

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí



**Biotopové preference saranče tmavé (*Chorthippus pullus*)
ve vysoce lesnaté krajině**

Diplomová práce

Autor: Ing. Jana Trägnerová

Vedoucí práce: prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.

2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Ing. Jana Trägnerová

Ochrana přírody

Název práce

Biotopové preference saranče tmavé (*Chorthippus pullus*) ve vysoce lesnaté krajině

Název anglicky

Habitat preferences of the grasshopper *Chorthippus pullus* in highly forested landscape

Cíle práce

Stanovit biotopové preference saranče tmavé

Metodika

Na území Národního parku České Švýcarsko bude studováno více než 100 lokalit, které představují zdroje populace saranče tmavé. Jedná se o rozcestí lesních cest bez pokryvu vegetace. Na těchto místech bude v červenci provedeno sčítání samců a samic *Chorthippus pullus* mezi 10.-16. hodinou po dobu 10 minut. Následně bude kvantifikována velikost lokality, podíl písčitých, hlinitých a štěrkových částí a ploch s opadem jehličnanů. Zároveň bude zachycen podíl různých lesních porostních stadií v okolí do 50 m. Vzdálenosti lokalit musí být větší než 200 m.

Budou vytvořeny regresní modely mezi početností saranče na lokalitách a environmentálními proměnnými.

Doporučený rozsah práce

40s.

Klíčová slova

Chorthippus pullus, biotop, faktory, Národní park České Švýcarsko

Doporučené zdroje informací

Fournier J., Marchesi P. 1995: Decouverte d'une population de criquet des iscles (Chorthippus pullus)

Philippi, 1830 (Saltatoria, Acrididae) dans le val ferret, valais. Bull. Murithienne 113:85-90

Freivogel O. 2003: Der Kiesbankgrashüpfer Chorthippus pullus (Saltatoria, Acrididae) im Pfywald

(Schweiz, VS): Populationsgrösse, Habitatqualität, und der Einfluss der Beschattung auf die

Besiedlungsdichte. Zoologisches Institut, Bern. 47 s.

Holuša J. 2000: K poznání sarančí (Caelifera) a kobylek (Ensifera) Moravskoslezských Beskyd. On the

knowledge of grasshoppers (Caelifera) and crickets (Ensifera) in the Moravskoslezské Beskydy Mts.

Klapalekiana 36, 41-70.

Ketmaier V., Stuckas H., Hempel J., Landeck I., Tobler M., Plath M., Tiedemann R. 2010: Genetic and

morphological divergence among Grave Bank Grasshoppers, Chorthippus pullus (Acrididae) from

contrasting environments. Organisms diversity & evolution 10:381-395

Kočárek P., Holuša J., Plasgura L., Skokanová H. 2013: Fragmented distribution of Isophya pienensis

Maran, 1954 (Insecta, Orthoptera) in mountains: a result of permanent forest opening in highly

forested landscape. Periodicum biologorum 115: 421-427

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ochrany lesa a entomologie

Elektronicky schváleno dne 6. 10. 2017

prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 10. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 05. 04. 2018

Abstrakt

Tato diplomová práce pojednává o preferencích saranče tmavé *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830) ve vysoce lesnaté krajině. Studie byla provedena na území Národního parku České Švýcarsko a na území Chráněné krajinné oblasti Labské pískovce. Cílem bylo zjistit, jakému biotopu dává *Ch. pullus* přednost.

Studie byla prováděna v terénu, kdy se vytipovali lokality předpokládaného výskytu. Lokalita se procházela a za pomoci entomologické sítě byla *Ch. pullus* plašena. Celá lokalita byla takto prosmýkána po dobu deseti minut. Nebyla odchyťována, takže determinace prováděl pozorovatel. Celá lokalita se prošla v desetiminutovém intervalu. Do záznamníku byla zanesena početnost samců a samic, popis okolních biotopů a přítomnost jiných druhů Orthoptera.

Výsledky ukazují, že nejdůležitější pro početnost *Ch. pullus* je velikost ploch s pískem či štěrkem, a to pro obě pohlaví. Hodnota velikosti plochy písku byla nižší, než hodnota 1 aru, a tedy tu může být důvod, že písek je přirozeně se vyskytujícím substrátem, kdežto štěrk je rozšiřován uměle v lesním prostředí.

Dále nebyla zjištěna spojitost mezi blízkce sousedícími lokalitami, kde byl předpoklad navýšování populace. Tyto lokality budou sloužit pro rozšiřování se do krajiny, tedy pro migraci.

Klíčová slova: *Chorthippus pullus*, biotop, faktory, Národní park České Švýcarsko

Abstract

This diploma thesis deals with the habitat preferences of the grasshopper *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830) in highly forested landscape. The gathering of the data for the subsequent evaluation took place within the Bohemian Switzerland National Park and within the Labske piskovce state-protected area. The main objective of this diploma thesis was to determine the location preference of the *Ch. pullus*.

The research was carried out on site where the possible places of occurrence of *Ch. pullus* had been estimated. The location has been thoroughly scrutinized using the entomological net to rouse the *Ch. pullus*. The site was thoroughly searched in the course of 10-minute interval. The *Ch. pullus* were not trapped and kept for further investigation, therefore the determination is provided by the author of this thesis aka the observer. The research log was updated with the numbers of male and female species considered, the description of surrounding biotopes and the presence of other Orthoptera species.

The results have shown a tendency to link the numbers of *Ch. pullus* within a location to places with sand and gravel bedrock for both males and females respectively. The sand numbers were lower than the ar measures. The reason behind the fact might be that sand is the naturally occurring substrate whereas gravel is only spread artificially in the forests.

No connection has been found in relation to adjacent sites where the assumption was for the growth of the population. These locations are suggested to be used for migration of the species.

Key words: *Chorthippus pullus*, biotope, elements, National park České Švýcarsko

"Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Biotopové preference saranče tmavé (*Chorthippus pullus*) ve vysoce lesnaté krajině vypracovala samostatně pod vedením prof. Ing. Jaroslava Holuši, Ph.D. a použila jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědoma, že zveřejněním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby."

V Praze dne 18. 4. 2018

Podpis autora

Poděkování

Tímto bych ráda poděkovala prof. Ing. Jaroslavu Holušovi, Ph.D. za odbornou pomoc a opětovnou spolupráci. Dále děkuji Ing. Michalu Svatošovi za pomoc ohledně mapových podkladů.

Obsah

1	Úvod	13
2	Cíle práce	14
3	Literární přehled	15
3.1	Metody studia rovnokřídlých	15
3.2	Jednotlivé metody	16
3.3	Biologie <i>Chorthippus pullus</i>	20
3.3.1	Popis druhu	20
3.3.2	Biotopové nároky.....	21
3.3.3	Biologie.....	22
3.3.4	Rozšíření v Evropě.....	22
3.3.5	Rozšíření v ČR.....	25
3.3.6	Ohrožení.....	26
3.3.7	Ochrana a management.....	26
4	Metodika a materiál	27
4.1	Popis oblasti studia.....	27
4.2	Vzorkování.....	30
4.3	Statistické zpracování dat.....	32
5	Výsledky.....	33
6	Diskuze	44
	Použitá literatura.....	47
	Přílohy	59

Seznam obrázků

Obr. 1 Rozšíření v Rakousku (Zuna-Kratky 2017).....	23
Obr. 2 Rozšíření v Itálii (Massa 2012).....	23
Obr. 3 Rozšíření ve Švýcarsku před (červené značení) rokem 2000 a po roce 2000 (žluté značení) (https://lepus.unine.ch/carto/index.php?nuesp=17749&rivieres=on&lacs=on&hillsh=on&year=1990)	24
Obr. 4 Rozšíření v Německu (https://www.deutschlands-natur.de/tierarten/heuschrecken/kiesbank-grashuepfer/)	24
Obr. 6 Frekvence početnosti samců na lokalitách	34
Obr. 7 Frekvence početnosti samic na lokalitách	34
Obr. 8 Četnost velikosti ploch (červená linie představuje normální rozdělení)	35
Obr. 9 Rozloha substrátů na studovaných lokalitách.....	36
Obr. 10 Průměrný počet samců a samic na pozitivních lokalitách	37
Obr. 11 Rozšíření <i>Ch. pullus</i> v Národním parku České Švýcarsko.....	42
Obr. 12 Rozšíření <i>Ch. pullus</i> ve střední Evropě	43
Obr. 14 Samec <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	59
Obr. 15 Samec <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	60
Obr. 16 Samice <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	60
Obr. 17 Samice <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	61
Obr. 18 Samice <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018).....	61
Obr. 19 Stanoviště výskytu <i>Ch. pullus</i> (č. 42 U mrtvého psa, GPS 50.8765717N, 14.4004692E).....	62
Obr. 20 Stanoviště výskytu <i>Ch. pullus</i> (č. 33 Kozí hřbety, GPS 50.8803764N, 14.4286078E).....	62
Obr. 22 Plocha štěrku.....	64
Obr. 23 Plocha písku.....	64
Obr. 24 Paseka s jehličím.....	65
Obr. 25 Paseka s trávou	66
Obr. 26 Porost mladý	67
Obr. 27 Porost starý temný	68
Obr. 28 Porost starý otevřený	69
Obr. 29 Porost starý s jehličím.....	70

Seznam tabulek

Tab. 1 Frekvenčně nejvyžívanější metody vzorkování pro odhad populace Orthoptera (Gardiner et al. 2005).....	15
Tab. 2 Zastoupení dřevin v lesních porostech (v %) na území Děčínského bioregionu (Culek 1995).....	29
Tab. 3 Terénní monitorovací zápisník.....	31
Tab. 5 Výsledky testu vlivu prostoru na celkovou početnost (Geary C statistic standard deviate = 0.1321, p-value = 0.4475).....	37
Tab. 6 Výsledky testu vlivu prostoru na početnost samců (Geary C statistic standard deviate = 0.6974, p-value = 0.2428).....	38
Tab. 7 Výsledky testu vlivu prostoru na početnost samic (Geary C statistic standart deviate = 0,3973, p-value = 0,3456).....	38
Tab. 9 Výsledky vlivu parametrů prostředí na početnost samců.....	39
Tab. 10 Výsledky vlivu parametrů prostředí na početnost samic.....	39
Tab. 11 Nejnižší rozloha pro samce (criterion = 0.988, statistic = 7.514).....	40
Tab. 12 Nejnižší rozloha pro samice (criterion = 0.982, statistic = 6.773).....	40
Tab. 13 Nejnižší rozloha celková (criterion = 0.987, statistic = 7.432).....	40
Tab. 14 Procentuální zastoupení ostatních druhů Orthoptera na lokalitách v NPČŠ.....	40
Tab. 15 Vliv druhového spektra rovnokřídlých na početnost sarančí bohatství (Spearman Rank Order Correlations (SR), MD pairwise deleted, Marked correlations are significant at $p < .05000$).....	41

Seznam příloh

Obr. 14 Samec <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	59
Obr. 15 Samec <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	60
Obr. 16 Samice <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	60
Obr. 17 Samice <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	61
Obr. 18 Samice <i>Ch. pullus</i> (Orthoptera.ch ©2011-2018)	61
Obr. 19 Stanoviště výskytu <i>Ch. pullus</i> (č. 42 U mrtvého psa, GPS 50.8765717N, 14.4004692E).....	62
Obr. 20 Stanoviště výskytu <i>Ch. pullus</i> (č. 33 Kozí hřbety, GPS 50.8803764N, 14.4286078E).....	62
Obr. 22 Plocha štěrku.....	64
Obr. 23 Plocha písku.....	64
Obr. 24 Paseka s jehličím.....	65
Obr. 25 Paseka s trávou	66
Obr. 26 Porost mladý	67
Obr. 27 Porost starý temný	68
Obr. 28 Porost starý otevřený	69
Obr. 29 Porost starý s jehličím.....	70

Seznam použitých zkratek a symbolů

Ch. pullus - *Chorthippus pullus*

ČR - Česká republika

NPČŠ – Národní park České Švýcarsko

CHKO - chráněná krajinná oblast

Obr. (obr.) - obrázek

Tab. (tab.) – tabulka

mm - milimetry

cm – centimetry

m - metry

ha - hektar

m² - metry čtvereční

MRR - metody zpětného odchytu

1 Úvod

Rovnokřídlí (Orthoptera) jsou vzhledově nápadnou a jednoduše popsatelnou skupinou hmyzu (<http://www1.osu.cz/orthoptera/>).

Řada Orthopter stenotopní. Vyskytují se v travních ekosystémech, ale nalezneme je i podzemí, v kypré půdě a písku (<http://www.hmyz.net/index.htm>).

V travních ekosystémech střední Evropy představují Orthoptera dominantu skupiny konzumentů. Jejich početnost však klesá (<http://www1.osu.cz/orthoptera/>). Řada druhů již vymizela (Holuša 2012). Další druhy jsou ohrožené (Holuša et al. 2017). Mizí zejména druhy, které jsou citlivé na změny životního prostředí spojených s antropogenní činností, tedy zejména stenotopní druhy s úzkou ekologickou valencí (<http://www1.osu.cz/orthoptera/>).

Mezi ně patří i *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830). Jedná se o stenotopní druh vázaný na holé substráty, především na nezarostlé štěrkové lavice řek, dále kamenité a hlinité stráně, písčité paseky, atd. (Thorens & Nadig 1997). Je to výrazný habitatový specialista, a je proto považována za ohroženou ve většině areálu. Mezi hlavní uváděné hrozby patří změny břehů řek, stavba kanalizace, těžba štěrku či regulace vodního režimu řek (Fontana et al. 2004). Tyto procesy favorizují pionýrské rostliny, které jsou obvykle spojeny s imigrací jiných druhů sarančat (např. *Chorthippus biguttulus*), která konkuruje *Ch. pullus*. Kvůli pokračující sukcesi pak dochází k zarůstání stanoviště a lokalita pak přestává být pro *Ch. pullus* ideální (Reich 1991).

Obsazuje stanoviště i v lesním prostředí, např. ji můžeme nalézt na okrajích a křižovatkách štěrkových a písčitých lesních cest, okrajích lesních holin a pasek, apod. Je to reakce na úbytek preferovaného biotopu (Holuša 2015).

2 Cíle práce

Zjistit jaké biotopy *Ch. pullus* preferuje v prostředí, které je pro ni náhradním stanovištěm, tedy v krajině zalesněné.

3 Literární přehled

3.1 Metody studia rovnokřídých

Hlavní důvody, proč jsou Orthoptera populární volbou ekologů pro monitorování dopadů na půdní hospodaření nebo stanovištní změny, jsou jejich vysoká diverzita (Nagy 1987; Sergeev 1986, 1992; Wilson 1988; Dufrene and Legendre 1997), poloha v trofickém řetězci (Hawksworth and Ritchie 1993; Armstrong and van Hensbergen 1997), a senzitivita na změny. Nicméně, dalším důvodem jejich popularity je také hojnost a snadný odběr vzorků na lokalitě i. Reprezentativně vzorkovaná data mohou být statisticky analyzována (Stebaev 1968; Anderson 1999; Anderson et al. 2001; Foord et al. 2002).

Mnoho druhů Orthoptera bylo studováno důkladně (zejména ty druhy, které jsou škůdci), ale o řadě z nich máme jen málo údajů či žádné (Rowell 1998; Van der Valk et al. 1997, 1999; Anderson et al. 2001).

Mezi nejčastěji používané metody odchyty patří smýkání, která byla použita ve 45,5 % (tab. 1). Další používanou metodou jsou transekty (17 %), otevřené kvadráty (13,4 %) a pasti (9,8 % studií). Výjimečně byly užívány čtvercové kvadráty, noční odchyt, počítání v kruhu a časové sčítání (2-5 % prací) (Gardiner et al. 2005).

Tab. 1 Frekvenčně nejvyužívanější metody vzorkování pro odhad populace Orthoptera (Gardiner et al. 2005).

Metoda	Počet studií
Smyková pomocí entomologické sít'ky	51
Transekty	19
Otevřené kvadráty	15
Podzemní pasti	11
Kruhové počítání	5
Čtvercové kvadráty	5
Časové sčítání	4
Noční odchyty	2
Celkem	112

3.2 Jednotlivé metody

Entomologická síťka

Metoda využívající entomologickou síťku je nejčastěji používanou metodou zjištění relativní početnosti a druhového složení Orthoptera v travních porostech. Jedná se o nejméně intenzivní a nejrychlejší metodu v terénu (Strubinskii 1979). Relativní početnost znamená frekvenci výskytu, tj. frekvenci a hustotu (Young and Young 1998), ale tato metoda nedává přesné hodnoty, neboť vzorkujeme hypotetický objem nad vrstvou trávy. Nejběžnější velikost síťky používané pro odchyt je 38 cm v průměru (Bomar 2001; Fuhlendorf et al. 2002; O'Neill et al. 2003), ačkoliv jsou využívány i jiné velikosti.

Standartní proces smýkání síťkou představuje pohyb rukou (jednou sem a tam) ve 180° oblouku před pozorovatelem (Evans et al. 1983; Quinn et al. 2000; O'Neill et al. 2003). Smyky jsou provedeny často v transektech nebo v kvadrátové síti (Foord et al. 2002). Počet smyků potřebných k odhadu hustoty kobylek na stanovišti je obvykle vyšší než 50 (Fuhlendorf et al. 2002), ačkoliv může být různý podle odhadu variability předchozí vzorkované populace nebo podle velikosti vzorkovaného areálu (Mukerji et al. 1981). Využívá se také pro zaznamenání počtu hmyzu zachyceného za hodinu, a pro odhad pozorované plochy (Strubinskii 1979; Lockwood and Sergeev 2000), což zpřesní odhad celkové populace. Když se vzorkuje mix druhů rovnokřídlých, je doporučováno, aby před smýkáním byl stanoven počet rychlých a pomalých smyků, k zachycení vyvzorkování všech druhů (tedy aby bylo zaručeno vyvzorkování druhů rychlejšího a pomalejšího rozptylu) (Foster and Reuter 1996).

Smýkání je výrazně ovlivněno počasím. Pokud je počasí chladné a vlhké, mohou být cílové počty nachytaného hmyzu do síťky nižší (Richards and Waloff 1954). Kompromisem mezi účinnějším vzorkováním a klimatickými podmínkami, může být zaznamenávání Orthoptera ráno (mezi 09:30 a 11.30) a později odpoledne (od 16:00 hodiny výše), kdy kobylky jsou méně aktivní a tudíž je menší pravděpodobnost úniku před smýkající se síťkou (Marshall & Haes 1988).

Otevřené kvadráty

Metoda otevřených kvadrátů je mnohdy jedna z nejpoužívanějších metod k odhadu endemitů Orthoptera na relativně specifických habitatech. Vychází z

pohyblivosti hmyzu (Clarke 1948). Bohužel tyto odhady jsou použitelné pouze k poskytnutí přesné informace o určitých místech, tedy neposkytují obecnou informaci (Badran and Nakhla 1969; Mahto 1977). Mezi nevýhody patří vliv velikosti kvadrátu, a imigrací a emigrací živočichů během počítání. Metoda proto neposkytuje vysoce přesná a spolehlivá data a odhady mohou být velmi variabilní. Metoda otevřených kvadrátů se používá pouze v prostředí, které je homogenní, a tudíž snadno popsatelné. Metoda je vhodná pro některé druhy Orthoptera (Gardiner et al. 2005).

Kobylky uskakují, když je vyruší pozorovatel (Clarke 1948), nebo se pohybují v prostoru pomocí bylinné vegetace, a proto je snadné je spočítat pomocí otevřených kvadrátů a „flushing“ metody popsané Gardiner et al. (2002). Způsob, který Gardiner et al. (2002) uvádí, spočíval v označení rohů čtverce pomocí tyčí, aniž by docházelo k vyrušení kobylek uvnitř vyznačené plochy vrháním stínu. Pak pozorovatel projde z jedné strany čtverce na druhou, a zároveň vegetaci pročešává tyčí, což má přimět kobylky skákat. „Flushing“ uvedené v Gardiner et al. (2002) bylo provedeno podobným způsobem jako smýkání, a to tak, že pozorovatel prošel z jedné strany čtverce na druhou, ale při této metodě vegetaci pročešává ve 180° oblouku a plaší tak kobylky (totéž popsal Gardiner and Pye 2001). Kobylky, které se nachází ve čtverci, jsou zaznamenány, když ty, které přiskočily z oblasti mimo čtverec, poznamenány nebyly (Gardiner et al. 2002).

„Flushing and capture“ techniku popsali Bomar a Secrist (2002), kdy kobylky byly odchyceny po disturbanci. Je to užitečné pro determinaci hmyzí biomasy a druhového složení, ale je nepravděpodobné, že každá „flushed“ kobylka může být odchycena, a proto metoda pouze poskytuje odhad velikosti populace a druhové početnosti. Hledání otevřených čtverců a oblastí studií může poskytnout přesné údaje o populacích Orthoptera na předem determinovaných samostatných lokalitách, což se dělá k minimalizování pracovního úsilí. Tyto vzorkovací metody byly použity ve spojení s metodou opětovného zachycení (MRR) (Southwood 1978; Greenwood 1996) k zdokonalení odhadů populační dynamiky vzácných druhů bezobratlých, např. *Hemideina maori*, jež se mohou nacházet v nedostupných habitatech (Pictet & Saussure, 1891) (Jamieson et al. 2000; Koning and Jamieson 2001; Jamieson 2002). Jiné otevřené čtvercové metody, např. podle Richards and Waloff 1954, zahrnují značení okrajů kvadrátů pomocí tlustého drátu, kdy se pozorovatelé vrátí další den, aby tak poskytl kobylkám možnost se zklidnit.

Neexistuje žádná shoda autorů ohledně velikosti čtverců. Různé velikosti kvadrátů použil Gardiner et al. (2002) např. 2x2 m (4 m²) čtverec k pokrytí relativně velkých ploch s nízkou denzitou kobylek (2 a méně jedinců/m²). Nicméně Richards and Waloff (1954) použili 0,92x0,92 m čtverec na sledování dospělců, přičemž tyto kvadráty byly umístěny v pravidelných intervalech do mříže. Gardiner et al. (2002) umístil čtverce 2x2 m náhodně v 10x10 m dílci na každém stanovišti studie (15 lučních habitatů). Pouze dospělé kobylky (druhy *Chorthippus*) byly zaznamenány Gardiner et al. (2002) a Richards and Waloff (1954), neboť vzorkování dospělců umožňuje identifikaci bez nutnosti odchyty. Podobně jako u entomologické sítě, počet kobylek zachycených metodou otevřených čtverců může být ovlivněn klimatickými podmínkami. Monitorování musí probíhat ve stejnou denní dobu. V každé studii se čtverci by měla být zvážena jeho velikost, která by měla být dostatečně velká, aby zahrnovala prostorové charakteristiky stanoviště, ale malá natolik, aby bylo snadné ji prohledat a udržovat během průběhu studie (Gardiner et al. 2005).

Čtvercové kvadráty

Velikost čtverce s 1 metrovými postrannicemi je podle tab. 1 ekology méně využívána. Výhodou metody je zachycení Orthoptera uvnitř hranic čtverce. Dojde k zabezpečení možných uprchlíků (Cherill and Brown 1990; Ausden 1996; Cherill 2002). Teoreticky neexistují časové limity vytipování čtverce, ale studie využívající tuto metodu měli pevně stanovený čas, např. 10 minut (Brudle et al. 2002), aby se maximalizoval počet čtverců využitých ve studii. Metoda také redukuje vliv migrace jednotlivců mimo prozkoumávanou plochu, a proto je užitečné jemné měřítko pro měření biotopů (Virdee and Hewitt 1990; Bridle et al. 2002). Opět, podobně jako u metody otevřených čtverců, není zde žádná shoda ve velikosti čtverců použitých ve studii. Grayson and Hassall (1985) využívali plochu 1x1 metr s výškou stran o 0,6 metrech. Jejich čtvercová krabice byla vyrobena z průhledného plastu o průměru 1 mm, a byla namontována na dřevěný rám. Krabici umístili nad vegetaci, takže vlastně došlo k zachycení sarančat. Samotná vizuální identifikaci pak byla snadná a bylo možné je spočítat přímo na místě. Sarančata byla odchycena a přemístěna kvůli zvážení, klasifikaci instaru, identifikaci pohlaví a druhu (Grayson and Hassall 1985). Larson et al. (1999) uzavřel plochy o rozměrech 10x10 metrů přenosným ohradníkem, aby zabránil možnému úniku jednotlivců. Jejich

krabice byla vyrobena z bílých látkových dílců (10x1,5 výšky) připevněných na 4 kovové tyče.

Transekty

Metoda transektů se využívá zejména pro odhad hojnosti sarančat. Byla odvozena z transektů využívaných pro sledování motýlů (Pollard and Yates 1993). Například Isern-Vallverdu et al. (1993) počítali množství dospělců, které se přemísťovali, když pozorovatel procházel pruh (transekt) 0,5 metru široký a 10 metrů dlouhý. Kruess and Tschardtke (2002) počítali sarančata přesunutá procházením transektu během 30 minut. Wettstein and Schmid (1999) procházeli v 60 sekundách 1x20 m transekt. Všechny tyto metody vyžadují pouze vizuální identifikaci druhů bez samotného odchyty, a proto jsou transekty využívány jen pro sledování dospělců. Kalibrace transektů k získání přesného odhadu intenzity populace byla provedena za použití MRR (Gottschalk et al. 2003) a kruhového počítání (Lockwood et al. 2000). Transekty jsou snadno zrealizovatelné, ale je problematické zanalyzovat data shromážděná z heterogenních stanovišť (Thomas et al. 2002).

Transekty trpí na problémy spojené s migrací, přepočítáním a prostorovou heterogenitou vegetace (Gottschalk et al. 2003).

Kruhové počítání

Zřídka využívaná metoda, která je založena na počítání Orthoptera, které se nacházejí na vegetaci. Travní a bylinná vegetace je ohraničena hliníkovými kruhy (areál pozorování 0,1 m²) (Onsager and Henry 1977, Delgado et al. 1999, Catangui et al. 2000, Lockwood et al. 2000, Torrusio et al. 2002). Pozorování sarančat je stejné jako u metody otevřených kvadrátů a metody transektů. Kruhy mohou být umístěny v pravidelných intervalech napříč transekty (Cigliano et al. 2002; Lockwood et al. 2000), aby bylo možné odhadnout intenzitu populace, nebo aby bylo možné opakovaně odebrat vzorky z transektů (Delgado et al. 1999).

Časové sčítání

Belovsky a Slade (1993), Panzer (2002) a Bieringer (2002) využívali časové počty k odhadu hustoty Orthoptera v travních ekosystémech. Metoda může

produkovat data o vysoké věrohodnosti, ale při měření relativní početnosti trpí na subjektivitu pozorovatele. Belovsky a Slade (1993) využívali techniku založenou na odchytu Orthoptera během 15 minut na ploše o velikosti 100 m². Relativního indexu abundance dosáhl Bieringer (2002) během prvního zaznamenávání, kdy každý druh byl sledován v kruhu o rozměrech 0,1 ha (průměr kruhu byl 35 m) v 10 minutové periodě. Druhy zaznamenané během první minuty intervalu získaly 10 bodů, ty ve druhé minutě obdržely 9 bodů, atd. Tato metoda je založena na předpokladu, že běžné druhy budou spíše zpozorovány, než druhy vzácné, a že průměrné skóre pro jednotlivé druhy bude vypočítáno z většího počtu (více jak 50) 10 minutových počítání na každé straně (Bieringer 2002).

Zpětné odchyty (CMR metody)

Nicméně bylo vyvinuto několik nových metod pro značení Orthoptera (Gardiner 2005). Např. Narisu et al. (1999) popsal nový způsob značení pomocí fluorescenčního prášku. Zároveň připouští, že tato metoda má nějaké problémy, a to zejména rychlost obnovy prášku, čas strávený hledáním. Dochází ale k snížení pracovní náročnosti. Narisu et al. (1999) ale připouští, že může docházet ke zvýšené predaci takto označených jedinců.

Značení, vypuštění a zpětný odchyt značení může být zlepšeno samotným duálním značením hmyzu. Jedná se o namalování barevné značky na předohrudí a reflexního pásku na stehenní kost. Toto se využívá u zpětného sledování v noci (přes 80 % zpětných odchyťů) (Heller and von Helversen 1990, Hein et al. 2003). Stejná technika byla využita při studiích *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) a *Platycleis albopunctata* (Goeze, 1778) (Gardiner 2005) či *Saga pedo* (Holuša et al. 2010).

3.3 Biologie *Chorthippus pullus*

3.3.1 Popis druhu

Polydisjunktní areál *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830) vede k velkým genetickým a morfometrickým rozdílům jedinců. Patří do čeledi Acrididae (Hewitt 1999).

Druh je brachypterní, tedy jeho křídla jsou kratší, než velikost těla. U samic je redukce křídla patrnější (Fontana et al. 2004). Krátká šedohnědá křídla samců

dosahují do třetiny zadních končetin a obvykle zakrývají pouze břicho. U samic jsou křídla kratší, dosahují zhruba poloviny zadních končetin a jsou zakončena špičkou.

Je krypticky zbarvená, krátkokřídla s červeně vybarvenými holeněmi a černě zakončeným stehnem (Bellmann, 2006, Baur et al. 2006).

Základní barva samečků saranče tmavé varíruje mezi šedou až tmavě šedou. Na hlavě a štítu je tmavší. Nápadným je pestré zbarvení samců na břiše a zadních nohách (obr. 13-15). Samice jsou většinou rovnoměrně šedě zbarveny (obr. 16-18) (Orthoptera.ch ©2011-2018) .

Končetiny jsou obvykle tmavě zbarveny. Zadní holeně samců jsou jasně oranžové, až červené, s výrazným proužkem na tmavém koleni (Orthoptera.ch ©2011-2018).

Samci mají tělo dlouhé 12 - 15 mm, délka krytek 7,5 - 10 mm. Samice jsou dlouhé 17 - 21 mm s délkou krytek 7,5 - 9,5 mm (Kočárek et al. 2015).

3.3.2 Biotopové nároky

Jedná se o stenotopní druh s vazbou na holé substráty, především na nezarostlé štěrkové lavice řek, kamenité a hlinité stráně, písčité paseky, atd. (Thorens & Nadig 1997). Tato vhodná stanoviště obsazuje i v lesním prostředí, např. ji můžeme nalézt na okrajích a křižovatkách štěrkových a písčitých lesních cest, okrajích lesních holin a pasek, apod. (obr. 19-20) (Holuša 2015).

Ve střední Evropě žije v malých populacích na alpských štěrkopískových lavicích, obývá subatlantská písčité vřesoviště na území východního Německa (Maas et al. 2002). Jak už bylo nastíněno, druh typicky kolonizuje teplé a suché lokality na osluněných štěrkových říčních lavicích rozkládajících se v nadmořských výškách 1000 – 1250 metrů. Preferuje ty štěrkové lavice, které bývají pokryty méně než 10 % vegetačního krytu a řídkými křovinami.

Zároveň se jedná o xerotermofilní druh, který se může vyskytovat v různé variaci habitatů, jako např. v písčitých oblastech, které jsou chudé na vegetaci, na štěrkopískách podél řek, na suchých loukách, vřesovištích, holosečných plochách, okrajích lesa, lesních cestách (Schwarz-Waubke 1997, Maas et al. 2002). Xerotermofilní saranče vyhledává stanoviště s vegetační pokryvností max. do 60%. Většinu dospělců lze nalézt na vyhřátém kamenivu, štěrku či písku, méně pak na

povrchu půdy nebo bylinách. Na rozdíl od samic, samci vyhledávají stanoviště s pokryvností pouze do 30% (Holuša 2015).

Janssen (1993) tvrdí, že pokrytí vegetace na osídlených lokalitách se značně liší. Illich & Winding (1998) uvádí, že na lokalitě poblíž Salzburgu činila vegetace cca 60 %, ale na lokalitách ve východním Tyrolsku zase dominoval surový povrch, kdežto podíl trav a bylin činil jen 30 %.

3.3.3 Biologie

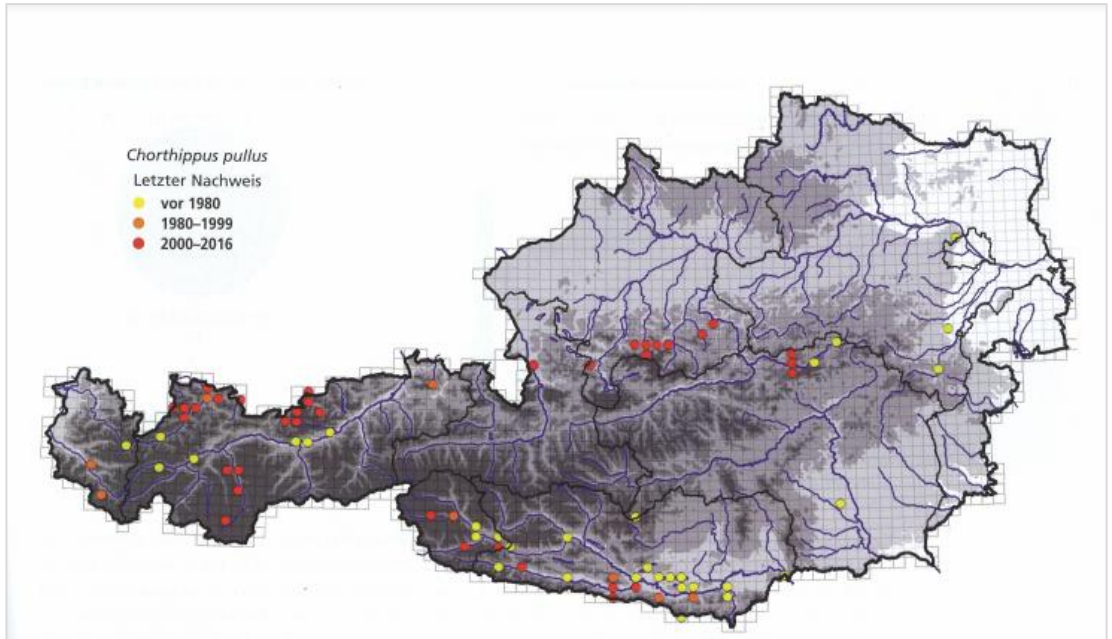
Samice kladou vajíčka v ootékách, tedy vaječných schránkách, po 4 - 8 kusech čtyřikrát až pětadvacetkrát za sezónu. Nymfy se líhnou z přezimujících vajec na konci dubna. Výskyt dospělců je soustředěn na začátek června až konec září. Samice žijí déle než samci. Je to býložravý druh, který se živí zejména lipnicovitými, šáchorovitými bylinami, výjimečně rostlinami jiných čeledí či mechy (Holuša 2015).

Ch. pullus věrně obývá své mateřské stanoviště a nemá tendenci se rozšiřovat po okolí. Většina jedinců se pohybuje na ploše o maximální velikosti 20m² (Holuša 2015).

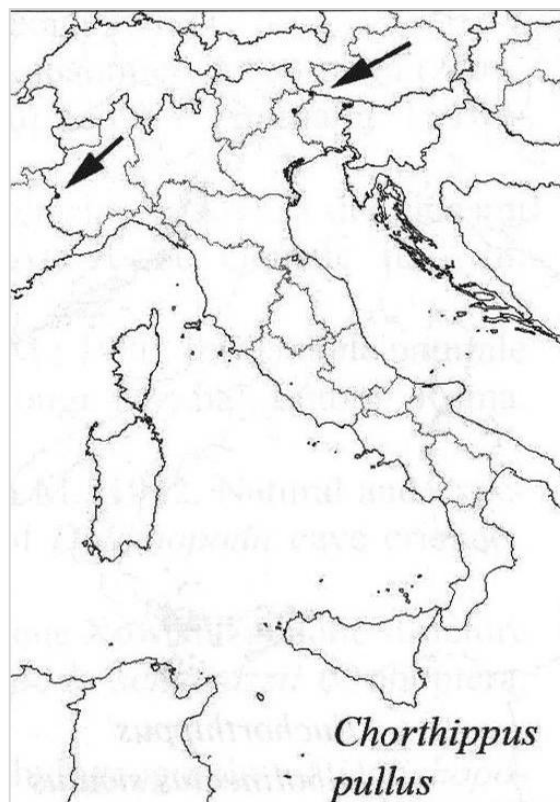
Saranče tmavá nedokáže plavat ve vodě, což bylo i experimentálně ověřeno. Není ani schopna se udržet na hladině a ve vodním prostředí tak upadne do strnulého stavu. Tahle skutečnost výrazně ovlivňuje disperzní možnosti v říčním prostředí. Vzácně se vyskytují jedinci, kteří se pohybují pomocí dlouhých křídel. Často tak dojde o obydlí sousedních šterkových lavic, a tam, kde je prostředí zcela izolované tokem se nevyskytují. Díky omezenosti v pohybu je *Ch. pullus* značně náchylná na zarůstání stanovišť vegetací, což může mít fatální následky, tedy dojde k zániku populace (Holuša 2015).

3.3.4 Rozšíření v Evropě

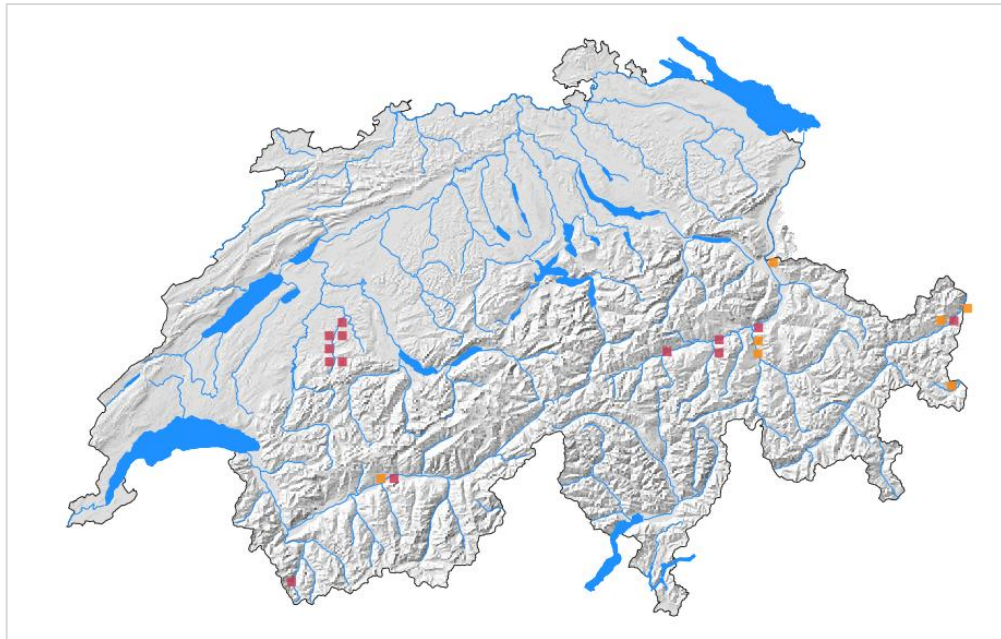
Ch. pullus má evropský polydisjunktní areál (Fontana et al. 2004). Je rozšířena v Alpách, ve střední Evropě, na Balkáně a východně na Kavkaz. Málo početné populace obývají zejména alpský region ve střední Evropě a subatlantské písčité vřesy ve východním Německu (obr. 1-4) (Maas et al. 2002).



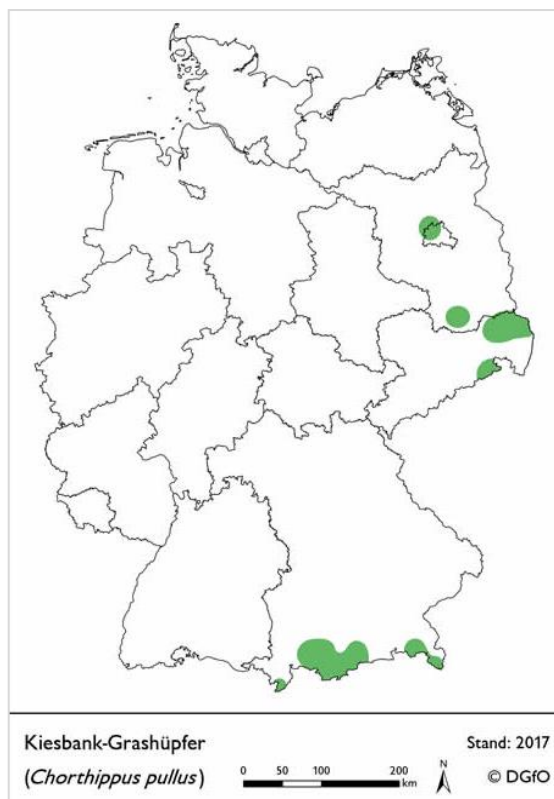
Obr. 1 Rozšíření v Rakousku (Zuna-Kratky 2017)



Obr. 2 Rozšíření v Itálii (Massa 2012)



Obr. 3 Rozšíření ve Švýcarsku před (červené značení) rokem 2000 a po roce 2000 (žluté značení) (<https://lepus.unine.ch/cartto/index.php?nuesp=17749&rivi eres=on&lacs=on&hillsh=on&year=1990>)

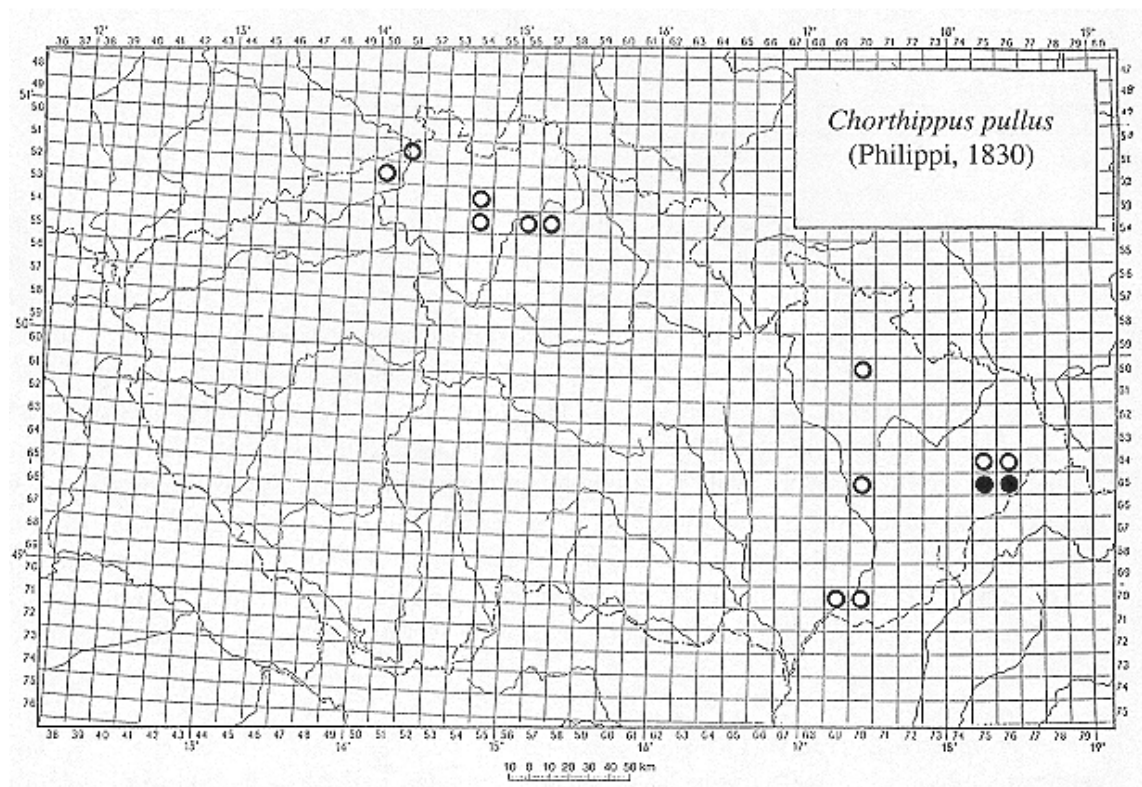


Obr. 4 Rozšíření v Německu (<https://www.deutschlands-natur.de/tierarten/heuschrecken/kiesbank-grashuepfer/>)

3.3.5 Rozšíření v ČR

První zmínku o saranči tmavé na území ČR uvedl Fieber (1853). První konkrétní údaj z Čech zveřejnil Chládek (1968) a první údaje z území Moravy publikoval Ginter (1924, 1925). Ve střední Evropě, stejně jako v České republice, se jedná o vzácný druh, který je ohrožený zánikem. Vyskytuje se pouze lokálně. V ČR byl jeho výskyt zdokumentován v Moravskoslezských Beskydech, v bývalém vojenském prostoru Ralsko, v Českosaském Švýcarsku, a v CHKO Labské pískovce (obr. 5) (Holuša 2015).

Dosud byly známy z území Čech tyto lokality - Turnov, chráněné území Růžák, Bynovec, Maxičky, Děčínský Sněžník, Hradčany (v chráněném území Hradčanské rybníky), vrch Malý Borný, vrch Malý Bezděz, Břehyně, vrch Velká Buková, chráněné území Břehyně - Pecopala, Vrchbělá. Na Moravě a Slezsku byl zjištěn na lokalitách v Přerově, Ondřejník, Radhošť, Martiňák, Staré Hamry, Bzenec, Vracov, Liděřovice, Bruntál, Lysá hora, Gruň (Holuša 2015).



Obr. 5 Výskyt *Ch. pullus* v České republice (Holuša 2000)

3.3.6 Ohrožení

Je to výrazný habitatový specialista, a je proto považována za ohroženou. Mezi hlavní uváděné hrozby patří změny břehů řek, stavba kanalizace, těžba štěrku či regulace vodního režimu řek (Fontana et al. 2004). Tyto procesy favorizují pionýrské rostliny, které jsou obvykle spojeny s imigrací jiných druhů sarančat (např. *Chorthippus biguttulus*), která konkuruje *Ch. pullus* (Reich 1991).

Je uvedena v červeném seznamu Rakouska (Berg et al. 2005, Zechner & Klapf 2005). Tomuto druhu hrozí vyhynutí i ve Švýcarsku a Bavorsku (Monnerat et al. 2007, Heusinger 2003). I když je leckde ohrožena, jsou místa, kde je ještě stále početná. Nejvýznamnější výskyt z roku 2005 lze nalézt na řece Lech, která protéká Německem, Rakouskem a ústí do Dunaje, a na jejích přítocích (Berg et al. 2005).

Ve Švýcarsku jsou alpská stanoviště omezena na štěrkopískové břehy alpských řek - zbývající populace se vyskytují podél řek Inn, Rýn, Sány, Dranse de Ferret a Rýn (data z Centre Suisse de Cartographie de la Faune; CSCF). Tyto lokality jsou ohroženy povodněmi, stavbou vodních elektráren, stejně jako přemísťováním písku a štěrku (Schwarz-Waubke 1997, Maas et al. 2002). Až do nedávna byly známy jen dvě populace *Ch. pullus* žijící v oblasti Pfywald. Jedna populace je situována v lese nazývaném Russenbrunnen (Freivogel 2003, Steiner 2006, Walther 2006). Druhá z nich žije na druhé straně řeky Rýn v Rottensand. Obě jsou izolovány od dynamicky se obnovujícího říčního koryta (Wunder 2001, Freivogel 2003).

V rámci diplomových prací Freivogel (2003) a Walther (2006) zdůrazňují ochranu *Ch. pullus* ve Pfywaldu (Švýcarsko) na základě tvorby, obnovy a ochrany vhodných biotopů a doporučení využívat koridory k migraci.

3.3.7 Ochrana a management

Ochrana přírody řeší různé komplikované problémy. U druhů, které jsou málo specializované, je obvykle důvodem změny početnosti jiný faktor, než biotopové nároky. Druhy vázané na vzácné a mozaikovitě se vyskytující biotopy to mají přesně naopak. Do této skupiny patří i pionýrské druhy obývající raně sukcesní stanoviště, mezi které lze zařadit štěrkové lavice na březích vodních toků. Právě tento biotop obývá saranče tmavá *Ch. pullus*. Pro její vývoj jsou důležitá stanoviště s holým substrátem, mezi něž patří právě štěrkové lavice, ale patří sem i písčité paseky nebo hlinité a kamenité stráně (Maag et al 2013).

Podobný problém s nedostatkem vhodných lokalit se nevztahuje jen na území České republiky, ale řeší ho i jiné státy, např. Německo. Terénní studie probíhala na horním toku řeky Isar v Bavorsku, v jednom z posledních zbylých polopřirozených říčních systémů v Alpách s rozsáhlým záplavovým územím. Výstavba přehrady Krüner zadržela všechnu vodu a způsobila kompletní vyschnutí území pod přehradou. Kvůli přehradě a nepravidelnému vypouštění většího množství vody došlo ke změně skladby vegetace, především ke vzniku rozsáhlých ploch bez vegetačního krytu. Od roku 1990 se zde uplatňuje ochranný režim zajišťující minimální průtok. Cílem výzkumu bylo zjistit, jaký vliv má dynamika jednotlivých vhodných stanovišť na výskyt druhu a jeho genetickou diverzitu. Výsledek ukázal, že saranče je schopna obývat i relativně malé lokality, kdy nejmenší měřila 33 m². Pravděpodobnost výskytu je přesto pozitivně korelována s rostoucí plochou vhodného biotopu. Tento faktor měl největší vliv na výskyt ve sledovaném území. Dalším faktorem, který má pozitivní vliv je konektivita lokality. Důležitým výsledkem je, že tok genů mezi populacemi je omezen pouze na situace, kdy jsou populace propojeny nízkou bylinnou vegetací či holými břehy řeky. Nedochozí k němu, když jsou populace odříznuté kvůli vzrostlému lesu nebo širokému říčnímu korytu (Maag et al 2013).

4 Metodika a materiál

4.1 Popis oblasti studia

Studie probíhala v severních Čechách, v Národním parku České Švýcarsko, jež se rozkládá na území Děčínského bioregionu. Sousedí s německým regionem Sasko, proto se oblast označuje též jako Česko-Saské Švýcarsko. Je prakticky totožný s geomorfologickým celkem Děčínská vrchovina a jeho poloha činí 292 km² (Culek 1995).

Specifikem tohoto bioregionu jsou pískovcové útvary (kaňony, hluboká údolí, skalní města a stolové hory). Lze říci, že plně rozvinutý pískovcový a údolní fenomén je charakteristický, naopak ostrovní charakter čedičových elevací (vyzdvížení a vystoupení) je méně časté a méně významné. Vysoká stanovištní diverzita však díky chudosti substrátu způsobuje jen malé zvýšení druhové biodiverzity. V porovnání s jinými bioregiony s pískovci se vyznačuje demontánní biotou v inverzních polohách v nízkých nadmořských výškách. Celkově zde

převažuje biota 4. bukového vegetačního stupně, potencionální vegetace je tvořena bikovými bučinami, výjimečně též acidofilními doubravami, na skalách pak můžeme nalézt plošně omezené ostrůvky reliktních borů. Méně obvyklou část tvoří nerozčleněné plošiny, na nichž se nacházejí sprašové hlíny, dále pak vrchoviny bez pískovcových skal a ostrovy květnatých bučin na neovulkanitech (Culek 1995).

V současnosti zde převažují kulturně založené jehličnaté lesy (tab. 2), a orná půda na plošinách (Culek 1995).

Celá lokalita je budována mohutným souvrství křídových pískovců od Cermanu až po Koniak. Jiné křídové horniny, zvláště pak jílovce, jsou zastoupeny jen okrajově v jižní části celku. Dalším významným elementem jsou proniky terciérních čedičů, jež se kromě Růžového vrchu a Mlýnů vyskytují jen na malých plochách. Místy jsou na plošinách větší či menší ostrůvky sprašových hlín nebo spíše nevápnitých sprašových hlín. Z dalších pokryvů mají význam písečné osypy pod pískovcovými stěnami. Labský kaňon pak odkrývá, zejména na pravém břehu, výchozy podložního krystalinika (žuly a fylity), které zaujímá pouze nepatrnou plochu. Homolity jsou vzácné a tvoří pouze malé plochy (Culek 1995).

Bioregion je charakteristicky klasicky vyvinutý, velice členitý pískovcový reliéf, jež zde vytváří několik výškových pater se stolovými horami (Děčínský Sněžník), spletitou sít kaňonů a menší partií typu skalních měst. Nejvyšší patro náleží čedičovým vyvělinám ve tvaru kuželů (Růžový vrch 619 m), které jsou obklopeny řadou zpevněných pískovců (zejména v Jetřichovických stěnách).

Údolí větších vodních toků (Kamenice, Křinice) jsou hluboká 100-200 m a navazují až na 300 m hluboké údolí řeky Labe. Kaňony přítoků jsou velmi úzké, bez výrazně vytvořené nivy (zejména Tichá a Divoká soutěska na řece Kamenici). Pískovcové stěny údolí řeky Labe podléhají gravitačním účinkům, přičemž se zde začaly tvořit skalní rozsedliny. Skalní tvary jsou v této oblasti značně hojné. V kaňonech lze naléznout typicky vyvinutý údolní fenomén (Culek 1995).

Reliéf má charakter ploché hornatiny s výškovou členitostí 300-360 m (na Děčínském Sněžníku až 540 m) a na nerozčleněných vrchovinách a plošinách převládá charakter ploché až členité vrchoviny s členitostí 150-250 m. Nejnižším bodem je údolí Labe v Hřensku o 117 m.n.m. , což je zároveň nejnižším místem v rámci celé ČR. Naopak nejvyšším bodem je Děčínský Sněžník o 726 m.n.m.

Typická výška území činí 260-490 m a s kaňony včetně Děčínského Sněžníku 130-620 m (Culek 1995).

Podnebí je relativně oceánského rázu. Kaňon řeky Labe se vyznačuje teplým klimatem (průměrná roční teplota Libverda 8,3 °C), které ve vyšších polohách rychle chladne na 6-7 °C a vykazuje strmý srážkový gradient: Libverda 673 mm, ale Chřibská již 934 mm, což je způsobeno polohou na návětrném svahu Lužických hor. Klima je silně ovlivněno členitým reliéfem, pro něhož jsou typické zejména velmi silné teplotní inverze v hlubokých roklích a kaňonech (Culek 1995).

Náhradní vegetaci luk tvoří vegetace svazu *Polygono-Trisetion*, která na vlhčích stanovištích přechází do vegetace svazu *Caricion fuscae* nebo *Calthion*. Na suchých lokalitách jsou krátkostébelné trávníky svazu *Violion caninae*. Na písčitéch úhorech se dříve vyskytovala vegetace svazu *Arnoseridion* (Culek 1995).

Plocha bioregionu nebyla v prehistorické době prakticky osídlena a dodnes má povětšinou lesní kryt. Vesměs však převažují druhotné porosty smrku a borovice (tab. 2). Menší podíl tvoří bezlesí, na nichž louky a pastviny mají vyrovnané zastoupení s agrocenózami (Culek 1995).

Tab. 2 Zastoupení dřevin v lesních porostech (v %) na území Děčínského bioregionu (Culek 1995)

Smrk	Borovice	Borovice blatka, Borovice kleč			Jedle	Modřín	Ostatní jehličnany		
		Dub	Buk	Javor			Lípa	Jasan	Topol
55,7	27	-			0,1	3	1,4		
1,2	5	0,4	0,1	0,2	0,1	1	+	4,2	+

Dalším oblastí, kde studie probíhala, byla Chráněná krajinná oblast Labské pískovce. Území tvoří z největší části křídové druhohorní sedimenty. Pozdější sopečná činnost způsobila rozlámání až 1 kilometr mocné pískovcové desky na soustavu zlomů. Po další milióny let byla tvářnost krajiny modelována různorodými erozními silami. K základním tvarům území patří údolí tvaru soutěsek a kaňonů, obklopené věžemi a masivy místy tvořícími skalní města. Kaňon Labe mezi Děčínem a Hřenskem představuje jedinečný přírodní útvar. Rostlinstvo je druhově

podmíněno pískovcovému podkladu, který je málo úživný. Je vázáno na extrémní teplotní výkyvy i nedostatek vláhy. Na třetihorních čedičových a znělcových vyvěřelinách vzkvétají květnaté bučiny, v jejichž podrostu najdeme např. kyčelnici devítilistou, lýkovec jedovatý nebo mařinku vonnou. Chladnomilnou flóru zastupuje vranec jedlový, violka dvoukvětá, atd (Chráněná krajinná oblast Labské pískovce © 2017).

Národní park České Švýcarsko a Chráněná krajinná oblast Labské pískovce z velké části tvoří přírodní lesní oblast č. 19 Lužickou pískovcovou vrchovinu. Její katastrální výměra je cca 50 707 ha a procentuální zastoupení lesů činí 74 % (Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem ©2018). Lesnatost samotného NPCŠ činí 96 % (Härtel 2007) a lesnatost CHKO Labské pískovce 73 % (turistika v CHKO).

4.2 Vzorkování

Byly studovány lokality s potenciálem pro permanentní výskyt *Ch. pullus*, které jsou reprezentovány rozcestím lesních cest s přítomností trvalého bezlesí. Lokality byly vybrány tak, aby pokrývaly rovnoměrně celé území a nebyly ve vzájemné vzdálenosti menší než 200m.

Lokality byly procházeny pomalou chůzí 1 km/hod a smýkadlem (s průměrem 40cm, délka hole 60cm, zelená síť) byly saranče plašeny postupně na celé ploše po dobu 10 minut. Byly zaznamenávány počty samců a samic a rovněž přítomnost dalších druhů rovnokřídlého hmyzu.

Na lokalitě byl vyplněn monitorovací zápisník (viz. tab. 3) a následující údaje. Rozměr celé plochy, plocha substrátu; (i) jehličí, (ii) štěrku, (iii) písek, (iv) hlína), a dále byla určena přítomnost či absence biotopů v okolí, které byly zaznamenávány binárním kódem.

(i) Jehličí (obr. 21) představuje formu nadložního humusu, tedy organický materiál v různých stádiích rozpadu, který se liší v závislosti na abiotických faktorech. Tento typ biotopu se vyskytoval pod smrkovým porostem. Mocnost zhruba 2-5 cm.

(ii) Štěrku (obr. 22) jako biotop byl tvořen štěrkovými plochami vzniklými sypaným štěrkem na lesních cestách. Velikost kamenů se pohybovala mezi 15-30 mm.

(iii) Písčité plochy (obr. 23) vznikly zvětráváním podloží a byly tvořeny ze 100 % zrnny písku o velikosti 1-4 mm. Tato zemina je výrazně zrnitá a nesoudržná.

(iv) Hlinité plochy obsahovaly 30-45 % částic pod 0,1 mm. Lze v ní rozeznat písčité zrna.

Pro každou lokalitu byly zjištěny GPS souřadnice, které budou následně zpracované do mapy (obr. 11).

Tab. 3 Terénní monitorovací zápisník

PLOCHA Č.		NÁZEV	PLOCHA Č.	
ČAS		TEPLOTA	SAMCI	SAMICE
DATUM		POČASÍ		
Rozměr celé plochy (ary)				
Plocha	Jehličí (a)			
	Štěrk (a)			
	Hlína (a)			
	Písku (a)			
Biotop	Paseka s jehličím			
	Paseka s trávou			
	Mladý			
	Starý temný			
	Starý otevřený			
	Starý s jehličím			

Přítomnost okolního biotopu byla rozdělena na skupinu paseky s jehličím, paseky s trávou, mladého porostu, starého temného porostu, starého řídkého porostu, starého s jehličím.

Paseky s jehličím (obr. 24) představovaly lokality, kde v nedávné době probíhala těžba, a došlo k vykácení lesního porostu. Stáří této lokality zhruba 2-7 let.

Paseky s trávou (obr. 25) jsou funkčně starším biotopem, kde nově založený porost už je odrostlý vlivu buřeně.

Mladý porost (obr. 26) byl definován stádiem mlazin až středně starým porostem do věku 50 let. Porosty již byly zapojené s minimálním prostupem světla.

Starý temný les (obr. 27) představuje takový porost, kde je vysoké procento zápoje. Tento biotop je vesměs vlhký, neprostupný pro sluneční záření. Porosty byly starší 50 let.

V porostu starém otevřeném (obr. 28) byl snížený zápoj a to tak, že sluneční plochy a skvrny byly rovnoměrně rozmístěny po celé ploše. Jednalo se vesměs o lesy starší 80 let.

Starý porost s jehličím (obr. 29) je obdobného stáří jako porost starý otevřený. Ale na rozdíl od něho nemá vyvinutý bohatý podrost, ale vyskytují se zde plochy nezarostlého jehličí. Dochází zde k akumulaci hrabanky, tedy surového humusu v okolí stromů.

Studie probíhala v letním období pouze za jasných dnů v intervalu od 10:00 do 16:00 hodin. V rámci měření a determinace sarančat a okolních biotopů, byla zjišťována i aktuální teplota, která byla měřena uprostřed studovaných lokalit. Podmínkou bylo, že musela být vyšší než 15 °C.

4.3 Statistické zpracování dat

Vztah mezi lokalitami byl testován pomocí již závislých proměnných. Jejich závislost na prostoru byla otestována s pomocí Gearyho testu se znáhodněním ($C = 0,99$; $P = 0,45$).

Korelace mezi množstvím samců a samic byla provedena za pomoci Spermanova korelačního testu, stejně tak byla provedena i závislost počtu druhů rovnokřídlých na početnosti samců, samic a celkové *Ch. pullus*.

U vlivu parametrů prostředí na početnost nejprve došlo k odstranění možného reziduálního vlivu prostoru, a následně byla použita autokovariáta (Horak 2014).

Pro výpočet vztahu závislých proměnných k prostředí (tedy nezávislé proměnné) byly použity GLMM, do kterých plocha stanoviště vstupovala jako náhodný faktor. Pro odhalení hraničních hodnot nezávislých proměnných byla využita metoda CIT.

Počet samců a samic byl testován pomocí t-testu v programu Statistica 12.0.

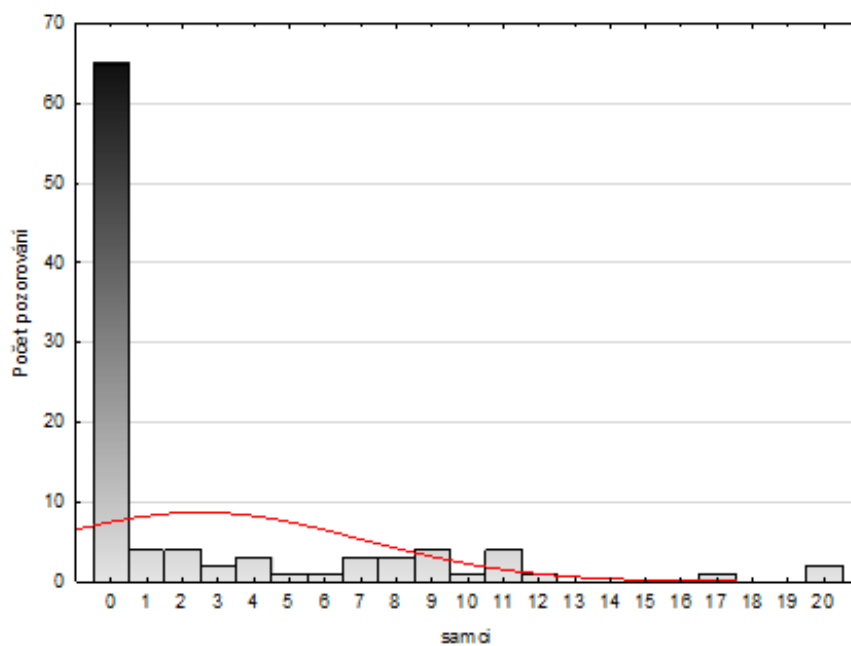
5 Výsledky

Ch. pullus byla zjištěna na 36 lokalitách z celkového počtu 99 lokalit. Průměrně bylo zjištěno na lokalitách 2,4 kusů samců a 2,3 kusů samic (tab. 4). Maximálně bylo zpozorováno 21 kusů samic a 20 kusů samců (tab. 4).

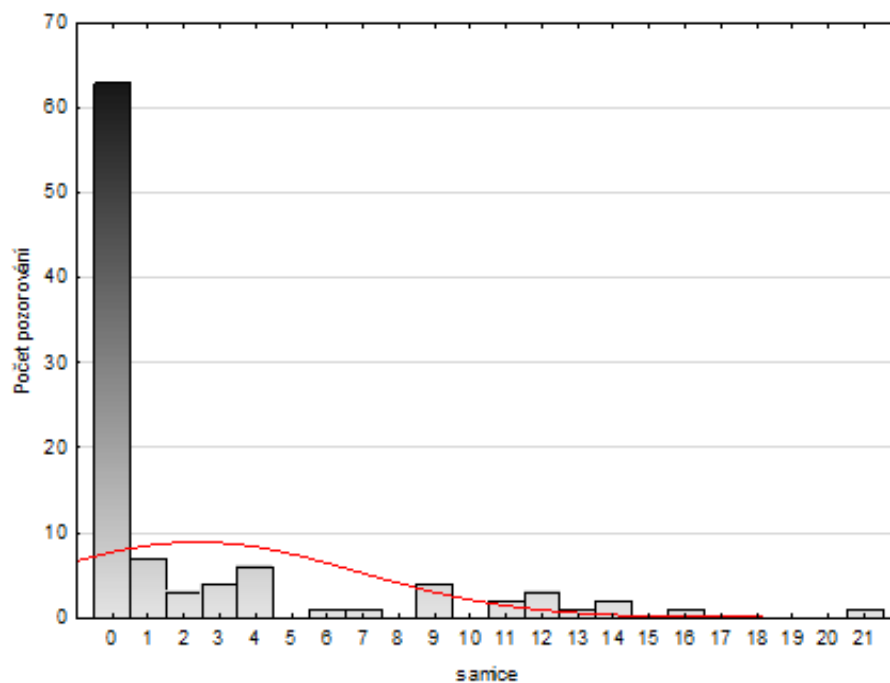
Z průměrných hodnot substrátu vyšel štěrk nejvyšší, 0,7, naopak písek měl menší průměr. Maximální hodnota štěrku dosahovala 6 arů, u písku to byly pouhé 2 ary. Průměrná hodnota jehličí vyšla na 0,5 arů a maximální na 5 arů. U hlíny vyšla průměrná hodnota 0,4 arů a maximální na 4,5 aru (tab. 4).

Tab. 4 Základní charakteristika studovaných veličin

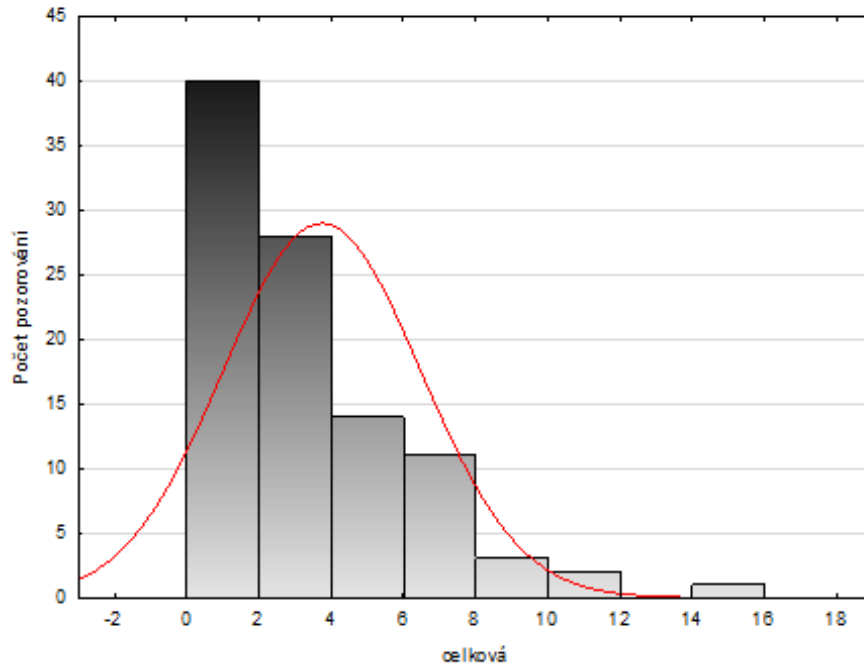
Proměnná	N platných	Průměr	Minimum	Maximum	Směrod. Chyba
Počet samců	99	2,474747	0,000000	20,00000	0,456372
Počet samic	99	2,363636	0,000000	21,00000	0,447042
Celková plocha (ar)	99	3,712121	0,500000	15,00000	0,273559
Písek (ar)	99	0,191919	0,000000	2,00000	0,040423
Jehličí (ar)	99	0,517677	0,000000	5,00000	0,074280
Štěrk (ar)	99	0,787879	0,000000	6,00000	0,113755
Hlína (ar)	99	0,436869	0,000000	4,50000	0,082271



Obr. 6 Frekvence početnosti samců na lokalitách



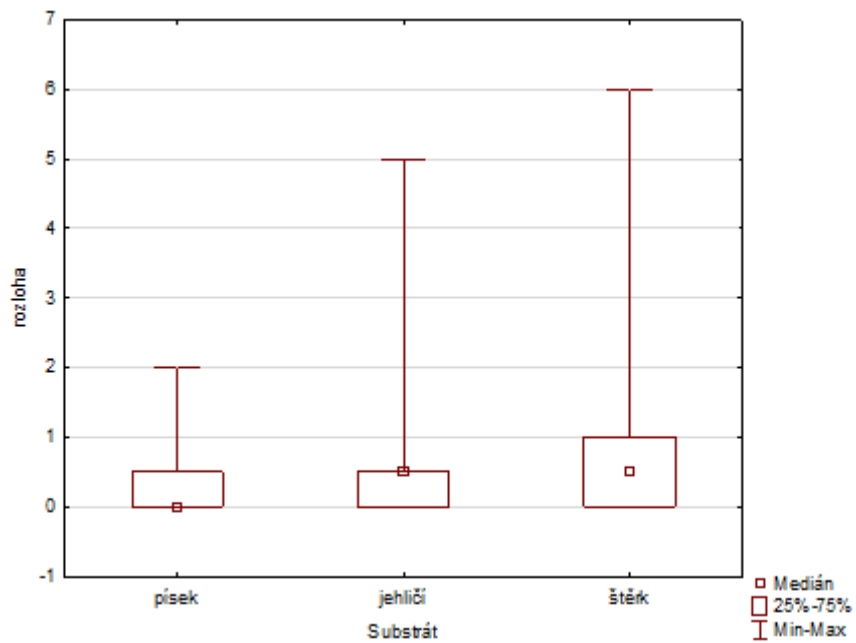
Obr. 7 Frekvence početnosti samic na lokalitách



Obr. 8 Četnost velikosti ploch (červená linie představuje normální rozdělení)

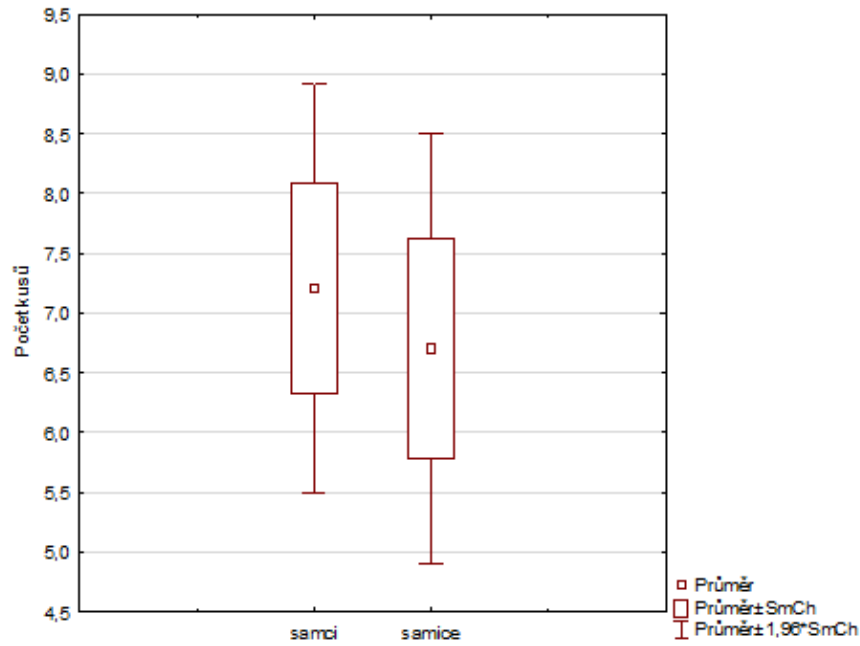
Tyto frekvenční grafy (obr. 6-7) ukazují počty samců a samic vypořezovaných na lokalitách. Lze si povšimnout, že nejvýše bylo negativních pozorování. Tedy na většině lokalit se *Ch. pullus* nevyskytovala.

Celkové pozorování vypovídá o tom, že největší počet pozorování byl u počtu jedinců od 0 do 8 kusů (obr. 8).



Obr. 9 Rozloha substrátů na studovaných lokalitách

Maximální rozloha substrátu vyšla nejlépe u štěrku 6 arů, jehličí s 5 arů a maximální hodnota písku je pouhé 2 arů. Hodnota mediánu se pohybovala pouze v rozmezí od 0 do 0,5 arů (obr. 9).



Obr. 10 Průměrný počet samců a samic na pozitivních lokalitách

Průměrný počet samců a samic na pozitivních lokalitách se nelišil ($t=0,86$; $p>0,10$) (obr. 10).

V analýzách nebyl potvrzen vliv prostoru, tedy vzájemné vzdálenosti lokalit na početnost saranče tmavé, jak u početnosti celkové (tab. 5), tak u samců (tab. 6) či samic (tab. 7).

Tab. 5 Výsledky testu vlivu prostoru na celkovou početnost (Geary C statistic standard deviate = 0.1321, p-value = 0.4475)

Geary C statistic	Expectation	Variance
0.99282450	1.00000000	0.00295134

Tab. 6 Výsledky testu vlivu prostoru na početnost samců (Geary C statistic standard deviate = 0.6974, p-value = 0.2428)

	Geary C statistic	Expectation	Variance
Samci	0.962223856	1.000000000	0.002933783

Tab. 7 Výsledky testu vlivu prostoru na početnost samic (Geary C statistic standart deviate = 0,3973, p-value = 0,3456)

	Geary C statistic	Expectation	Variance
Samice	0.978640779	1.000000000	0.002890667

Tab. 8 Výsledky vlivu parametrů prostředí na početnost celkovou

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
Intercept	-0.3244215	0.8288367	70	-0.3914179	0.6967
AC_M	0.2613735	0.2503885	70	1.0438718	0.3001
Písek	1.0526821	0.3894924	70	2.7027021	0.0086
Jehličí	0.3488644	0.2134537	70	1.6343798	0.1067
Štěrk	0.2819481	0.1228773	70	2.2945496	0.0248
Hlína	-0.8126249	0.4169011	70	-1.9492031	0.0553
Paseka s jehličím	0.5928175	0.5872722	70	1.0094426	0.3162
Paseka s trávou	-0.0223974	0.3781084	70	-0.0592354	0.9529
Porost starý otevřený	-0.1428338	0.4192460	70	-0.3406921	0.7344

Tab. 9 Výsledky vlivu parametrů prostředí na početnost samců

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
Intercept	-0.6565549	0.8230946	70	-0.7976664	0.4278
AC_F	0.3160144	0.2672238	70	1.1825832	0.2410
Písek	1.1955035	0.3792927	70	3.1519283	0.0024
Jehličí	0.1900517	0.2334876	70	0.8139694	0.4184
Štěrka	0.3483272	0.1236710	70	2.8165624	0.0063
Hlína	-0.4909859	0.3312349	70	-1.4822890	0.1428
Paseka s jehličím	0.9160656	0.5402577	70	1.6956087	0.0944
Paseka s trávou	-0.1570576	0.3814296	70	-0.4117603	0.6818
Porost starý otevřený	0.0458586	0.4297468	70	0.1067106	0.9153

Tab. 10 Výsledky vlivu parametrů prostředí na početnost samic

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
Intercept	-0.6565549	0.8230946	70	-0.7976664	0.4278
AC_F	0.3160144	0.2672238	70	1.1825832	0.2410
Písek	1.1955035	0.3792927	70	3.1519283	0.0024
Jehličí	0.1900517	0.2334876	70	0.8139694	0.4184
Štěrka	0.3483272	0.1236710	70	2.8165624	0.0063
Hlína	-0.4909859	0.3312349	70	-1.4822890	0.1428
Paseka s jehličím	0.9160656	0.5402577	70	1.6956087	0.0944
Paseka s trávou	-0.1570576	0.3814296	70	-0.4117603	0.6818
Porost starý otevřený	0.0458586	0.4297468	70	0.1067106	0.9153

Plocha štěrku a písku pozitivně ovlivňovala početnost celkovou (tab. 8), samců (tab. 9) a samic (tab. 10), zatímco zbytek faktorů nebyl signifikantní.

Tab. 11 Nejnižší rozloha pro samce (criterion = 0.988, statistic = 7.514)

Štěrk <= 1	Štěrk > 1
83	16

Tab. 12 Nejnižší rozloha pro samice (criterion = 0.982, statistic = 6.773)

Písek <= 0.5	Písek > 0.5
91	8

Tab. 13 Nejnižší rozloha celková (criterion = 0.987, statistic = 7.432)

Štěrk <= 1	Štěrk > 1
83	16

Spodní limitní rozloha plochy štěrku pro samce je 1 ar (tab. 11). Hodnota rozlohy písku pro samice 0,5 aru (tab. 12), a rozloha štěrku celkově pro druh byla 1 ar (tab. 13).

Tab. 14 Procentuální zastoupení ostatních druhů Orthoptera na lokalitách v NPČŠ

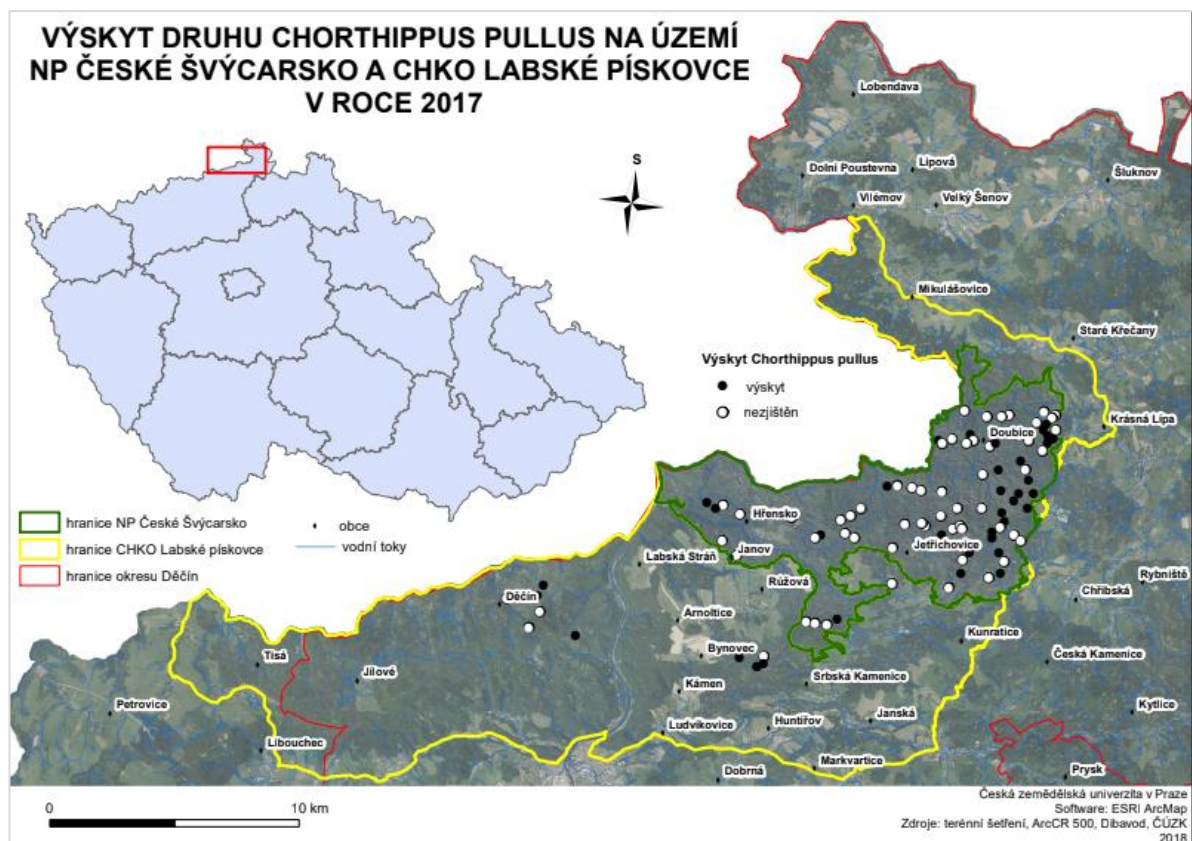
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)	9,3
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	6,1
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)	2,7
<i>Chorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821)	4,9
<i>Metrioptera roeselii</i> (Hagenbach, 1822)	4,4
<i>Omocestus viridulus</i> (Linnaeus, 1758)	14,8
<i>Pholidoptera griseoaptera</i> (De Geer, 1773)	23,6
<i>Tettigonia cantans</i> (Füssli, 1775)	3,3
<i>Tettigonia viridissima</i> (Linnaeus, 1758)	4,4
<i>Tetrix undulata</i> (Sowerby, 1806)	14,8

Tab. 14 vyjadřuje procentuální zastoupení ostatních druhů Orthoptera, která byla v rámci studie zpozorována spolu s *Ch. pullus*. Nejpočetněji je zastoupena kobylka křovištní *Pholidoptera griseoaptera*.

Tab. 15 Vliv druhového spektra rovnokřídlých na početnost sarančí bohatství (Spearman Rank Order Correlations (SR), MD pairwise deleted, Marked correlations are significant at $p < .05000$)

Pair od Variables	Valid	Spearman	t(N-2)
Samci & SR	50	0,364213	2,709439
Samice & SR	50	0,296442	2,150476
Celkově & SR	50	0,318254	2,325859

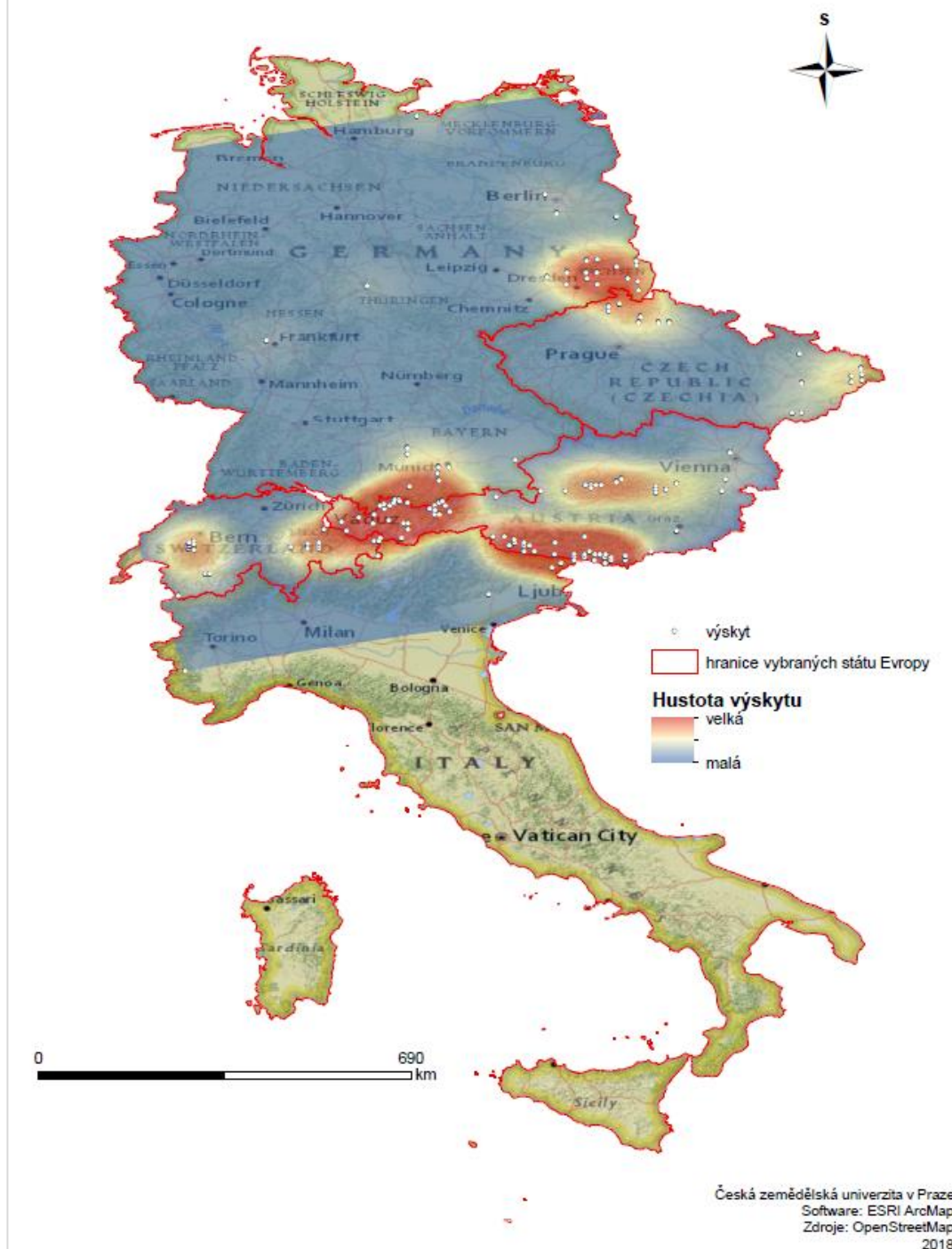
Čím širší druhové spektrum, tedy čím více druhů se vyskytuje na lokalitě, tím je *Ch. pullus* početnější (tab. 15).



Obr. 11 Rozšíření *Ch. pullus* v Národním parku České Švýcarsko

Obr. 11 vypovídá o pozitivních a negativních nálezech *Ch. pullus*, které byli v rámci terénní práce zaznamenány na území Národního parku České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce. Obrázek byl vytvořen prostřednictvím mapové platformy ArcGIS za pomoci naměřených GPS souřadnic, které byli vizualizovány přes webovou mapovou službu do ortofoto mapy Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního.

VÝSKYT DRUHU CHORTHIPPUS PULLUS NA ÚZEMÍ VYBRANÝCH STÁTŮ EVROPY K ROKU 2017



Obr. 12 Rozšíření *Ch. pullus* ve střední Evropě

Obr. 12 byl vytvořen georeferencováním dostupných map, na jejichž základě byla vytvořena bodová vrstva výskytu druhu v Evropě. Bod byl vždy přiřazen do daného bodového pole geografické sítě. Na základě nově vzniklé bodové vrstvy byl vytvořen rastr hustoty výskytu *Ch. pullus*.

6 Diskuze

Holuša (2015) uvádí, že druh přežívá pravděpodobně díky metapopulacím. Maag et al. (2013) dokázali, že konektivita lokalit má pozitivní vliv. K toku genů mezi populacemi dochází pouze v situacích, kdy jsou populace propojeny nízkou bylinnou vegetací či holými břehy řeky. Nedochozí k němu, když jsou populace odříznuté kvůli vzrostlému lesu, zapojené vegetací nebo kvůli širokému říčnímu korytu (Maag et al. 2013). Výsledky naší studie ukazují, že populace *Ch. pullus* v Národním parku České Švýcarsko nejsou metapopulacemi, jelikož nedocházelo k osidlování blízkých lokalit, vykazujících vhodné podmínky. Naopak vyšlo, že na velikost populace má vliv zejména velikost vhodného biotopu.

Čím větší je plocha rozcestí cest, samozřejmě s přítomnou *Ch. pullus*, tím je početnost jedinců větší. Proto pravděpodobně metapopulační struktura neexistuje, protože sebemenší vzdálenost lokalit od těchto velkých zdrojových populací nemá vliv na početnost druhu. Maag et al. (2013) tvrdí, že pravděpodobnost výskytu je pozitivně korelována s rostoucí plochou vhodného biotopu. Tento faktor měl největší vliv na výskyt ve sledovaném území jeho studie (Maag et al. 2013).

Co se týče velikosti substrátů, pro početnost saranče tmavé je nejdůležitější velikost písku a šterku, a to pro obě pohlaví, na plochách, kde se vyskytuje. Limitní hodnota písku vyšla lépe, což ukazuje na fakt, že písek je přírodního původu, kdežto šterk ne. *Ch. pullus* vyžaduje písčité či šterkové podloží, proto osidluje šterkové lavice či nezarostlé písky, což v této studii představovala náhradní stanoviště lesních cest a lesních křižovatek (Schwarz-Waubke 1997, Maas et al. 2002, Holuša 2015). Potvrzuje to domněnku, že *Ch. pullus* písek využívá zejména pro kladení vajíček. Nedošlo k potvrzení předpokladu, že přítomnost holiny či paseky navýší početnost populace. Nedochozí zde ke kladení vajíček, *Ch. pullus* se v tomto případě soustředí jen na písčité povrch. Tyto lokality (holiny a paseky) jsou využívány pouze jako prostor, přes který migrují krajinou.

Schwarz-Waubke (2001) uvádí přítomnost alespoň malých plošek písku jako zvlášť důležitou skutečnost, která slouží pro kladení vajec (může klást ale také do mechu) a úkryt, zejména pro mladší larvy, které preferují setrvání během dne na vegetaci nebo v půdním pokryvu.

Z výsledků statistických měření vyšlo, že spodní limitní hodnota rozlohy šterku pro samce vyšla 1 ar, celkově pro druh taktéž. Spodní limitní hodnota rozlohy písku

pro samice vyšla už 0,5 aru, tedy jako důležitý substrát pro kladení. Tyto parametry jsou dostačující k tomu, aby druh přežíval ve vysoce lesnaté krajině, protože lesnatost regionu je více než 70%, v současnosti zde převažují kulturně založené jehličnaté lesy (tab. 2) (Culek 1995).

Jak bylo uvedeno v jiných studiích, *Ch. pullus* je opravdu xerotermofilním druhem, který lze nalézt v různých variantách prostředí (Schwarz-Waubke 1997, Maas et al. 2002). Požadavky na mikro stanoviště jsou podle Schwarz-Waubke (1997a, 1997 b, 1998, 2001) zejména přítomnost otevřeného slunného a suchého mikro stanoviště a určitého stupně vlhkosti, které jsou podstatné. Vyskytuje se tam, kde jsou vřesoviště, šterkové substráty, ale v případě této studie zejména na písčitých substrátech v krajině, která je přes 70 % pokryt lesem. Maas et al (2002) uvedl, že se vyskytovala na subatlantských písčitých vřesech ve východním Německu. Lze očekávat, že populace z Národního parku České Švýcarsko navazují na populace v Německu.

Kurth (2007) uvádí 3 reliktní populace *Ch. pullus*, které se nachází cca 1 km od vhodné, velké šterkové plochy, která představuje biotop typický a tedy vhodný k osídlení. Tyto vhodné podmínky zde způsobila povodeň, která tam může být jedním z nástrojů managementu, protože díky tomu dojde k vytvoření jak vhodných biotopů, tak i migračních koridorů (Kurth 2007). Pro tento druh vyžadující holé substráty (Maag et al 2013), který trpí zejména na úbytek domovského areálu, kvůli jejich zarůstání raně sukcesní (pionýrskou) vegetací a devastaci antropogenním faktorem, je důležitá ochrana (Kurth 2007). Některé zdroje uvádějí jako ochranný zásah obnovu přírodních řečišť, především obnovu lužních lesů, a vřesovišť v nižších nadmořských výškách (<http://www.iucnredlist.org/details/summary/16084446/1>). U náhradních stanovišť, tedy konkrétně na lesních křižovatkách a cestách v NPČŠ, je tímto managementem pojezd těžké techniky a autodoprava, protože způsobují neustálé rozrušování půdního pokryvu a nedovolují tak vegetaci zhoustnout.

V NPČŠ byly zpozorovaný druhy jako např. *Pholidoptera griseoptera* (De Geer, 1773), *Omocestus viridulus* (Linnaeus, 1758) *Tetrix undulata* (Sowerby, 1806), ad. (tab. 14). Tyto druhy byly procentuálně nejvíce zastoupeny. *Pholidoptera griseoptera* se běžně vyskytuje zejména na okrajích lesů a lesních cestách. *Omocestus viridulus* je hojně se vyskytujícím druhem na nelesních stanovištích. *Tetrix undulata* je dalším druhem, který se poměrně hojně vyskytuje na lesních holinách s minimálním vegetačním pokryvem (Holuša 2000). Jedná se o běžné

druhy, které se vyskytují jak v lesním, tak travním prostředí. Naopak Carrona (1999) uvádí, že *Ch. pullus* má často podobný habitat jako např. *Tetrix tuerki* (Krauss, 1876), *Xya variegata* (Latreille, 1809) či *Epacromius tergestinus* (Křarny, 1907), které jsou podle něj v Itálii vzácné. Všechny tyto druhy jsou dobré bioindikátory, protože jejich přítomnost na stanovišti může poskytnout informace o statutu ochrany. *Ch. pullus* je bioindikátorem biotopů horských řek, a v konkrétních příkladech, může být definován jako deštníkový druh, protože ochranná akce, které jsou pro ni dělané, budou jistě pozitivně ovlivňovat i jiné živočišné druhy nacházející se ve stejném prostředí (Fontana et al. 2004). Výsledky statistického statistického zpracování dat ukazují závislost početnosti druhového spektra a početnosti *Ch. pullus*. Čím více druhů se na dané lokalitě vyskytuje, tím je *Ch. pullus* početnější. Avšak domněnka, že může být deštníkovým druhem, se nepotvrdila, protože zde byly nalezeny pouze běžné druhy Orthoptera.

Použitá literatura

- Anderson A.N.** 1999. My bioindicator or yours? Making the selection. *J. Insect Conserv.* 3: 61–64.
- Anderson A.N., Ludwig J.A., Lowe L.M. and Rentz D.C.F.** 2001. Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Aust. Ecol.* 26: 213–222.
- Armstrong A.J. and van Hensbergen H.J.** 1997. Evaluation of afforestable montane grasslands for wildlife conservation in the north-eastern Cape, South Africa. *Biol. Conserv.* 81: 179–190.
- Ausden M.** 1996. Invertebrates. In: Sutherland W.J. (ed.), *Ecological Census Techniques: A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 139–177.
- Badran A.A and Nakhla N.B.** 1969. Effect of land reclamation in the New Valley (Western Desert) on acridid populations with special reference to the grasshopper *Aiolopus strepens* Latr. *Agric. Res. Rev.* 47: 69–77.
- Baur H., Baur B., Roesti C., Roesti D.** 2006: *Die Heuschrecken der Schweiz*. Haupt, Bern.
- Bellmann H.** 1988: *A Field Guide to the Grasshoppers and Crickets of Britain and Northern Europe*. Collins, London, 216 pp.
- Bellmann H.** 2006: *Der Kosmos Heuschreckenführer*. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- Belovsky G.E. and Slade J.B.** 1993. The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. *Oikos* 68: 193–201.
- Berg, H.-M., Bieringer, G. & Zechner, L.** 2005: Rote Liste der Heuschrecken (*Orthoptera*) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Bd. 14/1, Wien, S. 167–209.*
- Bieringer G.** 2002. Response of Orthoptera species (Tettigoniidae and Acrididae) to wildfires in a Central European dry grassland. *J. Orthoptera Res.* 11: 237–242.

- Bomar C.R.** 2001. Comparison of grasshopper (Orthoptera: Acrididae) communities on remnant and reconstructed prairies in western Wisconsin. *J. Orthoptera Res.* 10: 105–112.
- Bomar C.R., Secrist E.** 2002. Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) associated with prairie remnants in the Lower Chippewa River State Natural Area (LCRSNA) at Western Wisconsin. *J. Orthoptera Res.* 11: 37–41.
- Bridle J.R., Vass-de-Zomba J. and Butlin R.K.** 2002. Fine-scale ecological and genetic variation in a *Chorthippus* grasshopper hybrid zone. *Ecol. Entomol.* 27: 499–504.
- CARRON G.** 1999. Les Orthoptères menacés de la zone alluviale de Finges, VS. *Bull. Murithienne* 117: 23-30.
- Catangui M.A., Fuller B.W. and Walz A.W.** 2000. Impact of Dimilin on nontarget arthropods and its efficacy against rangeland grasshoppers. In: Cunningham G.L. and Sampson M.W. (eds), *Grasshopper Integrated Pest Management User Handbook*. United States Department of Agriculture, Washington. http://www.sidney.ars.usda.gov/grasshopper/Handbook/VII/vii_3.htm.
- Cigliano M.M., Torrusio S. and de Wysiecki M.L.** 2002. Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) community composition and temporal variation in the Pampas, Argentina. *J. Orthoptera Res.* 11: 215–221.
- Clarke E.J.** 1948. Studies in the ecology of British grasshoppers. *Trans. Roy. Entomol. Soc. Lond.* 99: 173–222.
- Culek, M.** Biogeografické členění České republiky. 1. vydání. Praha: Enigma, 1995. 347 s. ISBN 80-85368-80-3. Kapitola 1.32: Děčínský bioregion, s. 140-144.
- Delgado F.X., Britton W.H., Onsager J.A. and Swearingen W.** 1999. Field assessment of *Beauveria bassiana* (Balsamo) Vuillemin and potential synergism with diflubenzuron for control of savanna grasshopper complex (Orthoptera) in Mali. *J. Invertebrate Pathol.* 73: 34–39.

Distribution des espèces - Chorthippus pullus (Philippi, 1830). Page Redirection [online]. [cit. 13.04.2018]. Dostupné z: <https://lepus.unine.ch/carto/index.php?nuesp=17749&rivieres=on&lacs=on&hills=on&year=1990>

Essl F. 2006: Verbreitung ausgewählter Heuschreckenarten (Insecta: Orthoptera) in den oberösterreichischen Alpen. Beiträge zur Entomofaunistik 7. 105-118.

Evans E.W., Rogers R.A. and Opfermann D.J. 1983. Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) on burned and unburned tallgrass prairie: night trapping vs. sweeping. Environ. Entomol. 12: 1449–1454.

Fieber F. X. 1853: Synopsis der europäischen Orthoptera. *Lotos*, 3: 90-104.

Fontana, P., Tirello, P., & Buzzetti, F. M. 2004. The Chorthippus of the pebbly river-beds (*Glyptobothrus pullus*) in Italy: conservation and first protection actions (Orthoptera, Acrididae). Atti Accademia Roveretiana degli Agiati, 4, 57–70.

Foord S.H., Ferguson J.W.H. and van Jaarsveld A.S. 2002. Endemicity of Afromontane grasshopper assemblages: implications for grassland conservation. Afr. J. Ecol. 40: 318–

327.

Foster R.N. and Reuter K.C. 1996. Evaluation of rangeland controls: a general protocol for efficacy of insecticide applied from the air. In: Cunningham G.L. and Sampson M.W.

(eds), Grasshopper Integrated Pest Management Handbook. Technical Bulletin 1809. USDA-APHIS, Washington, DC, USA, pp. 112.1–112.7.

Freivogel O. 2003: Der Kiesbankgrashüpfer *Chorthippus pullus* (Saltatoria, Acrididae) im Pfynwald (Schweiz, VS): Populationsgrösse, Habitatqualität, und der Einfluss der

Beschattung auf die Besiedlungsdichte. Diplomarbeit Zoologisches Institut Universität Bern.

Gardiner T. and Pye M. 2001. Habitats of Orthoptera on the Writtle College estate in Essex. Bull. Amateur Entomol. Soc. 60: 154–160.

Gardiner T., Pye M., Field R. and Hill J. 2002. The influence of sward height and vegetation composition in determining the habitat preferences of three Chorthippus species (Orthoptera: Acrididae) in Chelmsford, Essex, UK. *J. Orthoptera Res.* 11: 207–213.

Gardiner T. Hill J., Chesmore D. 2005. Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 9. 151-173.

Ginter O. 1924: Seznam moravských orthopter I. *Čas. Čs. Společ. Entomol.*, 21: 7-11 (in Czech).

Ginter O. 1925: Acridoidea Burm. a Locustoidea Handl. na Moravě. (Acridoidea Burm. et Locustoidea Handl. Moraviae). *Práce Morav. Přírodověd. Společ.*, 2: 21-84 (in Czech, Latin title, French abstr.).

Gottschalk E., Griebeler E.M., Waltert M. and Muhlenberg M. 2003. Population dynamics in the Grey Bush Cricket *Platycleis albopunctata* (Orthoptera: Tettigoniidae) – What causes interpopulation differences? *J. Insect Conserv.* 7: 45–58.

Greenwood J.J.D. 1996. Basic techniques. In: Sutherland W.J. (ed.), *Ecological Census Techniques: A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11–110.

Grayson F.W.L. and Hassall M. 1985. Effects of rabbit grazing on population variables of *Chorthippus brunneus* (Orthoptera). *Oikos* 44: 27–34.

Härtel H., Šteflová D., Drozd J. (2007): Plán péče o Národní park České Švýcarsko 2009–2016. Správa NP České Švýcarsko, Krásná Lípa. Dostupné z: <http://www.npcs.cz>.

Harz K. 1957: *Die Geradflügler Mitteleuropas*. Fischer, Jena.

Hein S., Gombert J., Hovestadt T. and Poethke H.J. 2003. Movement patterns of the bush cricket *Platycleis albopunctata* in different types of habitat: matrix is not always matrix. *Ecol. Entomol.* 28: 432–438.

Heller K.G. and von Helversen O. 1990. Survival of a phaneropterid bush cricket studied by a new marking technique (Orthoptera: Phaneropteridae). *Entomol. Gen.* 15: 203–208.

Heusinger, G. 2003: Rote Liste gefährdeter Heuschrecken (*Saltatoria*) Bayerns. In: Voith, J.: Grundlagen und Bilanz zur Roten Liste gefährdete Tiere Bayerns. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 166, S. 68–72.

HMYZ.NET - ENTOMOLOGIE. HMYZ.NET - ENTOMOLOGIE [online]. Dostupné z: <http://www.hmyz.net/index.htm>.

Holuša J. K poznání sarančí (*Caelifera*) a kobylek (*Ensifera*) Moravskoslezských Beskyd. *Klapalekiana*, 2000, č. 36. Online: <https://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/da28f37425da72f7c12569e600723950/83f52e8cebeb92e2c1256c360067cb59?OpenDocument>.

Holuša J., Kočárek P., Vlk R. 2010: Occurrence of Saga pedo (Orthoptera: Tettigoniidae) in the Czech Republic: review of faunistic data. *North-Western Journal of Zoology*, 6, 218-224.

Holuša J. „Zjištění druhového spektra rovnokřídlého hmyzu“ pro účely Plánu péče o Národní park České Švýcarsko a pro potřeby Oddělení plánu péče a ochrany přírody. Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská. Praha, 2015. str. 60.

Holuša J., Kočárek P., Marhoul P., Vlk R. 2017: Orthoptera (rovnokřídlí). In: Hejda R., Frakča J., Chobot K. (eds.): červený seznam ohrožených druhů české republiky. Bezobratlí. Příroda, Praha 36: 127-129.

Horak J. 2014. Insect taxa with similar habitat requirements may differ in response to the environment in heterogeneous patches of traditional fruit orchards. *Journal of Insect Conservation* 18:637–642.

Cherill A.J. and Brown V.K. 1990. The life cycle and distribution of the Wart-biter (*Decticus verrucivorus* L.) (Orthoptera: Tettigoniidae) in a chalk grassland in southern England. *Biol. Conserv.* 53: 125–143.

Cherill A.J. 2002. Relationships between oviposition date, hatch date and offspring size in the grasshopper *Chorthippus brunneus*. *Ecol. Entomol.* 27: 521–528.

Chládek F. 1968: Příspěvek k rozšíření rovnokřídlého hmyzu (Saltatoria) v Československu. (Beitrag zur Verbreitung der Geradflügler (Saltatoria) in der Tschechoslowakei). *Zpr. Čs. Společ. Entomol. ČSAV*, 4: 47-49 (in Czech, German abstr.).

Chorthippus pullus (Gravel Grasshopper). The IUCN Red List of Threatened Species [online]. Copyright © International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. [cit. 16.04.2018]. Dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/details/summary/16084446/1>

Chráněná krajinná oblast Labské pískovce [online]. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny, © 2017 [cit. 11.8.2017]. Dostupné z: <http://labskepiskovce.ochranaprirody.cz>

Illich I., Werner S., Wittmann H, Lindner R. 2010. Die Heuschrecken Salzburgs. Verlag Haus der Natur, Salzburger Natur-Monographien 1. 256. str.

Isern-Vallverdu J., Pedrocchi-Renault C. and Voisin J.F. 1993. A comparison of methods for estimating density of grasshoppers (Insecta: Orthoptera) on Alpine pasturelands. *Rev. Ecol. Alpine II*: 73–80.

Jamieson I.G., Forbes M.R. and McKnight E.B. 2000. Markrecapture study of mountain stone weta *Hemideina maori* (Orthoptera: Anostostomatidae) on rock tor 'island'. *New Zealand J. Ecol.* 24: 209–214.

Jamieson I.G. 2002. The relationship between male head size and harem size in the sexually dimorphic mountain stone weta *Hemideina maori*. *Ecol. Entomol.* 27: 41–48.

Kiesbank-Grashüpfer (Chorthippus pullus) – Deutschlands Natur. Deutschlands Natur - Der Naturführer für Deutschland [online]. [cit. 13.04.2018]. Dostupné z: <https://www.deutschlands-natur.de/tierarten/heuschrecken/kiesbank-grashuepfer/>

Kočárek, P. & Holuša, J. 2005: Štěrkové lavice Morávky a unikátní fauna bezobratlých. *Živa*, 53(5): 222-224.

Kočárek P. *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830). Vystaveno: 1.7.2009. [cit. 3.2.2018]. Dostupné z: http://www1.osu.cz/orthoptera/druhy/cho_pul.htm

Kočárek, P., Holuša J., Vlk R., Marhoul P. Rovnokřídli (Insecta: Orthoptera) České republiky. Praha: Academia, 2015. Atlas. ISBN 978-80-200-2173-1.

Koning J.W. and Jamieson I.G. 2001. Variation in head size of male weaponry in harem-defence polygynous insect, the mountain stone weta *Hemideina maori* (Orthoptera: Anostomatidae). *New Zealand J. Zool.* 28: 109–117.

Kruess A. and Tschardt T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conserv. Biol.* 16: 1570–1580.

Kurth S. Planning a migration corridor for the highly endangered grasshopper *Chorthippus pullus* (Orthoptera, Acrididae) in the Rottensand (Pfywald, VS): biodiversity aspects). Bern, 2007. Diplomová práce. der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Bern Universität.

Landmann A. & Zuna-Kratky T. 2016: Die Heuschrecken Tirols. Berenkamp, Innsbruck. 304 pp.

Larson D.P., O'Neill, K.M. and Kemp W.P. 1999. Evaluation of the accuracy of sweep sampling in determining grasshopper (Orthoptera: Acrididae) community composition. *J. Agric. Urban Entomol.* 16: 207–214.

Lockwood J.A. and Sergeev M.G. 2000. Comparative biogeography of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in North America and Siberia: applications to the conservation of biodiversity. *J. Insect Conserv.* 4: 161–172.

Lockwood J.A., Schell S.P., Foster R.N., Reuter C. and Rachadi T. 2000. Reduced agent-area treatments (RAAT) for management of rangeland grasshoppers: efficacy and eco-170 nomics under operational conditions. *Int. J. Pest Manage.* 46: 29–42.

Maag N., Karpati T., Bollmann K. 2013: Semi-natural river system maintains functional connectivity and gene flow of the critically endangered gravel grasshopper (*Chorthippus pullus*). *Biological Conservation* 158: 88-97.

Mahto Y. 1977. Ecological studies of acridids of Delhi region including bionomics of *Eyprepocnemis alacris impicra* Uvarov. *Entomol. Newslett.* 7: 12–13.

Marshall J.A. and Haes E.C.M. 1988. Grasshoppers and Allied Insects of Great Britain and Ireland. Harley Books, Colchester, UK.

Maas S., Detzel P., Staudt A. 2002: Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz Deutschland, Bonn.

Massa B., Fontana P. Buzzetti F., Kleukers R., Odé B. 2012. Orthoptera . Fauna d'Italia 48. 563 str. ISBN 978-88-506-5408-6.

Monnerat, C., Thorens, P., Walter, T. & Gonseth Y. 2007: Rote Liste der Heuschrecken der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug 0719, 62 S.

Mukerji M.K., Ewen A.B., Craig C.H. and Ford R.J. 1981. Evaluation of insecticide treated bran baits for grasshopper control in Saskatchewan (Orthoptera: Acrididae). Can.

Entomol. 113: 705–710.

Nagy B. 1987. Vicinity as a modifying factor in the Orthoptera fauna of smaller biogeographic units. In: Baccetti B. (ed.), Evolutionary Biology of Orthopteroid Insects. Ellis Horwood, Chichester, UK, pp. 377–385.

Narisu Lockwood J.A. and Schell S.P. 1999. A novel markrecapture technique and its application to monitoring the direction and distance of local movements of rangeland

grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in the context of pest management. J. Appl. Ecol. 36: 604–617.

O' Neill K.M., Olson B.E., Rolston M.G., Wallander R., Larson, D.P. and Seibert C.E. 2003. Effects of livestock grazing on rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) abundance. Agric., Ecosyst. Environ. 97: 51–64.

Onsager J.A. and Henry J.E. 1977. A method for estimating the density of rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in experimental plots. Acrida 6: 231–237.

Orthoptera. WWW server uživatelů na Ostravské univerzitě [online]. Dostupné z: <http://www1.osu.cz/orthoptera/>.

Orthoptera.ch - Chorthippus pullus. Orthoptera.ch - Home [online]. Copyright © 2011-2018 [cit. 05.04.2018]. Dostupné z: <http://www.orthoptera.ch/arten/item/chorthippus-glyptobothrus-pullus>

Panzer R. 2002. Compatibility of prescribed burning with the conservation of insects in small, isolated prairie reserves. *Conserv. Biol.* 16: 1296–1307.

Pfeuffer E. 2004: Zur Heuschreckenfauna des Schwarzwasertales, eines Seitenbringers des Oberen Lech (Tirol), unter besonderer Berücksichtigung von *Bryodemella tuberculata* und *Chorthippus pullus*. *Articulata* 19 (2). 195-203.

Pollard E. and Yates T.J. 1993. *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation.* Chapman & Hall, London.

Přírodní lesní oblast č. 19 Lužická pískovcová vrchovina [online]. Copyright © 2018. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. [cit. 08.04.2018]. Dostupné z: <http://www.uhul.cz/nase-cinnost/oblastni-plany-rozvoje-lesu/prirodni-lesni-oblasti-plo/177-prirodni-lesni-oblast-c-19-lu-icka-piskovcova-vrchovina>

Quinn M.A., Foster R.N., Cushing W.J., Hirsch D.C., Winks K. and Reuter K.C. 2000. The North Dakota Grasshopper Integrated Pest Management Demonstration Project. United

States Department of Agriculture, Washington. <http://www.sidney.ars.usda.gov/grasshopper/Research/nddemo.pdf>.

Richards O.W. and Waloff N. 1954. Studies on the biology and population dynamics of British grasshoppers. *Anti-Locust Bull.* 17: 1–182.

Rowell C.H.F. 1998. The grasshoppers of Costa Rica: a survey of the parameters influencing their conservation and survival. *J. Insect Conserv.* 2: 225–234.

Reich, M. 1991. Grasshoppers (Orthoptera, Saltatoria) on alpine and pre-alpine riverbanks and their use as indicators for natural

floodplain dynamics. *Regulated Rivers: Research and Management*, 6, 333–339.

Sergeev M.G. 1986. *Patterns of Orthoptera Distribution in North Asia.* Nauka Publishing House, Novosibirsk.

- Sergeev M.G.** 1992. Distribution patterns of Orthoptera in North and Central Asia. J. Orthoptera Res. 1: 14-24.
- Schwarz-Waubke M.** 1997a: Lebensraumnutzung von *Chorthippus pullus* (Phillipi, 1830) (Saltatoria, Acrididae). Linzer biologische Beiträge 29. 601-620.
- Schwarz-Waubke M.** 1997b: Ernährung und Nahrungswahl von *Chorthippus pullus* (Phillipi, 1830) (Orthoptera, Acrididae). Linzer biologische Beiträge 29. 883-898.
- Schwarz-Waubke M.** 1998: Wanderverhalten und Aktionsraum adulter *Chorthippus pullus* (Phillipi, 1830) (Orthoptera, Acrididae) in einer Wildflusslandschaft bei Salzburg. Linzer biologische Beiträge 30. 605-611.
- Schwarz-Waubke M.** 2001: Zur Biologie und Vergesellschaftung von *Chorthippus pullus* (Phillipi, 1830) (Saltatoria, Acrididae) im Land Salzburg (Österreich). Linzer biologische Beiträge 30 (2). 997-1015.
- Southwood T.R.E.** 1978. Ecological Methods, 2nd edn. Chapman & Hall, London, UK.
- Stebaev I.V.** 1968. The characteristics of microbiotic complexes above and at soil surface in the steppe landscapes of Western and Central Siberia. Zool. Z. 47: 661-675.
- Steiner A.** 2006: Contributions to the nutritional ecology of the endangered grasshopper *Chorthippus pullus* (Philippi 1830) (Orthoptera: Acrididae). Diploma thesis Zoologisches Insitut Universität Bern.
- Stöhr. O.** 2012. Erstfunde von Gottensandbeterin (*Mantis religiosa*) und Gemeiner Sichelschrecke (*Phanoroptera falcata*) für Tirol sowie webere Nachweise ausgewählter Heuschrecken (Insecta: Orthoptera) aus Osttirol. Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen 5: 466-483.
- Strubinskii M.S.** 1979. Fauna and ecological complexes of Acrididae (Orthoptera) in northern-type deserts of Kazakhstan. Entomol. Obozrenie 58: 553-561.

Thomas L., Buckland S.T., Burnham K.P., Anderson D.R., Laake, J.L., Borchers D.L. and Strindberg S. 2002. Distance sampling. In: El Shaarawi A.H. and Piegorisch W.W. (eds), Encyclopaedia of Environmetrics. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 544–552.

Thorens P., Nadig A. 1997: Atlas de distribution des Orthoptères de Suisse. Sauterelles,

Grillons, Criquets (Orthoptera), Mante religieuse (Mantodea). Documenta Faunistica

Helvetiae 16. CSCF, Neuchâtel.

Torrusio S., Cigliano M.M. and de Wysiecki M.L. 2002. Grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) and plant community relationships in the Argentine pampas. J. Biogeogr. 29: 221–229.

Turistika v CHKO. ekologie.aktualne.cz [online]. [cit. 8.4.2018]. Dostupné z: <http://ekologie.xf.cz/temata/chko/chko.htm>

Van der Valk H.C.H.G. 1997. Community structure and dynamics in desert ecosystems: potential implications for insecticide risk assessment. Arch. Environ. Contaminat.

Toxicol. 32: 11–21.

Van der Valk H.C.H.G., Niassy A. and Beye A.B. 1999. Does grasshopper control create grasshopper problems? Monitoring side-effects of fenitothion applications in the western

Sahel. Crop Protect. 18: 139–149.

Virdee S.R. and Hewitt G.M. 1990. Ecological components of a hybrid zone in the grasshopper *Chorthippus parallelus* (Zetterstedt) (Orthoptera: Acrididae). Boletín de Sanidad Vegetal (Fuera de Serie) 20: 299–309.

Walther D. 2006: Habitatpräferenz und Populationsstruktur des Kiesbank-Grashüpfers

Chorthippus pullus (Philippi 1830) (Orthoptera, Acrididae) an zwei Standorten im Pfywald

(Schweiz, VS). Diplomarbeit Zoologisches Institut Universität Bern.

Weissmair et al. 2004: Kommentierte Checkliste der Heschrecken und Fangschrecken (Insecta: Saltatoria, Mantodea) Oberösterreichs. Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 13: 5-42.

Wettstein W. and Schmid B. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. J. Appl. Ecol. 36: 363–373.

Wilson E.O. 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC, USA.

Wunder U. K. 2001: Einfluss von Habitatstrukturen auf das Vorkommen von Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) im Pfywald (VS). Diplomarbeit Zoologisches Institut Universität Bern.

Young L.J. and Young J.H. 1998. Statistical Ecology – Applications and Perspectives. Kluwer Academic Publishers, Boston, USA.

Zechner, L. & Klaf, H. 2005: Aktuelle Nachweise des Kiesbank-Grashüpfers *Chorthippus pullus* (Philippi, 1830) in der Steiermark (*Saltatoria*). Joannea Zoologia 7, S. 171–178.

Zuna-Kratky T., Landmann A., Illich I., Zechner L., Essl F., Lechner K., Ortner A., Weissmair W., Wöss G. 2017. Die Heuschrecken Österreichs. Biologiezentrum des Oberrösterreichischen Landesmuseums, Linz, 872 str. ISSN: 1608-8700.

Přílohy



Obr. 13 Samec *Ch. pullus* (Orthoptera.ch ©2011-2018)



Obr. 14 Samec *Ch. pullus* (Orthoptera.ch ©2011-2018)



Obr. 15 Samec *Ch. pullus* (Orthoptera.ch ©2011-2018)



Obr. 16 Samice *Ch. pullus* (Orthoptera.ch ©2011-2018)



Obr. 17 Samice *Ch. pullus* (Orthoptera.ch ©2011-2018)



Obr. 18 Samice *Ch. pullus* (Orthoptera.ch ©2011-2018)



Obr. 19 Stanoviště výskytu *Ch. pullus* (č. 42 U mrtvého psa, GPS 50.8765717N, 14.4004692E)



Obr. 20 Stanoviště výskytu *Ch. pullus* (č. 33 Kozí hřbety, GPS 50.8803764N, 14.4286078E)



Obr. 21 Plocha jehličí



Obr. 22 Plocha štěrku



Obr. 23 Plocha písku



Obr. 24 Paseka s jehličím



Obr. 25 Paseka s trávou



Obr. 26 Porost mladý



Obr. 27 Porost starý temný



Obr. 28 Porost starý otevřený



Obr. 29 Porost starý s jehličím