezi jednotlivými variantami managementu (*kontrola*, *seč*, *pastva*) na lokalitě Krumvířský mokřad v letech 2023 až 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena nad boxploty (**a**, **ab**, **b**) označují výsledky post hoc porovnání mezi typy managementu v rámci daného roku (emmeans, Tukey, α = 0,05) z GLMM modelů, které zohledňovaly závislost odběrů (blok = rok × odběr). Každý box je založen na neagregovaných datech ze čtyř termínů odběrů.

Diverzita se mezi jednotlivými managementy lišila ze všech metrik nejvíce. V roce 2023 se mezi managementy neprokázal významný rozdíl, přestože seč měla zřetelně nízké hodnoty a u větší části odběrů byla diverzita téměř nulová. V roce 2024 se však diverzita mezi managementy rozešla nejvíce: kontrola měla mezilehlé postavení, seč vykazovala nejnižší hodnoty a pastva nejvyšší, takže kontrola sdílela část variability s oběma variantami, zatímco seč a pastva se významně odlišovaly. V roce 2025 se hodnoty Shannonův index opět výrazně nelišily a mezi managementy již nebyly významné rozdíly. Rok 2024 představoval vrchol sledovaného období jak pro abundanci, tak pro diverzitu. V roce 2025 došlo ke snížení hodnot všech metrik a managementy se mezi sebou významně nelišily.



Obr. 57. Porovnání abundancí, počtu druhů a Shannon index společenstev denních motýlů v jednotlivých variantách managementu (*kontrola*, *seč*, *pastva*) mezi roky 2023–2025 na lokalitě Krumvířský mokřad. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena nad boxploty (**a**, **ab**, **b**) označují výsledky post hoc porovnání mezi roky v rámci daného managementu (emmeans, Tukey, α = 0,05) z GLMM modelů, které zohledňovaly závislost odběrů (blok = rok × odběr). Každý box je založen na neagregovaných datech ze čtyř termínů odběrů.

Posouzení meziročních změn uvnitř každého managementu (Obr. 57) prokázalo, že na kontrole byla abundance nejvyšší v roce 2024, rok 2023 měl mezilehlé postavení a v roce 2025 byla početnost jedinců nejnižší. U seče se abundance mezi lety významně nelišila, i když deskriptivně byl rok 2024 co do počtu jedinců opět nejvyšší. U pastvy se rovněž abundance mezi roky významně nelišily. Druhová bohatost byla na kontrole i v seči mezi roky podobná, ale u pastvy dosáhla v roce 2024 významně vyšších hodnot než v roce 2023, přičemž rok 2025 zůstal mezilehlý. Meziroční změny byly nejzřetelnější u Shannonova indexu. Na kontrole bylo v roce 2024 společenstvo vyrovnanější než v roce 2023. U seče byla diverzita v letech 2024 a 2025 významně vyšší než v roce 2023, přičemž na pastvě byl vzorec obdobný. Z výsledků opět vyplývá, že abundance, druhová bohatost i diverzita byla nejvyšší v roce 2024.

Analýza společenstev nad agregovanými daty ukázala, že celkové druhové složení společenstva denních motýlů se měnilo především mezi roky, nikoli jednoznačně napříč managementy. V analýze PERMANOVA byl efekt roku průkazný ($F = 2{,}60$; $R^2 = 0{,}428$; $p = 0{,}005$), zatímco samostatný efekt managementu průkazný nebyl ($F = 1{,}48$; $R^2 = 0{,}243$; $p = 0{,}165$). To znamená, že meziroční proměnlivost vysvětlovala větší část variability ve složení společenstva než rozdělení na kontrolu, seč a pastvu. Výsledky univariačních a mnohorozměrných modelů se tak doplňují: zatímco na úrovni jednotlivých odběrů lze nalézt určité rozdíly v abundanci a diverzitě mezi managementy, společenstvo jako takové reagovalo spíše na roční průběh.

Analýza indikátorových druhů vyhodnotila z celkových 22 druhů jediný druh, okáče lučního (*Maniola jurtina*), jako indikační. Ten byl na lokalitě vázán na kontrolní a pasenou část. Žádný druh nebyl průkazně indikační pro seč nebo pro jiný management samostatně. Pro denní motýly pravděpodobně nebyly rozdíly mezi variantami managementu natolik významné a jejich vzájemné prostorové vzdálenosti natolik velké, aby se promítly do vyššího počtu indikačních druhů.

4.5.2 Krče u Břeclavi

4.5.2.1 Pavouci (Araneae)

Zemní pasti

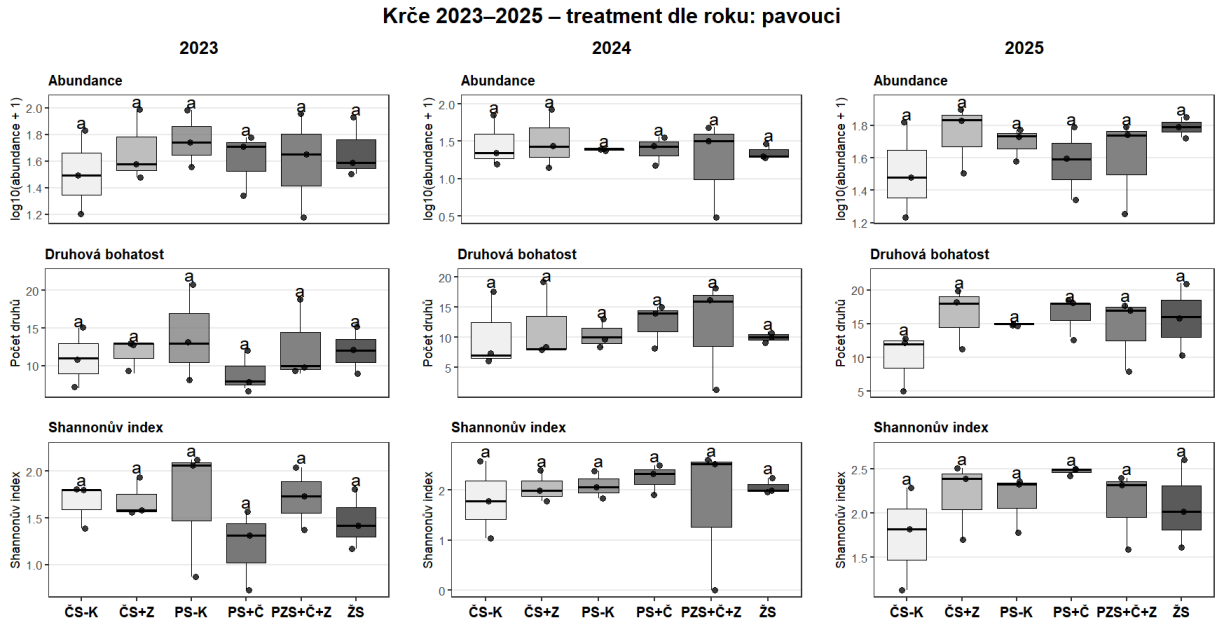
Pomocí zemních pastí bylo na lokalitě Krče v průběhu tří let zaznamenáno 2 270 dospělých jedinců pavouků určených do 76 druhů. Mezi nejhojněji zastoupené druhy patřili slíďáci *Pardosa prativaga*, *Aulonia albimana* a *Trochosa ruricola*. Mezi nejohroženější druhy nalezené na lokalitě pomocí zemních pastí patřily skálovka *Haplodrassus minor* (EN), běžník *Xysticus lineatus* (CR) a zora *Zora armillata* (CR).

Abundance pavouků se mezi jednotlivými typy experimentálního zásahu významně nelišila ani nebyl pozorován vliv přítomnosti rostlinného poloparazita (Obr. 58, $p = 0{,}660$). Nicméně abundance pavouků se lišila mezi jednotlivými roky ($p < 0{,}001$) a mezi zkoumanými bloky v rámci navrženého designu ($p = 0{,}002$). Nejnižší zaznamenané abundance pavouků byly v roce 2024, zatímco v roce 2023 a 2025 byly vyšší a navzájem si podobné, a tento trend byl stejný pro všechny plochy bez ohledu na typ zásahu (Tab. 7). Druhová bohatost pavouků se mezi jednotlivými typy experimentálního zásahu opět významně nelišila ani nebyl pozorován vliv přítomnosti rostlinného poloparazita (Obr. 58, $p = 0{,}580$). Druhová bohatost pavouků se ale lišila mezi jednotlivými roky ($p = 0{,}006$) a mezi zkoumanými bloky v rámci navrženého designu ($p = 0{,}006$). Nejnižší druhová bohatost byla zjištěna v roce 2023, v roce 2024 byla mírně vyšší, ale ne statisticky významně, zatímco v roce 2025 byla druhová bohatost pavouků významně vyšší než v letech 2023 a 2024 (Tab. 7). Obdobně tomu bylo v případě hodnot Shannonova indexu, které se mezi jednotlivými typy experimentálního zásahu významně nelišily ani nebyl pozorován vliv přítomnosti rostlinného poloparazita (Obr. 58, $p = 0{,}755$).

Hodnoty Shannonova indexu se opět lišily mezi jednotlivými roky ($p < 0{,}001$**)** a mezi zkoumanými bloky v rámci navrženého designu ($p < 0{,}001$). Nejnižší hodnoty byly zjištěné v roce 2023, v roce 2024 a 2025 byly hodnoty Shannonova indexu statisticky významně vyšší (Tab. 7).

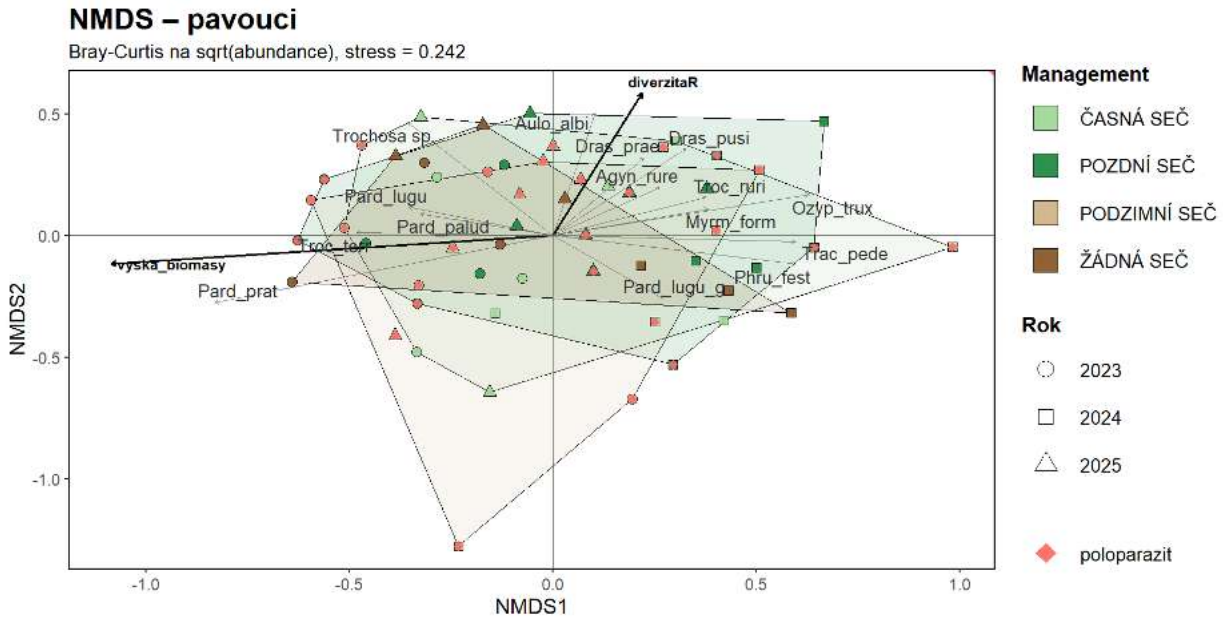
Tab. 7. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025 v jednotlivých treatmentech na lokalitě Krče - Břeclav pro abundanci (**A**), druhovou bohatost (**Db**) a Shannonův index (**Si**) pavouků odchyceným pomocí metody zemních pastí. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci treatmentu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0{,}05$; ** $p \leq 0{,}01$; *** $p \leq 0{,}001$; . $p \leq 0{,}1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025									
	2023–2024			**2023–2025**			**2024–2025**		
treatment	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**
časná seč - kontrola	**	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**	**NS**
časná seč + zdravínek/černýš	**	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**	**NS**
časná seč + zdravínek	**	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**	**NS**
pozdní seč - kontrola	**	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**	**NS**
pozdní seč + černýš	**	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**	**NS**
žádná seč	**	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**	**NS**



Obr. 58. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev pavouků, odchyceným pomocí metody zemních pastí, mezi různými variantami: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**), podzimní seč + černýš + zdravínek (**PZS + Č + Z**) a bez seče (**ŽS**) na lokalitě Krče - Břeclav v letech 2023 až 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy treatmentů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

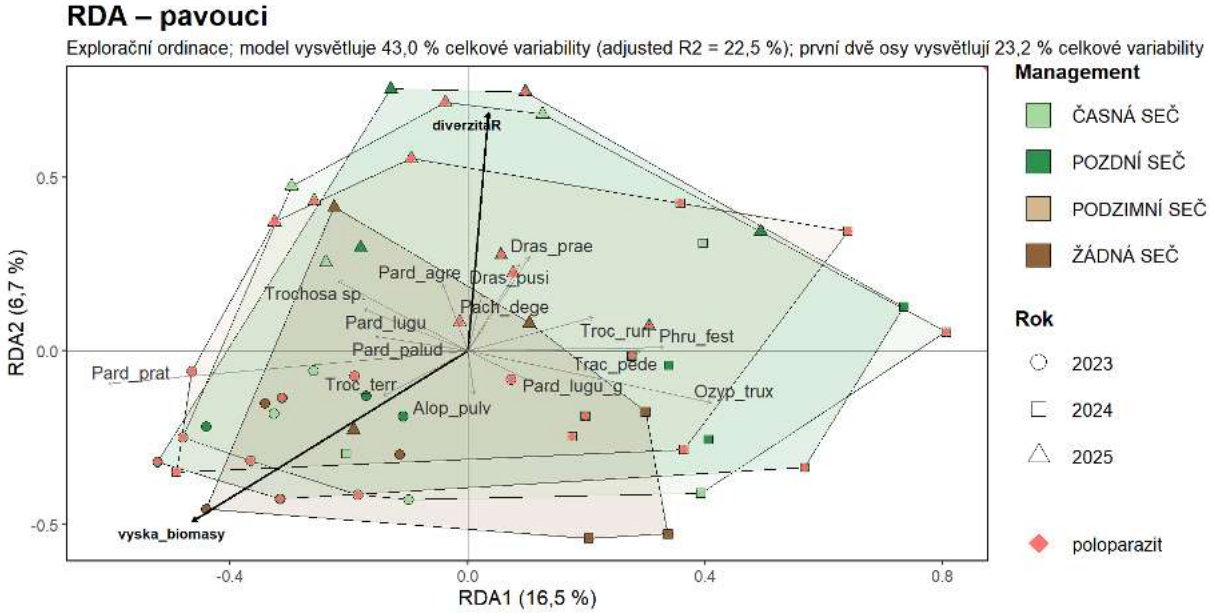
Analýza druhového složení pomocí PERMANOVA neukázala signifikantní efekt přítomnosti poloparazitů ($p = 0,569$), druhové bohatosti vyšších rostlin (diverzitaR, $p = 0,195$), výšky biomasy (vyska_biomasy, $p = 0,659$) ani interakce treatment × rok ($p = 0,523$). Významný byl jenom efekt konkrétního bloku v rámci navrženého experimentálního designu ($p = 0,003$), což naznačuje, že druhové složení pavouků bylo více strukturované prostorovou heterogenitou stanoviště než samotným typem managementu. Ordinace NMDS ukázala poměrně silné překrytí všech tří hlavních typů managementu a jen slabě naznačila jejich prostorové rozdělení (Obr. 59). Hodnota stress = 0,242 ukazuje, že dvourozměrné zobrazení zachycuje strukturu společenstva jen přibližně. Na strukturu společenstva pavouků v NMDS ordinaci měla významný vliv výška rostlinné biomasy (vyska_biomasy, $p = 0,001$), zatímco vliv druhové bohatosti vyšších rostlin vykazoval jen nevýznamný trend (diverzitaR, $p = 0,092$).



Obr. 59. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,242) znázorňující podobnost druhového složení společenstev pavouků odchycených pomocí zemních pastí na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu a mezi roky 2023 až 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Agyn_rure = *Agyneta rurestris*, Aulo_albi = *Aulonia albimana*, Dras_prae = *Drassyllus praeficus*, Dras_pusi = *Drassyllus pusillus,* Myrm_form = *Myrmarachne formicaria,* Ozyp_trux = *Ozyptila trux*, Phru_fest = *Phrurolithus festivus*, Pard_lugu = *Pardosa lugubris*, Pard_palud = *Pardosa paludicola*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Trac_pede = *Trachyzelotes pedestris*, Troc_ruri = *Trochosa ruricola*, Troc_terr = *Trochosa terricola.*

Ordinační analýza RDA byla jako celek významná (Obr. 60, p = 0,001) a vysvětlovala 43 % celkové variability druhového složení. První dvě osy spolu vysvětlovaly 23,2 % variability. V marginálnych testech RDA byl opět významný pouze efekt konkrétního bloku v rámci navrženého experimentálního designu (p = 0,001), zatímco přítomnost poloparazitů (p = 0,742) ani interakce typ managementu × rok (p = 0,692) významné nebyly. Na rozdíl od ordinace NMDS byly v RDA analýze významné obě enviromentální proměnné: druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, p = 0,001) i výška rostlinné biomasy (vyska_biomasy, p = 0,001). Struktura společenstva pavouků tedy byla v ordinačních analýzách formovaná především prostorovou variabilitou a vegetačními gradienty, nikoliv jednoznačně samotným typem managementu a přítomností poloparazitické rostliny.



Obr. 60. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev pavouků odchycených pomocí zemních pastí, a environmentálními proměnnými na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu mezi roky 2023 až 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Alop_pulv = *Alopecosa pulverulenta*, Dras_prae = *Drassyllus praeficus*, Dras_pusi = *Drassyllus pusillus*, Ozyp_trux = *Ozyptila trux*, Pach_dege = *Pachygnatha degerii*, Pard_agre = *Pardosa agrestis*, Pard_lugu = *Pardosa lugubris*, Pard_palud = *Pardosa paludicola*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Phru_fest = *Phrurolithus festivus*, Trac_pede = *Trachyzelotes pedestris*, Troc_ruri = *Trochosa ruricola*, Troc_terr = *Trochosa terricola.*

Jelikož se mezi plochami s různým typem managementu nenašel významný rozdíl v druhovém složení pavouků, tak i analýza indikačních druhů neukázala jasně na druhy, které mají silnou vazbu na konkrétní typ managementu, kromě slíďáka druhu *Pardosa nigriceps*, který vykazoval silnou vazbu na plochy, které byly ponechané neposečené. Tento druh je na našem území ohrožený a vyskytuje se převážně na zachovalých vřesovištích nebo rašeliništích.

Vysavač a smyk

Pomocí smyku a vysavače bylo na lokalitě Krče v průběhu dvou let zaznamenáno 1 388 dospělých jedinců pavouků určených do 106 druhů. Mezi nejhojněji zastoupené patřily druhy lovčík *Pisaura mirabilis*, skákavka *Evarcha arcuata* a slíďák *Pardosa prativaga*. Mezi nejohroženější druhy, nalezené na lokalitě pomocí smyku a vysavače, patřily plachetnatka *Agyneta simplicitarsis* (CR), skálovka *Civizelotes gracilis* (EN), zora *Zora armillata* (CR), suchouch *Argenna patula* (CR) a na našem území donedávna nezvěstná plachetnatka *Trichoncoides piscator*. Na této lokalitě byl také v roce 2025 ve vzorcích z vysavače nalezen jeden jedinec plachetnatky druhu *Hylyphantes nigritus*, což je druh, který byl na území České republiky nalezen pouze v roce 1938 na Pouzdřanské stepi.

Abundance pavouků se významně lišila mezi jednotlivými typy experimentálních zásahů ($p < 0,001$), roky ($p < 0,001$) i mezi zkoumanými bloky ($p = 0,0055$). Abundance pavouků byla v obou letech nejnižší u varianty pozdní seč – kontrola (PS-K) a nejvyšší u varianty bez prováděné seče (ŽS), zatímco varianty časné seče se pohybovaly převážně mezi těmito extrémy (Obr. 61). Porovnání mezi roky ukázalo, že abundance byla v roce 2024 vyšší než v roce 2025 na plochách se všemi typy zásahu (Tab. 8).

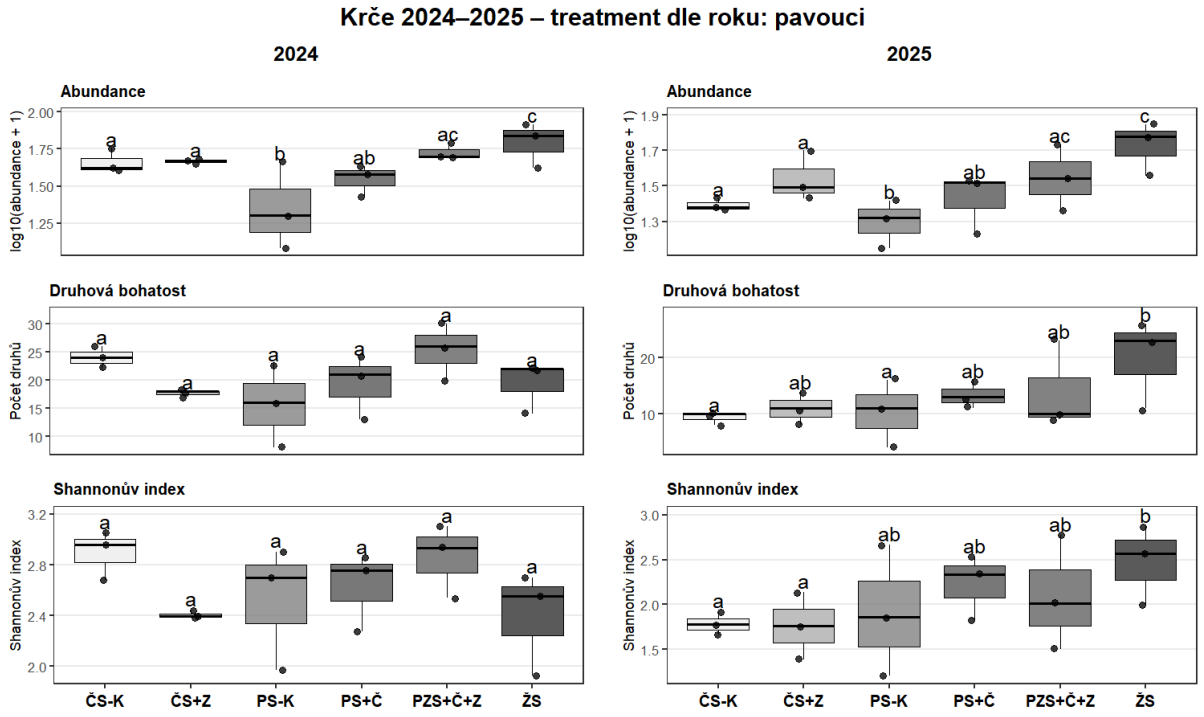
Druhová bohatost pavouků se významně lišila mezi jednotlivými typy experimentálních zásahů ($p = 0,0185$), roky ($p < 0,001$), mezi jednotlivými bloky ($p < 0,001$) a zároveň byla významná i interakce mezi typem treatmentu a rokem ($p = 0,0283$). V roce 2024 se druhová bohatost mezi jednotlivými typy experimentálních zásahů nelišila, ale v roce 2025 byla nejvyšší druhová bohatost u varianty bez seče, zatímco plochy s časnou a pozdní sečí bez přítomnosti poloparazitické rostliny měly druhovou bohatost nejnižší (Obr. 61). Porovnání mezi roky ukázalo, že druhová bohatost v roce 2025 klesla ve srovnání s rokem 2024 u variant experimentálních zásahů časná seč bez poloparazitické rostliny a i s oběma druhy poloparazitických rostlin (zdravínek, černýš, tab. 8).

Na hodnoty Shannonova indexu měly významný statistický vliv pouze proměnné rok ($p < 0,001$) a interakce roku a typu treatmentu ($p < 0,001$), samotný efekt typu experimentálního zásahu významný nebyl ($p = 0,135$). V roce 2024 se hodnoty Shannonova indexu mezi jednotlivými typy zásahu nelišily, ale v roce 2025 dosáhly nejvyšších hodnot indexu plochy bez prováděné seče, zatímco nižší hodnoty indexu byly patrné u ploch s časnou sečí jednak bez poloparazitické rostliny a i na plochách s vysetým zdravínkem (Obr. 61). Porovnání mezi roky ukázalo, že Shannonův index byl v roce 2024 vyšší než v roce 2025 u všech sečených variant, zatímco na nesečených plochách se mezi roky nelišil (Tab. 8).

Tab. 8. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých variantách na lokalitě Krče pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index pavouků odchyceným pomocí metody smyku a vysavače. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci varianty. Znaménka významnosti: * p ≤ 0,05; ** p ≤ 0,01; *** p ≤ 0,001; . p ≤ 0,1; ns = statisticky nevýznamné.

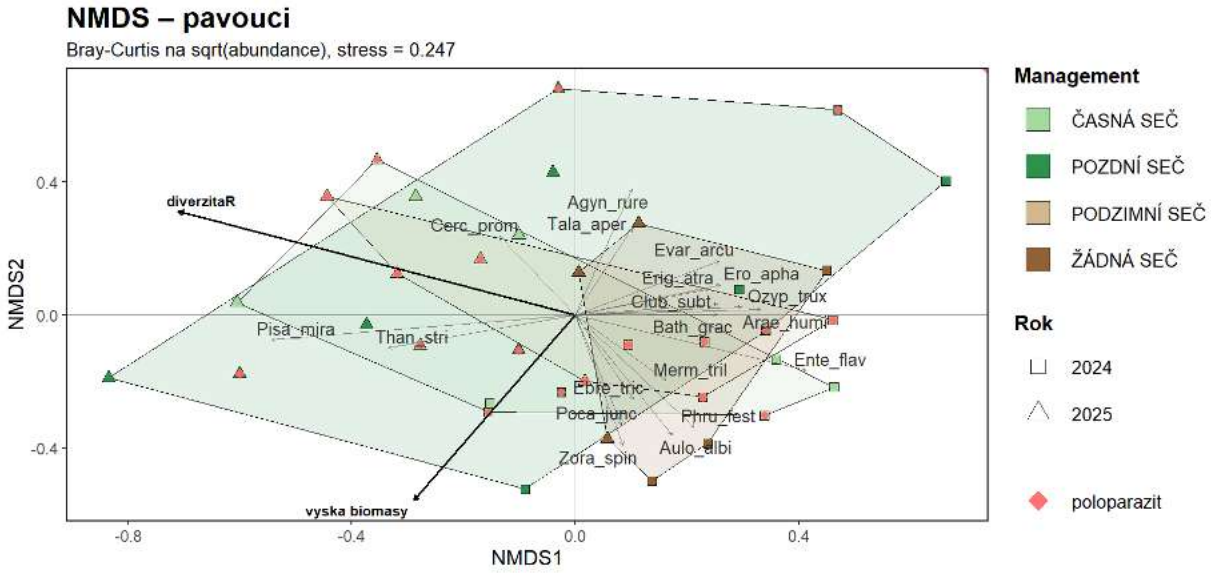
Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
Časná seč – kontrola	***	***	***
Časná seč + zdravínek	***	*	***
Pozdní seč – kontrola	***	.	***
Pozdní seč + černýš	***	.	*
Podzimní seč + zdravínek + černýš	***	**	***
Žádná seč	***	**ns**	**ns**



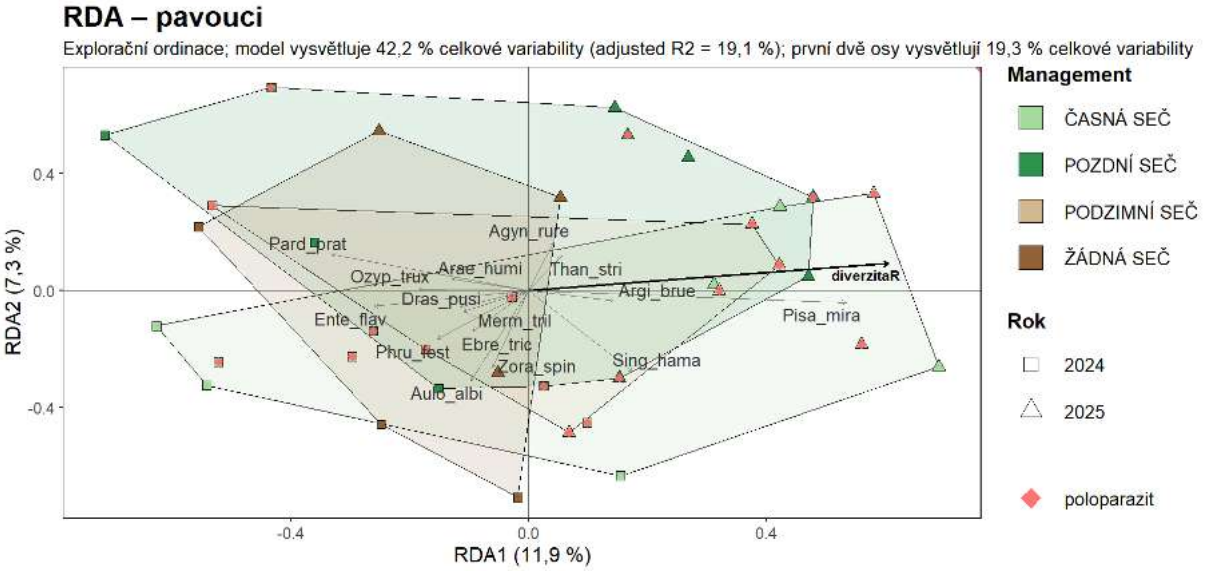
Obr. 61. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače mezi různými variantami: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**), podzimní seč + černýš + zdravínek (**PZS + Č + Z**) a bez seče (**ŽS**) na lokalitě Krče - Břeclav v letech 2024 a 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy treatmentů v rámci daného roku (p ≤ 0,05). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

V analýze druhového složení pomocí PERMANOVA nevyšel průkazný efekt přítomnosti poloparazitických rostlin (p = 0,710), diverzity rostlin (p = 0,979) ani interakce typ managementu × rok (p = 0,136). Průkazný byl pouze efekt konkrétního bloku v rámci experimentálního designu (p = 0,001), což ukazuje na výraznou prostorovou strukturu společenstva pavouků. Ordinace NMDS ukázala poměrně široké překrytí skupin a jen částečné oddělení jednotlivých typů managementu, především mezi sečenými plochami a plochami bez seče; hodnota stress = 0,247 však ukazuje, že jde o spíše hrubé dvourozměrné zobrazení dat (Obr. 62). Na konfiguraci společenstev pavouků v NMDS diagramu průkazně působila druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, p = 0,004) a výška rostlinné biomasy (vyska_biomasy, p = 0,026).



Obr. 62. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,247) znázorňující podobnost druhového složení společenstev pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Agyn_rure = *Agyneta rurestris*, Arae_humi = *Araeoncus humilis*, Aulo_albi = *Aulonia albimana*, Bath_grac = *Bathyphantes gracilis*, Cerc_prom = *Cercidia prominens*, Club_subt = *Clubiona subtilis*, Ebre_tric= *Ebrechtella tricuspidata*, Ente_flav = *Entelecara flavipes*, Evar_arcu = *Evarcha arcuata*, Merm_tril = *Mermessus trilobatus*, Ozyp_trux = *Ozyptila trux*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Pisa_mira = *Pisaura mirabilis*, Poca_junc = *Pocadicnemis juncea*, Tala_aper = *Talavera aperta*, Than_stri = *Thanatus striatus*, Zora_spin = *Zora spinimana*

Ordinace RDA byla jako celek průkazná (p = 0,001) a vysvětlila 42,2 % celkové variability druhového složení, první dvě ordinační osy vysvětlily 19,3 % variability (Obr. 63). V marginálních testech RDA byl průkazný pouze efekt konkrétního bloku (p = 0,001), zatímco přítomnost poloparazitických rostlin (p = 0,789) ani interakce typu managementu × rok (p = 0,129) průkazné nebyly. Z environmentálních proměnných byla v RDA průkazná pouze druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, p = 0,005), zatímco efekt výšky biomasy byl pouze hraniční (p = 0,053). Ordinační výsledky tedy potvrzují, že vedle managementu hrála v utváření společenstev významnou roli i prostorová heterogenita stanoviště, zachycená efektem bloku. Plochy s různým typem managementu se výrazně překrývají, nicméně společenstvo pavouků na nesečených plochách tvoří podmnožinu společenstev ploch sečených (Obr. 63), jejichž druhové složení je tedy více variabilní.



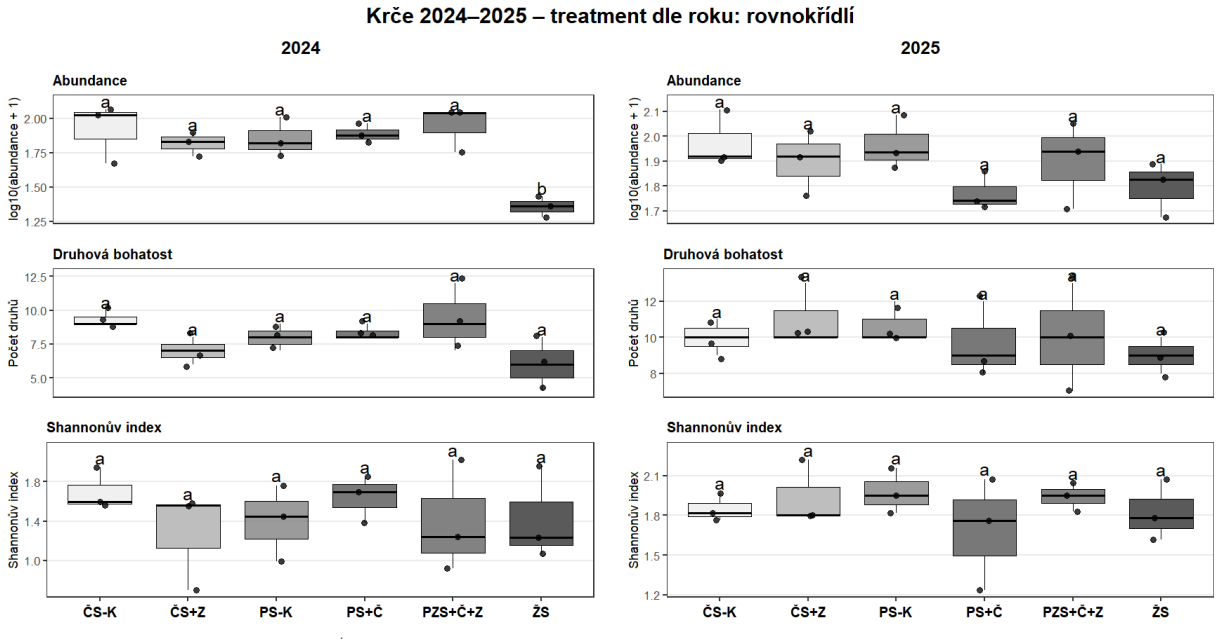
Obr. 63. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev pavouků odchycených pomocí smyku a vysavače, a environmentálními proměnnými na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Agyn_rure = *Agyneta rurestris*, Arae_humi = *Araeoncus humilis*, Argi_brue = *Argiope bruennichi*, Aulo_albi = *Aulonia albimana,* Dras_pusi = *Drassyllus pusillus*, Ebre_tric = *Ebrechtella tricuspidata*, Ente_flav = *Entelecara flavipes*, Merm_tril = *Mermessus trilobatus,* Ozyp_trux = *Ozyptila trux*, Pard_prat = *Pardosa prativaga*, Phru_fest = *Phrurolithus festivus*, Pisa_mira = *Pisaura mirabilis*, Sing_hama = *Singa hamata*, Than_stri = *Thanatus striatus*, Zora_spin = *Zora spinimana.*

Analýza indikátorových druhů ukázala, že při rozdělení na čtyři základní managementové kategorie byly jako indikátorové identifikovány druhy běžník *Synema globosum* pro podzimní seč, cedivečka *Dictyna uncinata*, zápředka *Liocranoeca striata* a skákavka *Marpissa nivoyi* pro variantu bez seče, běžník *Tmarus piger* a pokoutník *Allagelena gracilens* pro kombinaci podzimní seč + žádná seč a běžník *Ebrechtella tricuspidata* pro kombinaci časná seč + podzimní seč + žádná seč. Výsledky tedy naznačují, že u pavouků se signál indikátorových druhů vztahuje spíše k širším typům managementu než k samotné přítomnosti poloparazita.

4.5.2.2 Rovnokřídlí (Orthoptera)

Na lokalitě Krče u Břeclavi bylo metodou smyku a vysavače v průběhu dvou let 2024 - 2025 zaznamenáno celkem 2685 jedinců rovnokřídlých určených do 19 druhů. Nejhojněji zastoupené byly druhy saranče obecná (*Pseudochorthippus parallelus*; 1 007 ex.), kobylka bělopruhá (*Leptophyes albovittata*; 295 ex.) a saranče luční (*Chorthippus dorsatus*; 285 ex.). Do druhu nebylo celkově možné určit obtížně determinovatelné nymfy z čeledi sarančovití (Acrididae; 745 ex.) a z rodů *Chorthippus* (3 ex.), *Conocephalus* (177 ex.) a *Tetrix* (37 ex.). Tito jedinci byli vyřazeni z finální datové matice. Celkem 3 druhů zaznamenaných na lokalitě je řazených do Červeného seznamu. Všechny druhy jsou kategorizované jako blízko ohrožení; saranče vlašská (*Calliptamus italicus*; 5 ex.), saranče černopruhá (*Mecostethus parapleurus*; 218 ex.) a marše panonská (*Tetrix bolivari*; 2 ex.).

Celková abundance rovnokřídlých byla významně ovlivněna typem experimentálního zásahu ($\chi^2 = 38{,}329$; $p < 0{,}001$), rokem ($\chi^2 = 15{,}89$; $p < 0{,}001$) i blokem ($\chi^2 = 7{,}448$; $p = 0{,}024$) a současně se prokázala také jeho významná interakce s rokem ($\chi^2 = 49{,}792$; $p < 0{,}001$). To znamená, že rozdíly mezi variantami experimentálními zásahy nebyly v obou letech stejné. V roce 2024 měli neposečené plochy významně nižší abundanci než ostatní varianty, zatímco v roce 2025 se rozdíly mezi variantami zmírnily a abundance se mezi nimi více vyrovnala. Meziroční srovnání v rámci jednotlivých variant ukázalo významný rozdíl u pozdní seči bez poloparazita ($p = 0{,}029$), i s poloparazitem ($p = 0{,}026$) a zejména u nesečené varianty ($p < 0{,}001$), zatímco u časné seči bez poloparazita a podzimní sečí s oběma poloparazity se rozdíl mezi roky nepotvrdil; u časné seči se zdravínkem (*Odontites*) šlo jen o hraniční trend ($p = 0{,}087$) (Obr. 64, tab. 9).



Obr. 64. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev rovnokřídlých mezi různými variantami: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**), podzimní seč + černýš + zdravínek (**PZS + Č + Z**) a bez seče (**ŽS**) lokalitě Krče - Břeclav v letech 2024 a 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy managementů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

U druhové bohatosti se efekt jednotlivých variant experimentálních zásahů nepotvrdil (χ^2 = 2,148; p = 0,828), významný však byl efekt roku (χ^2 = 4,194; p = 0,041), zatímco blok významný nebyl (χ^2 = 1,922; p = 0,383). Ve všech sledovaných variantách byl v roce 2025 zaznamenán vyšší počet druhů než v roce 2024, což ukazuje na celkový meziroční nárůst druhové bohatosti napříč lokalitou, nikoli na specifickou reakci na konkrétní variantu managementu nebo na výsev poloparazita. U druhové bohatosti nebyla interakce treatment × rok významná, a proto finální model předpokládá stejný efekt roku napříč všemi variantami. Z tohoto důvodu jsou v tabulce porovnání mezi roky u všech treatmentu shodné hodnoty testové statistiky i p-hodnoty (Obr. 64, tab. 9, p = 0,041).

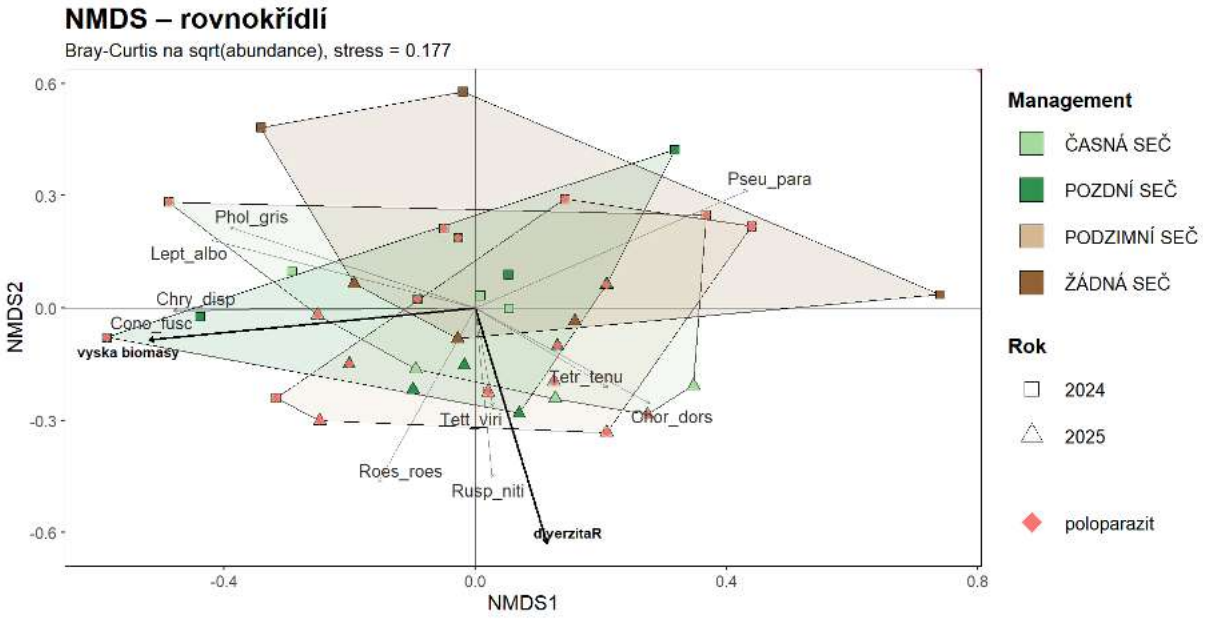
Tab. 9. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých variantách na lokalitě Krče pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index rovnokřídlých odchyceným pomocí metody smyku a vysavače. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci varianty. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; . $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
Časná seč – kontrola	**ns**	*	**ns**
Časná seč + zdravínek	**.**	*	***
Pozdní seč – kontrola	*	*	***
Pozdní seč + černýš	*	*	**ns**
Podzimní seč + zdravínek + černýš	**ns**	*	***
Žádná seč	***	*	*

Index diverzity (Shannon) rovněž neukázal jednoduchý hlavní efekt treatmentu ($\chi^2 = 2,548$; $p = 0,769$), ale byl významně ovlivněn rokem ($\chi^2 = 35,349$; $p < 0,001$), blokem ($\chi^2 = 33,223$; $p < 0,001$) a také interakcí treatment × rok ($\chi^2 = 11,445$; $p = 0,043$). Diverzita byla v roce 2025 statisticky významně vyšší zejména u variant s podzimní sečí ($p < 0,001$), časné seči se zdravínkem (*Odontites*) ($p < 0,001$), pozdní seči bez poloparazita ($p < 0,001$) a žádné seči ($p = 0,014$), zatímco u časné seči bez poloparazita a pozdní seči s černýšem (*Melampyrum*) se meziroční posun nepotvrdil. I zde se tedy ukazuje, že reakce společenstva závisela spíše na konkrétní kombinaci roku a managementu než na jediném univerzálně působícím faktoru (Obr. 64, tab. 9). Co sa týče abundancí, druhové bohatosti a Shannonova indexu, v žádném roce nebyl pozorován významný rozdíl mezi páry managementu (s a bez vysetého poloparazita). V roce 2024 však byli abundance rovnokřídlých významně nižší oproti všem ostatním experimentálním zásahům.

Analýzy společenstva ukázaly, že samostatný efekt poloparazita na druhové složení rovnokřídlých se nepotvrdil ani v explorační PERMANOVA ($F = 1,33$; $p = 0,249$), ani v marginálních testech RDA ($F = 0,83$; $p = 0,521$). V analýze PERMANOVA se naopak projevil především efekt bloku ($F = 7,64$; $p = 0,001$) a také interakce treatment × rok ($F = 1,75$; $p = 0,040$). NMDS ordinace ukázala jen částečné rozlišení skupin a značné překrývání ploch se stejným managementem. Oddělení vzorků mezi roky bylo patrné především ve směru druhé ordinační osy, zatímco efekt managementu nebyl v ordinačním prostoru jednoznačně vymezený (Obr. 65). V NMDS byly standardně vykresleny všechny envfit vektory, ale významná byla pouze diverzitaR ($r^2 = 0,200$; $p = 0,030$), zatímco výška biomasy významná nebyla ($r^2 = 0,136$; $p = 0,105$) (Obr. 65).

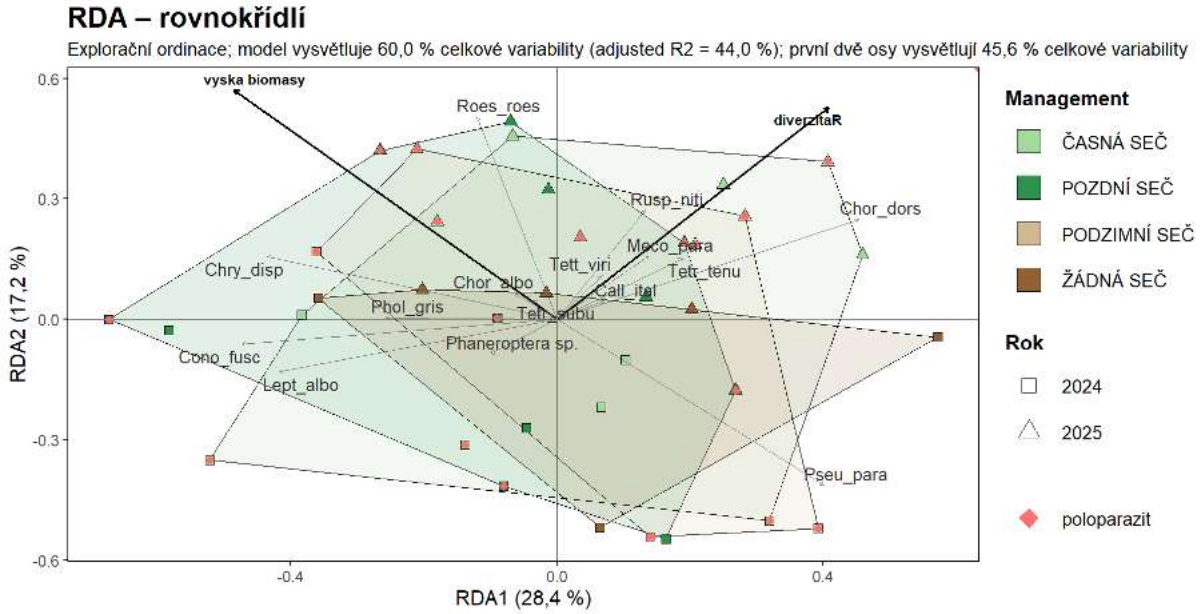


Obr. 65. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,177) znázorňující podobnost druhového složení společenstev rovnokřídlých na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Cono_fusc = *Conocephalus fuscus*, Chor_dors = *Chorthippus dorsatus*, Chry_disp = *Chrysochraon dispar*, Lept_albo = *Leptophyes albovittata*, Phol_gris = *Pholidoptera griseoaptera,* Pseu_para = *Pseudochorthippus parallelus*, Roes_roes = *Roeseliana roeselii*, Rusp_niti = *Ruspolia nitidula*, Tetr_tenu= *Tetrix tenuicornis,* Tett_viri= *Tettigonia viridissima.*

Také RDA analýza ukázala, že struktura společenstva souvisela spíše s kombinací roku, managementu a prostorové heterogenity než se samotným poloparazitem. Celkový model RDA byl průkazný ($F = 3,75$; $p = 0,001$), vysvětlil 60,0 % celkové variability druhového složení a adjusted R^2 dosáhlo 44,0 %. První dvě ordinační osy vysvětlily 45,6 % celkové variability (RDA1 = 28,4 %, RDA2 = 17,2 %). Podél první osy pozorujeme málo zřetelný posun ploch od pozdně sečených po neposečené plochy, zatímco podél druhé osy pozorujeme posun ploch v čase (Obr. 66). V marginálních testech byl významný především blok ($F = 8,55$; $p = 0,001$), zatímco interakce treatment × rok významná nebyla ($F = 1,37$; $p = 0,171$). Doplňková analýza envfit v RDA ukázala jako významné environmentální proměnné druhovou bohatost vegetace (diverzitaR; $r^2 = 0,200$; $p = 0,028$) a výšku biomasy ($r^2 = 0,253$; $p = 0,003$), což naznačuje, že proměny společenstva byly do určité míry vázány i na strukturu porostu (Obr. 66).

Při interpretaci meziročních rozdílů ve složení společenstva je ale nutné být opatrný, protože test homogenity disperzí ukázal významný rozdíl mezi roky (betadisper: F = 9,91; p = 0,008), zatímco u treatmentu (F = 0,12; p = 0,960), přítomnosti poloparazita (F = 0,08; p = 0,773) ani interakce treatment × rok (F = 0,69; p = 0,681) se rozdíly v disperzi nepotvrdily. Absence efektu poloparazita je tedy v komunitních datech poměrně konzistentní, ale část rozdílů mezi roky může odrážet i odlišnou vnitroskupinovou variabilitu vzorků (Obr. 65, 66). Na lokalitě Krče tak druhové složení i strukturu společenstva rovnokřídlých nejvýrazněji ovlivňovaly prostorová heterogenita stanoviště, vegetační struktura, efekt roku, managementu a jejich vzájemná interakce, zatímco samostatný efekt přítomnosti poloparazita se nepotvrdil.



Obr. 66. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev rovnokřídlých odchycených pomocí smyku a vysavače, a environmentálními proměnnými na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Call_ital = *Calliptamus italicus*, Cono_fusc = *Conocephalus fuscus*, Chor_albo = *Chorthippus albomarginatus,* Chor_dors = *Chorthippus dorsatus*, Chry_disp = *Chrysochraon dispar*, Lept_albo = *Leptophyes albovittata*, Meco_para = *Mecostethus parapleurus*, Phol_gris = *Pholidoptera griseoaptera,* Pseu_para = *Pseudochorthippus parallelus*, Roes_roes = *Roeseliana roeselii*, Rusp_niti = *Ruspolia nitidula*, Tetr_subu= *Tetrix subulata,* Tetr_tenu= *Tetrix tenuicornis,* Tett_viri= *Tettigonia viridissima*

Analýza indikátorových druhů u rovnokřídlých na lokalitě Krče identifikovala pouze dva signifikantní druhy a to kobylka kuželohlavá (*Ruspolia nitidula*) a marše tenkorohá (*Tetrix tenuicornis*). V obou případech šlo o druhy vázané na sečené varianty, jak v analýze s rozlíšenými plochami s poloparazitem, tak v analýze zahrnující čtyř

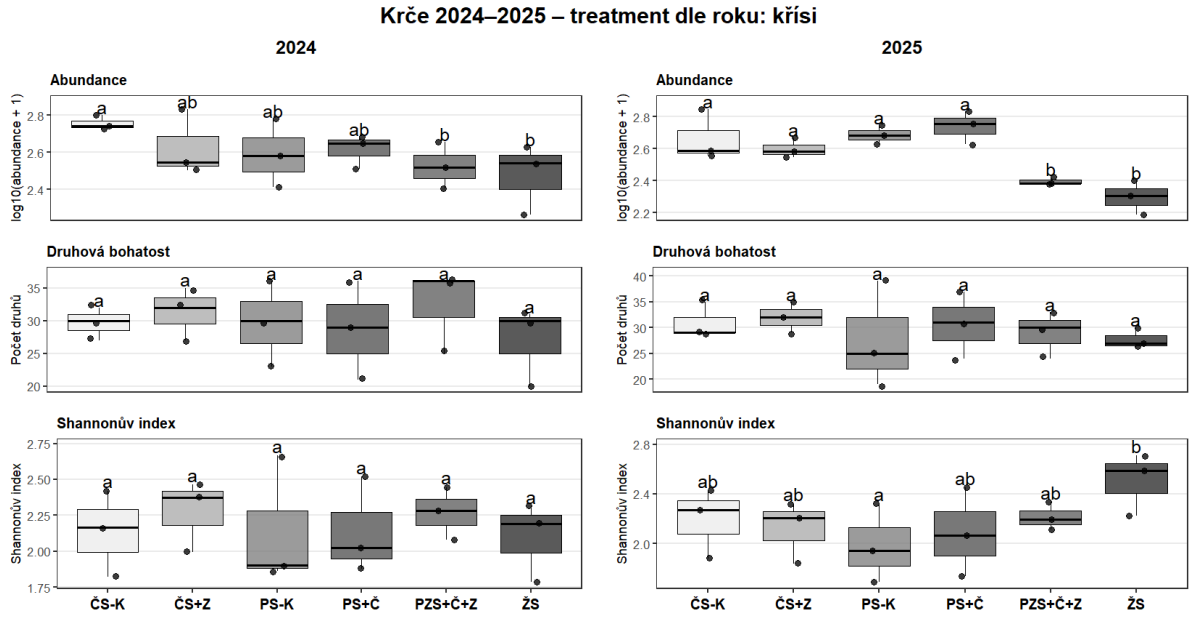
i managementové zásahy. Pro nesečenou variantu ani pro samotné plochy s přítomnost poloparazita se žádný indikátorový druh neprokázal. Výsledky tak naznačují, že z pohledu indikátorových druhů hraje větší roli struktura porostu ovlivněna managementem než samotný výsev poloparazita.

4.5.2.3 Křísi (Auchenorrhyncha)

Na lokalitě Krče u Břeclavi bylo metodou smyku a vysavače v průběhu dvou let 2024 - 2025 zaznamenáno celkem 14 654 jedinců křísů určených do 108 druhů. Nejhojněji zastoupené byly druhy *Philaenus spumarius* (3 010 ex.), *Cicadella viridis* (2 931 ex.) a *Errastunus ocellaris* (2 499 ex.). Do druhu nebylo celkově možné určit obtížně determinovatelné samice (28 ex.), zejména z rodů *Anaceratagallia*, *Anoscopus*, *Hebata* nebo *Balclutha.* Tito jedinci byli vyřazeni z finální datové matice.

Celkem 17 druhů zaznamenaných na lokalitě je řazených do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017). Jedná se o dva zranitelné druhy; křísek příkopní (*Cosmotettix caudatus*; 5 ex.), ostruhovník tlustorohý (*Delphax crassicornis*; 1 ex.) a 15 druhů blízko ohrožení; *Allygidius abbreviatus, Allygidius atomarius, Anaceratagallia venosa, Anakelisia fasciata, Austroagallia sinuata, Cicadula frontalis, Cicadula placida, Cixius distinguendus, Dictyophara europaea, Hephathus nanus, Kelisia guttula, Kelisia praecox, Kelisia punctulum, Psammotettix kolosvarensis, Trypetimorpha occidentalis.*

Abundance křísů byly významně ovlivněny treatmentem ($\chi^2 = 67{,}01$; $p < 0{,}001$), blokem ($\chi^2 = 14{,}75$; $p < 0{,}001$) a interakcí treatment × rok ($\chi^2 = 16{,}56$; $p = 0{,}005$), zatímco hlavní efekt roku významný nebyl. V obou zkoumaných letech vykazovaly nižší abundanci především varianty podzimní seč a plochy bez seče, zatímco nejvyšší hodnoty měly časně sečené a pozdně sečené varianty (Obr. 67). Mezi časnou sečí bez poloparazita a plochami s podzimní a žádnou sečí pozorujeme v roce 2024 významný rozdíl, zatímco v roce 2025 se významný rozdíl projevil mezi všemi časnými a pozdními sečemi v porovnaní s podzimní a žádnou sečí (Obr. 67). Významná interakce treatment × rok značí, že meziroční změna abundancí nebyla mezi jednotlivými variantami experimentálního zásahu jednotná. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 ukazují, že abundance byla v roce 2025 významně vyšší než v roce 2024 u varianty pozdní seče s černýšem ($p = 0{,}050$), zatímco u podzimní seče ($p = 0{,}049$) a u neposečených ploch ($p = 0{,}007$) byla v roce 2025 významně nižší než v roce 2024. U ostatních variant se významná meziroční změna abundance neobjevila (Tab. 10).



Obr. 67. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev křísů mezi různými variantami: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**), podzimní seč + černýš + zdravínek (**PZS + Č + Z**) a bez seče (**ŽS**) lokalitě Krče - Břeclav v letech 2024 a 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy managementů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

Druhová bohatost křísů nebyla ve finálním modelu významně ovlivněna typem experimentálního zásahu (treatment) ($\chi^2 = 2,39$; $p = 0,792$), rokem ($\chi^2 = 0,004$; $p = 0,951$) ani blokem ($\chi^2 = 2,75$; $p = 0,253$). Interakce treatment × rok nebyla významná a ve finálním modelu nebyla ponechána. Rozdíly mezi variantami zásahu ani mezi roky nebyly významné (Obr. 67). Protože interakce treatment × rok nebyla významná, finální model předpokládá společný meziroční efekt napříč všemi variantami; z tohoto důvodu jsou v tabulce mezi roky u všech treatmentů shodné hodnoty testové statistiky i p-hodnoty. Druhová bohatost se mezi roky 2024 a 2025 tedy celkově nelišila (Tab. 10, $p = 0,951$)

Diverzita křísů (Shannonův index) nebyla ve finálním modelu ovlivněna hlavními efekty treatmentu ($\chi^2 = 4,86$; $p = 0,433$) ani roku ($\chi^2 = 0,018$; $p = 0,893$), ale významně reagovala na blok ($\chi^2 = 18,64$; $p < 0,001$) a na interakci treatment × rok ($\chi^2 = 16,65$; $p = 0,005$). Z Obr. 67 je možné vyčíst, že v roce 2025 se výrazně zvýšil Shannonův index u varianty bez seče, zatímco ostatní varianty zůstaly mezi roky relativně podobné. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 tento obraz potvrzují: statisticky významný meziroční rozdíl byl zjištěn pouze u varianty bez seče, kde byl Shannonův index v roce 2025 vyšší než v roce 2024 ($p < 0,001$). U ostatních experimentálních zásahů se meziroční změna nepotvrdila (Tab. 10). Mezi páry časné a pozdní seče (s a bez vysetého poloparazita) nepozorujeme žádný významný rozdíl v abundancích, druhové bohatosti a diverzitě křísů. Ani přítomnost poloparazita neměla efekt na sledované metriky v obou zkoumaných letech.

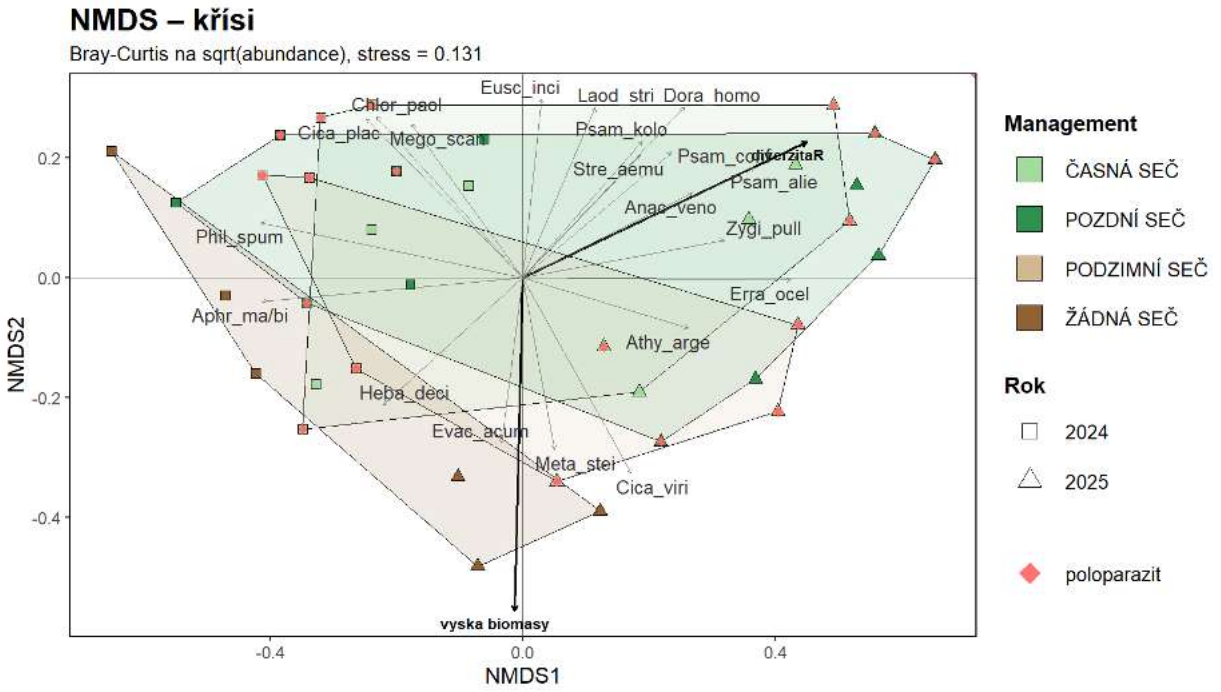
Tab. 10. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých variantách na lokalitě Krče pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index křísů odchyceným pomocí metody smyku a vysavače. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci varianty. Znaménka významnosti: * p ≤ 0,05; ** p ≤ 0,01; *** p ≤ 0,001; . p ≤ 0,1; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
Časná seč – kontrola	**ns**	**ns**	**ns**
Časná seč + zdravínek	**ns**	**ns**	**ns**
Pozdní seč – kontrola	**ns**	**ns**	**ns**
Pozdní seč + černýš	*	**ns**	**ns**
Podzimní seč + zdravínek + černýš	*	**ns**	**ns**
Žádná seč	**	**ns**	***

NMDS ordinace poskytla dobré dvourozměrné zobrazení dat (stress = 0,131) a ukázala částečné odlišení nesečných ploch od sečených variant, přičemž podzimní seč se částečně překrývala s nesečenými plochami, zatímco časná a pozdní seč se v ordinačním prostoru překrývaly víc (Obr. 68). V ordinaci NMDS jsou ve výchozím nastavení vykresleny všechny dostupné envfit vektory; v tomto případě byly zobrazeny gradienty druhová bohatost rostlin (diverzitaR) a výška vegetace (biomasy), přičemž oba environmentální parametry byly významné: diverzitaR (r^2 = 0,499; p = 0,001) a výška biomasy (r^2 = 0,605; p = 0,001) (Obr. 68).

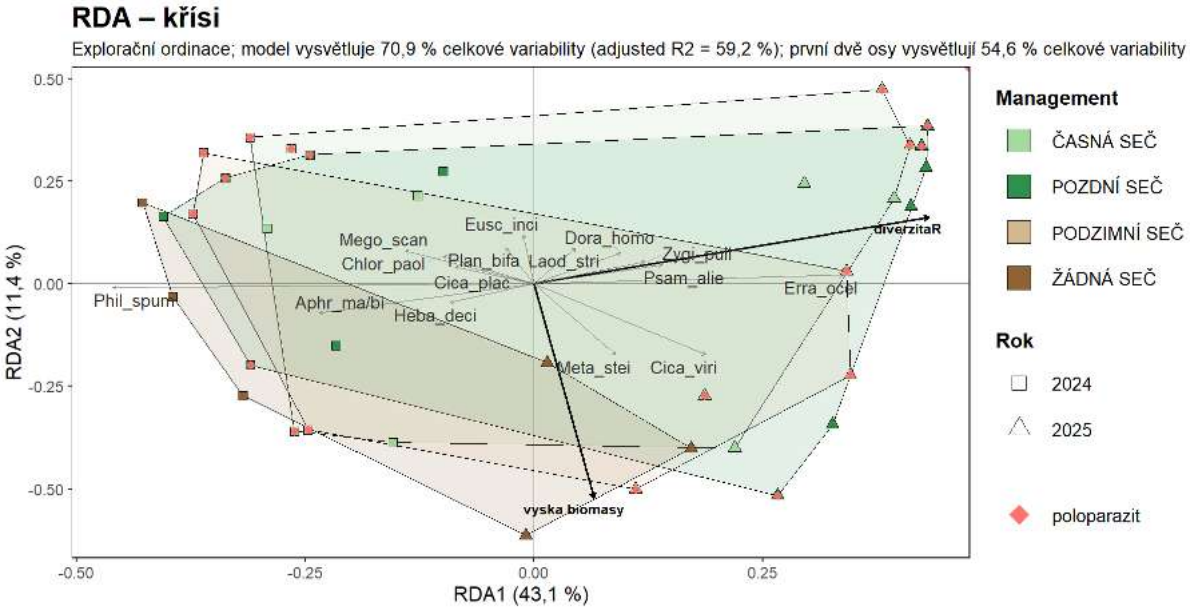
Analýza PERMANOVA ukázala jako nejvýznamnější faktor konkrétního experimentálního bloku (F = 4,81; p = 0,001). Přítomnost poloparazita průkazná nebyla (F = 1,02; p = 0,369), stejně jako druhová bohatost vyšších rostlin v samotném modelu (diverzitaR, F = 1,61; p = 0,132). Interakce treatment × rok byla na hranici statistické významnosti (F = 1,51; p = 0,101). Tento výsledek naznačuje, že druhové složení křísů bylo na lokalitě Krče silně ovlivněno prostorovou heterogenitou mezi bloky a slaběji také tím, jak se management projevil mezi roky. Betadisper ukázal, že rozptyl skupin se mezi typy experimentálních zásahů lišil jen hraničně, mezi roky však významně (F = 5,23; p = 0,022), zatímco pro přítomnost poloparazita a interakci treatment × rok se rozdíly v disperzi neprokázaly. To znamená, že část meziroční variability může být spojena i s odlišnou vnitroskupinovou variabilitou mezi roky, ale trend pro interakci treatment × rok v komunitních datech nelze vysvětlit pouhou heterogenitou disperzí.



Obr. 68. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,131) znázorňující podobnost druhového složení společenstev křísů na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Anac_veno = *Anaceratagallia venosa*, Aphr_ma/bi = *Aphrodes macarovi* / *bicincta*, Athy_arge = *Athysanus argentarius*, Cica_plac = *Cicadula placida*, Cica_viri = *Cicadella viridis*, Dora_homo = *Doratura homophyla*, Erra_ocel = *Errastunus ocellaris*, Eusc_inci = *Euscelis incisus*, Evac_acum = *Evacanthus acuminatus*, Heba_deci = *Hebata decipiens*, Chlo_paol = *Chlorita paolii*, Laod_stri = *Laodelphax striatella*, Mego_scan = *Megophthalmus scanicus*, Meta_stei = *Metalimnus steini*, Phil_spum = *Philaenus spumarius*, Psam_alie = *Psammotettix alienus,* Psam_conf = *Psammotettix confinis,* Psam_kolo = *Psammotettix kolosvarensis*, Strep_aemu = *Streptanus aemulans*, Zygi_pull = *Zyginidia pullula.*

Přímá ordinace RDA zobrazila, že celkový model byl vysoce průkazný (F = 6,08; p = 0,001), vysvětlil 70,9 % celkové variability druhového složení a adjusted R^2 dosáhlo 59,2 %. První dvě ordinační osy vysvětlily 54,6 % variability (RDA1 = 43,1 %, RDA2 = 11,4 %) (Obr. 69). V marginálních testech byl významný blok (F = 5,32; p = 0,001), zatímco přítomnost poloparazita významná nebyla a interakce treatment × rok byla pouze na hranici statistické významnosti (F = 1,70; p = 0,089). Doplňkové envfit vektory v RDA ukázaly jako významné environmentální gradienty druhová bohatost vyšších rostlin (diverzitaR, r^2 = 0,462; p = 0,001) a výška rostlinné biomasy (vyska_biomasy, r^2 = 0,602; p = 0,001). Na ordinačním diagramu je patrný částečný posun ploch mezi roky podél první osy, zatímco podél druhé osy se projevuje spíše gradient od nesečených k sečeným plochám, i když se jednotlivé skupiny stále částečně překrývají (Obr. 69). Druhové složení křísů na Krčích tedy odráželo především prostorovou heterogenitu prostředí a vegetační gradienty.



Obr. 69. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev křísů, odchycených pomocí smyku a vysavače, a environmentálními proměnnými na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše. Zkratky druhů: Aphr_ma/bi = *Aphrodes makarovi/bicincta*, Cica_plac = *Cicadula placida*, Cica_viri = *Cicadella viridis*, Dora_homo = *Doratura homophyla*, Erra_ocel = *Errastunus ocellaris*, Eusc_inci = *Euscelis incisus*, Heba_deci = *Hebata decipiens*, Chlo_paol = *Chlorita paolii*, Laod_stri = *Laodelphax striatella*, Mego_scan = *Megophthalmus scanicus*, Meta_stei = *Metalimnus steini*, Phil_spum = *Philaenus spumarius*, Psam_alie = *Psammotettix alienus,* Plan_bifa = *Planaphrodes bifasciata,* Zygi_pull = *Zyginidia pullula.*

Analýza indikátorových druhů identifikovala u jednotlivých variant managementu celkem sedm významných indikátorových taxonů. Pro časnou seč byl indikátorovým druhem křís *Anaceratagallia ribauti*. Pro žádnou seč byly významný druh *Allygidius abbreviatus* a invazní druh *Metcalfa pruinosa* (jenom 3 ex.). Pro kombinaci časná seč + podzimní seč byl indikátorovým druhem *Graphocraerus ventalis*, pro kombinaci podzimní seč + žádná seč druh *Stictocephala bisonia* a pro kombinaci časná seč + podzimní seč + žádná seč druhy *Hebata decipiens* a *Enantiocephalus cornutus*. V analýze na úrovni šesti experimentálních zásahů nebyl žádný druh indikátorovým druhem výhradně pro plochu s vysetým poloparazitem, kromě *Graphocraerus ventalis*, významným pro časnou seč se zdravínkem a podzimní seč i s černýšem (*Melampyrum*). Avšak tento druh byl zaznamenám jen v několika kusech (8 ex. - 2024 a 2 ex. - 2025), takže se jedná spíš o náhodný výskyt, než že by byl vázán výhradně na plochy s vysetým poloparazitem. Tento druh žije na travách různě v osluněných porostech s vyšší i ruderálnější vegetací, na gradientu od mírně vlhčích ploch až po sušší, a není tedy úzce vázána na specifický typ habitatu.

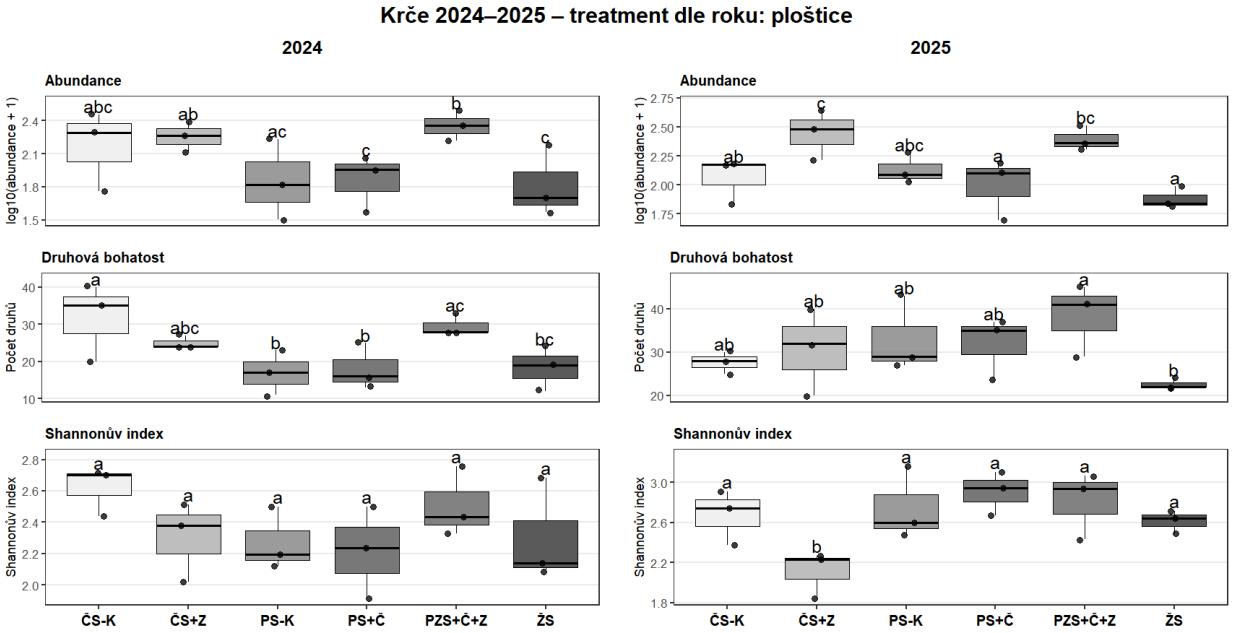
4.5.2.4 Ploštice (Heteroptera)

Na lokalitě Krče bylo v letech 2024 a 2025 zaznamenáno 5524 jedinců a 107 druhů ploštic. Nejpočetněji byla zastoupena klopuška červená (*Lygus pratensis*, 1100 ex), klopuška *Acetropis longirostris* (512 ex) a štíhlenka *Berytinus minor* (472 ex). Celkem 11 z nalezených druhů bylo zařazeno na Červený seznam ohrožených druhů České republiky (Hejda et al. 2017). Kriticky ohroženým druhem byla kněžice slaništní (*Podops curvidens*, 9 ex). Ohrožené druhy byly vroubenka tenkorohá (*Ceraleptus gracilicornis,* 18 ex)*,* pozemka tenkorohá *(Peritrechus gracilicornis,* 17 ex) a kněžice stepní *(Sciocoris distinctus,* 9 ex). Zranitelné (VU) druhy byly klopuška nivní (*Adelphocoris ticinensis*, 1ex) a pozemka tmavá (*Megalonotus antennatus*, 2 ex). Mezi druhy blízké ohrožení (NT) patřila pozemka černoskvrnná (*Xanthochilus quadratus*, 1 ex), pozemka dlouhonohá (*Raglius confusus*, 6 ex), štíhlenka tolicová (*Berytinus montivagus*, 1 ex), kněžice pastvinná (*Rubiconia intermedia*, 18 ex) a klopuška rákosová (*Teratocoris antennatus*, 1 ex).

Abundance ploštic byla ovlivněna typem experimentálního zásahu (treatment; $p < 0,001$) a zároveň byly patrné i významné meziroční rozdíly ($p = 0,015$) a interakce mezi rokem a treatmentem ($p = 0,032$). V obou letech byly abundance nejvyšší na výzkumných plochách obhospodařovaných podzimní sečí s vysetými poloparazitickými rostlinami a na plochách obhospodařovaných časnou sečí s vysetým zdravínkem. Významně nižší abundance ploštic byly zaznamenány na plochách s pozdní sečí s vysetým černýšem a na plochách ponechaných bez managementu (Obr. 70).

Typ experimentálního zásahu ($p < 0,001$), rok ($p < 0,001$) i jejich interakce ($p = 0,007$) měly vliv také na druhovou bohatost ploštic. V roce 2024 byla zaznamenána nejvyšší druhová bohatost na kontrolních plochách obhospodařovaných časnou sečí. Rozdíl mezi časně sečenými kontrolními plochami a plochami s vysetým zdravínkem nebyl statisticky průkazný. Významně nižší druhová bohatost ploštic však byla v roce 2024 zaznamenána na plochách obhospodařovaných pozdní sečí (včetně ploch s vysetým černýšem) a na neobhospodařovaných plochách (Obr. 70). V roce 2025 zůstaly počty druhů ploštic na neobhospodařovaných plochách významně nižší ve srovnání s plochami obhospodařovanými podzimní sečí s vysetým zdravínkem a černýšem. U ploch obhospodařovaných pozdní sečí došlo v roce 2025 oproti předchozímu roku k výraznému nárůstu druhové bohatosti ploštic a rozdíly mezi ostatními variantami experimentálních zásahů proto již nebyly průkazné.

Shannonova diverzita ploštic byla také ovlivněna interakcí mezi rokem a typem experimentálního zásahu ($p = 0,003$). V roce 2024 nebyly mezi jednotlivými treatmenty významné rozdíly v diverzitě (Obr. 70), avšak meziročně došlo k jejímu výraznému nárůstu na některých typech ploch. Nárůst byl nejsilnější v případě pozdně sečených porostů (kontrolních i s vysetým černýšem), naopak se neprojevil u ploch obhospodařovaných časnou sečí. V roce 2025 se tak společenstvo ploštic v časně sečených porostech s vysetým zdravínkem vyznačovalo nižší shannonovou diverzitou oproti všem ostatním typům experimentálních ploch ($p < 0,001$). Nižší Shannonův index nebyl způsoben malým počtem druhů ploštic, ale byl ovlivněn nízkou vyrovnaností společenstva, ve kterém dosahovaly vysokých počtů především dominantní klopušky červené (*Lygus pratensis*).



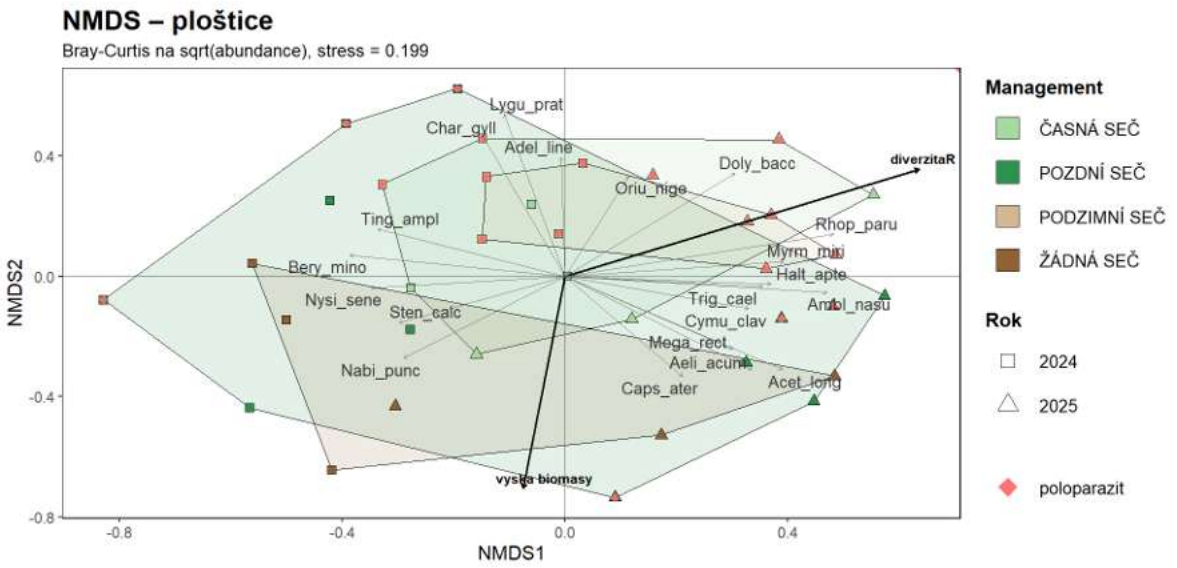
Obr. 70. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev ploštic mezi různými variantami: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**), podzimní seč + černýš + zdravínek (**PZS + Č + Z**) a bez seče (**ŽS**) lokalitě Krče - Břeclav v letech 2023 až 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy treatmentů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

Tab. 11. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025 v jednotlivých variantách na lokalitě Krče pro abundanci, druhovou bohatost a Shannonův index ploštic odchyceným pomocí metody smyku a vysavače. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci varianty. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; . $p \leq 0,1$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2024 a 2025

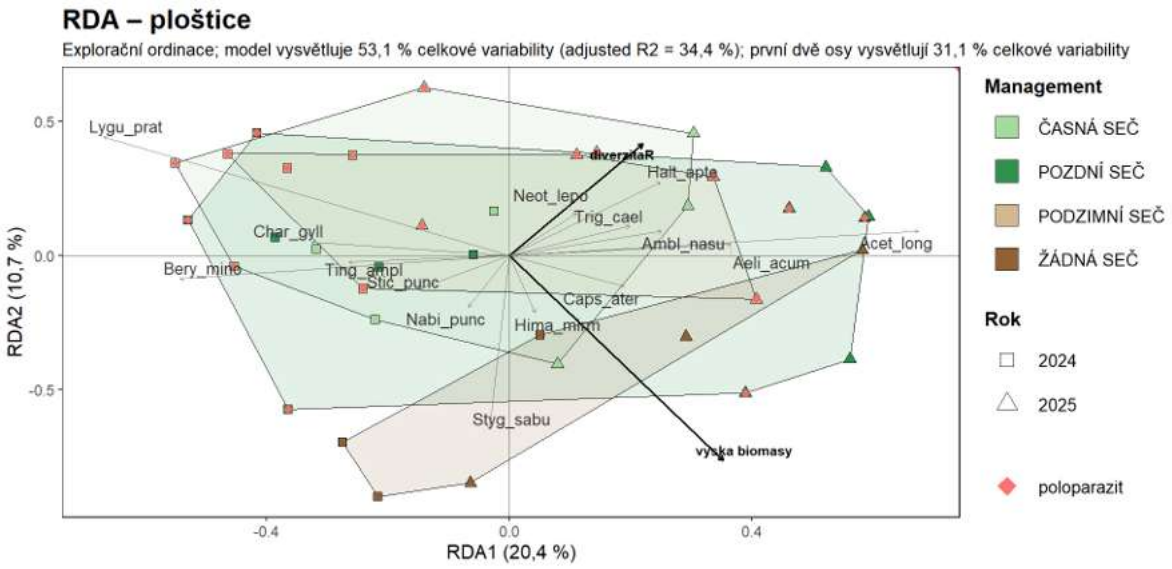
treatment	abundance	druhová bohatost	Shannonův index
Časná seč – kontrola	**ns**	**ns**	**ns**
Časná seč + zdravínek	*	**ns**	**ns**
Pozdní seč – kontrola	**	***	**
Pozdní seč + černýš	**ns**	***	***
Podzimní seč + zdravínek + černýš	**ns**	.	.
Žádná seč	**ns**	**ns**	.

Analýza Permanova ukázala, že přítomnost poloparazitické rostliny ovlivnila druhové složení společenstva ploštic (p = 0,025). Vliv poloparazitických rostlin na druhové složení ploštic byl prokázán i redundanční analýzou RDA (Obr. 72, p = 0,001). Ta zároveň ukázala, že na druhové složení společenstva ploštic měla významný vliv i výška porostu (p = 0,001) a druhová bohatost vegetace (p = 0,012). Významný vliv výšky porostu (p = 0,002) i druhové bohatosti rostlin (p=0,001) potvrdila i ordinace NMDS (Obr. 71). Reakci jednotlivých druhů na různé typy obhospodařování a přítomnost poloparazitických rostlin ukazují ordinační diagramy obr. 71 a obr. 72. Druhové složení ploštic na plochách obhospodařovaných pozdní sečí se do značné míry překrývá s plochami bez managementu i časně sečenými plochami, které se vzájemně odlišují výrazněji. Typickými zástupci sečených porostů s vysetými poloparazitickými rostlinami byly klopuška červená (*Lygus pratensis*) a štíhlenka *Berytinus minor*. V neobhospodařovaných porostech bez poloparazitických rostlin byla naproti tomu častěji zaznamenána například pozemka *Stygnocoris sabulosus*.



Obr. 71. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,199) znázorňující podobnost druhového složení společenstev ploštic na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu a mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Acet_long = *Acetropis longirostris*, Ade_line = *Adelphocoris lineolatus*, Aeli_acum = *Aelia acuminata*, Ambl_nasu = *Amblytylus nasutus*, Bery_mino = *Berytinus minor*, Caps_ater = *Capsus ater*, Cymu_clav = *Cymus claviculus*, Doly_bacc = *Dolycoris baccarum*, Halt_apte = *Halticus apterus*, Lygu_prat = *Lygus pratensis*, Mega_rect = *Megaloceroea recticornis*, Myrm_miri = *Myrmus miriformis*, Nabi_punct = *Nabis punctatus*, Oriu_nige = *Orius niger*, Rhop_paru = *Rhopalus parumpunctatus*, Sten_calc = *Stenodema calcarata*, Ting_ampl = *Tingis ampliata*, Trig_cael = *Trigonotylus cealestialium.*



Obr. 72. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev ploštic a environmentálními proměnnými na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu mezi roky 2024 a 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Acet_long = *Acetropis longirostris*, Aeli_acum = *Aelia acuminata*, Ambl_nasu = *Amblytylus nasutus*, Bery_mino = *Berytinus minor*, Caps_ater = *Capsus ater*, Halt_apte = *Halticus apterus*, Hima_mirm = *Himacerus mirmicoides*, Char_gyll = *Charagochilus gyllenhalii,* Nabi_punct = *Nabis punctatus*, Neot_lepo = *Neottiglossa leporina*, Stic_punc = *Stictopleurus punctatonervosus*, Styg_sabu = *Stygnocoris sabulosus*, Ting_ampl = *Tingis ampliata*, Trig_cael = *Trigonotylus cealestialium.*

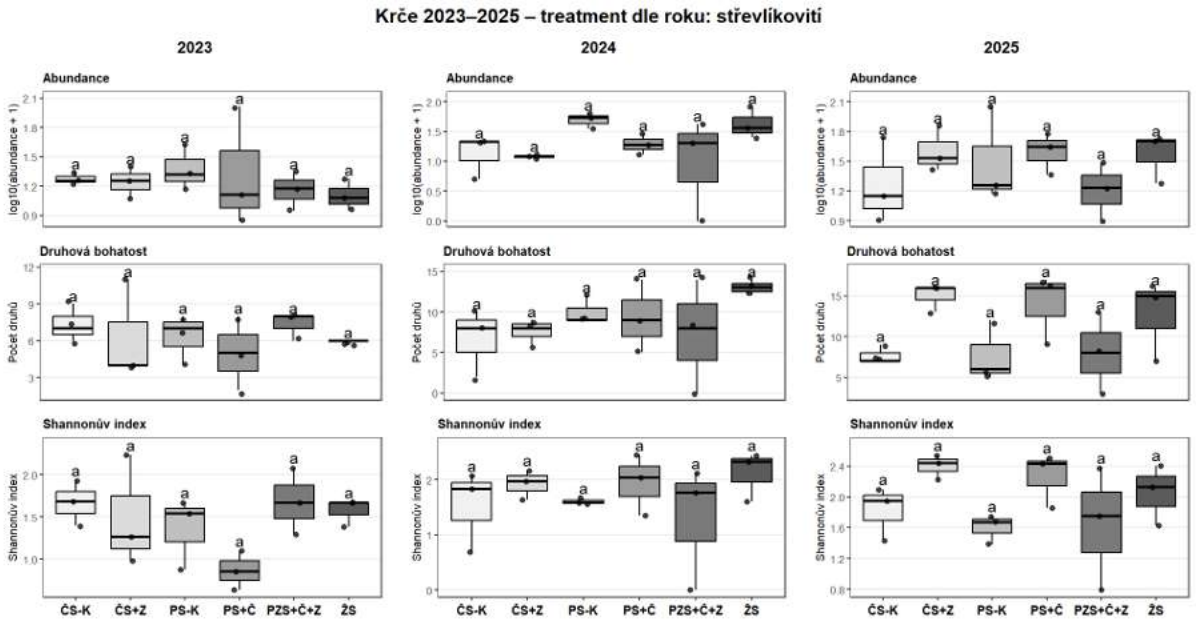
Analýza indikátorových druhů ukázala především vazbu některých druhů na konkrétní typy obhospodařování. Pro podzimní seč doplněnou o vysetý zdravínek a černýš byly indikátorovými druhy kněžice *Neottiglossa leporina* a kněžice pastvinná (*Rubiconia intermedia*). Pro plochy obhospodařované podzimní sečí s výsevy poloparazitických rostlin a zároveň pro časně sečené porosty byly indikátorovými druhy klopuška červená (*Lygus pratensis*), klopuška svízelová (*Charagochilus gyllenhalii*), klopuška světlá (*Adelphocoris lineolatus*), vroubenkovka tečkovaná (*Rhopalus parumpunctus*) a hladěnka černá (*Orius nige*r). Kněžice chlupatá (*Dolycoris baccarum*) se vyhýbala neobhospodařovaným porostům (byla indikátorovým druhem všech ostatních typů ploch).

4.5.2.5 Střevlíkovití brouci (Carabidae; Coleoptera)

Mezi lety 2023 a 2025 bylo metodou odchytu do zemních pastí zaznamenáno celkem 1507 jedinců a 70 druhů brouků z čeledi střevlíkovití. Dominantními druhy byly *Pterostichus melanarius* (295 ex.), *Poecilus cupreus* (264 ex.) a *Poecilus versicolor* (192 ex.). Mezi další početné druhy patřily například *Harpalus rufipes* (136 ex.), *Carabus ulrichii* (97 ex.), *Harpalus rubripes* (54 ex.) nebo *Amara communis* (53 ex.). Na lokalitě Krče u Břeclavi byly zaznamenány celkem 4 druhy z Červeného seznamu. Šlo o ohrožený druh *Brachinus psophia* (11 ex.), zranitelné druhy *Amara chaudoiri incognita* (10 ex.) a *Platynus krynickii* (1ex.) a jeden téměř ohrožený druhy *Cylindera germanica* (2 ex.). Bylo zaznamenáno také šest druhů v kategorii "ohrožený" dle Vyhlášky 395/1992 Sb., konkrétně 4 druhy rodu *Brachinus*: *B. crepitans* (4 ex.), *B. elegans* (9 ex.), *B. explodens* (2 ex.) a *B. psophia* a dále druhy *C. ulrichii* a *C. germanica*.

Abundance střevlíkovitých byla významně ovlivněna rokem ($\chi^2 = 6{,}56$; $p = 0{,}038$), zatímco typ experimentálního zásahu (treatment) a efekt bloku ($\chi^2 = 4{,}17$; $p = 0{,}125$) průkazný vliv neměl ($\chi^2 = 7{,}48$; $p = 0{,}187$). Interakce treatment × rok nebyla pro abundanci průkazná a nebyla zahrnuta do modelu. Druhová bohatost se mezi treatmenty statisticky významně nelišila ($\chi^2 = 9{,}10$; $p = 0{,}105$), ale výrazně se měnila mezi roky ($\chi^2 = 20{,}18$; $p < 0{,}001$); blok zde opět neměl průkazný efekt ($\chi^2 = 3{,}36$; $p = 0{,}186$). Podobně jako u modelu pro abundanci nebyla interakce treatment × rok zahrnuta, neboť vyšla neprůkazně. U Shannonova indexu byl zjištěn významný efekt treatmentu ($\chi^2 = 11{,}17$; $p = 0{,}048$), roku ($\chi^2 = 19{,}16$; $p < 0{,}001$) i bloku ($\chi^2 = 14{,}02$; $p < 0{,}001$) a zároveň i významná interakce treatment × rok ($\chi^2 = 23{,}25$; $p = 0{,}0099$). Univariační modely ukázaly, že abundance a druhová bohatost byly určovány především meziroční variabilitou, zatímco diverzita byla ovlivněna i typem experimentálního zásahu, potažmo přítomností poloparazitické rostliny, přičemž tento vliv se mezi jednotlivými roky významně lišil.

Při porovnání šesti typů experimentálního zásahu (treatmentu) v rámci jednotlivých let se ukázalo, že rozdíly uvnitř roku byly celkově slabé (Obr. 73). V roce 2023 se mezi typy zásahu statisticky významně nelišila abundance, druhová bohatost ani diverzita. Stejný obraz se opakoval i v roce 2024 a 2025, kdy žádná z metrik mezi typy zásahu nevykázala průkazné rozdíly. V boxplotech jsou sice patrné dílčí deskriptivní posuny, zejména vyšší abundance a druhová bohatost u některých variant v roce 2025, avšak tyto rozdíly se při post hoc porovnání neukázaly jako statisticky průkazné. Univariační modely ukázaly, že na společenstva střevlíkovitých měl významný vliv především rok, zatímco varianta zásahu, a tedy ani samotná přítomnost poloparazitické rostliny, se na abundanci ani druhové bohatosti průkazně neprojevily.



Obr. 73. Porovnání abundancí (log-transformované), počtu druhů a Shannon index společenstev střevlíků mezi různými variantami: časná seč - kontrola (**ČS - K**), časná seč + zdravínek (**ČS + Z**), pozdní seč - kontrola (**PS - K**), pozdní seč + černýš (**PS + Č**), podzimní seč + černýš + zdravínek (**PZS + Č + Z**) a bez seče (**ŽS**) lokalitě Krče - Břeclav v letech 2023 až 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena (**a, b**) nad boxploty označují případné statisticky významné rozdíly mezi typy treatmentů v rámci daného roku ($p \leq 0,05$). Každý box je založen na pozorování ze tří ploch.

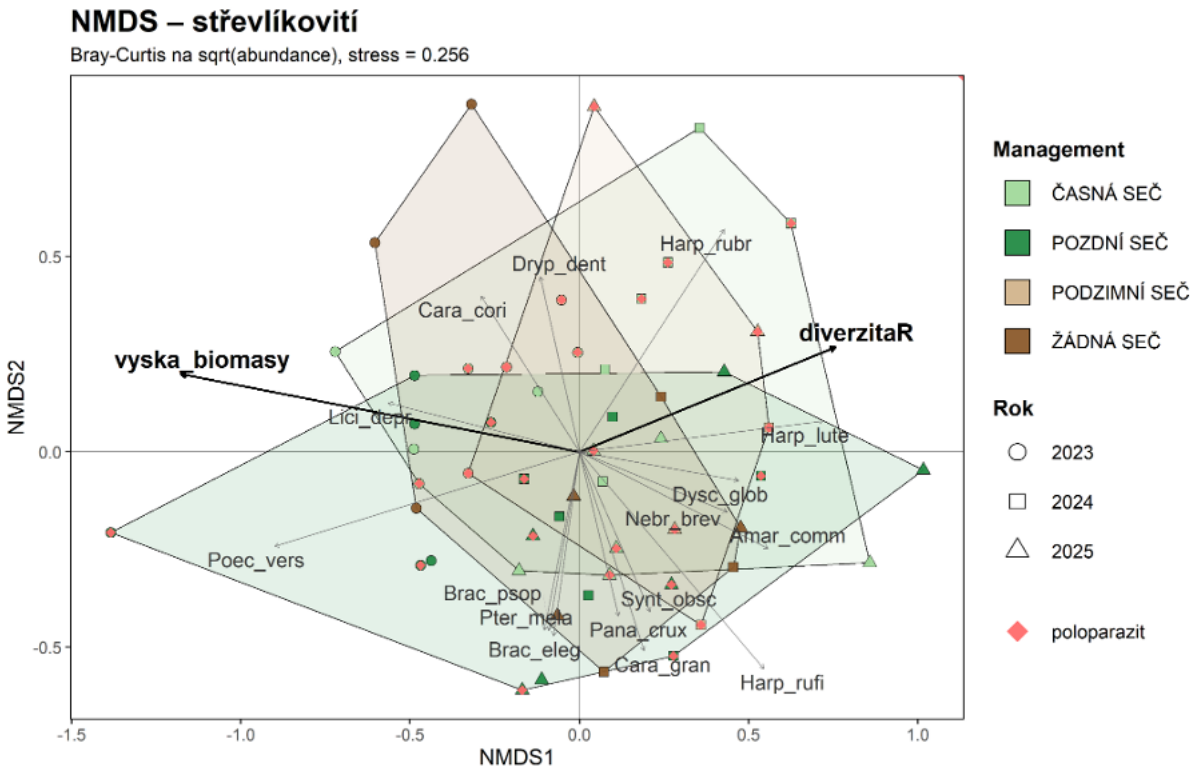
Zatímco mezi typy experimentálního zásahu (treatmenty) v rámci jednotlivých let nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly, meziroční změny v rámci jednotlivých zásahů již pro některé metriky průkazné byly (Tab. 12). Abundance byla v roce 2025 významně vyšší než v roce 2023, a to napříč všemi šesti treatmenty. Mezi roky 2023–2024 a 2024–2025 nebyly rozdíly v abundanci významné. Druhová bohatost měla, podobně jako abundance, jednotný vzorec napříč všemi treatmenty: v roce 2023 byla významně nižší než v letech 2024 a 2025, zatímco rozdíl mezi roky 2024 a 2025 zůstal pouze na úrovni trendu. Tento vzorec odpovídá, stejně jako u abundance, výsledku finálního modelu, v němž byl jako průkazný potvrzen pouze efekt roku. Shannonův index měl nejsložitější průběh, který odrážel i významný efekt interakce treatment × rok. U většiny typů zásahu se meziroční rozdíly v diverzitě statisticky neprokázaly, výjimkou byla *časná seč se zdravínkem*, kde diverzita v roce 2025 byla významně vyšší než v roce 2023 a *pozdní seč s černýšem*, kde diverzita v letech 2024 i 2025 byla významně vyšší než v roce 2023. Z výsledků vyplývá, že nejjednotnějším meziročním trendem byl nárůst počtu druhů a jedinců směrem k roku 2025, zatímco změny v diverzitě byly více závislé na konkrétním typu experimentálního zásahu.

Tab. 12. Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025 v jednotlivých variantách zásahu na lokalitě Krče - Břeclav pro abundanci (**A**), druhovou bohatost (**Db**) a Shannonův index (**Si**) střevlíkovitých brouků odchyceným pomocí metody zemních pastí. Uvedena je úroveň statistické významnosti rozdílů mezi roky v rámci variant zásahu. Znaménka významnosti: * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$; ns = statisticky nevýznamné.

Výsledky post hoc porovnání mezi roky 2023 až 2025									
	2023–2024			**2023–2025**			**2024–2025**		
Typ experimentálního zásahu	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**	**A**	**Db**	**Si**
časná seč - kontrola	**NS**	**	**NS**	*	***	**NS**	**NS**	**NS**	**NS**
časná seč + zdravínek	**NS**	**	**NS**	*	***	**	**NS**	**NS**	**NS**
pozdní seč - kontrola	**NS**	**	**NS**	*	***	**NS**	**NS**	**NS**	**NS**
pozdní seč + černýš	**NS**	**	**NS**	*	***	***	**NS**	**NS**	**NS**
podzimní seč + černýš a zdravínek	**NS**	**	**NS**	*	***	**NS**	**NS**	**NS**	**NS**
žádná seč	**NS**	**	**NS**	*	***	**NS**	**NS**	**NS**	**NS**

Mnohorozměrné analýzy ukázaly, že celkové druhové složení společenstva střevlíkovitých nebylo na lokalitě Krče strukturováno primárně rozdíly mezi čtyřmi základními managementy nebo přítomností poloparazita, ale spíše prostorovým členěním lokality. V PERMANOVA byl průkazný efekt bloku ($F = 1,81$; $R^2 = 0,055$; $p = 0,007$), zatímco efekt poloparazita průkazný nebyl ($F = 1,08$; $R^2 = 0,016$; $p = 0,350$) a neprůkazná zůstala i interakce treatment × rok ($F = 1,13$; $R^2 = 0,103$; $p = 0,222$); neprůkazné byly i doplňkové environmentální proměnné druhová bohatost vyšších rostlin ($F = 1,12$; $R^2 = 0,017$; $p = 0,343$) a výška biomasy ($F = 0,52$; $R^2 = 0,008$; $p = 0,923$). Testy betadisper zároveň neukázaly významné rozdíly v disperzi mezi typy zásahu, roky, přítomností poloparazita ani mezi kombinacemi zásahu a roku, zjištěné rozdíly tak nelze vysvětlit pouze rozdílnou vnitroskupinovou variabilitou.

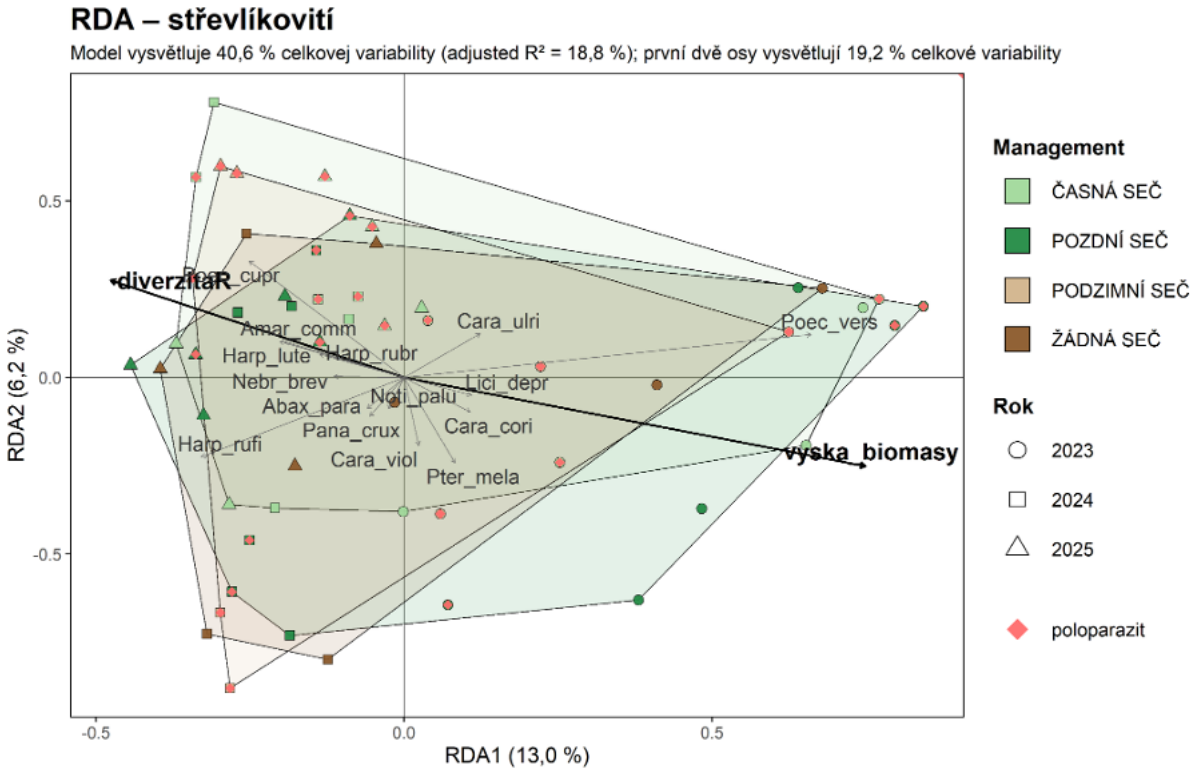
NMDS ordinace (Obr. 74) měla stress 0,256, tedy poskytla jen středně věrný dvourozměrný obraz společenstev na sledovaných trvalých plochách. V ordinačním prostoru se jednotlivé managementy výrazně překrývaly a nevytvářely oddělené shluky, což odpovídá i neprůkaznému efektu typu zásahu v mnohorozměrném modelu (PERMANOVA). Plochy s poloparazitem v diagramu netvoří samostatný, zřetelně oddělený shluk nebo gradient, což odpovídá zjištěnému statisticky nevýznamnému vlivu.



Obr. 74. Ordinační diagram nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS; Bray–Curtis, stress = 0,242) znázorňující podobnost druhového složení společenstev střevlíkovitých brouků na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu a mezi roky 2023 až 2025. Body představují jednotlivé vzorky, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují všechny environmentální proměnné, přičemž jejich délka vyjadřuje sílu vztahu k ordinačním osám. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.

Zkratky druhů: Amar_comm = *Amara communis*, Brac_eleg = *Brachinus elegans*, Brac_psop = *Brachinus psophia*, Cara_cori = *Carabus coriaceus*, Cara_gran = *Carabus granulatus*, Dryp_dent = *Drypta dentata*, Dysc_glob = *Dyschiriodes globosus*, Harp_lute = *Harpalus luteicornis*, Harp_rubr = *Harpalus rubripes*, Harp_rufi = *Harpalus rufipes*, Lici_depr = *Licinus depressus*, Nebr_brev = *Nebria brevicollis*, Pana_crux =*Panagaeus cruxmajor*, Poec_vers = *Poecilus versicolor*, Pter_mela = *Pterostichus melanarius*, Synt_obsc = *Syntomus obscuroguttatus*.

Redundanční analýza (RDA, obr. 75) poskytla podobný obraz jako NMDS a PERMANOVA. Celkový ordinační model byl průkazný (F = 1,86; p = 0,001) a vysvětloval 40,6 % celkové variability. První dvě osy zachytily 19,2 % celkové variability. V marginálních testech se jako významný ukázal pouze blok (F = 2,24; p = 0,001), zatímco poloparazit ani interakce treatment × rok významné nebyly. Při testování doplňkových environmentálních proměnných vyšly jako významné druhová bohatost vyšších rostlin (*diverzitaR*, r^2 = 0,248; p = 0,001) a výška biomasy (r^2 = 0,512; p = 0,001), což naznačuje, že změny ve druhovém složení střevlíkovitých byly na lokalitě Krče úžeji vázány na vegetační strukturu a prostorové členění stanovišť než na samotné varianty zásahu.



Obr. 75. Ordinační diagram redundanční analýzy (RDA) znázorňující vztah mezi druhovým složením společenstev střevlíkovitých brouků odchycených pomocí smyku a vysavače, a environmentálními proměnnými na lokalitě Krče - Břeclav v různých typech managementu mezi roky 2023 až 2025. Body představují jednotlivé plochy, jejich barva odpovídá typu managementu a tvar roku sběru. Šipky znázorňují statisticky významné environmentální proměnné, jejich směr a délka vyjadřují směr a sílu jejich vlivu na druhové složení. Symbol ◆ znázorňuje přítomnost poloparazita na dané ploše.
Zkratky druhů: Abax_para = *Abax parallelepipedus*, Amar_comm = *Amara communis*, Cara_cori = *Carabus coriaceus*, Cara_ulri = *Carabus ulrichii*, Cara_viol = *Carabus violaceus,* Harp_lute = *Harpalus luteicornis*, Harp_rubr = *Harpalus rubripes*, Harp_rufi = *Harpalus rufipes*, Lici_depr = *Licinus depressus*, Nebr_brev = *Nebria brevicollis*, Noti_palu = *Notiophilus palustris,* Pana_crux = *Panagaeus cruxmajor*, Poec_cupr = *Poecilus cupreus,* Poec_vers = *Poecilus versicolor*, Pter_mela = *Pterostichus melanarius.*

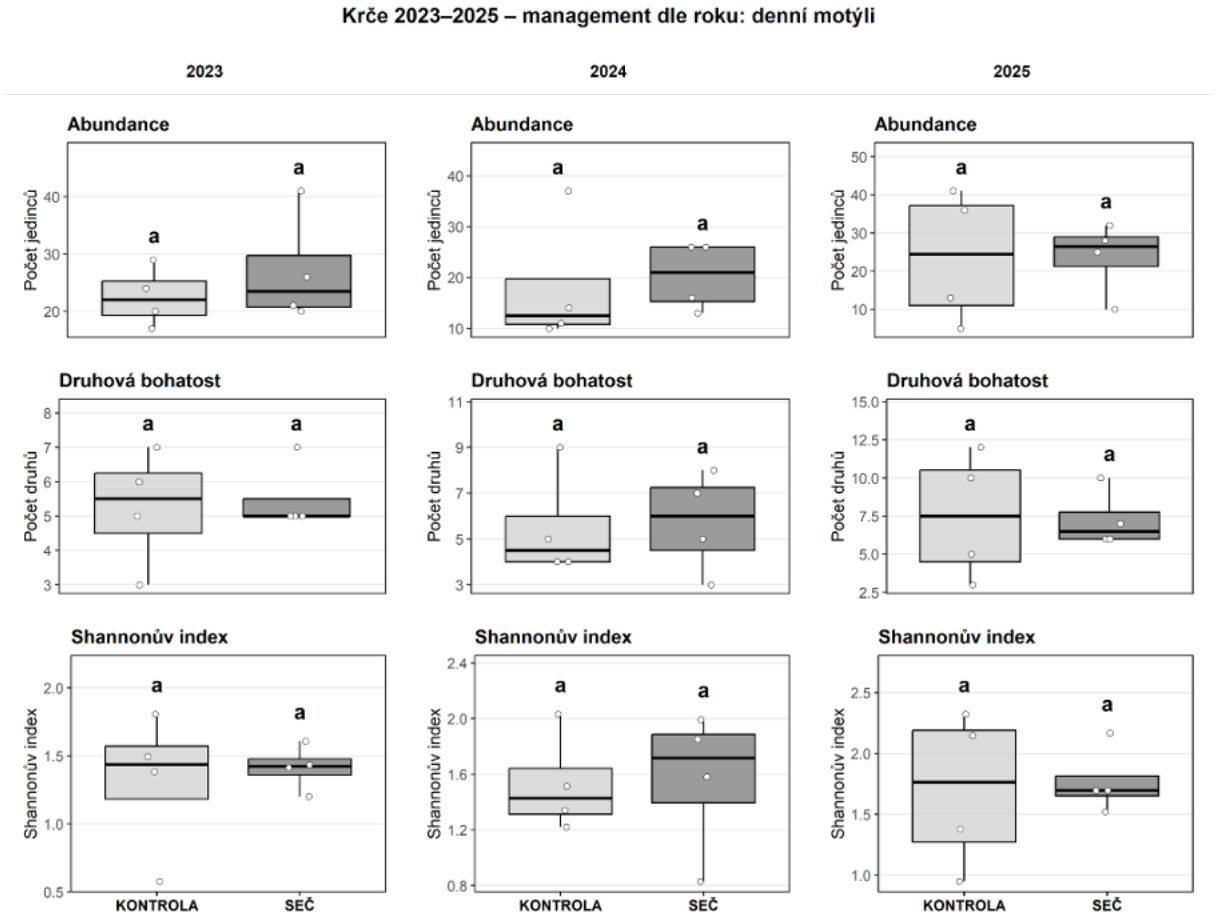
Analýza indikátorových druhů ukázala, že pro střevlíkovité brouky byla biologicky čitelnější reakce na čtyři základní managementové kategorie než na samotnou přítomnost poloparazitické rostliny (experimentální zásah). Na úrovni managementů byl jako indikátorový vyhodnocen druh *Microlestes maurus* pro podzimní seč a druhy Panagaeus cruxmajor, Trechus secalis pro variantu bez seče. Při jemnějším rozlišení na šest variant zásahu byly významné čtyři vazby: *Leistus ferrugineus* pro časnou seč bez poloparazita, *Trechus secalis* pro variantu bez seče, *Anchomenus dorsalis* pro kombinaci časné seče se zdravínkem a pozdní seče bez poloparazita a *Panagaeus cruxmajor* pro kombinaci pozdní seče s černýšem a varianty bez seče. Analýza ukázala, že rozdíly mezi variantami zásahů byly biologicky spíše slabé a že střevlíkovití reagovali více na způsob obhospodařování a stanovištní podmínky než na samotnou přítomnost poloparazitické rostliny.

4.5.2.6 Denní motýli (Lepidoptera: Rhopalocera)

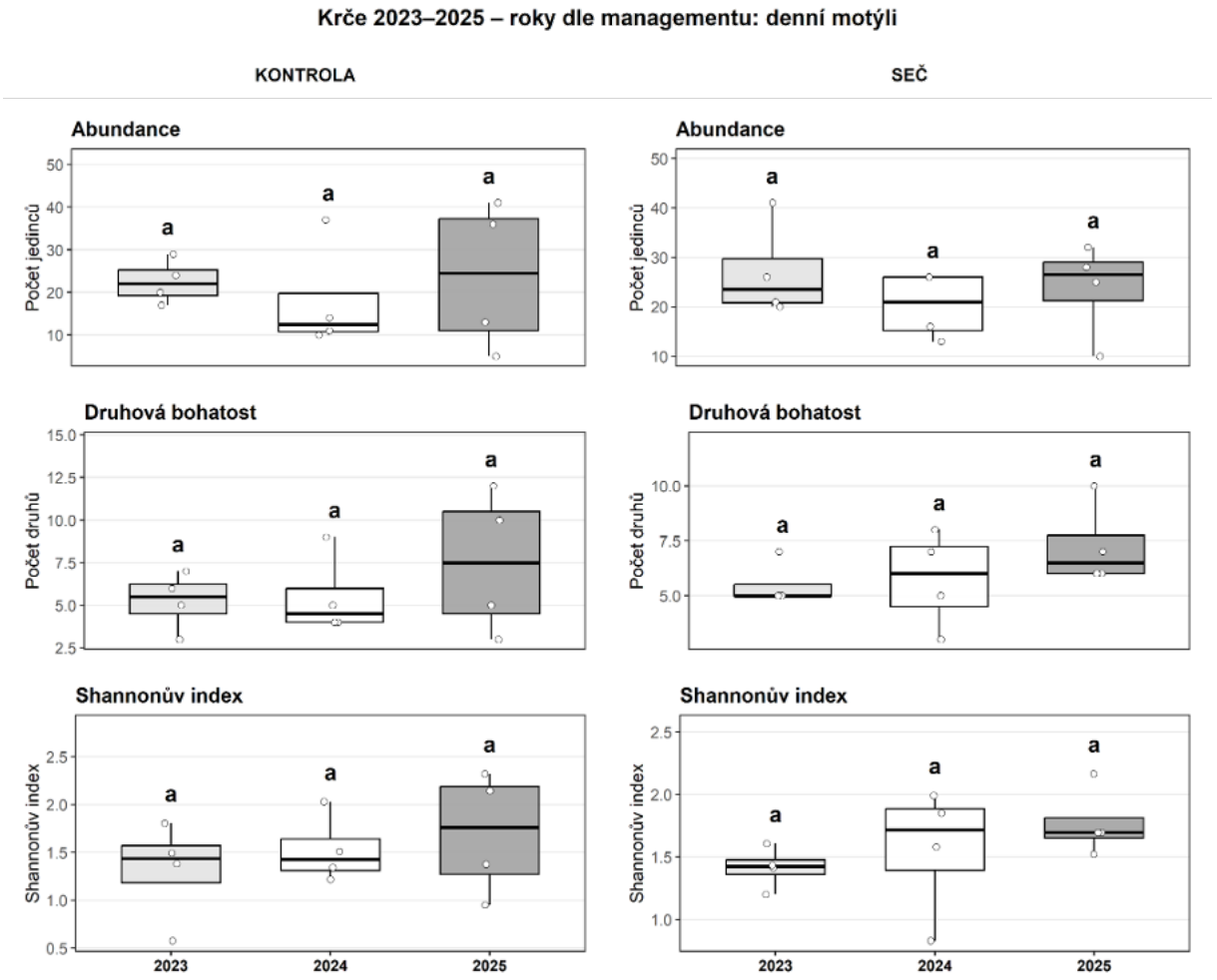
Mezi lety 2023 a 2025 byla lokalita Krče u Břeclavi navštívena celkem dvanáctkrát. Během tří let návštěv bylo zaznamenáno 541 jedinců a 26 druhů denních motýlů. Nejpočetnějšími druhy byly bělásek řepový (*Pieris rapae*, 120 ex.), okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus*, 78 ex.) a soumračník čárečkovaný (*Thymelicus lineola*, 77 ex.). Další hojně zastoupené druhy byly například okáč luční (*Maniola jurtina*, 69 ex.), modrásek jehlicový (*Polyommatus icarus*, 43 ex.) a modrásek štírovníkový (*Cupido argiades*, 27 ex.). Na lokalitě byly zaznamenány dva druhy z Červeného seznamu. Šlo o téměř ohrožené druhy - otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*, 3 ex.) a bělásek hrachorový (*Leptidea sinapis*, 1 ex.). Byly také identifikovány dva zvláště chráněné druhy dle Vyhlášky 395/1992 Sb., konkrétně ohrožený otakárek ovocný (*I. podalirius*) a silně ohrožený ohniváček černočárný (*Lycaena dispar*, 7 ex.).

Univariační modely neprokázaly statisticky významný vliv managementu, roku ani jejich interakce na abundanci, druhovou bohatost ani diverzitu (Shannonův index) denních motýlů. U abundance nebyl významný efekt managementu ($\chi^2 = 1{,}29$; $p = 0{,}257$), roku ($\chi^2 = 0{,}94$; $p = 0{,}626$) ani interakce management × rok ($\chi^2 = 0{,}44$; $p = 0{,}803$). Druhová bohatost se rovněž významně nelišila ani mezi managementy ($\chi^2 = 0{,}01$; $p = 0{,}909$), ani mezi roky ($\chi^2 = 2{,}57$; $p = 0{,}277$), přičemž interakce management × rok byla zcela neprůkazná ($\chi^2 = 0{,}06$; $df = 2$; $p = 0{,}973$). Stejný obraz poskytl i Shannonův index, u kterého nebyl prokázán významný efekt managementu ($\chi^2 = 0{,}42$; $df = 1$; $p = 0{,}515$), roku ($\chi^2 = 2{,}39$; $df = 2$; $p = 0{,}303$) ani interakce management × rok ($\chi^2 = 0{,}06$; $df = 2$; $p = 0{,}972$). Na úrovni globálních modelů tedy nelze tvrdit, že by se celkový počet jedinců, počet druhů nebo diverzita mezi kontrolou a sečí systematicky lišily.

Žádný z rozdílů v abundancích mezi kontrolou a sečí napříč třemi sledovanými roky nebyl statisticky významný. Podobně tomu bylo u druhové bohatosti a diverzity vyjádřené Shannonovým indexem, které se rovněž mezi managementy v jednotlivých letech významně nelišily (Obr. 76). Z výsledků vyplývá, že mezi kontrolou a sečí se objevovaly spíše jen slabé a mezi roky proměnlivé tendence, nikoli stabilní a průkazný rozdíl.



Obr. 76. Porovnání abundancí, počtu druhů a Shannon index společenstev denních motýlů mezi dvěma variantami managementu (kontrola, seč) na lokalitě Krče u Břeclavi v letech 2023 až 2025. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena nad boxploty (**a**) označují výsledky post hoc porovnání mezi typy managementu v rámci daného roku (emmeans, Tukey, α = 0,05) z GLMM modelů, které zohledňovaly závislost odběrů (blok = rok × odběr). Každý box je založen na neagregovaných datech ze čtyř termínů odběrů.



Obr. 77. Porovnání abundancí, počtu druhů a Shannon index společenstev denních motýlů ve dvou variantách managementu (*kontrola*, *seč*) mezi roky 2023–2025 na lokalitě Krče u Břeclavi. Boxploty zobrazují medián, kvartily a extrémní hodnoty; body představují jednotlivé vzorky. Písmena nad boxploty (**a**) označují výsledky post hoc porovnání mezi roky v rámci daného managementu (emmeans, Tukey, α = 0,05) z GLMM modelů, které zohledňovaly závislost odběrů (blok = rok × odběr). Každý box je založen na neagregovaných datech ze čtyř termínů odběrů.

Posouzení meziročních změn uvnitř jednotlivých managementů ukázalo, že ani v kontrole, ani na seči se abundance mezi lety statisticky významně nelišila (Obr. 77). Na kontrolní části byla abundance deskriptivně nižší v roce 2024 než v letech 2023 a 2025, zatímco na seči zůstávaly hodnoty mezi roky poměrně vyrovnané, s mírným nárůstem v roce 2025. Druhová bohatost na kontrole kolísala, od nižších hodnot v roce 2024 k vyšším v roce 2025, na seči byla v letech 2024 a 2025 mírně vyšší než v roce 2023, ale ani zde nebyly rozdíly průkazné. Diverzita měla na kontrolních částech napříč roky mírný stoupající trend. Na seči byly hodnoty Shannonova indexu v letech 2024 a 2025 deskriptivně vyšší než v roce 2023, avšak bez statistické průkaznosti (Obr. 77). Celkově tedy meziroční proměnlivost existovala, ale na úrovni univariačních modelů nebyla dostatečně silná, aby se projevila jako významný efekt.

Analýza společenstev nad agregovanými daty ukázala, že celkové druhové složení společenstva denních motýlů se měnilo jak mezi roky, tak mezi managementy. V PERMANOVA byl efekt roku průkazný ($F = 6{,}17$; $R^2 = 0{,}674$; $p = 0{,}0167$) a stejně tak i efekt managementu ($F = 3{,}98$; $R^2 = 0{,}217$; $p = 0{,}0500$). Výsledky tedy naznačují, že meziroční proměnlivost vysvětlovala větší část variability ve složení společenstva než samotné rozdělení na *kontrolu* a *seč*, ale současně se v druhovém složení projevil i vliv managementu. Univariační modely přitom významné rozdíly v abundanci, druhové bohatosti ani diverzitě neprokázaly, což ukazuje, že změny mezi variantami managementu se promítaly spíše do druhového složení společenstva než do celkových hodnot sledovaných metrik.

Analýza indikátorových druhů zároveň neidentifikovala žádný statisticky významný indikační druh. Z celkových 26 zaznamenaných druhů nebyl žádný průkazně vázán na jeden z managementů, což naznačuje, že rozdíly mezi oběma variantami managementu nebyly natolik výrazné, aby vedly ke vzniku jednoznačně specializovaných druhových vazeb.

5 ZÁVĚR

Na základě tříletého sledování na lokalitách Krumvířský mokřad a Krče u Břeclavi lze konstatovat, že výsevy poloparazitických rostlin představují perspektivní nástroj pro omezení dominance invazních druhů v degradovaných mokřadních a slaniskových porostech, jejich účinnost je však podmíněna vhodně nastaveným managementem a specifickými podmínkami konkrétní lokality.

Ve vegetační složce se potvrdilo, že ponechání porostů bez zásahu podporuje další šíření invazních druhů a akumulaci stařiny, zatímco zavedení pravidelného managementu vede ke snížení pokryvnosti dominantních invazních bylin a k obnovení příznivější struktury porostu. Pastva i seč tedy samy o sobě představují účinné nástroje obnovy, jejich efekt se však liší podle typu spásače, intenzity zásahu a načasování. V podmínkách této studie se jako velmi účinná ukázala pastva skotu, která vedla k výraznému omezení invazních druhů, avšak současně se ukázalo, že při nevhodné intenzitě může negativně ovlivnit i samotné poloparazity. Naopak kombinace výsevů poloparazitů se sečí se jeví jako lépe kontrolovatelná a z hlediska praktické aplikace snáze nastavitelná.

Oba testované druhy poloparazitů prokázaly schopnost selektivně oslabovat invazní hostitelské rostliny, jejich účinek se však mezi lokalitami a managementovými režimy lišil. Černýš rolní se ukázal jako vhodný zejména pro porosty s vysokou pokryvností invazních dvouděložných bylin, kde dokázal hostitele oslabit již během první vegetační sezóny. Jeho využití je však omezeno na stanoviště, kde není silně potlačován konkurencí trav a ostřic. Zdravínek jarní naopak vykazoval širší ekologickou amplitudu, lépe prosperoval v druhově pestřejší vegetaci a ukázal se jako vhodný doplněk časné seče. Výsledky současně ukázaly, že kombinace obou poloparazitů v rámci jedné plochy není prakticky ani ekologicky příliš vhodná, protože jejich fenologie a nároky na management se navzájem rozcházejí.

Ve vztahu k bezobratlým se obecně nepotvrdilo, že by přítomnost poloparazitických rostlin představovala univerzálně silný faktor strukturující sledovaná společenstva. U většiny hodnocených skupin byly změny abundance, diverzity i druhového složení vysvětlovány především kombinací meziroční variability, způsobu obhospodařování a navazujících změn vegetační struktury. To se týkalo zejména pavouků, křísů, střevlíkovitých brouků, rovnokřídlých i denních motýlů. Významný byl především vliv managementu v interakci s konkrétním rokem, případně i prostorovou heterogenitou ploch, nikoliv samotná přítomnost poloparazita.

Za dílčí výjimku lze považovat ploštice, u nichž se přítomnost zdravínku projevila zvýšením abundance některých fytofágních druhů. Tento výsledek naznačuje, že poloparazitické rostliny mohou v určitých případech působit nejen jako nástroj regulace vegetace, ale i jako faktor podporující vybrané složky hmyzí fauny. Současně se však ukázalo, že reakce bezobratlých nejsou jednotné a že vhodnost konkrétního managementu se mezi skupinami liší. Zatímco některým taxocenózám prospívala extenzivní seč nebo celosezónní pastva, jiné reagovaly citlivěji na načasování zásahu, výšku porostu nebo míru narušení vegetačního krytu.

Celkově výsledky ukazují, že obnova degradovaných mokřadních a slaniskových porostů nemůže být založena na jednorázovém zásahu ani na univerzálním managementovém postupu. Úspěšná aplikace poloparazitických rostlin v ochranářské praxi vyžaduje propojení cíleného výsevu s dlouhodobě nastavenou péčí o lokalitu, která bude respektovat ekologické nároky poloparazitů, charakter vegetace i reakce dalších složek bioty. Z praktického hlediska se jako nejperspektivnější jeví využití jednotlivých druhů poloparazitů samostatně, vždy ve vazbě na konkrétní stanoviště a vhodně načasovaný režim seče či pastvy.

Studie zároveň ukázala, že poloparazitické rostliny mohou být cenným doplňkem standardních revitalizačních opatření, nikoliv však jejich náhradou. Jejich význam spočívá především v tom, že dokážou podpořit změnu konkurenčních vztahů v porostu, oslabit dominantní invazní druhy a tím otevřít prostor pro obnovu pestřejších a funkčně hodnotnějších společenstev. Pro širší využití této metody bude v budoucnu důležité dále ověřovat její účinnost na dalších typech stanovišť, zpřesnit doporučení k termínům a intenzitě managementu a sledovat dlouhodobou stabilitu dosažených změn.

6 Reference

AOPK ČR (2024): Digitální registr ÚSOP. [online]. [cit. 2024-11-10]. Dostupné z: <https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?SHOW_ONE=1&ID=2119>.

Beneš J. & Konvička M. (2017): Hesperioidea a Papilionoidea (denní motýli), pp. 206-211. In: *Hejda R., Farkač J. & Chobot K. [eds.]: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates. Příroda, 36, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 611 pp (in Czech and English).*

Biedermann R.& Niedringhaus R. (2009): The Plant- and Leafhoppers of Germany: Identification Keys for all species. WABV Frund, Osnabrück.

Hejda R., Farkač J. & Chobot K. [eds.] (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates. Příroda, 36, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 611 pp (in Czech and English).

Grootjans A.P., Bakker J.P., Jansen A.J.M. & Kemmers R.M. (2002). Restoration of brook valleys in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, pp.149-170.

Grulich V. (2017): Červený seznam cévnatých rostlin ČR. – *Příroda*, 35, pp.75–132.

Grygoruk M., Batelaan O., Miroslaw-Świątek D., Szatylowicz J. & Okruszko T. (2014). Evapotranspiration of bush encroachments on a temperate mire meadow – a nonlinear function of landscape composition and groundwater flow. *Ecol Eng*, 73, pp.598-609.

Hartley S., Green J. & Massey F. (2015). Hemiparasitic plant impacts animal and plant communities across four trophic levels. *Ecology*, 96(9), pp.2408–2416.

Hejduk S., Svobodová A. & Krahulec F. (2017). *Standardy péče o přírodu a krajinu.* SPPK D02 004:2017 Sečení. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Jirků M. & Dostál D. (2015). Metodika zavedení chovu býložravých savců jako alternativního managementu vybraných lokalit. Certifikovaná metodika.

Jongepierová, I., Pešout, P. and Prach, K. (Eds.) (2018) Ekologická obnova v České republice II. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Knotková, K. & Těšitel, J. (2022). Možnosti využití poloparazitů v boji s rostlinnými invazemi (poster). In: Konference České botanické společnosti, 2.–3. dubna 2022, Brno.

Kołos A. & Banaszuk P. (2013). Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering*, 55, pp.23-28.

Kołos A. & Banaszuk P. (2018). Mowing may bring about vegetation change, but its effect is strongly modified by hydrological factors. *Wetlands Ecology and Management* 26(5), pp.879-892.

Kotasová Adámková M., Líznarová E., Novák P., Petružela J., Petruželová J. & Vašíček M. (2022). Hodnocení biodiverzity mokřadních společenstev po realizaci alternativních managementových opatření na stanovištích lučních mokřadů. Metodika schválená příslušným orgánem státní správy (NmetS).

Laštůvka Z. & Liška J. (2011): Komentovaný seznam motýlů České republiky. Biocont Laboratory, Brno, 146 pp.

Malenovský I. & Lauterer P. (2017): Auchenorrhyncha (křísi). In: *Hejda R., Farkač J. & Chobot K. [eds.]: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates. Příroda, 36, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 611 pp (in Czech and English).*

Middleton B.A., Holsten B. & van Diggelen R. (2006). Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Appl. Veg. Sci*., 9, pp.307-316.

Milerová P. & Šabatová P. (eds.) (2015). *Sborník abstraktů konference Pastva/voda v krajině*: Horka nad Moravou 13. 3. 2016.

Mládek J., Pavlů V., Hejcman M. & Gaisler J. (eds.) (2006). *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích.* VÚRV Praha.

Moravec J. (1994): Fytocenologie. – Academia, Praha.

Pergl J., Perglová I., Vítková M., Pocová L., Janata T. & Šíma J. (2016). *Standardy péče o přírodu a krajinu. SPPK D02 007:2016 Likvidace vybraných druhů invazních druhů rostlin*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Petruzelova, J., Petruzela, J., Cerna, A., & Kotasova Adamkova, M. (2026). Grazing and mowing enhance aquatic macroinvertebrate diversity of small artificial ponds in eutrophic landscape. bioRxiv, 2026-03.

Pfadenhauer J. & Grootjans A. (1999). Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science*, 2(1), pp.95-106.

Prach K. (1996). Degradation and restoration of wet and moist meadows in the Czech Republic: general trends and case studies. *Acta Botanica Gallica*, 143(4-5), pp.441-449.

Press M. C. & Phoenix G. K. (2005). Impacts of parasitic plants on natural communities. *New Phytologist*, 166(3), pp737-751.

Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek Jr. J., Chytrý M., Jarošík V., ... & Tichý L. (2012). Catalogue of alien plants of the Czech Republic: checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84(2), pp.155-255.

Tälle M., Fogelfors H., Westerberg L. & Milberg P. (2015). The conservation benefit of mowing vs grazing for management of species-rich grasslands: a multi-site, multi-year fiel experiment. *Nord J Bot*, 33, pp.761-768.

Tälle M., Deák B., Poschlod P., Valkó O., Wasterberg L. & Milberg P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. Agriculture, *Ecosystem and Environment*, 222, pp.200-212.

Těšitel J., Mládek J., Horník J., Těšitelová T., Adamec V. & Tichý L. (2017). Suppressing competitive dominants and community restoration with native parasitic plants using the hemiparasitic Rhinanthus alectorolophus and the dominant grass *Calamagrostis epigejos*. *Journal of Applied Ecology*, 54, pp.1487–1495.

Těšitel J., Cirocco R. M., Facelli J. M. & Watling J. R. (2020). Native parasitic plants: Biological control for plant invasions? *Applied Vegetation Science*, 23(3), pp.464–469.

Těšitel J., Li A.-R., Mclellan R., Bandaranayake P. C. G. & Watson D. M. (2021). The bright side of parasitic plants: what are they good for? *Plant Physiology*, 185, pp.1309–1324.

Van Diggelen R., Middleton B., Bakker J., Grootjans A.P. & Wassen, M. (2006). Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Appl. Veg. Sci.*, 9, pp.157-162.

Veselý P., Moravec P. & Stanovský J. (2017): Carabidae (střevlíkovití) pp. 295-301. In: *Hejda R., Farkač J. & Chobot K. [eds.]: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates. Příroda, 36, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 611 pp (in Czech and English).*

Watson D. M. (2016). Fleshing out facilitation – reframing interaction networks beyond top-down versus bottom-up. *New Phytologist*, 211(3), pp.803–808.

R studio použité balíčky:

readxl — Wickham H, Bryan J (2025). *readxl: Read Excel Files*. R package version 1.4.5. DOI: 10.32614/CRAN.package.readxl.

dplyr — Wickham H, François R, Henry L, Müller K, Vaughan D (2026). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.2.1. DOI: 10.32614/CRAN.package.dplyr.

stringr — Wickham H (2025). *stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations*. R package version 1.6.0. DOI: 10.32614/CRAN.package.stringr.

vegan — Oksanen J et al. (2026). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.7-3. DOI: 10.32614/CRAN.package.vegan.

permute — Simpson GL, R Core Team, Bates DM, Oksanen J (2026). *permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data*. R package version 0.9-10. DOI: 10.32614/CRAN.package.permute.

ggplot2 — Wickham H et al. (2026). *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*. R package version 4.0.2. DOI: 10.32614/CRAN.package.ggplot2.

car — Fox J, Weisberg S, Price B et al. (2026). *car: Companion to Applied Regression*. R package version 3.1-5. DOI: 10.32614/CRAN.package.car.

emmeans — Lenth RV et al. (2026). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 2.0.3. DOI: 10.32614/CRAN.package.emmeans.

multcompView — Graves S, Piepho H-P, Selzer L, Dorai-Raj S (2026). *multcompView: Visualizations of Paired Comparisons*. R package version 0.1-11. DOI: 10.32614/CRAN.package.multcompView.

ggrepel — Slowikowski K et al. (2026). *ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2'*. R package version 0.9.8. DOI: 10.32614/CRAN.package.ggrepel.

gridExtra — Auguie B, Antonov A (2017). *gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics*. R package version 2.3. DOI: 10.32614/CRAN.package.gridExtra.

grid — Murrell P. *grid: The Grid Graphics Package* (součást R; v aktuální dokumentaci package version 4.7.0). Jako základní referenci lze použít také Murrell P (2005). *R Graphics*. CRC Press.

indicspecies — De Cáceres M, Jansen F, Endicott S, Dell N (2025). *indicspecies: Relationship Between Species and Groups of Sites*. R package version 1.8.0. DOI: 10.32614/CRAN.package.indicspecies.

glmmTMB — Brooks M et al. (2026). *glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder*. R package version 1.1.14. DOI: 10.32614/CRAN.package.glmmTMB

7 PŘÍLOHY

7.1 Souhrn výsledků statistických analýz společenstva - Krumvířský mokřad

7.2 Souhrn výsledků statistických analýz společenstva - Krče - Břeclav

7.3 Seznamy zaznamenaných taxonů cévnatých rostlin

7.4 Seznamy zaznamenaných taxonů členovců

Pavouci (Araneae) ze zemních pastí

Pavouci (Araneae) ze smyku a vysavače

Rovnokřídlí (Orthoptera)

Křísi (Auchenorrhyncha)

Ploštice (Heteroptera)

Střevlíkovití (Carabidae; Coleoptera)

Motýli (Lepidoptera)

7.1 Souhrn výsledků statistických analýz společenstva - Krumvířský mokřad

Pozn. pro všechny tabulky: *** p ≤ 0.001, ** p ≤ 0.01, * p ≤ 0.05, . p ≤ 0.1, ns = nevýznamné

Tab. P1: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva pavouků (zemní pasti 2023 - 2025)

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 44.175$, df = 7	***
		rok	$\chi^2 = 120.244$, df = 2	***
		treatment× rok	$\chi^2 = 35.572$, df = 14	**
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 18.806$, df = 7	**
		rok	$\chi^2 = 20.315$, df = 2	***
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 23.612$, df = 7	**
		rok	$\chi^2 = 7.962$, df = 2	*
		treatment× rok	$\chi^2 = 65.037$, df = 14	***
Složení společenstev	PERMANOVA	parazit_pritomny	F = 0.920, $R^2 = 0.0087$, df = 1	ns
		diverzitaR	F = 0.749, $R^2 = 0.0071$, df = 1	ns
		cover_E1	F = 0.895, $R^2 = 0.0085$, df = 1	ns
		vyska_biomasy	F = 0.406, $R^2 = 0.0039$, df = 1	ns
		management × rok	F = 1.670, $R^2 = 0.0948$, df = 6	***
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 5.885, df = 3	**
		parazit_pritomny	F = 0.161, df = 1	ns
		rok	F = 11.792, df = 2	***
		management × rok	F = 5.698, df = 11	***
Ordinace	RDA (celý model)	model	F = 3.648, df = 12	***
Ordinace	RDA (marginální test)	parazit_pritomny	F = 0.828, df = 1	ns
		management × rok	F = 2.056, df = 6	***
Ordinace	NMDS	stress	0.234	—

Tab. P2: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva pavouků (smyk + vysavač 2024 - 2025)

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLM (negative binomial)	treatment	$\chi^2 = 5.523$, df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 15.816$, df = 1	***
Druhová bohatost	GLM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 1.202$, df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 1.841$, df = 1	ns
Shannonův index	GLM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 2.706$, df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 0.047$, df = 1	ns
Složení společenstev	PERMANOVA	parazit_pritomny	F = 0.514, $R^2 = 0.0086$, df = 1	ns
		diverzitaR	F = 1.810, $R^2 = 0.0304$, df = 1	*
		cover_E1	F = 1.224, $R^2 = 0.0206$, df = 1	ns
		vyska_biomasy	F = 0.826, $R^2 = 0.0139$, df = 1	ns
		management × rok	F = 1.403, $R^2 = 0.0706$, df = 3	.
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 0.390, df = 3	ns
		parazit_pritomny	F = 0.405, df = 1	ns
		rok	F = 1.150, df = 1	ns
		management × rok	F = 1.104, df = 7	ns
Ordinace	RDA (celý model)	model	F = 2.387, df = 8	***
Ordinace	RDA (marginální test)	parazit_pritomny	F = 0.904, df = 1	ns
		management × rok	F = 1.575, df = 3	**
Ordinace	NMDS	stress	0.255	—
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 0.390, df = 3	ns

Tab. P3: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva rovnokřídlých

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-hodnota
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 143{,}057$; df = 7	***
		rok	$\chi^2 = 13{,}881$; df = 1	***
		treatment× rok	$\chi^2 = 29{,}291$; df = 7	***
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 39{,}642$; df = 7	***
		rok	$\chi^2 = 2{,}475$; df = 1	ns
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 56{,}795$; df = 7	***
		rok	$\chi^2 = 6{,}832$; df = 1	**
Komunitní složení	PERMANOVA	parazit_pritomny	F = 0,891; $R^2 = 0{,}0115$; df = 1	ns
		diverzitaR	F = 1,178; $R^2 = 0{,}0152$; df = 1	ns
		cover_E1	F = 1,766; $R^2 = 0{,}0228$; df = 1	ns
		vyska_biomasy	F = 0,861; $R^2 = 0{,}0111$; df = 1	ns
		management × rok	F = 1,745; $R^2 = 0{,}0675$; df = 3	*
Homogenita disperzí	BETADISPER	management	F = 13,828; df = 3	***
		parazit_pritomny	F = 0,133; df = 1	ns
		rok	F = 0,003; df = 1	ns
		management × rok	F = 2,023; df = 7	.
Komunitní složení	RDA	celý model	F = 3,894; df = 8	***
		parazit_pritomny	F = 0,825; df = 1	ns
		management × rok	F = 1,753; df = 3	*

Tab. P4: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva křísů

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLM (NB)	treatment	$\chi^2 = 159.357$, df = 7	***
		rok	$\chi^2 = 116.839$, df = 1	***
		treatment× rok	$\chi^2 = 24.356$, df = 7	***
Druhová bohatost	GLM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 9.721$, df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 0.810$, df = 1	ns
Shannonův index	GLM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 61.871$, df = 7	***
		rok	$\chi^2 = 194.542$, df = 1	***
		treatment× rok	$\chi^2 = 78.625$, df = 7	***
Složení společenstev	PERMANOVA	parazit_pritomny	F = 0.324, $R^2 = 0.0032$, df = 1	ns
		diverzitaR	F = 0.454, $R^2 = 0.0044$, df = 1	ns
		cover_E1	F = 2.289, $R^2 = 0.0224$, df = 1	*
		vyska_biomasy	F = 1.362, $R^2 = 0.0133$, df = 1	ns
		management × rok	F = 3.095, $R^2 = 0.0908$, df = 3	***
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 23.179, df = 3	***
		parazit_pritomny	F = 0.127, df = 1	ns
		rok	F = 1.015, df = 1	ns
		management × rok	F = 7.914, df = 7	***
Ordinace	RDA (celý model)	model	F = 7.655, df = 8	***
	RDA (marginální test)	parazit_pritomny	F = 0.425, df = 1	ns
		management × rok	F = 2.520, df = 3	**
	NMDS	stress	0.138	—

Tab. P5: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva ploštic

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-hodnota
Abundance	**GLMMTMB (NB)**	**treatment**	**χ^2 = 64,728, df = 7**	***
		rok	**χ^2 = 43,202, df = 1**	***
		treatment× rok	**χ^2 = 16,845, df = 7**	*
Druhová bohatost	**GLMMTMB Poisson**	**treatment**	**χ^2 = 10,701, df = 7**	**ns**
		rok	**χ^2 = 24,735, df = 1**	***
Shannonův index	**GLMMTMB gaussian**	**treatment**	**χ^2 = 40,383, df = 7**	***
		rok	**χ^2 = 6,469, df = 1**	*
PERMANOVA	**adonis2, Bray-Curtis na sqrt(abundance)**	**parazit_pritomny**	**F = 1,116, R^2 = 0,01448, df = 1**	**ns**
		diverzitaR	**F = 0,656, R^2 = 0,00850, df = 1**	**ns**
		cover_E1	**F = 1,979, R^2 = 0,02566, df = 1**	*
		vyska_biomasy	**F = 1,972, R^2 = 0,02558, df = 1**	*
		management × rok	**F = 1,859, R^2 = 0,07234, df = 3**	**
Betadisper	**homogenita disperzí**	**management**	**F = 4,862, df = 3**	**
		parazit_pritomny	**F = 1,164, df = 1**	**ns**
		rok	**F = 0,315, df = 1**	**ns**
		management × rok	**F = 2,081, df = 7**	**.**
RDA	**celkový model**	**model celkem**	**F = 4,222, df = 8**	***
RDA margin	**marginální test**	**parazit_pritomny**	**F = 1,971, df = 1**	*
		management × rok	**F = 1,561, df = 3**	*

Tab. P6: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva střevlíkovitých brouků

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 8{,}352$; df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 45{,}343$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 30{,}054$; df = 14	**
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 4{,}034$; df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 54{,}169$; df = 2	***
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 8{,}723$; df = 7	ns
		rok	$\chi^2 = 67{,}328$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 32{,}479$; df = 14	**
Druhové složení	PERMANOVA	přítomnost poloparazita	F = 0,637; df = 1	ns
		diverzitaR	F = 1,586; df = 1	.
		cover_E1	F = 1,751; df = 1	.
		výška biomasy	F = 1,296; df = 1	ns
		management × rok	F = 2,057; df = 6	***
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 1,227; df = 3	ns
		přítomnost poloparazita	F = 0,014; df = 1	ns
		rok	F = 0,601; df = 2	ns
		management × rok	F = 0,895; df = 11	ns
NMDS	ordinace	stress	0,249	—
Druhové složení	RDA (celkový model)	celý model	F = 5,460; df = 12	***
	RDA (marginální testy)	přítomnost poloparazita	F = 1,040; df = 1	ns
		management × rok	F = 2,809; df = 6	***
Environmentální proměnné	envfit k RDA	výška biomasy	$r^2 = 0{,}521$	***
		diverzitaR	$r^2 = 0{,}395$	***
		cover_E1	$r^2 = 0{,}098$	*
	Envfit k NMDS	výška biomasy	$r^2 = 0{,}403$	***
		diverzitaR	$r^2 = 0{,}299$	***
		cover_E1	$r^2 = 0{,}057$	ns

Tab. P7: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva denních motýlů

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	management	$\chi^2 = 7.578$, df = 2	*
		rok	$\chi^2 = 7.198$, df = 2	*
		management × rok	$\chi^2 = 4.689$, df = 4	ns
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	management	$\chi^2 = 4.186$, df = 2	ns
		rok	$\chi^2 = 11.417$, df = 2	**
		management × rok	$\chi^2 = 1.266$, df = 4	ns
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	management	$\chi^2 = 10.882$, df = 2	**
		rok	$\chi^2 = 36.728$, df = 2	***
		management × rok	$\chi^2 = 3.110$, df = 4	ns
Složení společenstev	PERMANOVA	management	$F = 1.479$, $R^2 = 0.24317$, df = 2	ns
		rok	$F = 2.603$, $R^2 = 0.42801$, df = 2	**

7.2 Souhrn výsledků statistických analýz společenstva - Krče - Břeclav

Tab. P8: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva pavouků (zemní pasti 2023 - 2025)

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 3{,}261$; df = 5	NS
		rok	$\chi^2 = 16{,}712$; df = 2	***
		blok	$\chi^2 = 12{,}483$; df = 2	**
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 3{,}792$; df = 5	NS
		rok	$\chi^2 = 10{,}262$; df = 2	**
		blok	$\chi^2 = 10{,}404$; df = 2	**
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 2{,}642$; df = 5	NS
		rok	$\chi^2 = 17{,}995$; df = 2	***
		blok	$\chi^2 = 16{,}977$; df = 2	***
Druhové složení	PERMANOVA	parazit přítomný	F = 0,869; df = 1	NS
		blok	F = 2,329; df = 2	**
		diverzitaR	F = 1,340; df = 1	NS
		výška biomasy	F = 0,788; df = 1	NS
		management × rok	F = 0,974; df = 6	NS
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 0,681; df = 3	NS
		parazit přítomný	F = 1,298; df = 1	NS
		rok	F = 2,559; df = 2	.
		management × rok	F = 0,809; df = 11	NS
Ordinace společenstva	RDA overall	celý model	F = 2,099; df = 14	***
RDA margin		parazit přítomný	F = 0,748; df = 1	NS
		blok	F = 3,738; df = 2	***
		management × rok	F = 0,913; df = 6	NS
Envfit k RDA	envfit	diverzitaR	$r^2 = 0{,}437$	***
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}422$	***
Envfit k NMDS	envfit	diverzitaR	$r^2 = 0{,}087$	.
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}264$	***
NMDS	ordinace	stress	0,242	—

Tab. P9: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva pavouků (smyk + vysavač 2024 - 2025)

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	χ^2 = 54,682; df = 5	***
		rok	χ^2 = 15,658; df = 1	***
		blok	χ^2 = 10,402; df = 2	**
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	χ^2 = 13,587; df = 5	*
		rok	χ^2 = 28,806; df = 1	***
		blok	χ^2 = 14,620; df = 2	***
		treatment × rok	χ^2 = 12,524; df = 5	*
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	χ^2 = 8,412; df = 5	NS
		rok	χ^2 = 77,288; df = 1	***
		blok	χ^2 = 23,721; df = 2	***
		treatment × rok	χ^2 = 30,756; df = 5	***
Druhové složení	PERMANOVA	parazit přítomný	F = 0,801; df = 1	NS
		blok	F = 2,596; df = 2	***
		diverzitaR	F = 0,453; df = 1	NS
		management × rok	F = 1,239; df = 3	NS
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 2,536; df = 3	.
		parazit přítomný	F = 0,554; df = 1	NS
		rok	F = 0,276; df = 1	NS
		management × rok	F = 1,509; df = 7	NS
Ordinace společenstva	RDA overall	celý model	F = 1,827; df = 10	***
RDA margin		parazit přítomný	F = 0,799; df = 1	NS
		blok	F = 2,246; df = 2	***
		management × rok	F = 1,187; df = 3	NS
Envfit k RDA	envfit	diverzitaR	r^2 = 0,293	**
		výška biomasy	r^2 = 0,158	.
Envfit k NMDS	envfit	diverzitaR	r^2 = 0,291	**
		výška biomasy	r^2 = 0,190	*
NMDS	ordinace	stress	0,247	—

Tab. P10: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva rovnokřídlých

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 38{,}329$; df = 5	***
		rok	$\chi^2 = 15{,}888$; df = 1	***
		blok	$\chi^2 = 7{,}448$; df = 2	*
		treatment × rok	$\chi^2 = 49{,}792$; df = 5	***
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 2{,}148$; df = 5	ns
		rok	$\chi^2 = 4{,}194$; df = 1	*
		blok	$\chi^2 = 1{,}922$; df = 2	ns
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 2{,}548$; df = 5	ns
		rok	$\chi^2 = 35{,}349$; df = 1	***
		blok	$\chi^2 = 33{,}223$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 11{,}445$; df = 5	*
Druhové složení	PERMANOVA (adonis2, Bray-Curtis)	přítomnost poloparazita	F = 1,333; df = 1	ns
		blok	F = 7,636; df = 2	***
		diverzitaR	F = 0,778; df = 1	ns
		treatment × rok	F = 1,747; df = 3	*
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 0,121; df = 3	ns
		přítomnost poloparazita	F = 0,080; df = 1	ns
		rok	F = 9,909; df = 1	**
		management × rok	F = 0,690; df = 7	ns
Druhové složení	RDA (celkový model)	model	F = 3,751; df = 10	***
	RDA (marginální testy)	přítomnost poloparazita	F = 0,833; df = 1	ns
		blok	F = 8,553; df = 2	***
		management × rok	F = 1,371; df = 3	ns
Environmentální proměnné	envfit k RDA	diverzitaR	$r^2 = 0{,}200$	*
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}253$	**
	envfit k NMDS	diverzitaR	$r^2 = 0{,}200$	*
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}136$	ns

Tab. P11: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva křísů

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 67{,}010$; df = 5	***
		rok	$\chi^2 = 1{,}953$; df = 1	ns
		blok	$\chi^2 = 14{,}747$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 16{,}561$; df = 5	**
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 2{,}394$; df = 5	ns
		rok	$\chi^2 = 0{,}004$; df = 1	ns
		blok	$\chi^2 = 2{,}747$; df = 2	ns
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 4{,}862$; df = 5	ns
		rok	$\chi^2 = 0{,}018$; df = 1	ns
		blok	$\chi^2 = 18{,}642$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 16{,}649$; df = 5	**
Druhové složení	PERMANOVA (adonis2, Bray-Curtis)	přítomnost poloparazita	F = 1,017; df = 1	ns
		blok	F = 4,811; df = 2	***
		diverzitaR	F = 1,609; df = 1	ns
		management × rok	F = 1,511; df = 3	ns
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 1,189; df = 3	ns
		přítomnost poloparazita	F = 0,245; df = 1	ns
		rok	F = 5,229; df = 1	*
		management × rok	F = 0,226; df = 7	ns
Druhové složení	RDA (celkový model)	model	F = 6,083; df = 10	***
	RDA (marginální testy)	přítomnost poloparazita	F = 1,081; df = 1	ns
		blok	F = 5,325; df = 2	***
		management × rok	F = 1,699; df = 3	.
Environmentální proměnné	envfit k RDA	diverzitaR	$r^2 = 0{,}462$	***
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}602$	***
	envfit k NMDS	diverzitaR	$r^2 = 0{,}499$	***
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}605$	***

Tab. P12: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva ploštic

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 34{,}467$; df = 5	***
		rok	$\chi^2 = 5{,}864$; df = 1	*
		blok	$\chi^2 = 8{,}914$; df = 2	*
		treatment × rok	$\chi^2 = 12{,}177$; df = 5	*
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 25{,}346$; df = 5	***
		rok	$\chi^2 = 19{,}942$; df = 1	***
		blok	$\chi^2 = 15{,}688$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 15{,}984$; df = 5	**
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 20{,}241$; df = 5	**
		rok	$\chi^2 = 16{,}577$; df = 1	***
		blok	$\chi^2 = 3{,}870$; df = 2	ns
		treatment × rok	$\chi^2 = 17{,}637$; df = 5	**
Druhové složení	PERMANOVA (Bray-Curtis)	přítomnost poloparazita	F = 1,947; df = 1	*
		blok	F = 2,980; df = 2	***
		diverzitaR	F = 0,852; df = 1	ns
		management × rok	F = 1,200; df = 3	ns
Homogenita disperzí	betadisper	management	F = 4,603; df = 3	**
		přítomnost poloparazita	F = 1,288; df = 1	ns
		rok	F = 0,102; df = 1	ns
		management × rok	F = 1,471; df = 7	ns
Druhové složení	RDA (celkový model)	model	F = 2,835; df = 10	***
	RDA (marginální testy)	přítomnost poloparazita	F = 2,272; df = 1	*
		blok	F = 3,213; df = 2	***
		management × rok	F = 1,222; df = 3	ns
Environmentální proměnné	envfit k RDA	diverzitaR	$r^2 = 0{,}238$	*
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}758$	***
	envfit k NMDS	diverzitaR	$r^2 = 0{,}388$	***
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}367$	**

Tab. P13: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva střevlíkovitých brouků

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB)	treatment	$\chi^2 = 7{,}484$; df = 5	ns
		rok	$\chi^2 = 6{,}562$; df = 2	*
		blok	$\chi^2 = 4{,}166$; df = 2	ns
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	treatment	$\chi^2 = 9{,}104$; df = 5	.
		rok	$\chi^2 = 20{,}184$; df = 2	***
		blok	$\chi^2 = 3{,}364$; df = 2	ns
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	treatment	$\chi^2 = 11{,}174$; df = 5	*
		rok	$\chi^2 = 19{,}163$; df = 2	***
		blok	$\chi^2 = 14{,}015$; df = 2	***
		treatment × rok	$\chi^2 = 23{,}249$; df = 10	**
Druhové složení	PERMANOVA (Bray-Curtis)	přítomnost poloparazita	F = 1,082; df = 1	ns
		blok	F = 1,808; df = 2	**
		diverzitaR	F = 1,116; df = 1	ns
		výška biomasy	F = 0,517; df = 1	ns
		management × rok	F = 1,130; df = 6	ns
Homogenita disperzí	betadisper	treatment	F = 0,799; df = 3	ns
		přítomnost poloparazita	F = 0,315; df = 1	ns
		rok	F = 1,187; df = 2	ns
		treatment × rok	F = 0,758; df = 11	ns
NMDS	ordinace	stress	0,256	—
Druhové složení	RDA (celkový model)	celý model	F = 1,858; df = 14	***
	RDA (marginální testy)	přítomnost poloparazita	F = 1,056; df = 1	ns
		blok	F = 2,238; df = 2	***
		management × rok	F = 1,155; df = 6	ns
Environmentální proměnné	envfit k RDA	diverzitaR	$r^2 = 0{,}248$	**
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}512$	***
	envfit k NMDS	diverzitaR	$r^2 = 0{,}171$	**
		výška biomasy	$r^2 = 0{,}380$	***

Tab. P14: Souhrn výsledků statistických analýz společenstva denních motýlů

Odezva / analýza	Model / test	Faktor	Statistika	p-value
Abundance	GLMM (NB2)	management	$\chi^2 = 1.287$, df = 1	ns
		rok	$\chi^2 = 0.937$, df = 2	ns
		management × rok	$\chi^2 = 0.438$, df = 2	ns
Druhová bohatost	GLMM (Poisson)	management	$\chi^2 = 0.013$, df = 1	ns
		rok	$\chi^2 = 2.569$, df = 2	ns
		management × rok	$\chi^2 = 0.056$, df = 2	ns
Shannonův index	GLMM (Gaussian)	management	$\chi^2 = 0.423$, df = 1	ns
		rok	$\chi^2 = 2.385$, df = 2	ns
		management × rok	$\chi^2 = 0.057$, df = 2	ns
Složení společenstev	PERMANOVA	management	$F = 3.982$, $R^2 = 0.21730$, df = 1	*
		rok	$F = 6.171$, $R^2 = 0.67355$, df = 2	*

7.3 Seznamy zaznamenaných taxonů cévnatých rostlin

Vysvětlivky: ve sloupci § je uvedena kategorie ohrožení druhu podle zákona č. 114/1992 Sb., §2 – silně ohrožený, O – ohrožený; ve sloupci CS jsou uvedeny kategorie ohrožení dle Červeného seznamu (Grulich 2017), C1t – kriticky ohrožený na základě trendu ústupu, C2t – silně ohrožený na základě trendu ústupu, C2b – silně ohrožený na základě kombinace vzácnosti a trendu ústupu, C3 – ohrožený, C4a – vzácnější taxon vyžadující pozornost – méně ohrožený; ve nepůvodnost je uvedeno zařazení nepůvodních druhů do kategorií: ar – archeofyt, inv – invazní, nat – zdomácnělý, neo – neofyt (dle Pyšek et al. 2022). Taxony jsou řazeny abecedně.

Tab. P15: Krumvířský mokřad

taxon	§	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Agrostis gigantea				nat neo	
Agrostis stolonifera					
Achillea millefolium agg.					
Alopecurus pratensis					
Anagallis arvensis				nat ar	
Arctium tomentosum				nat ar	
Arrhenatherum elatius				inv ar	
Artemisia vulgaris					
Atriplex patula				nat ar	
Avena fatua				nat ar	
Bolboschoenus maritimus agg.					
Bolboschoenus planiculmis		C4a	NT		
Bromus hordeaceus					
Bromus japonicus		C4a	LC	nat ar	
Bromus sterilis				nat ar	
Calamagrostis epigejos					
Calystegia sepium					
Camelina microcarpa					
Capsella bursa-pastoris				nat ar	
Carduus acanthoides				nat ar	
Carduus crispus					
Carex acutiformis					
Carex distans		C3	NT		

taxon	§	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Carex disticha		C4a	NT		
Carex hirta					
Carex otrubae		C4a	LC		
Carex riparia		C4a	NT		
Carex secalina	§2	C2t	EN		
Centaurium pulchellum		C3	VU		
Cerastium holosteoides					
Ceratophyllum demersum					
Cirsium arvense				inv ar	
Cirsium canum					
Cirsium vulgare					
Conyza canadensis				inv neo	
Cornus sanguinea					
Crataegus laevigata agg.					
Cyperus fuscus		C3	NT		
Dactylis glomerata					
Daucus carota					
Descurainia sophia				nat ar	
Dipsacus fullonum					
Echinochloa crus-galli				inv ar	
Echinops sphaerocephalus					
Elymus repens					
Epilobium sp.					
Equisetum arvense					
Erigeron annuus					
Erysimum cheiranthoides					
Eupatorium cannabinum					
Euphorbia platyphyllos					
Festuca arundinacea					
Festuca pratensis					
Galium album					

taxon	§	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Galium aparine					
Geum urbanum					
Glechoma hederacea					
Hordeum murinum					
Humulus lupulus					
Hypericum maculatum					
Chenopodium album agg.					
Chenopodium rubrum					
Inula britannica					
Juglans regia				nat ar	
Juncus articulatus					
Juncus bufonius agg.					
Juncus compressus					
Juncus gerardii	§2	C1t	CR		
Juncus inflexus					
Lactuca serriola				nat ar	
Lamium album				nat ar	
Lamium purpureum				nat ar	
Lathyrus pratensis					
Lathyrus tuberosus				nat ar	
Linaria vulgaris				nat ar	
Lolium multiflorum				nat neo	
Lolium perenne					
Lotus tenuis		C3	NT		
Lycopus europaeus					
Lysimachia nummularia					
Lysimachia vulgaris					
Lythrum salicaria					
Medicago lupulina					
Melampyrum arvense		C3	VU	nat ar	z výsevu
Melilotus dentatus		C2t	EN		

taxon	§	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Melilotus sp.					
Mentha aquatica					
Mentha arvensis					
Microthlaspi perfoliatum					
Myosotis arvensis					
Myosoton aquaticum					
Odontites vernus subsp. serotinus					z výsevu
Papaver rhoeas				nat ar	
Pastinaca sativa					
Persicaria amphibia					
Phalaris arundinacea					
Phragmites australis					
Picris hieracioides					
Plantago major					
Plantago uliginosa					
Poa angustifolia					
Poa palustris					
Poa trivialis					
Polygonum aviculare agg.					
Populus alba					
Potentilla anserina					
Potentilla supina					
Prunus avium					
Prunus cerasifera				inv ar	
Prunus domestica				nat ar	
Ranunculus repens					
Ranunculus sceleratus					
Raphanus raphanistrum				nat ar	
Robinia pseudoacacia				inv neo	
Rosa canina agg.					
Rubus caesius					

taxon	§	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Rumex conglomeratus					
Rumex crispus					
Salix alba					
Salix caprea					
Salix fragilis					
Sambucus nigra					
Scrophularia nodosa					
Setaria pumila				nat ar	
Schoenoplectus tabernaemontani		C2b	VU		
Sinapis arvensis				nat ar	
Solidago canadensis				inv neo	
Solidago gigantea				inv neo	
Sonchus oleraceus				nat ar	
Stachys palustris					
Stellaria media					
Symphyotrichum novi-belgii agg.				inv neo	
Symphytum officinale					
Tanacetum vulgare				nat ar	
Taraxacum sect. Taraxacum					
Thlaspi arvense				nat ar	
Trifolium fragiferum		C3	VU		
Trifolium hybridum					
Trifolium pratense					
Tripleurospermum inodorum				nat ar	
Tussilago farfara					
Typha latifolia					
Urtica dioica					
Valeriana officinalis					
Veronica anagallis-aquatica					
Veronica arvensis				nat ar	
Veronica catenata		C3	VU		

taxon	§	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Veronica polita				nat ar	
Veronica sublobata					
Vicia cracca					
Vicia tetrasperma					
Vicia villosa					
Viola odorata				nat ar	
Vitis vinifera					

Tab. P16: Krče

taxon	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Acer campestre				
Acer negundo			inv neo	
Agrimonia eupatoria				
Alopecurus pratensis				
Anagallis arvensis			nat ar	
Arrhenatherum elatius			inv ar	
Asclepias syriaca			inv neo	1 rostlina
Atriplex patula			nat ar	
Betonica officinalis				
Bromus hordeaceus				
Bromus sterilis			nat ar	
Calamagrostis epigejos				
Calystegia sepium				
Campanula patula				
Cardamine matthioli	C4a	NT		
Carex hirta				
Carex remota				
Carex riparia	C4a	NT		
Centaurea jacea				z přenosu zeleného sena
Centaurea scabiosa				z přenosu zeleného sena
Centaurea stoebe				z přenosu zeleného sena
Centaurium erythraea	C4a	LC		
Cerastium dubium	C2b	VU		
Cirsium arvense			inv ar	
Colchicum autumnale				
Crataegus sp.				
Crepis setosa	C1t	EN	nat ar	
Crepis sp.				
Cuscuta epithymum				

taxon	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Dactylis glomerata				
Daucus carota				z přenosu zeleného sena
Deschampsia cespitosa				
Dianthus armeria	C4a	LC		
Elymus repens				
Equisetum arvense				
Erophila verna				
Festuca gigantea				
Festuca pratensis				
Festuca rubra				
Filipendula vulgaris				z přenosu zeleného sena
Fragaria sp.				
Fraxinus sp.				
Galium album				
Galium aparine				
Galium rivale	C4a	LC		
Galium verum				
Geum urbanum				
Glechoma hederacea				
Hypericum perforatum				
Chaerophyllum temulum				
Chenopodium polyspermum				
Chondrilla juncea	C3	VU		z přenosu zeleného sena
Inula salicina	C4a	NT		
Iris pseudacorus				
Juncus effusus				
Juncus inflexus				
Lathyrus pratensis				
Leucanthemum vulgare agg.				
Libanotis pyrenaica	C4a	NT		z přenosu zeleného sena
Linaria vulgaris			nat ar	
Lotus corniculatus				
Lycopus exaltatus	C2b	EN		
Lychnis flos-cuculi				
Lysimachia vulgaris				
Lythrum virgatum	C2b	EN		
Melampyrum arvense	C3	VU	nat ar	z výsevu
Odontites vernus subsp. serotinus				přirozený výskyt
Persicaria amphibia				
Phalaris arundinacea				
Phleum pratense				
Phragmites australis				
Poa palustris				
Poa pratensis agg.				
Poa trivialis				

taxon	CS	IUCN	nepůvodnost	poznámky
Potentilla reptans				
Prunus cerasifera			inv ar	
Prunus sp.				
Prunus spinosa				
Pyrus sp.				
Ranunculus acris				
Ranunculus auricomus agg.				
Ranunculus repens				
Rhamnus cathartica				
Rhinanthus alectorolophus	C3	VU		z výsevu
Rorippa palustris				
Rorippa x armoracioides				
Rosa sp.				
Rubus caesius				
Rumex crispus/maritimus				
Rumex sanguineus				
Salix alba				
Salix cinerea				
Sanguisorba minor				z přenosu zeleného sena
Sanguisorba officinalis				
Silaum silaus	C3	NT		
Silene latifolia subsp. alba			nat ar	z přenosu zeleného sena
Silene vulgaris				z přenosu zeleného sena
Solidago gigantea			inv neo	
Stachys palustris				
Symphyotrichum novi-belgii agg.			inv neo	
Symphytum officinale				
Tanacetum vulgare			nat ar	
Thlaspi arvense			nat ar	
Trifolium campestre				
Trifolium pratense				
Trisetum flavescens				
Turritis glabra				
Ulmus sp.				
Valerianella locusta				
Verbascum blattaria	C2b	EN		
Veronica arvensis			nat ar	
Vicia cracca				
Vicia hirsuta				
Vicia tetrasperma				
Vicia villosa				
Viola arvensis				

7.4 Seznamy zaznamenaných taxonů členovců

Tab. P17: Pavouci (Araneae) ze zemních pastí

Vysvětlivky: ve sloupci “Ohroženost” jsou uvedeny kategorie podle Řezáč et al. (2015): ES - není ohrožený, LC- téměř ohrožený, VU - ohrožený, EN - silně ohrožený, CR - kriticky ohrožený, RE - nezvěstný.

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Agroeca cuprea	LC	0	0	0	0	1	0
Agyneta rurestris	ES	13	1	0	0	4	9
Allagelena gracilens	ES	0	0	0	2	0	0
Alopecosa pulverulenta	ES	23	31	79	22	16	9
Antistea elegans	LC	1	0	0	0	0	0
Araeoncus humilis	ES	0	0	0	0	0	1
Arctosa leopardus	VU	105	20	77	1	0	0
Argenna subnigra	ES	0	0	1	0	0	0
Aulonia albimana	ES	0	0	0	43	37	44
Bathyphantes approximatus	ES	0	1	0	0	0	0
Bathyphantes gracilis	ES	2	3	1	0	0	0
Centromerus sylvaticus	ES	0	0	1	0	0	1
Ceratinella brevipes	ES	1	1	0	0	1	0
Ceratinella brevis	ES	0	0	0	0	1	1
Cercidia prominens	ES	0	0	0	1	1	1
Clubiona phragmitis	ES	0	0	2	0	0	0
Clubiona reclusa	ES	0	0	0	0	1	0
Clubiona subtilis	LC	0	0	0	0	1	0
Diplostyla concolor	ES	17	5	4	2	6	6
Dismodicus bifrons	ES	1	0	0	0	0	0
Donacochara speciosa	LC	0	0	1	0	0	0
Drassyllus lutetianus	ES	36	13	32	1	0	3
Drassyllus praeficus	ES	0	2	0	1	53	24
Drassodes pubescens	ES	0	0	0	3	2	0
Drassyllus pusillus	ES	32	24	10	1	12	48
Ebrechtella tricuspidata	ES	0	0	0	1	0	0
Enoplognatha thoracica	ES	0	0	0	0	1	0
Episinus angulatus	ES	1	0	0	0	0	1
Erigone atra	ES	11	3	2	0	0	0
Erigone dentipalpis	ES	29	4	2	1	0	0
Euophrys frontalis	ES	0	0	1	1	0	0
Euryopis flavomaculata	ES	20	6	1	10	5	7
Evarcha arcuata	ES	0	0	0	5	2	1
Gnathonarium dentatum	ES	3	0	19	0	0	0
Gongylidiellum latebricola	ES	0	0	0	1	0	0
Gongylidiellum murcidum	VU	2	0	1	0	0	0
Hahnia nava	ES	0	0	1	1	1	2
Haplodrassus minor	EN	19	11	7	0	0	5

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Haplodrassus signifer	ES	0	0	0	0	1	1
Kaestneria pullata	VU	1	1	0	0	0	0
Liocranoeca striata	LC	33	7	3	7	2	11
Mermessus trilobatus	ES	2	2	1	0	1	1
Micaria pulicaria	ES	34	11	5	9	6	18
Micrargus subaequalis	ES	0	0	1	0	3	0
Myrmarachne formicaria	VU	0	2	0	0	5	2
Neriene clathrata	ES	0	1	0	0	0	0
Oedothorax apicatus	ES	16	37	151	0	0	5
Ozyptila atomaria	ES	0	0	0	0	0	1
Ozyptila praticola	ES	0	0	0	0	2	3
Ozyptila trux	ES	3	4	2	13	53	26
Pachygnatha clercki	ES	7	17	33	1	0	1
Pachygnatha degeeri	ES	0	1	4	6	8	22
Pachygnatha listeri	ES	0	0	0	2	0	0
Palliduphantes pallidus	ES	0	1	0	0	0	0
Pardosa agrestis	ES	0	0	124	0	1	11
Pardosa amentata	ES	2	3	17	0	0	0
Pardosa hortensis	ES	0	0	0	0	0	3
Pardosa lugubris	ES	0	0	0	30	0	48
Pardosa lugubris group		0	0	0	14	10	7
Pardosa nigriceps	VU	9	0	2	6	0	1
Pardosa paludicola	VU	64	20	35	17	4	16
Pardosa palustris	ES	116	56	0	1	1	5
Pardosa prativaga	ES	890	146	354	532	93	298
Pardosa pullata	ES	1	0	1	0	0	0
Phaeocedus braccatus	CR	0	0	1	0	0	0
Phlegra fasciata	ES	0	0	0	1	2	2
Phrurolithus festivus	ES	24	13	11	16	42	34
Piratula hygrophila	ES	7	4	5	13	4	12
Piratula latitans	ES	60	49	139	1	3	1
Pirata piraticus	ES	16	9	2	0	1	0
Pisaura mirabilis	ES	1	1	0	0	0	0
Pocadicnemis juncea	ES	8	0	1	2	2	2
Porrhomma microphthalmum	ES	0	4	0	0	0	0
Robertus arundineti	ES	0	0	1	0	0	0
Robertus lividus	ES	4	0	0	5	0	3
Rugathodes instabilis	VU	0	0	1	0	0	0
Talavera aperta	LC	0	0	0	0	1	3
Tegenaria campestris	ES	0	0	0	0	0	1
Tenuiphantes flavipes	ES	0	0	1	0	0	0
Tenuiphantes tenuis	ES	4	3	3	0	0	0
Thanatus striatus	LC	1	0	1	4	1	0
Trachyzelotes pedestris	ES	21	19	17	8	33	38
Trichoncoides piscator	RE	0	1	15	0	0	0
Trochosa ruricola	ES	149	58	161	20	49	55

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Trochosa spinipalpis	LC	0	0	0	0	6	8
Trochosa terricola	ES	0	0	0	20	0	0
Trochosa sp.		88	79	91	35	0	56
Walckenaeria atrotibialis	ES	0	0	0	0	1	0
Walckenaeria dysderoides	ES	0	0	0	2	0	0
Walckenaeria vigilax	ES	0	0	1	0	0	0
Xerolycosa miniata	ES	0	0	0	0	11	2
Xerolycosa nemoralis	ES	0	2	0	1	2	0
Xysticus cristatus	ES	0	0	0	0	1	0
Xysticus kochi	ES	17	17	13	8	9	3
Xysticus lineatus	CR	0	0	0	10	7	1
Xysticus ulmi	ES	1	0	1	1	0	0
Zelotes latreillei	ES	4	3	4	4	3	5
Zelotes subterraneus	ES	0	0	0	0	1	0
Zora armillata	CR	0	0	0	1	0	0
Zora spinimana	ES	0	1	0	2	6	0

Tab. P18: Pavouci (Araneae) ze smyku a vysavače

Vysvětlivky: ve sloupci “Ohroženost” jsou uvedeny kategorie podle Řezáč et al. (2015): ES - není ohrožený, LC- téměř ohrožený, VU - ohrožený, EN - silně ohrožený, CR - kriticky ohrožený, RE - nezvěstný.

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Agyneta rurestris	ES	29	11	31	26
Agyneta simplicitarsis	CR	3	0	0	1
Allagelena gracilens	ES	0	1	7	5
Araeoncus humilis	ES	0	2	8	0
Araneus alsine	VU	1	0	0	1
Araneus diadematus	ES	0	0	0	1
Arctosa leopardus	VU	0	1	0	0
Argiope bruennichi	ES	1	0	4	12
Aulonia albimana	ES	0	0	63	18
Bathyphantes approximatus	ES	2	0	0	0
Bathyphantes gracilis	ES	18	12	7	0
Ceratinella brevipes	ES	3	4	2	2
Cercidia prominens	ES	0	0	0	7
Cheiracanthium virescens	LC	0	0	3	2
Civizelotes gracilis	EN	0	0	1	0
Clubiona juvenis	CR	0	0	0	1
Clubiona lutescens	ES	0	0	2	0
Clubiona neglecta	ES	0	0	4	0
Clubiona phragmitis	ES	14	9	0	0
Clubiona reclusa	ES	0	0	2	1
Clubiona subtilis	LC	0	4	17	11
Cnephalocotes obscurus	ES	7	0	0	0
Cryptachaea riparia	ES	1	0	1	0
Diaea livens	EN	0	0	1	0
Dictyna arundinacea	ES	0	0	0	5
Dictyna uncinata	ES	0	0	0	4
Diplostyla concolor	ES	2	4	2	0
Dismodicus bifrons	ES	39	0	1	0
Donacochara speciosa	ES	0	2	0	0
Drassyllus lutetianus	ES	0	1	0	0
Drassyllus pusillus	ES	0	0	11	0
Ebrechtella tricuspidata	ES	0	2	28	13
Enoplognatha latimana	ES	0	0	4	7
Enoplognatha thoracica	ES	0	0	1	0
Entelecara flavipes	LC	0	0	28	0
Episinus angulatus	ES	1	0	1	0
Erigone atra	ES	9	8	3	0
Erigone dentipalpis	ES	16	6	3	1
Ero aphana	LC	0	0	6	1
Ero furcata	ES	0	0	4	2
Ero tuberculata	EN	0	0	1	0
Euophrys frontalis	ES	0	1	3	0

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Euryopis flavomaculata	ES	2	1	3	0
Evarcha arcuata	ES	0	4	102	79
Floronia bucculenta	ES	0	0	1	0
Gibbaranea bituberculata	LC	0	0	0	1
Gnathonarium dentatum	ES	41	158	1	1
Gongylidiellum murcidum	VU	3	6	0	0
Hahnia nava	ES	0	1	2	0
Haplodrassus minor	EN	1	2	0	0
Heliophanus auratus	LC	0	1	6	12
Heliophanus flavipes	ES	1	2	1	0
Heriaeus graminicola	LC	0	0	3	4
Hylyphantes nigritus	RE	0	0	0	1
Hypomma cornutum	LC	0	1	0	1
Hypsosinga heri	VU	15	15	0	0
Hypsosinga pygmaea	LC	5	3	1	3
Kaestneria pullata	VU	9	2	0	0
Larinioides cornutum	LC	1	0	0	0
Liocranoeca striata	LC	1	1	1	1
Mangora acalypha	ES	5	3	6	12
Marpissa nivoyi	VU	0	0	1	1
Marpissa radiata	VU	1	4	0	0
Mendoza canestrinii	CR	4	12	0	0
Mermessus trilobatus	ES	21	40	9	0
Micaria pulicaria	ES	4	4	0	1
Micrargus apertus	ES	1	0	0	0
Microlinyphia impigra	VU	1	0	0	0
Microlinyphia pusilla	ES	0	2	1	0
Micrargus subaequalis	ES	2	0	9	1
Misumena vatia	ES	0	0	10	6
Myrmarachne formicaria	VU	3	4	6	3
Nematogmus sanguinolentus	VU	0	0	2	1
Neon reticulatus	ES	0	0	3	0
Neottiura bimaculata	ES	52	13	16	19
Neottiura suaveolens	VU	0	0	1	0
Neriene clathrata	ES	5	10	3	4
Oedothorax apicatus	ES	2	43	1	1
Ozyptila praticola	ES	0	0	1	0
Ozyptila trux	ES	0	4	18	3
Pachygnatha clercki	ES	14	32	0	0
Pachygnatha degeeri	ES	1	5	3	1
Paidiscura pallens	ES	1	0	0	0
Pardosa agrestis	ES	4	30	0	0
Pardosa amentata	ES	0	1	0	0
Pardosa lugubris group		0	0	6	1
Pardosa nigriceps	VU	0	0	2	0
Pardosa paludicola	VU	0	5	0	0
Pardosa palustris	ES	3	0	0	0

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Pardosa prativaga	ES	33	134	74	39
Philodromus albidus	ES	0	0	4	0
Philodromus cespitum	ES	0	0	9	1
Phlegra fasciata	ES	0	0	1	1
Phrurolithus festivus	ES	11	11	19	5
Phylloneta impressa	ES	1	2	0	0
Piratula hygrophila	ES	2	5	0	0
Piratula latitans	ES	33	51	0	0
Pirata piraticus	ES	1	0	0	0
Pisaura mirabilis	ES	2	0	102	184
Pocadicnemis juncea	ES	1	8	8	2
Pocadicnemis pumila	ES	0	0	0	2
Prinerigone vagans	CR	0	1	0	0
Robertus arundineti	ES	1	0	0	0
Robertus lividus	ES	1	0	1	0
Rugathodes instabilis	VU	1	2	1	0
Singa hamata	ES	0	0	14	14
Synageles venator	ES	4	3	2	1
Synema globosum	LC	0	0	23	10
Talavera aequipes	ES	1	1	0	1
Talavera aperta	LC	3	5	3	4
Tallusia experta	ES	0	1	0	0
Tenuiphantes tenuis	ES	49	37	5	3
Tetragnatha extensa	ES	4	4	0	0
Tetragnatha nigrita	LC	0	0	2	3
Tetragnatha obtusa	ES	0	0	0	3
Thanatus striatus	LC	0	0	0	6
Theridiosoma gemmosum	LC	0	0	2	0
Theridion hemerobium	ES	0	1	2	0
Theridion pinastri	ES	0	0	1	0
Tibellus maritimus	VU	0	0	7	2
Tibellus oblongus	ES	0	1	2	0
Tmarus piger	VU	0	0	3	9
Trachyzelotes pedestris	ES	0	0	1	1
Trichoncoides piscator	RE	0	0	1	0
Trochosa terricola	ES	0	0	1	0
Walckenaeria obtusa	ES	0	0	1	0
Walckenaeria unicornis	LC	0	0	2	0
Walckenaeria vigilax	ES	0	1	0	0
Xerolycosa nemoralis	ES	0	0	1	0
Xysticus kochi	ES	1	6	3	3
Xysticus lanio	LC	0	0	0	1
Xysticus ulmi	ES	1	2	2	3
Zodarion rubidum	ES	0	0	1	0
Zora armillata	CR	1	0	1	0
Zora spinimana	ES	0	1	33	11

Tab. P19: Rovnokřídlí (Orthoptera)

Vysvětlivky: ve sloupci “Ohroženost” jsou uvedeny kategorie podle řazení do Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých (Hejda *et al.* 2017): NT - blízko ohrožení; VU - zranitelný; EN - ohrožený; CR - kriticky ohrožený a kategorie ohrožeností podle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny: O - ohrožený; SO - silně ohrožený; KO - kriticky ohrožený.

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
saranče slaništní *Aiolopus thalassinum*	VU	6	30	0	0
saranče vlašská *Calliptamus italicus*	NT	0	0	0	5
Conocephalus dorsalis		28	23	0	0
Conocephalus fuscus		3	1	131	73
Gryllotalpa gryllotalpa		1	0	0	0
Chorthippus albomarginatus		57	60	1	4
Chorthippus brunneus		1	0	0	0
Chorthippus dorsatus		10	15	75	210
Chorthippus mollis		0	0	0	1
Chrysochraon dispar		117	88	103	93
Leptophyes albovittata		0	0	185	110
Meconema meridionale		0	0	0	1
saranče černopruhá *Mecostethus parapleurus*	NT	0	0	85	133
Oecanthus pellucens		0	0	0	1
Phaneroptera sp.		0	1	10	2
Pholidoptera griseoaptera		0	0	24	8
Pseudochorthippus parallelus		9	23	559	448
cvrček pobřežní *Pteronemobius heydeni*	NT	3	20	0	0
Roeseliana roeselii		10	19	59	206
Ruspolia nitidula		32	88	16	73
marše panonská *Tetrix bolivari*	NT	17	27	0	2
Tetrix subulata		17	19	0	3
Tetrix tenuicornis		1	12	8	29
Tettigonia viridissima		1	5	6	21

Tab. P20: Křísi (Auchenorrhyncha)

Vysvětlivky: ve sloupci “Ohroženost” jsou uvedeny kategorie podle řazení do Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých (Hejda *et al.* 2017): NT - blízko ohrožení; VU - zranitelný; EN - ohrožený; CR - kriticky ohrožený a kategorie ohrožeností podle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny: O - ohrožený; SO - silně ohrožený; KO - kriticky ohrožený.

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Acanthodelphax spinosus		0	0	3	1
Agallia brachyptera		0	0	1	0
Allygidius abbreviatus	NT	12	1	14	9
Allygidius atomarius	NT	0	0	4	1
Allygidius commutatus		0	0	11	0
Allygidius mixtus		0	0	0	2
Anaceratagallia ribauti		6	18	9	15
Anaceratagallia venosa	NT	0	12	1	23
Anakelisia fasciata	NT	217	205	15	0
Anoscopus albiger	EN	1	14	0	0
Anoscopus flavostriatus		103	123	25	12
Anoscopus serratulae		8	30	18	0
Aphrophora alni		0	0	63	54
Aphrodes makarovi/bicincta		0	0	995	222
Aphrodes makarovi		581	251	0	0
Arboridia velata		0	1	0	0
Arocephalus languidus		2	4	5	2
Arthaldeus arenarius		2	7	6	15
Arthaldeus pascuellus		2	0	6	21
Arthaldeus striifrons		5	30	2	0
Artianus interstitialis		0	0	39	38
Asiraca clavicornis		0	0	0	1
Athysanus argentarius		35	38	10	46
Austroagallia sinuata	NT	0	0	1	0
Balclutha calamagrostis		2	1	2	9
Balclutha punctata		0	10	0	0
Balclutha rhenana		0	0	1	0
Balclutha saltuella		0	0	27	25
Calamotettix taeniatus	VU	2	7	0	0
Centrotus cornutus		0	0	3	0
Cercopis sanguinolenta		0	0	58	0
Cicadula flori		1	1	0	0
Cicadula frontalis	NT	154	146	0	2
Cicadula persimilis		0	0	3	0
Cicadula placida	NT	45	5	84	7
Cicadula quadrinotata		912	1371	49	7
Cicadella viridis		519	12252	1068	1863

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Cixius distinguendus	NT	0	0	0	2
Cixius nervosus		4	2	4	2
Cosmotettix caudatus	VU	0	0	0	5
Delphacodes capnodes	NT	11	6	0	0
Delphax crassicornis	VU	13	3	0	1
Deltocephalus pulicaris		84	349	0	4
Dicranotropis hamata		7	4	18	6
Dictyophara europaea	NT	0	0	2	18
Doratura homophyla		21	49	2	140
Doratura stylata		0	0	2	1
Elymana sulphurella		0	0	0	3
Emelyanoviana mollicula		57	40	91	50
Enantiocephalus cornutus		0	0	16	35
Errastunus ocellaris		448	783	422	2077
Euides basilinea	NT	14	35	0	0
Eupelix cuspidata		0	0	0	2
Eupteryx atropunctata		18	3	9	0
Eupteryx cyclops		83	4	0	0
Eupteryx decemnotata		1	1	0	0
Eupteryx notata		1	0	5	1
Eupteryx urticae		17	6	0	0
Eupteryx vittata		7	1	2	0
Eurysula lurida		44	16	0	1
Euscelis incisus		16	11	174	76
Evacanthus acuminatus		55	4	7	15
Evacanthus interruptus		8	5	0	6
Fieberiella septentrionalis		0	0	0	1
Forcipata citrinella		0	0	0	3
Graphocraerus ventralis		0	0	8	2
Hardya tenuis		1	0	14	22
Hebata affinis		12	3	32	0
Hebata decipiens		7	3	131	31
Hebata pteridis		9	0	45	23
Hephathus nanus	NT	0	2	0	1
Hyledelphax elegantula		0	0	2	0
Chloriona dorsata	VU	2	9	0	0
Chloriona glaucescens	CR	7	0	0	0
Chloriona smaragdula		11	4	0	0
Chloriona unicolor	NT	108	353	0	0
Chloriona vasconica	NT	3	0	0	0
Chlorita paolii		14	8	117	11
Idiocerus herrichii		0	1	0	0
Japananus hyalinus	NT	0	0	1	0
Jassargus obtusivalvis		0	0	0	11

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Javesella obscurella		0	0	2	0
Javesella pellucida		16	44	7	28
Kelisia confusa	VU	7	25	0	0
Kelisia guttula	NT	0	0	0	1
Kelisia monoceros	NT	10	1	0	0
Kelisia praecox	NT	0	0	8	13
Kelisia punctulum	NT	2	0	1	0
Laodelphax striatella		86	11	193	340
Lepyronia coleoptrata		1	2	85	61
Macrosteles horvathi		1	0	0	0
Macrosteles laevis		195	32	32	12
Macrosteles sexnotatus		48	29	1	0
Megophthalmus scanicus		262	195	291	4
Metalimnus formosus	NT	173	333	0	0
Metalimnus steini		0	0	35	277
Metcalfa pruinosa		0	0	0	3
Mirabella albifrons		51	98	25	2
Mocuellus collinus		1	1	1	63
Mocydiopsis intermedia	NT	3	8	7	12
Mocydia crocea		0	0	12	9
Neoaliturus fenestratus		0	11	2	1
Neophilaenus campestris		2	2	6	6
Neophilaenus lineatus		133	200	63	118
Notus flavipennis		11	19	1	1
Orientus ishidae		0	0	0	1
Paralimnus lugens		124	119	0	0
Paramesus major	VU	20	26	0	0
Paralimnus phragmitis	NT	34	52	0	0
Pentastiridius leporinus	VU	47	10	2	16
Penthimia nigra		0	0	1	0
Philaenus spumarius		203	207	2805	205
Phlogotettix cyclops		0	0	0	1
Planaphrodes bifasciata		0	0	96	38
Psammotettix alienus		70	128	24	266
Psammotettix confinis		278	408	2	86
Psammotettix helvolus		0	1	0	0
Psammotettix kolosvarensis	NT	0	0	0	60
Recilia coronifer	NT	1	1	0	0
Rhopalopyx preyssleri	NT	0	1	0	0
Ribautodelphax albostriata		1	10	2	3
Ribautodelphax imitans		0	0	2	0
Stenocranus fuscovittatus	NT	2	0	0	0
Stenocranus major		0	1	1	0
Stenocranus minutus		1	0	4	0

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Stictocephala bisonia		5	11	16	35
Streptanus aemulans		2	14	0	4
Stroggylocephalus agrestis	NT	37	83	0	0
Struebingianella lugubrina	NT	4	0	0	0
Toya propinqua		0	0	0	1
Trypetimorpha occidentalis	NT	0	0	0	6
Turrutus socialis		0	0	1	0
Utecha trivia		9	0	0	1
Xanthodelphax straminea		4	4	0	1
Zygina hyperici		0	0	0	1
Zyginidia pullula		54	100	169	513

Tab. P21: Ploštice (Heteroptera)

Vysvětlivky: ve sloupci “Ohroženost” jsou uvedeny kategorie podle ražení do Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých (Hejda *et al.* 2017): NT - blízko ohrožení; VU - zranitelný; EN - ohrožený; CR - kriticky ohrožený a kategorie ohrožeností podle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny: O - ohrožený; SO - silně ohrožený; KO - kriticky ohrožený.

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Acalypta platycheila		0	0	9	0
Acetropis longirostris		0	0	50	462
Adelphocoris lineolatus		34	36	27	38
Adelphocoris seticornis		0	5	20	32
Adelphocoris ticinensis	VU	0	13	0	1
Aelia acuminata		0	2	6	83
Aelia rostrata		0	0	0	1
Agramma confusum	CR	1	2	0	0
Alydus calcaratus		0	0	36	48
Amblytylus nasutus		51	202	1	73
Berytinus clavipes		0	0	0	15
Berytinus minor		0	0	452	20
Berytinus montivagus	NT	0	0	0	1
Camptopus lateralis		0	0	0	1
Campylosteira verna		0	0	10	0
Capsus ater		4	23	2	41
Capsodes gothicus		0	0	4	1
Carpocoris purpureipennis		0	4	18	52
Ceratocombus coleoptratus		0	9	0	0
Ceraleptus gracilicornis	EN	0	0	15	3
Ceraleptus lividus		0	0	3	1
Chartoscirta cincta		5	1	0	0
Chartoscirta cocksii	EN	0	1	0	0
Chartoscirta elegantula		5	3	0	0
Charagochilus gyllenhalii		81	9	108	25
Chlamydatus pulicarius		0	1	0	4
Chlamydatus pullus		1	0	5	6
Coreus marginatus		0	0	1	3
Corythucha arcuata		8	6	31	38
Cymus claviculus		0	9	0	6
Cymus glandicolor		3	4	0	0
Cymus melanocephalus		3	4	0	1
Deraeocoris ruber		0	0	12	5
Derephysia foliacea		0	0	0	2
Dictyla humuli		6	29	10	4
Dimorphopterus spinolae		51	264	52	81
Dolycoris baccarum		7	10	23	39
Drymus latus		1	0	0	0

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Eurygaster testudinaria		**2**	**18**	**2**	**13**
Eysarcoris aeneus		**0**	**1**	**0**	**2**
Eysarcoris ventralis		**0**	**0**	**2**	**15**
Eysarcoris venustissimus		**0**	**0**	**1**	**0**
Geocoris dispar		**0**	**0**	**0**	**9**
Gerris sp.		**0**	**1**	**0**	**0**
Globiceps flavomaculatus		**0**	**0**	**1**	**0**
Globiceps fulvicollis		**0**	**0**	**2**	**3**
Hallodapus sp.		**1**	**0**	**0**	**0**
Halticus apterus		**1**	**6**	**108**	**241**
Halticus luteicollis		**0**	**2**	**10**	**29**
Halyomorpha halys		**0**	**0**	**0**	**1**
Heterogaster urticae		**2**	**0**	**0**	**0**
Himacerus boops		**0**	**0**	**1**	**0**
Himacerus major		**1**	**1**	**0**	**0**
Himacerus mirmicoides		**0**	**0**	**48**	**60**
Kalama tricornis		**1**	**0**	**0**	**4**
Kleidocerys resedae		**0**	**2**	**0**	**1**
Leptopterna dolabrata		**28**	**48**	**172**	**43**
Loricula sp.		**0**	**0**	**0**	**1**
Lygus pratensis		**132**	**390**	**581**	**519**
Lygus rugulipennis		**2**	**0**	**0**	**2**
Megalonotus antennatus	**VU**	**0**	**0**	**2**	**0**
Megaloceroea recticornis		**6**	**85**	**6**	**30**
Megalonotus sabulicola		**0**	**0**	**0**	**1**
Metopoplax origani		**0**	**10**	**0**	**11**
Myrmecoris gracilis		**0**	**2**	**0**	**3**
Myrmus miriformis		**0**	**1**	**3**	**57**
Nabis limbatus		**0**	**0**	**0**	**2**
Nabis pseudoferus		**12**	**31**	**93**	**59**
Nabis punctatus		**0**	**1**	**65**	**30**
Nabis rugosus		**3**	**2**	**19**	**0**
Neottiglossa leporina		**0**	**0**	**41**	**115**
Neottiglossa pusilla		**0**	**0**	**0**	**28**
Nezara viridula		**0**	**0**	**36**	**33**
Notostira elongata		**8**	**18**	**1**	**16**
Notostira erratica		**0**	**0**	**2**	**0**
Nysius senecionis		**1**	**0**	**14**	**3**
Orius (Heterorius) sp.		**5**	**0**	**0**	**0**
Orius niger		**252**	**445**	**30**	**73**
Ortholomus punctipennis		**0**	**0**	**0**	**13**
Orthonotus rufifrons		**7**	**14**	**2**	**7**
Oxycarenus lavaterae		**0**	**0**	**0**	**3**
Oxycarenus pallens		**1**	**0**	**17**	**2**

Druh	Ohroženost	Krumvíř		Krče	
		2024	2025	2024	2025
Palomena prasina		0	2	4	21
Peirates hybridus	CR	0	1	0	0
Parapiesma sp.		0	0	0	20
Peritrechus geniculatus		0	2	2	1
Peritrechus gracilicornis	EN	0	17	5	15
Peribalus strictus		8	2	6	15
Phymata crassipes		0	0	4	0
Phytocoris sp.		0	0	0	3
Piezodorus lituratus		0	0	24	19
Pithanus maerkelii		31	37	0	3
Plagiognathus arbustorum		5	0	2	0
Plagiognathus chrysanthemi		0	0	44	39
Podops curvidens	CR	8	3	1	8
Podops inuncta		4	8	2	5
Podops sp. larva		4	22	0	0
Polymerus unifasciatus		0	0	0	6
Polymerus vulneratus		0	1	0	0
Pterotmetus staphyliniformis		0	0	1	8
Pygolampis bidentata		0	0	0	1
Raglius confusus	NT	0	0	0	6
Rhopalus parumpunctatus		0	0	16	75
Rubiconia intermedia	NT	0	0	5	13
Saldula opacula		0	2	0	0
Sciocoris distinctus	EN	0	1	0	9
Scolopostethus affinis		1	2	0	3
Scolopostethus thomsoni		10	12	1	7
Spathocera lobata		0	0	0	1
Stenotus binotatus		0	2	17	8
Stenodema calcarata		431	423	26	11
Stenodema laevigata		0	0	2	4
Stictopleurus punctatonervosus		0	1	35	10
Stygnocoris fuligineus		0	0	1	0
Stygnocoris rusticus		0	1	0	1
Stygnocoris sabulosus		0	3	110	87
Syromastus rhombeus		0	0	0	4
Teratocoris antennatus	NT	7	12	1	0
Tingis ampliata		0	0	57	6
Tingis cardui		1	0	0	0
Trigonotylus caelestialium		46	61	9	64
Tytthus pygmaeus		1	5	0	5
Xanthochilus quadratus	NT	0	0	0	1

Tab. P22: Střevlíkovití (Carabidae; Coleoptera)

Vysvětlivky: ve sloupci "Ohroženost" jsou uvedeny kategorie podle ražení do Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých (Hejda *et al.* 2017): NT - blízko ohrožení; VU - zranitelný; EN - ohrožený; CR - kriticky ohrožený a kategorie ohrožeností podle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny: O - ohrožený; SO - silně ohrožený; KO - kriticky ohrožený.

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Abax parallelepipedus		**0**	**0**	**0**	**1**	**9**	**0**
Agonum angustatum		**0**	**0**	**7**	**0**	**0**	**0**
Agonum duftschmidi		**0**	**0**	**11**	**0**	**0**	**0**
Agonum emarginatum		**86**	**0**	**105**	**0**	**0**	**0**
Agonum fuliginosum		**5**	**1**	**0**	**0**	**0**	**1**
Agonum lugens	**NT**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**
Agonum sexpunctatum		**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Agonum thoreyi		**64**	**0**	**2**	**0**	**0**	**0**
Agonum viridicupreum	**VU**	**1**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**
Amara aenea		**10**	**0**	**1**	**3**	**3**	**5**
Amara aulica		**2**	**0**	**2**	**0**	**0**	**0**
Amara chaudoiri incognita	**VU**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**10**
Amara communis		**1**	**3**	**20**	**0**	**11**	**42**
Amara convexior		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**2**
Amara familiaris		**0**	**0**	**1**	**0**	**1**	**5**
Amara lunicollis		**0**	**1**	**2**	**0**	**0**	**1**
Amara nitida		**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**
Amara plebeja		**0**	**0**	**11**	**0**	**0**	**2**
Amara similata		**0**	**2**	**2**	**1**	**0**	**1**
Amara spreta		**0**	**0**	**3**	**0**	**0**	**0**
Anchomenus dorsalis		**0**	**0**	**0**	**0**	**3**	**16**
Anisodactylus binotatus		**6**	**1**	**39**	**1**	**0**	**1**
Badister bullatus		**0**	**29**	**25**	**0**	**1**	**1**
Badister dilatatus		**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**
Badister lacertosus		**8**	**4**	**0**	**0**	**0**	**3**
Badister sodalis		**2**	**0**	**3**	**0**	**1**	**0**
Bembidion assimile		**0**	**0**	**2**	**0**	**0**	**0**
Bembidion guttula		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**
Bembidion inoptatum		**4**	**13**	**45**	**0**	**0**	**0**
Bembidion obtusum		**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**2**
Bembidion properans		**0**	**5**	**49**	**0**	**0**	**0**
Brachinus crepitans	**O**	**9**	**0**	**1**	**0**	**3**	**1**
Brachinus elegans	**O**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**9**
Brachinus explodens	**O**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**1**
Brachinus psophia	**EN / O**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**11**
Calathus fuscipes		**6**	**0**	**1**	**8**	**3**	**8**
Calathus melanocephalus		**3**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Carabus coriaceus		**0**	**0**	**0**	**9**	**3**	**1**
Carabus granulatus		**29**	**45**	**105**	**2**	**5**	**18**

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Carabus scheidleri	O	0	0	1	0	0	0
Carabus ulrichii	O	3	1	2	31	21	45
Carabus violaceus		0	0	0	12	20	1
Chlaenius nigricornis		22	4	14	0	1	2
Chlaenius spoliatus		0	0	1	0	0	0
Chlaenius tristis	NT	3	2	5	0	0	0
Clivina collaris		0	0	2	0	0	0
Clivina fossor		1	0	1	0	0	0
Cylindera germanica	NT / O	17	53	0	2	0	0
Diachromus germanus		63	4	43	0	0	6
Dolichus halensis		0	1	1	0	0	0
Drypta dentata		4	1	4	1	0	0
Dyschiriodes globosus		0	0	0	0	0	3
Dyschiriodes laeviusculus	CR	0	0	1	0	0	0
Elaphrus uliginosus	NT	1	2	0	0	0	0
Harpalus affinis		0	0	0	0	1	1
Harpalus calceatus		0	0	0	0	2	0
Harpalus distinguendus		0	0	0	0	1	0
Harpalus griseus		0	0	0	0	1	0
Harpalus latus		0	0	0	0	1	2
Harpalus luteicornis		21	14	73	1	20	22
Harpalus rubripes		5	0	0	5	29	20
Harpalus rufipes		11	4	35	8	62	66
Harpalus tardus		0	0	0	4	2	0
Leistus ferrugineus		1	0	0	0	0	0
Leistus rufomarginatus		0	0	0	0	1	0
Licinus depressus		0	0	0	6	0	1
Microlestes maurus		4	0	1	0	0	2
Microlestes minutulus		0	0	0	0	0	1
Nebria brevicollis		8	1	4	1	4	11
Notiophilus aestuans		0	0	0	0	1	1
Notiophilus palustris		3	2	5	1	4	1
Oodes gracilis		0	0	1	0	0	0
Oodes helopioides		15	3	11	0	1	1
Ophonus azureus		0	0	0	0	1	0
Oxypselaphus obscurus		27	23	87	0	0	1
Panagaeus cruxmajor		1	0	14	3	14	2
Paradromius linearis		0	0	0	0	1	0
Parophonus mendax		0	0	0	0	0	1
Patrobus atrorufus		3	0	0	1	1	0
Platynus krynickii	VU	0	0	0	0	1	0
Poecilus cupreus		212	13	104	18	99	147
Poecilus versicolor		4	75	48	170	0	22
Pterostichus anthracinus		22	2	11	1	0	1

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Pterostichus diligens		**0**	**2**	**2**	**0**	**0**	**0**
Pterostichus gracilis		**4**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Pterostichus macer		**0**	**0**	**0**	**7**	**10**	**20**
Pterostichus melanarius		**391**	**173**	**67**	**80**	**114**	**101**
Pterostichus niger		**128**	**70**	**6**	**3**	**12**	**2**
Pterostichus nigrita		**0**	**2**	**1**	**0**	**0**	**0**
Pterostichus oblongopunctatus		**3**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Pterostichus ovoideus		**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**
Pterostichus strenuus		**29**	**3**	**21**	**0**	**1**	**0**
Pterostichus vernalis		**32**	**98**	**201**	**1**	**1**	**2**
Stenolophus abdominalis	**nov.**	**0**	**0**	**3**	**0**	**0**	**0**
Stenolophus teutonus		**0**	**0**	**11**	**0**	**0**	**0**
Stomis pumicatus		**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
Syntomus obscuroguttatus		**1**	**1**	**12**	**0**	**3**	**11**
Synuchus vivalis		**0**	**0**	**0**	**0**	**2**	**0**
Trechus quadristriatus		**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**
Trechus secalis		**5**	**0**	**0**	**0**	**10**	**6**

Tab. P23: Motýli (Lepidoptera)

Vysvětlivky: ve sloupci “Ohroženost” jsou uvedeny kategorie podle ražení do Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých (Hejda *et al.* 2017): NT - blízko ohrožení; VU - zranitelný; EN - ohrožený; CR - kriticky ohrožený a kategorie ohrožeností podle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny: O - ohrožený; SO - silně ohrožený; KO - kriticky ohrožený. N2000 označuje druhy zařazené do soustavy Natura 2000.

Druh	Ohroženost	Krumvíř			Krče		
		2023	2024	2025	2023	2024	2025
Aglais io		**0**	**7**	**9**	**0**	**0**	**4**
Anthocharis cardamines		**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**
Aphantopus hyperantus		**0**	**0**	**0**	**0**	**5**	**0**
Araschnia levana		**0**	**10**	**0**	**2**	**0**	**3**
Argynnis paphia		**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**
Brintesia circe		**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**
Celastrina argiolus		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**7**
Coenonympha glycerion		**0**	**0**	**0**	**0**	**5**	**4**
Coenonympha pamphilus		**16**	**81**	**47**	**8**	**34**	**36**
Cupido argiades		**0**	**0**	**0**	**5**	**18**	**4**
Gonepteryx rhamni		**0**	**1**	**1**	**0**	**0**	**0**
Heteropterus morpheus		**0**	**0**	**0**	**4**	**0**	**5**
Iphiclides podalirius	**NT / O**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**3**
Issoria lathonia		**1**	**2**	**3**	**1**	**0**	**0**
Lasiommata megera		**0**	**1**	**3**	**0**	**0**	**1**
Leptidea juvernica		**0**	**0**	**0**	**10**	**3**	**7**
Leptidea sinapis	**NT**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**
Lycaena dispar	**SO / N2000**	**0**	**5**	**2**	**0**	**4**	**3**
Maniola jurtina		**8**	**19**	**8**	**26**	**26**	**17**
Melanargia galathea		**0**	**9**	**3**	**0**	**0**	**0**
Ochlodes sylvanus		**0**	**0**	**0**	**2**	**4**	**6**
Papilio machaon	**O**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**
Pararge aegeria		**0**	**2**	**0**	**0**	**3**	**3**
Pieris brassicae		**0**	**2**	**0**	**0**	**0**	**0**
Pieris napi		**3**	**19**	**0**	**4**	**4**	**6**
Pieris rapae		**137**	**75**	**40**	**77**	**16**	**27**
Polygonia c-album		**2**	**6**	**4**	**2**	**2**	**2**
Polyommatus icarus		**5**	**23**	**7**	**19**	**11**	**13**
Pontia edusa		**1**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**
Thymelicus lineola		**0**	**0**	**1**	**35**	**12**	**30**
Thymelicus sylvestris		**0**	**0**	**0**	**0**	**3**	**3**
Vanessa atalanta		**7**	**8**	**2**	**2**	**2**	**5**