

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie



David Vašák

Kvantitativní metody studia a monitoringu hmyzích populací
Quantitative methods for studying and monitoring of insect populations

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Mgr. Petr Šípek, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Tomáš Jor

Praha, 2024

Poděkování

Tímto bych rád poděkoval svému školiteli Mgr. Petru Šípkovi, Ph.D. za jeho cenné rady a trpělivé vedení.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci vypracoval samostatně a uvedl jsem všechny použité zdroje a literaturu. Tato práce nebyla předložena k získání jiného akademického titulu.

V Praze 29.4.2024

Abstrakt

V souvislosti s potřebou výzkumu globálního úbytku hmyzu se vědecká komunita v posledních letech soustředí na kvantitativní monitoring hmyzích populací, tedy jejich biomasy a abundance. Tyto metriky poskytují odlišný typ informací o populačních trendech, než monitoring diverzity nebo geografického rozšíření. Nicméně interpretaci populačních trendů na základě těchto metrik provází i řada úskalí. Práce rozebírá tyto problémy a zdůrazňuje potřebu kvantitativního monitoringu a jeho výhody pro pochopení dynamiky populací hmyzu. Dále nabízí přehled nejčastěji využívaných metod pro kvantitativní monitoring hmyzu, od tradičních způsobů, až po moderní techniky. V neposlední řadě také představuje studie, které se zabývají monitoringem biomasy a abundance hmyzu.

Klíčová slova: hmyz, biomasa, abundance, populační trendy, úbytek hmyzu, metody monitoringu

Abstract

In the context of the necessity to research the global decline of insects, the scientific community has increasingly focused on the quantitative monitoring of insect populations, specifically their biomass and abundance. These metrics provide a different type of information on population trends compared to monitoring diversity or geographical distribution. However, interpreting population trends based on these metrics is accompanied by a number of challenges. This thesis highlights these issues and underscores the necessity of quantitative monitoring and its benefits for understanding insect population dynamics. Additionally, it provides an overview of the most commonly used methods for insect quantitative monitoring, ranging from traditional approaches to modern techniques. Lastly, it also presents studies that address the monitoring of insect biomass and abundance.

Keywords: insect, biomass, abundance, population trends, insect decline, monitoring methods

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Biomasa a abundance.....	2
2.1	Vliv úbytku biomasy a abundance hmyzu na ekosystém.....	3
2.2	Příklady studií zaměřených na úbytek biomasy a abundance hmyzu	4
2.3	Techniky a postupy pro měření biomasy hmyzu	5
3	Metody monitoringu vhodné pro kvantitativní studie	7
3.1	Tradiční metody	7
3.1.1	Malaiseho past	8
3.1.2	Zemní past.....	8
3.1.3	Světelná past.....	10
3.1.4	Nárazová past	11
3.1.5	Barevné misky	11
3.1.6	Nasávací past.....	12
3.1.7	Smýkání.....	13
3.2	Moderní způsoby monitoringu hmyzu.....	13
3.2.1	Radary v entomologii.....	14
3.2.2	Akustický monitoring hmyzu.....	15
3.2.3	Environmentální DNA (eDNA).....	15
3.2.4	Monitoring pomocí kamerových systémů	16
4	Problematika interpretace populačních trendů hmyzu na základě kvantitativních studií	16
4.1	Potřeba dlouhodobých a kontinuálních výzkumů.....	17
4.2	Efekt počátečního bodu studie (False baseline effect).....	18
4.3	Efekt výběru lokality (Site selection bias).....	21
4.4	Problematická detekce hmyzu	22
4.5	Interpretace dat	23
5	Závěr	24
6	Reference	26

1 Úvod

Přesto, že je úbytek hmyzu již dlouho pozorovaný fenomén (Desender & Turin 1989; Conrad *et al.* 2004; Biesmeier *et al.* 2006), byla většina pozornosti věnována populárnějším, atraktivnějším a snadněji monitorovatelným obratlovcům (Ceballos *et al.* 2017). Studie, díky které se dostalo úbytku hmyzu patřičné pozornosti je Hallmann *et al.* (2017). Tato práce upoutala pozornost, jak vědců, tak i veřejných médií. Autoři této práce pracují s výsledky téměř 30ti letého monitoringu (1989–2016) létavého hmyzu v maloplošných chráněných oblastech v Německu. Během tohoto období autoři zaznamenali 75% úbytek biomasy létavého hmyzu. Následně byla publikována řada dalších prací, které přicházely s podobnými výsledky (Seibold *et al.* 2019; Hallmann *et al.* 2020 & 2021; van Strien *et al.* 2019; Wepprich *et al.* 2019; Macgregor *et al.* 2019; Lister & Garcia 2018; Dalton *et al.* 2023). Všechny tyto práce k zjišťování populačních trendů používají data a biomase a abundanci jednotlivých taxonů nebo různých funkčních skupin, za použití různých metod. Tyto metriky jsou vhodné pro zachycení populačních trendů v čase, narozdíl od distribučních dat založených na záznamech z faunistických databází a síťových map. Síťové mapy totiž nepracují s abundancemi a u velmi hojného druhu může být pokles populace zaznamenán s výrazným zpožděním.

Cílem této práce je představit kvantitativní monitoring hmyzu, jeho výhody pro sledování dynamiky populací i úskalí, která tento přístup přináší. Dále ukazuje jaké informace je možné kvantitativním monitoringem získat. Práce se také věnuje různým monitorovacím metodám a představuje jejich principy a možnosti využití.

Populace hmyzu jsou ohroženy mnoha faktory (Wagner 2020, 2021; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Podstatným faktorem je ztráta a fragmentace habitatu v důsledku odlesňování, urbanizace (Svenningsen *et al.* 2022) a expanze zemědělských ploch (Grab *et al.* 2019; Stavert *et al.* 2018). Kromě destrukce habitatu dále lidská činnost ohrožuje hmyz nadměrným používáním insecticidů (Forister *et al.* 2016), šířením invazních druhů či patogenů nebo světelným znečištěním (Knop *et al.* 2017). Důležitým faktorem je také globální změna klimatických podmínek, kdy největším stresorem je zvyšující se teplota, která způsobuje např. změny v pravidelnosti srážek, rychlejší vysychání nebo redukci sněhové pokrývky v zimním období (Harris *et al.* 2019; Helmer *et al.* 2019).

Globální úbytek hmyzu je závažný problém, který může ohrozit stabilitu celých ekosystémů (van der Sluijs 2020; Kevan *et al.* 2003). Hmyz je nedílnou součástí ekosystému a zprostředkovává řadu základních ekosystémových služeb a pro mnohé živočichy představuje hlavní zdroj potravy (Lister & Garcia 2018; Morse 1971; Schowalter *et al.* 2018). Úbytek hmyzu může představovat problém i pro člověka, jelikož řada plodin je závislá na opylování hmyzem. Dále některé druhy přirozeně regulují populace mnoha významných škůdců.

Navzdory mnoha pracím, které pozorují ubytok hmyzu, existují i takové, které u některých druhů či skupin dokumentují nárůst abundance nebo areálu rozšíření (Raffa *et al.* 2012; Seibold *et al.* 2019). Například metaanalýza od van Klink *et al.* (2020) odhalila nárůst abundance vodního hmyzu. Fox *et al.* (2014) pozoruje zvyšující se abundance populací 160 druhů mûr v Anglii za posledních několik desítek let.

2 Biomasa a abundance

Monitoring biomasy a abundance, přináší v některých případech přesnější informace o populačních trendech, než monitoring diverzity. Nárůst biodiverzity na lokalitě totiž nemusí znamenat zlepšení populačních stavů, jak ukazuje (Schuch *et al.* 2011), kteří na několika lokalitách v Německu pozorují nárůst diverzity populace křísů, ale pokles v jejich celkové abundanci. Monitoring biomasy a abundance probíhá stejným způsobem, nicméně mezi těmito metrikami je zásadní rozdíl a obě poskytují jiné informace. Abundance vyjadřuje početnost druhu a přesně odráží aktuální stav populace. Na druhou stranu biomasa vyjadřuje hmotnost a slouží jako parametr při analýze produktivity a stavu ekosystému a toku energií napříč trofickými úrovněmi či prostorem (Brown *et al.* 2004). Také je používána spíše v kontextu vyšších taxonomických či funkčních skupin (Hallmann *et al.* 2017; Seibold *et al.* 2019), zatímco abundance se měří spíše u konkrétního druhu. Biomasa a abundance jsou metriky, díky kterým můžeme docílit relativně přesného odhadu stavu hmyzích populací a jejich změn v čase. Tyto dvě metriky spolu nemusí korelovat. Představme si hypotetickou populaci o dvou druzích, kdy jeden druh je mnohonásobně těžší, než druhý. Pokud budou klesat počty malého, lehkého druhu, bude celková abundance dané populace klesat výrazně rychleji, než její biomasa. Podobný fenomén pozorovali, např. Heleno *et al.* (2009), kdy se s přibývajícími nepůvodními druhy rostlin nezměnila abundance hmyzího

společenstva, za to jeho celková biomasa poklesla, protože lehké druhy začaly nahrazovat ty těžké. Jako další příklad, který pomůže demonstrovat rozdíl, mezi biomasou a abundancí nám poslouží dva druhy severoamerických dřevokazných brouků. Kozlíček *Monochamus scutellatus* (Say, 1824) (Coleoptera: Cerambycidae) a kůrovcovitý brouk *Polygraphus rufipennis* (Kirby, 1837) (Coleoptera: Scolytinae), oba tyto druhy se živí na čerstvě mrtvých smrcích druhu *Picea mariana*. Průměrná hmotnost druhu *Monochamus* činí 72 mg, zatímco u druhu *Polygraphus* je to 0,35 mg. Při stejných abundancích má každý z těchto druhů jiný účinek na rozklad hostitelského stromu, jelikož každý spotřebuje jiné množství rostlinné biomasy. Stejně tak nebudou poskytovat ekvivalentní množství energie, jako zdroj potravy pro případné predátory, jelikož jejich velikost je diametrálně rozdílná (Saint-Germain *et al.* 2007).

2.1 Vliv úbytku biomasy a abundance hmyzu na ekosystém

Ztráty biomasy a abundance, mohou mít mnohem vážnější dopad na stav a stabilitu ekosystému, než ztráta diverzity. Mohou narušit stabilitu trofických kaskád a fungování ekosystémových služeb (Zhou *et al.* 2023). Lokální extinkce se týkají obvykle vzácných, specializovaných druhů, jejichž populace nikdy nedosahovaly vysokých hodnot (Newbold *et al.* 2018) Takové druhy z hlediska stability celého ekosystému většinou nehrají příliš důležitou roli, naopak u hojných a abundantní druhů (Wagner *et al.* 2021), lze předpokládat, že budou podstatným způsobem ovlivňovat různé složky ekosystému. Velký úbytek biomasy a abundance se týká spíše běžných druhů, (van Klink *et al.* 2023; Karban & Huntzinger 2018; Conrad *et al.* 2006) a právě ty nejvíce přispívají pro chod základních ekosystémových služeb, jako například opylování (Winfree *et al.* 2015). Hmyzí populace mají zásadní vliv na populace mnoha dalších živočichů, kteří se hmyzem živí. Podle Morse (1971) 60 % druhů ptáků využívá hmyz, jako hlavní zdroj potravy. Je tedy nasnadě, že s ubývajícím hmyzem, bude ubývat i jejich predátorů. Monitoring abundance a biomasy hmyzu může tedy poskytnout informace o populační dynamice druhů na vyšších příčkách potravního řetězce. Lister & Garcia (2018) sledovali biomasu hmyzu v deštném lese Luquillo v Portoriku. Porovnávají data z let 1976–1977 a 2011–2013. Společně s hmyzem sledovali mimo jiné i populace tří druhů anolisů (Squamata: Iguanoidea: Dactyloidae). Celková populace anolisů

v souvislosti s úbytkem hmyzu poklesla o více než 50% a jeden druh dokonce ze sledované lokality kompletně vymizel.

2.2 Příklady studií zaměřených na úbytek biomasy a abundance hmyzu

Studií, které se zabývají úbytkem biomasy a abundance hmyzu, je v současné době mnoho a stále přibývají. Ovšem výsledky, které jednotlivé studie prezentují, jsou poměrně odlišné. Většina se shoduje na tom, že hmyzu ubývá. Nicméně pozorované trendy jsou velice komplexní a liší se v závislosti na lokalitě, habitatu, taxonu či funkční skupině.

Seibold *et al.* (2019) sledují změny v celkové biomase členovců na lesních a lučních habitatech v Německu v letech 2008–2017. Na otevřených lučních habitatech pozorují 67% úbytek biomasy hmyzu, což je podobný výsledek k jakému došli Hallmann *et al.* (2017). Na druhou stranu v lesích byl pozorovaný pokles biomasy výrazně nižší, „pouhých“ 41%. Dále zjistili, že trend nebyl stejný pro všechny skupiny. Po analýze měnicí se biomasy zvláště pro jednotlivé potravní třídy (býložravci, masožravci, všežravci, detritovoři) pozorovali, že biomasa lesních býložravců vzrostla. Podobně komplexní trendy pozorují i Hallmann *et al.* (2020) v Nizozemí. V letech 1997–2017 dokumentují 3,8; 5 a 9,1% roční pokles abundance pro, motýli, brouky a chrostíky. Dále ovšem analyzovali abundance jepic, siťokřídličích a polokřídličích a u těchto řádů nepozorovali žádné nebo pouze nevýrazné výkyvy. Hallmann *et al.* (2020) také prezentují data o abundanci střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) u kterých dokumentují 4,3% roční pokles abundance, mezi lety 1986 a 2016. Nicméně v rámci této skupiny pozorují rozdílnou míru trendu, kdy abundance klesala rychleji u hojných, než vzácných druhů. Podobný trend pozorují i Hallmann *et al.* (2021) v rámci populací pestřenek, kdy běžné druhy vykazují výraznější pokles, než druhy vzácné. Pokles abundance hojných druhů dokumentují také van Dyck *et al.* (2009) na populacích několika druhů motýlů.

Nicméně ne všechny studie dokumentují úbytek biomasy a abundance hmyzu. Homburg *et al.* (2019) monitorovali populace střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) na lokalitě v Severním Německu v letech 1994–2017. Během tohoto období zaznamenali pokles v diverzitě společenstva, nicméně ne v jeho abundanci nebo biomase. Shortall *et al.* (2009) analyzují data ze 4 nasávacích pastí na jihu Anglie z let 1973–2002 a úbytek biomasy zaznamenali pouze na 1 ze 4 lokalit.

2.3 Techniky a postupy pro měření biomasy hmyzu

Měření biomasy může být provedeno několika způsoby. Jedním ze způsobů je prosté vážení vzorků, které jsou získány odchycem hmyzu v terénu, z muzejních sbírek nebo již ukončených výzkumů, pokud byly vzorky uskladněny. Vážení může probíhat za vlhkého stavu, kdy je pouze do jisté míry odstraněna fixáž, obvykle ethanol. Vážení za vlhkého stavu má tu výhodu, že vzorky nejsou poškozeny a mohou být dále použity, třeba k taxonomické analýze (Hallman *et al.* 2017; Welti *et al.* 2022). Na druhou stranu výsledky nejsou tak přesné. Ve vzorku určité množství fixáže vždy zůstane a samotná fixáž také něco váží. Přesnějších výsledků dosáhneme zvážením kompletně vysušených vzorků (Miller 1977).

Při vážení vlhké biomasy je nutné se přesvědčit, že koncentrace fixáže je u všech vzorků stejná, aby byly výsledky srovnatelné (Hallmann *et al.* 2017). Rozdílná koncentrace fixační kapaliny mění její hustotu a tím pádem i hmotnost. Pro získání srovnatelných výsledků je také nutné standardizovat vážící protokol. Například Hallmann *et al.* (2017) nechávali fixáž odkapávat a vzorek zvážili až po té, co interval mezi kapkami dosáhl 10 vteřin.

Druhým způsobem odhadu odchycené biomasy hmyzu je použití různých obecných nebo taxon specifických vztahů mezi tělesnými rozměry (délka, šířka, rozpětí křídel) a hmotností (Mazón *et al.* 2020; Stork & Blackburn 1993; Wardhaugh 2013; Ganihar 1997; Miller 1977; Kinsella *et al.* 2020; Rogers *et al.* 1976).

Rogers *et al.* (1976) na základě vzorku 500 jedinců z 6 různých řádů hmyzu (brouci, dvoukřídlí, polokřídlí, blanokřídlí, rovnokřídlí a motýli), postulovali vztah pro výpočet hmotnosti na základě délky těla jedince. Hmotnost i délka jedinců ve vzorku byla velmi různorodá. Matematický vztah je následující:

$$W = 0,0305L^{2,62}$$

W značí hmotnost v mg a L délku v mm. Na základě statistických analýz se zdá, že tato obecná rovnice je vhodná pro výpočet biomasy nezávisle na taxonu. Každopádně Rogers *et al.* (1976) zdůrazňují, že tento obecný vztah nemůže poskytnout přesnější informace, než vztahy specificky odvozené pro konkrétní taxon. Stejná rovnice byla použita např. ve studii Stork & Blackburn (1993).

Wardhaugh (2013) pracuje se vzorkem více než 1000 jedinců z 20 řádu. Mimo členovce do své analýzy zahrnul také plže. Vypočítává hmotnost jedince na základě délky a šířky jeho těla. Díky zahrnutí tělesné šířky dojde u většiny pozorovaných skupin ke zpřesnění odhadu. Délka byla měřena od špičky horního pysku, až po špičku abdomenu, s tím, že do měření se nepočítali cerky, či jiné abdominální přívěsky. Šířka byla měřena přes nejširší část těla. Opět se tedy jedná o obecný model:

$$\ln \text{hmotnost} = \ln a + b (\ln x)$$

kde $(\ln x)$ znamená délka nebo délka \times šířka, záleží na modelu. Pro většinu skupin je model přesnější s přidanou šířkou těla. Pouze u plžů, strašilek či štírků se ukázalo, že přidání šířky odhad nespřesnilo a samotná délka je dostačující parametr.

Další možnost jak vypočítat hmotnost hmyzu je na základě délky křídel. Miller (1977) přišel se vztahem pro výpočet hmotnosti motýlů z čeledi obalečovití (Tortricidae). Hmotnost jedince určil na základě délky předního křídla. Vztah se liší mezi samci a samicemi,

$$\text{Samice: } B = 0,007L^{3,2}$$

$$\text{Samci: } B = 0,010L^{2,9}$$

přičemž B znamená hmotnost jedince (biomasa) a L délka předního křídla. Rovnice pro obě pohlaví jsou rozdílné, protože všechny samice zahrnuté do výzkumu ještě nenakladly svá vajíčka.

Mazón *et al.* (2020) využívají délku předního křídla pro výpočet hmotnosti různých druhů čeledi lumkovití (Hymenoptera: Ichneumoidae). Zjistili pozitivní korelaci mezi délkou předního křídla a hmotností. Svůj výpočet testovali zvlášť pro samce a samice, pro jednotlivé podčeledi i pro odlišné parazitické strategie (idiobiont, koinobiont). Po zkombinování dat, přišli s následující rovnicí aplikovatelnou pro celou čeleď,

$$\ln w = 1.89329 \times \ln wl - 2.40998$$

kde w značí hmotnost jedince a wl délku předního křídla.

3 Metody monitoringu vhodné pro kvantitativní studie

Metod monitoringu hmyzu je celá řada (Montgomery *et al.* 2021; Yi *et al.* 2012) a výběr vhodné metody je klíčový krok při plánování výzkumu. Pro kvantitativní výzkum je důležité standardizovat metody a jejich způsob použití. To usnadní opakovatelnost v budoucnu a umožní porovnávání dat napříč studiemi. Pouze srovnatelná data mohou poskytnout ucelené informace o vývoji populací v čase. Nevýhodou většiny běžně využívaných sledovacích metod je to, že jsou destruktivní a způsobí smrt odchycených organismů, ačkoli je nepravděpodobné, že standardizovaný kvantitativní protokol může ohrozit stabilitu hmyzích populací (Gezon *et al.* 2015). Různé metody fungují na různých principech a mají své výhody a nevýhody. Každá metoda je vhodná pro monitoring určité skupiny. Nevýhodou většiny používaných metod je, že měří aktivitu a ne abundanci populace (Didham *et al.* 2020). Zároveň ne všechny jsou vhodné pro kvantitativní monitoring. Všechny tyto aspekty si probereme v následující části práce.

3.1 Tradiční metody

Jedním z možných způsobů monitoringu hmyzu je aktivní sběr v terénu. Do této kategorie spadají metody, jako je smýkání (Spafford & Lortie 2013; Cooper *et al.* 2012) nebo vizuální počítání jedinců podél předem stanovených transektů, tzv. Pollard walks, metoda používaná pro monitoring motýlů (Pollard 1977).

Další, asi nejčastěji používaný způsob je pokládání různých druhů pastí. Pasti mohou chytat hmyz za využití nějakého atraktantu, jako je třeba světlo (Macgregor *et al.* 2019; Jonason *et al.* 2014) nebo barva u žlutých, modrých či bílých misek (Baum & Wallen 2011; Campbell & Hanula 2007). Dále existují pasti, které nevyužívají žádný atraktant a spoléhají se víceméně na náhodu. To jsou například Malaiseho past (Townes 1972; Darling & Packer 1988; Hallman *et al.* 2017), nevnazená zemní past (Melbourne 1999; Koivula *et al.* 2003), nasávací past (Allison & Pike 1988; Favret *et al.* 2019; Macaulay *et al.* 1988) nebo nárazová past (Lamarre *et al.* 2012; Shi *et al.* 2022).

3.1.1 Malaiseho past

Malaiseho past vynalezl švédský entomolog René Malaise (Malaise 1937), nicméně nejčastěji využívaný je design, pocházející od Henryho Townese (Townes 1972).

Malaiseho past je stanovitá struktura, v jejímž středu se nachází podélná vertikální stěna, která zachytí hmyz. Při pokusu o únik vzhůru je hmyz pomocí střechy pasti nasměrován do sběrné nádoby. Existují i menší varianty pasti, které mohou být pověšeny na stromech a chytat hmyz ve větších výškách (Irvine & Woods 2007)

Malaiseho past je jedna z nejvyužívanějších metod pro monitoring létajících zástupců hmyzu (Vårdal & Taeger 2011), nicméně může zachytit i nelétavé druhy (Uhler *et al.* 2022). Oxbrough *et al.* (2010) tvrdí, že Malaiseho pasti jsou vhodné i pro monitoring pavouků.

Efektivitu pasti může ovlivnit několik faktorů, např. umístění, hustota použité síťoviny nebo barva. Hustota síťoviny zásadně ovlivňuje kompozici úlovku. Příliš velké otvory nezachytí malé druhy. Oproti tomu příliš hustá síťovina představuje snadno rozpoznatelnou překážku pro hmyz s dobrým zrakem, jako velcí blanokřídlí (Darling & Packer 1988; van Achterberg 2009).

Často diskutovanou otázkou je barva vrchní části pasti (Uhler *et al.* 2022). Townes (1972) použil pro barvu střechy bílou, aby ještě více podpořil pozitivně fototaktickou reakci hmyzu. Bílá střecha může sloužit jako atraktant pro některé opylovače, jelikož bílá je běžná barva rostlin (van Achterberg 2009). To by ale znamenalo, že Malaiseho past není čistě pasivní metoda. Efektivita pasti v zastíněnějších místech je nižší než na místech osluněných, přičemž ve stínu nejlépe chytají pasti bílé (Irvine & Woods 2007).

Nevýhoda malaiseho pasti je její velký rozměr, díky kterému je snadno zpozorovatelná a může být poškozena různými živočichy nebo nepřízní počasí (Uhler *et al.* 2022). Další nevýhodou Malaiseho pasti je, že není možné odhadnout velikost plochy, z jaké chycený hmyz pochází, a tudíž není možné přesně vypočítat hustotu sledované populace (Haris *et al.* 2024).

3.1.2 Zemní past

Zemní pasti jsou další velmi často využívanou metodou. Jsou zaměřeny na monitoring různých skupin epigeických členovců (Sabu & Shiju 2010), jako jsou koprofágní brouci,

mravenci, pavouci nebo stonožkovci. Pasti pracují na velmi jednoduchém principu. Do země je až po okraj zakopána jakákoliv dostatečně hluboká nádoba s hladkou stěnou, do které hmyz spadne. Za účelem zabítí a fixování chycených členovců je do pasti často přidávána fixáž, jako je roztok kuchyňské soli, ethanol či ethylen-glycol (Boetzl *et al.* 2018; Koivula *et al.* 2003). Dále se přidává i kapka detergentu pro snížení povrchového napětí tekutiny.

Efektivita a taxonomické složení úlovků zemních pastí jsou ovlivněny celou řadou faktorů, jako je struktura habitatu (Melbourne 1999), počasí, velikost pasti nebo typ zvolené fixáže (Weeks & McIntyre 1997).

Je logické, že velké pasti chytí více jedinců, než malé. Ovšem do velkých pastí mohou spadnout malí obratlovci, kteří jdou za vidinou snadné potravy. Pokud je past v terénu ponechána dlouhou dobu, pach rozkládajících se obratlovců může sloužit jako atraktant a ovlivnit skladbu vzorku (Koivula *et al.* 2003). Tomu je možné zabránit použitím ochranného pletiva. Pasti je také nutné chránit před vlivem počasí. K tomu se používají různé stříšky, které zabrání dešti, aby past vyplavil, zpomalí evaporaci fixáže (Porter 2005) a také zabrání, aby do pasti napadaly listy nebo jiný materiál, který by mohl hmyzu sloužit jako opora a umožnil jim útek (Sabu *et al.* 2010) Podstatná je také hloubka pasti. Pokud není past dostatečně hluboká, velké druhy brouků z ní mohou uniknout (Brennan *et al.* 1999). Pasti fungují lépe na stanovištích kompletně zbavených vegetace a dalšího na zemi ležícího materiálu, než na zarostlých plochách Melbourne (1999).

Existuje mnoho způsobů a modifikací, jak zemní pasti používat. Například Boetzl *et al.* (2018) porovnávali, jak se liší abundance a složení společenstva mezi “normální” pastí, pastí s naváděcími bariérami a pastí s okolo nainstalovaným plastovým ráfkem, který sahal několik centimetrů od okraje. Největší efektivitu prokázaly pasti s naváděcími bariérami. Plastový ráfek zase fungoval jako filtr proti malým druhům, pro které představoval nepříjemnou překážku.

Vzhledem k tomu kolik proměnných ovlivňuje zemní pasti a jak variabilně se dají používat, je porovnatelnost výsledků mezi studii velmi obtížná. U zemních pastí platí stejný problém, jaký už byl zmíněn výše v souvislosti s Malaiseho pastí a to je neznámá velikost oblasti, ze které chycení jedinci pochází.

3.1.3 Světelná past

Mnoho druhů hmyzu je pozitivně fototaktických a této skutečnosti využívají světelné pasti. Světelné pasti jsou nejefektivnější a nejvíce využívanou metodou pro monitoring nočního hmyzu, především nočních motýlů (Young 2005), kteří tvoří 95 % druhů celého řádu Lepidoptera (Kristensen *et al.* 2007).

Efektivita světelných pastí je závislá na několika faktorech. Světlo působí jako atraktant nejlépe v prostředí s minimálním okolním osvětlením, ať už umělým, či přirozeným (Bowden, 1982). Podle Yela & Holyoak (1997) se efektivita světelné pasti snižuje s přibývajícím měsíčním svitem. V jejich studii byly úlovky 2,2–3,9× početnější za bezměsíčné noci, než když byl měsíc v úplňku. Kromě fáze měsíce a klimatických faktorů je dalším významným činitelem určujícím efektivnost pasti vlnová délka použitého zdroje světla. Různé taxony totiž reagují rozdílně na různé vlnové délky (Blomberg *et al.* 1976; Nabli *et al.* 1999). Pravděpodobně nejuniverzálnější je světlo z ultrafialového spektra (Blomberg *et al.* 1976). Roli také může hrát výkon použitého světelného zdroje. Jonason *et al.* (2014) použili pro chytání můr 250W rtuťovou výbojku a 40W ultrafialovou fluorescentní zářivku. Více můr bylo chyceno na rtuťovou výbojku. Tuto skutečnost vysvětlují tím, že výkonnější rtuťová výbojka více kontrastuje s okolím. Liší se také atrakční radius různých světelných zdrojů. Truxa & Fiedler (2012) ve svém experimentu zjistili, že můry se většinou nevrátí k 15W ultrafialové zářivce ze vzdálenosti vyšší než 10 metrů. Oproti tomu Bowden (1982) předpokládá, že atrakční radius 15W rtuťové výbojky je mezi 50–250m, záleží na druhu. Baker & Sadovy (1978) oproti tomu určili atrakční radius 125W rtuťové výbojky pro dva druhy můr, *Noctua pronuba* (Linnaeus, 1758) a *Agrotis exclamationis* (Linnaeus, 1758) na pouhé 3m. Odhady a empirické výsledky experimentů se v tomto ohledu velmi liší. Záleží na druhu, okolních podmínkách i struktuře habitatu.

Lov hmyzu na světlo je možné provést dvěma způsoby. Jednou možností je aktivní manuální sběr na světle, kdy se svítí například na bílou látku, na kterou hmyz přistane (Hallmann *et al.* 2020). Výhodou tohoto přístupu je, že odchycení jedinci nemusí nutně zemřít, záleží na důvodech studie. Na druhou stranu je to postup časově náročný.

Druhým způsobem je používání automatizovaných světelných pastí. Pasti jsou nastavené tak, aby byly aktivní po určitou dobu. Design pastí může být různý. Některé pasti jsou designované tak, že hmyz je, ve snaze dostat se blíže světlu, nasměrován do sběrné nádoby s fixační tekutinou (Williams 1948). Nebo mohou být pasti postaveny na principu

nárazové pasti, kdy hmyz krouží kolem světla, až narazí do plexiskla a spadne do sběrné nádoby (Axmacher & Fiedler 2004).

3.1.4 Nárazová past

Nárazová past je stejně jako Malaiseho past vhodná pro monitoring létajícího hmyzu. Nevyužívá žádný atraktant a je tedy vhodná pro monitoring celého společenstva. Pro některý hmyz může částečně jako atraktant sloužit fixační tekutina (Seibold *et al.* 2019; Lamarre *et al.* 2012).

Past funguje na jednoduchém principu. Hmyz v letu narazí do překážky a kvůli omráčení nárazem spadne do sběrné nádoby. Jako nárazová plocha může být použita síťovina nebo fólie, ale častěji používaným materiálem je plexisklo (Shi *et al.* 2022; Seibold *et al.* 2019). Podstatné je, aby byl materiál průhledný a hmyz ho nemohl zahlédnout.

Design pasti může být různý. Pasti, které použili Seibold *et al.* (2019) sestávaly ze dvou do sebe zakleslých kusů plexiskla, formujících kříž. Pod plexisklem byla nálevka, která ústila do sběrné nádoby. Past může tvořit také jen jeden kus plexiskla, který může být upevněn např. mezi dvěma stromy nebo zavěšen ve větvích (Lamarre *et al.* 2012; Burns *et al.* 2014). Lamarre *et al.* (2012) použili velký, 2 metru široký a 130 cm vysoký kus plexiskla. V tomto případě použití klasické sběrné nádoby není možné. Jako sběrná nádoba sloužil dlouhý plastový žlab umístěný pod pastí.

, Podobně jako Malaiseho past, slouží nárazová past k monitoringu létajícího hmyzu. Lamarre *et al.* (2012) porovnávali tyto typy pastí z hlediska taxonomické kompozice úlovku. Zjistili, že Malaiseho past chytila více malých a lehkých druhů, jako jsou blanokřídlí a dvoukřídlí. Nárazová past se zase lépe osvědčila v odchytu brouků a švábů. Brouci jsou těžcí, kompletně sklerotizovaní a tudíž mohou být snáze omráčeni nárazem. Také nejsou tak obratní letci jako právě blanokřídlí či dvoukřídlí.

3.1.5 Barevné misky

Barevné misky jsou nejčastěji používanou metodou pro monitoring zemědělských škůdců a opylovačů, jako jsou blanokřídlí, dvoukřídlí, brouci nebo ploštice (Vrdoljak

& Samways 2012). Barva je velmi podstatný faktor, sloužící rostlině k nalákání opylovače (Kevan & Backhaus 1998).

Nejčastěji používanou barvou je žlutá. Je to univerzální barva, která láká širokou škálu hmyzu (Campbell & Hanula 2007). Další často využívané barvy jsou bílá a modrá. Ačkoli je žlutá barva používána jako univerzální, neznamená to, že určité taxony nepreferují jiné barvy (Vrdoljak & Samways 2012). Například mnoho druhů blanokřídlých preferuje modrou barvu (Aguilar & Sharkov 1997; Campbell & Hanula 2007). Vrdoljak & Samways (2012) ve své studii použili modré, fialové, červené, oranžové, bílé a žluté misky, které používali samostatně i v kombinacích. Žluté a bílé misky zachytily nejdiverzifikovanější společenstva. Nicméně 20 % zaznamenaných druhů z celkového datasetu nezachytily vůbec. To znamená, že použití jiných, méně konvenčních barev přispívá k podchycení plné druhové diverzity na lokalitě.

Důležitý faktor, který významně ovlivňuje efektivitu barevných misek, je dostupnost rostlinných zdrojů v okolí. Efektivita barevných misek se snižuje se zvyšující se dostupností zdrojů. Pokud je hodně rostlin, hmyz nestráví tolik času hledáním, nepoletí daleko a tudíž je menší pravděpodobnost že na misku narazí (Baum & Wallen 2011).

3.1.6 Nasávací past

Nasávací pasti se obvykle skládají z dlouhé plastové trubky, ve které je sběrná nádoba pro hmyz a elektrického větráku, který do pasti vhání proud vzduchu (Favret *et al.* 2019, Macaulay *et al.* 1988). Pokud hmyz letí dostatečně blízko, proud vzduchu ho zachytí a vtáhne do pasti. Pasti musí být dostatečně vysoké, aby dosáhly nad okolní vegetaci a zachytily i hmyz létající ve větších výškách. Například pasti, které používá výzkumné centrum Rothamsted ve Velké Británii jsou vysoké 12,2 m (Macaulay *et al.* 1988)

Nasávací pasti jsou vhodné pro monitoring populací malých létajících druhů hmyzu, jako jsou například dvoukřídlí, mšice nebo třásněnky (Favret *et al.* 2019, Macaulay *et al.* 1988). Využívají se k sledování hmyzích migrací. Mezi migrující hmyz patří i významní škůdci, jako jsou mšice. Pasti mohou pomoci včas odhalit přítomnost škůdců (Xu *et al.* 2016). Dále jsou využívány k odchytu krevsajícího hmyzu, jako jsou komáři nebo flebotomové (Faiman *et al.* 2009). V takovém případě jsou obvykle vnazeny světlem či oxidem uhličitým. Nicméně klasické nasávací pasti žádný atraktant nevyužívají. Jsou tedy ideální pro získání

nezaujatého vzorku hmyzí populace. Jediným faktorem ovlivňujícím efektivitu nasávacích pastí je počasí, které ovlivňuje aktivitu hmyzu.

3.1.7 Smýkání

Smýkání je tradiční metoda, kdy je za pomoci smýkadla sbírán hmyz z okolní vegetace (Spafford & Lortie 2013). Tato metoda má několik nevýhod, jako je špatná porovnatelnost výsledků a časová náročnost. Výsledky smýkání vždy závisí na člověku, který ho provádí, protože technika a zkušenosti se mezi osobami liší. Proto je vhodné, aby smýkání při porovnávání různých lokalit prováděl stejný člověk (Cooper *et al.* 2012). Dále smýkání ovlivňuje způsob provedení, který je stanoven vždy na začátku experimentu. Spafford & Lortie (2013) uvádí, že při pomalém a pečlivém smýkání nedochází k zachycení řady rovnokřídlých, protože zvládnou před smýkadlem utéct.

Velmi důležitý je také design samotného smýkadla. To musí být pevné a dostatečně lehké, aby mohly být smyky provedeny s vysokou frekvencí. Síťovina musí být dostatečně porézní, aby kladla co nejmenší odpor vzduchu a aby nevznikaly vzdušné proudy, které by mohly odváet lehký hmyz mimo síťku. Podstatné je také, aby síťka byla co nejjemnější a nepoškodila chycený hmyz. Dále je vhodné, aby byla síťovina vyrobená ze světlého materiálu, kvůli snazšímu nalezení zamotaného hmyzu. V ideálním případě by síťovina měla být chráněna vrstvou nějakého odolnějšího materiálu, aby se nepotrhalo o vegetaci. (Townes 1973)

3.2 Moderní způsoby monitoringu hmyzu

Rozvíjející se technika otevřela monitoringu entomofauny nové možnosti. Dnes je možné sledovat hmyz za pomoci radarů (Chapman *et al.* 2003, 2011; Smith *et al.* 2000; Stepanian *et al.* 2019), akustických senzorů (Ganchev *et al.* 2007; Riede 1998), kamer (Bjerge *et al.* 2023; Sittinger *et al.* 2024; Wallace *et al.* 2023) nebo sekvenování environmentální DNA, což umožňuje detekci krypticky žijících druhů a zároveň přesné taxonomické zařazení (Campbell *et al.* 2022).

3.2.1 Radary v entomologii

Pro sledování hmyzu jsou využívány, buďto specializované vertikální entomologické radary, které sledují určitou část vzdušného sloupce (Chapman *et al.* 2003, 2011; Smith *et al.* 2000, Drake & Wang 2018) nebo je možné využít i meteorologické radary (Leskinen *et al.* 2011; Stepanian *et al.* 2019).

Radary jsou užitečným nástrojem pro sledování hmyzích migrací či rojení. Mnoho druhů hmyzu létá ve velkých výškách, kde mohou využít vzdušných proudů pro efektivnější přemísťování, navíc spousta druhů migruje v noci. Z těchto důvodů byl monitoring migrujících druhů před vyvinutím radarů velice obtížný. (Chapman *et al.* 2003)

Vertikální radar sleduje vzdušný sloupec do výšky až několika kilometrů a poskytuje informace o přesném čase, kdy byl hmyz zachycen. Je tedy možné sledovat měnící se hustotu populace hmyzu ve vzduchu, v různých výškách, v reálném čase. (Smith *et al.* 2000; Leskinen *et al.* 2011)

Z radarových signálů lze získat informace o tvaru, rozměrech a frekvenci mávání křídel hmyzu. Z dat o tělesných rozměrech je možné odhadnout biomasu jedince. Na základě těchto parametrů je do určité míry možné určit druh hmyzu, nebo ho alespoň přiřadit k nějaké skupině morfologicky podobných druhů. (Smith *et al.* 2000; Chapman *et al.* 2003)

Chapman *et al.* (2003) monitorovali migrace hmyzu na východě Velké Británie. Během června roku 2001 jejich vertikální radar zachytil 450 000 jedinců hmyzu přesahující hmotnost 1 mg, kteří prolétli přes 15 m široký sloupec vzduchu. Po extrapolaci těchto dat zjistili, že přes 1 km dlouhý úsek přelétne během letního měsíce 30 milionů jedinců. Nutno dodat, že hmyz menší než 1 mg, který nebyl detekovatelný radarem, početně výrazně převyšuje větší druhy. Po zahrnutí těchto druhů, lze předpokládat přelet až 3 miliard jedinců, což je ekvivalent 1 tuny hmyzí biomasy (Chapman *et al.* 2003).

Stepanian *et al.* (2019) použili meteorologický radar pro odhad celkové biomasy rojících se jepic na Erijském jezeře v Severní Americe. Tyto události vyprodukují ohromné množství biomasy, která je přesunuta z vody na souš během jediného dne, což má velký význam pro ekosystém. Díky meteorologickému radaru mohli sledovat tuto událost v reálném čase, najednou na celé ploše jezera. Během jediné noci pozorovali rojení více než 80 miliard jepic, což představuje více než 3 000 tun biomasy.

Meteorologický radar je dále možné využít pro včasné zaznamenání blížících se škůdců, kteří migrují ve velkých hejnech, jako jsou mšice nebo různé druhy motýlů (Leskinen *et al.* 2011).

3.2.2 Akustický monitoring hmyzu

Hmyz během své aktivity produkuje řadu zvuků za účelem komunikace nebo jako vedlejší produkt lokomoce a přijímání potravy. Všechny tyto zvuky jsou druhově specifické a mohou být zachyceny zvukovými senzory a identifikovány. (Riede 1998; Ganchev *et al.* 2007; Mankin *et al.* 2011)

Největší specifitu vykazují zvuky produkované za účelem komunikace a nalezení partnera pro páření (Ganchev *et al.* 2007). Typický příklad hmyzu uplatňující tuto strategii jsou rovnokřídlí (Orthoptera), pro které je akustický monitoring často využíván (Riede 1998).

Akustický monitoring je ideální neinvazivní technika pro potvrzení přítomnosti daného druhu. Nicméně je možné ho využít i pro monitoring celých populací a sledování populačních trendů. Fischer *et al.* (1997) pomocí akustického monitoringu stanovili velikost populací 10 druhů rovnokřídlého hmyzu na lokalitě v Bavorsku. Jeliaskov *et al.* (2016) za použití akustického monitoringu odhalili výrazný pokles populací dvou druhů kobylek v Severní Francii v letech 2006–2012.

Další možnost využití akustických senzorů je detekce zemědělských škůdců na polích a plantážích nebo v uskladněných potravinách (obilná zrna). (Srivastava *et al.* 2013; Mankin *et al.* 2021)

3.2.3 Environmentální DNA (eDNA)

Organismy po sobě v prostředí neustále zanechávají stopy v podobě exkrementů, tělních tekutin, pokožkových buněk a jejich derivátů nebo třeba pylových zrn v případě rostlin. Hmyz není žádnou výjimkou. Tento biologický materiál je nalezen ve vzorcích vody, půdy nebo vzduchu a může z něho být extrahováno DNA (Tabarlet *et al.* 2012).

Pro identifikaci druhů ve vzorku eDNA se používá technika DNA metabarcoding. Do vzorku jsou přidány primery, které cílí na konkrétní gen. Nejčastěji využívaný je gen CO1 pro první podjednotku Cytochrom c oxidázy, kódovanou mitochondriálním genomem. Tento gen je vysoce konzervovaný napříč organismy. DNA úseky jsou amplifikovány pomocí PCR a osekvenovány. Poté jsou přiřazeny k jednotlivým druhům na základě dostupné referenční databáze DNA. (Roger *et al.* 2021)

Sekvenace eDNA je neinvazivní metoda, vhodná pro monitoring diverzity nebo detekci krypticky žijících druhů (Campbell *et al.* 2022). Roger *et al.* (2021) porovnávali metodu eDNA se světelnými pastmi a s vizuálním monitoringem podél transektů. Pomocí eDNA zjistili přítomnost druhů, které tradičními metodami nezachytili.

Tato metoda je relativně časově nenáročná a nevyžaduje rozsáhlé taxonomické znalosti (Thomsen & Willerslev 2015). Nicméně není vhodná pro monitoring abundance a biomasy, protože není možné určit, z kolika jedinců DNA pochází. Problém může nastat i při monitoringu diverzity, protože DNA mohla být na danou lokalitu zanesena větrem, proudem vody nebo jiným živočichem (Deiner *et al.* 2017).

3.2.4 Monitoring pomocí kamerových systémů

Využití kamer je další z možných neinvazivních způsobů monitoringu hmyzu (Bjerge *et al.* 2023; Sittinger *et al.* 2024; Wallace *et al.* 2023). Kamery poskytují informace o aktivitě a chování hmyzu v reálném čase. Wallace *et al.* (2023) monitorovali pomocí kamer letovou aktivitu druhu *Agrotis infusa* (Boisduval, 1832) (Lepidoptera: Nuctuidae) a říkají, že je do určité míry možné, na základě těchto dat určit abundanci populace.

Tato technika je již dlouhou dobu využívána pro monitoring obratlovců, u kterých je díky jejich velikosti a menší rozmanitosti interpretace dat na základě digitálních snímků mnohem jednodušší (Bjerge *et al.* 2023). Při analýze snímků hmyzu je velice užitečným nástrojem umělá inteligence, která dokáže hmyz identifikovat (Bjerge *et al.* 2023; Sittinger *et al.* 2024). Nicméně ani tento přístup není bezchybný. Může dojít k chybné identifikaci hmyzu, z důvodu neúplných či nedostatečně kvalitních dat, na kterých byl software trénovaný. Také může být hmyz zaměněn za nějaký objekt v pozadí (chmýří, okvětní lístek) nebo nemusí být vůbec detekován, což může následně ovlivnit výsledky (Bjerge *et al.* 2023).

4 Problematika interpretace populačních trendů hmyzu na základě kvantitativních studií

V souvislosti s potřebou výzkumu globálního úbytku hmyzu (Wagner 2020), probíhá snaha o získání co nejvíce reprezentativních a porovnatelných datasetů z různých geografických oblastí (Thomas *et al.* 2019). Vzhledem k tomu, jak nesmírně různorodou

skupinou hmyz je a kolik faktorů jeho populace ovlivňuje, je tato snaha velmi komplikovaná, ne-li nemožná. Je však důležité, aby získané výsledky byly, co možná nejvíce reprezentativní, objektivní a použité postupy byly jednoduché a snadno reprodukovatelné.

U řady již publikovaných studií, včetně těch, které vzbudily velkou mediální pozornost, byly následně identifikovány metodické problémy, které mohly výrazně ovlivnit jejich výsledky (Dalton *et al.* 2023; Seibold *et al.* 2019; Zylstra *et al.* 2021).

4.1 Potřeba dlouhodobých a kontinuálních výzkumů

Data, která by nějakým způsobem kvantitativně zhodnotila danou hmyzí populaci, je možné získat i během krátkodobých studií. Tato data však umožní pouze např. porovnávat lokality nebo způsoby managementu krajiny mezi sebou z hlediska množství přítomného hmyzu (Debinsky *et al.* 2011; Janzen & Schoener 1968). Nicméně, pro odhad dlouhodobých trendů hmyzích populací je nezbytné získávat data dlouhodobě v podobě dlouhých časových linií (Wagner 2020; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2021). Existuje velmi málo dlouhodobých a standardizovaných souborů kvantitativních dat o populacích hmyzu (Shortall *et al.* 2009). Vyjímkou jsou motýli (Macgregor *et al.* 2019; Warren *et al.* 2001; Conrad *et al.* 2004; Thomas *et al.* 2004), jakožto velmi atraktivní taxon, který se snadno sleduje a díky tomu je často užíván jako indikátor kvality ekosystémů (Wepprich *et al.* 2019).

Populace hmyzu podléhají pravidelným fluktuacím v různých časových intervalech. Tyto fluktuace mohou být podmíněny abiotickými i biotickými faktory nebo fenologií daného druhu. Příkladem takového hmyzu jsou cikády (Hemiptera: Cicadidae), kdy vývoj v dospělosti trvá řadu let, a některé skupiny vykazují synchronizované líhnutí s dlouhou periodicitou. Například u severoamerického rodu *Magicicada* trvá larvální vývoj až 17 let (Sota 2022). Pokud nejsou populace monitorovány kontinuálně, může to vyústit v chybnou interpretaci trendů, protože nebyly podchyceny fluktuace populací různých druhů (Lister & Garcia 2018).

Dlouhodobé fluktuace hmyzích populací popisuje například Schowalter *et al.* (2020) v deštném lese Luquillo v Portoriku. Populace hmyzu zde reagují na disturbance způsobené hurikány a následnou sekundární sukcesí ekosystému. Od roku 1989 do roku 2017 byly v lokalitě Luquillo zaznamenány 3 hurikány. Průchod hurikánů ovlivňuje zapojení korunového patra lesa. V důsledku toho dojde k významné změně teploty v lese pod korunami stromů. Zničené koruny již neposkytují takový stín a do podrostu proniká mnohem více slunečního svitu, což způsobuje nárůst teploty v nižších patrech lesa. Autoři pozorovali

fluktuace populace strašilky druhu *Lamponius portoricensis* Rehn, 1903 (Insecta: Phasmatidae), jejíž abundance výrazně poklesla krátce po každém ze tří hurikánu. Následně početnost rychle vzrostla a poté opět poklesla. Populace této strašilky koreluje s dostupností potravy, kterou jsou raně sukcesní keřky a malé stromky, které se objevují krátce po hurikánu, díky slabší kompetici o světlo (Willig *et al.* 1993). Poté, co je obnoveno korunové patro stromů, populační hustota strašilek opět klesá, jelikož ubývá rostlin, kterými se živí. Výsledky studie tak zpochybňují interpretaci populačních poklesů výše zmíněné práce Lister & Garcia (2018). Ta pracovala jen s dvěma krátkými datovými řadami ze stejné oblasti a nebrala v potaz efekt disturbancí způsobených hurikány. Pozorovaný silný populační propad hmyzu, pak připisují efektům globálního oteplování (Lister & Garcia 2018).

4.2 Efekt počátečního bodu studie (False baseline effect)

Pro správný odhad míry populačních změn je nutné mít co nejpřesnější historická data o abundanci sledované populace (Didham *et al.* 2020). Kvalitní historická data také mohou dopomoci k odhalení příčin případného úbytku populace. Bohužel existuje velmi málo dlouhodobých datasetů zaznamenávajících historický vývoj populací hmyzu. Většina studií sledující stavy populací začíná, až po tom, co jsou zachyceny jasné změny v abundanci (Bonebrake *et al.* 2010). Když studie prezentuje určité změny v početnosti populace na základě historických dat poskytnutých z druhé ruky, může to vyústit v nepřesné závěry. Data z původního výzkumu mohla totiž sloužit k zodpovězení kompletně jiné otázky (Didham *et al.* 2020). Často jedině dostupné historické záznamy pochází z muzejních nebo soukromých sbírek. Tato data obvykle nepřesně odrážejí poměry mezi populacemi různých druhů, protože hojnější druhy bývají často ignorovány a to může následně vést k chybným závěrům (van Strien *et al.* 2019). Jelikož populace hmyzu vykazují velkou meziroční variabilitu, je velmi důležité určit startovní bod monitoringu. Počáteční bod studie může velmi jednoduše ovlivnit míru pozorovaného trendu. Například Dalton *et al.* (2023) v prvních dvou letech výzkumu zaznamenali nezvykle vysokou abundanci dvoukřídlého hmyzu, v poměru ke zbytku sledovaných let. Jelikož nebylo možné určit, jestli se jedná o reprezentativní stav populace nebo pouze o neobvyklou odchylku od normálního stavu, byla tato data z analýzy vyřazena. Kdyby se do výpočtů tato data zahrnula, pozorovaný úbytek biomasy by mohl být chybně nadhodnocen (Obr. 2).

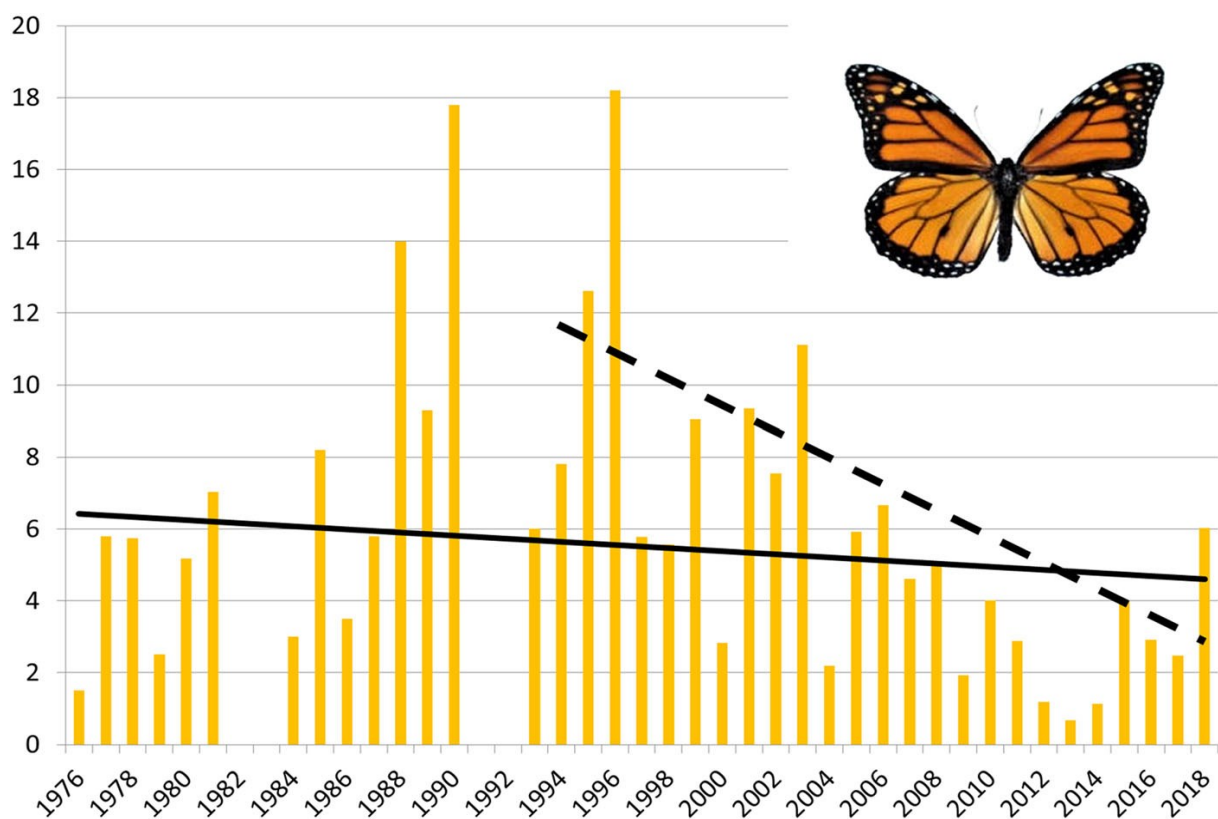
Podobný jev pozorovali i Seibold *et al.* (2019), kdy v počátečním roce studie byla biomasa členovců výrazně vyšší, než v následujících letech. Ve své práci sami zmiňují, že míra úbytku byla posílena prvním rokem studie.

Nekompletní historická data způsobila chybný odhad populačních trendů severoamerického monarchy stěhovavého (*Danaus plexippus*) (Linnaeus, 1758). Stav populace monarchů se odhaduje, na základě plochy obsazené přezimujícími motýli na několika lokalitách v Mexiku. Brower *et al.* (2012) na základě dat z let 1994–2011 předpokládají více jak 80% pokles populace toho druhu. Oproti tomu Mawdsley *et al.* (2020) analyzují data o množství přezimující motýlů v období 1976 – 1990 a 1994–2018. Z výsledků vyplývá, že od roku 1994 do roku 2018 rozloha areálu monarchy skutečně klesá. Nicméně po zahrnutí dat z let 1976 až 1990 se zdá, že rozloha areálu zůstává stabilní (Obr. 1). Zylstra *et al.* (2021) nicméně poukazují na to, že data z let 1976–1990 použitá ve studii Mawdsley *et al.* (2020) nejsou kompletní. Data z tohoto období zahrnují pouze 13-70% přezimující populace. Po korekci dat se ukázalo, že populace monarchy od 70. let skutečně klesají (Zylstra *et al.* 2021).

Macgregor *et al.* (2019) sleduje změny biomasy můr ve Velké Británii v letech 1967–2017. Studie ukazuje, že v období 1967–1976 byla biomasa můr nižší než je tomu dnes. Od roku 1976 biomasa můr výrazně rostla, až dosáhla vrcholu v roce 1982. Od té doby byl zaznamenán kontinuální úbytek biomasy. Nicméně pokles není zdaleka tak výrazný, jako předešlý nárůst. Bez zahrnutí dat před rokem 1982 by nebyl znám celý kontext problému (Obr. 2). Nicméně důvody růstu biomasy před rokem 1982 jsou neznámé. Není možné určit, zda se jedná o relevantní dlouhodobý trend nebo pouze o neobvyklou odchylku od normálního stavu. Podle Macgregor *et al.* (2019) by data z 60. a 70. let neměla být brána jako počáteční bod pro určování populačních trendů. Navíc pokles hmyzích populací může být dlouhodobý, jak ukazuje příklad modráška černoskvrného *Phengaris arion* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae) ve Velké Británii (Gullan & Cranston 2014). Na konci 19. století byl ve Velké Británii pozorován úbytek modráška černoskvrného, v té době připisovaný špatným klimatickým podmínkám. Odhady jeho četnosti v té době byly na úrovni milionu jedinců. Úbytek populace dále pokračoval, i přes ochranné snahy. V roce 1950 zůstalo v Anglii něco kolem 30 kolonií tohoto druhu. Populace od roku 1950 do roku 1974 poklesla z předpokládaných 100 000 jedinců na 250. V roce 1979 se už modrásek v Anglii nevyskytoval. Úbytek byl původně připisován nadměrnému sběru, nicméně až následné studie, které poukázaly na komplexní biologii, včetně silné vazby na mravence rodu *Myrmica*

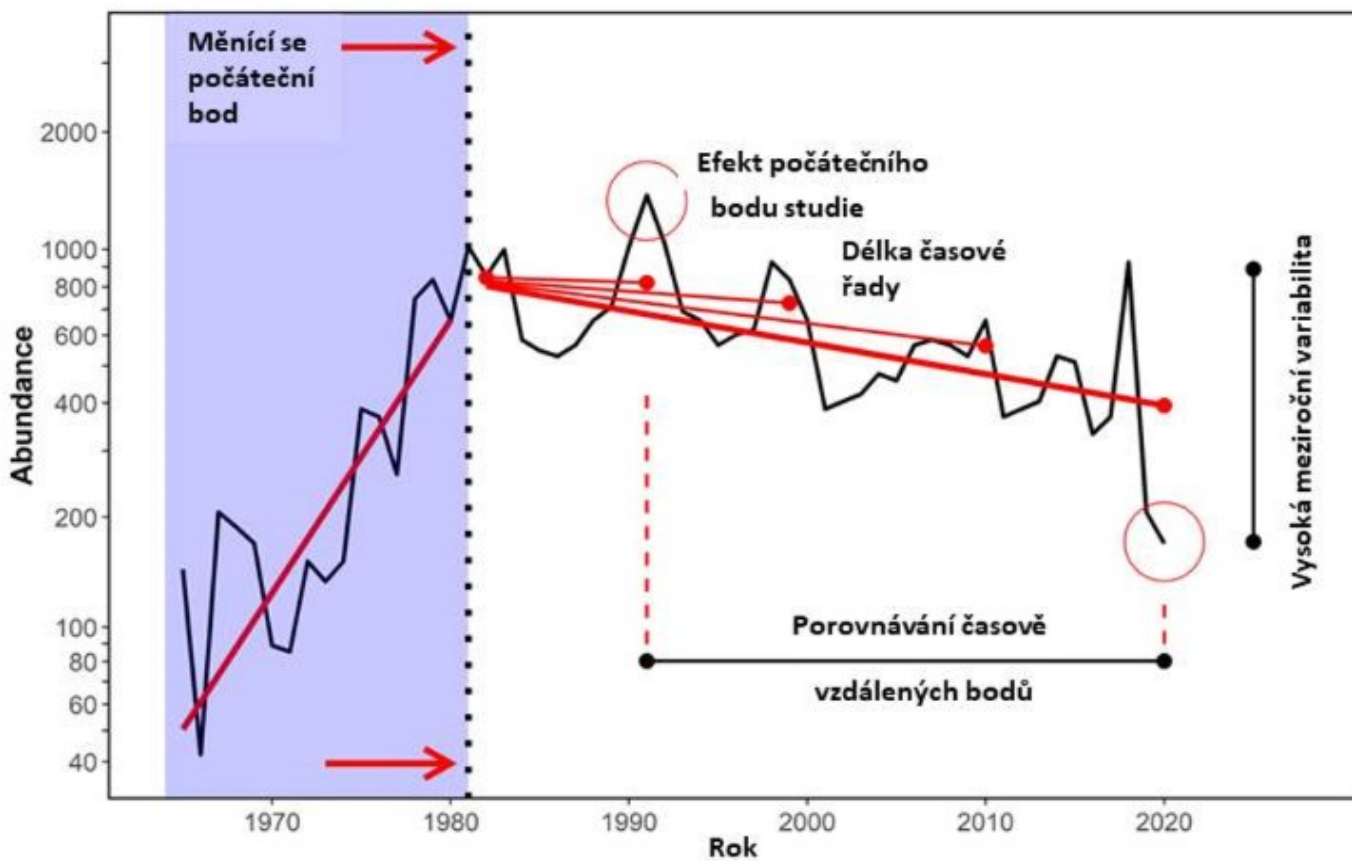
odhalily, že důvodem vymizení byla změna hustoty vegetačního pokryvu, která negativně dopadla na hostitelský druh mravence. (Gullan & Cranston 2014)

Důvody úbytku hmyzu jsou nesmírně komplexní, jak ukazuje příklad modráška. Je velice složité stanovit bod, kdy úbytek populace započal, jelikož populace hmyzu vykazují výrazné fluktuace. Populace mohla z neznámých důvodů klesat už dávno předtím, než byl započat výzkum. Z tohoto důvodu je obtížné stanovit, jestli je pozorovaný úbytek dlouhodobý trend, o kterém můžeme předpokládat, že bude pokračovat nebo pouze dočasná odchylka od normálního stavu.



Obrázek 1. Plocha obývaná přezimujícími koloniemi monarchů v Mexiku. Přerušovaná linie ukazuje lineární trend, který pozorují Brower *et al.* (2012). Plná linie ukazuje lineární trend, který pozorují Mawdsley *et al.* (2020), po zahrnutí historických dat.

Převzato od Mawdsley *et al.* (2020)



Obrázek 2. Graf znázorňující možné problémy při interpretaci populačních trendů v čase. Znazorňuje hypotetický trend, inspirovaný měnicí se biomasou mūr ve Velké Británii podle MacGregor *et al.* (2019). Populace mohla v minulosti prodělat různé změny a bez kvalitních historických dat není možné, přesně určit historický trend. Porovnávání časově vzdálených intervalů, může přinést nepřesné výsledky, zvláště u populací, které vykazují vysokou meziroční variabilitu. Estimace trendu začínající v bodě, kdy je populace mimo své průměrné abundanční hodnoty, může být ovlivněna efektem počátečního bodu studie.

Převzato a upraveno podle Didham *et al.* (2020)

4.3 Efekt výběru lokality (Site selection bias)

Problém, který může ovlivnit výsledky experimentu je nenáhodný výběr sledované lokality, tzv. efekt výběru lokality nebo anglicky *site selection bias* (Didham *et al.* 2020; Fournier *et al.* 2019). Podstata tohoto problému spočívá v tom, že výzkumník pravděpodobně do své studie vybere lokality, o kterých je známo, že se na nich sledovaná skupina vyskytuje ve velkých počtech (Fournier *et al.* 2019). To může vést k špatným závěrům o obecných

trendech populace, protože takováto populace je pravděpodobně na abundančním vrcholu. Jak bylo zmíněno výše, populace hmyzu z mnoha důvodů fluktuují a je velmi pravděpodobné, že některé abundantní populace postupem času poklesnou. Ačkoli by pozorované výsledky naznačovaly populační pokles, takovýto stav nemusí s největší pravděpodobností odrážet situaci celé populace druhu (Palmer 1993). Efekt může být samozřejmě i opačný. Výsledky mohou kvůli efektu výběru lokality ukazovat i nárůst populace (Fournier *et al.* 2019). Mentges *et al.* (2021) ukazují, že *site selection bias* se může projevit i při monitoringu biodiverzity. Je tedy důležité monitorovat větší počet lokalit zároveň, protože stav populace na jedné lokalitě, nemusí odpovídat jiné lokalitě (Didham *et al.* 2020). Geograficky rozsáhlá data poskytnou ucelené, relevantní informace. Zároveň je sníženo riziko efektu výběru lokality. Kupříkladu studie Seibold *et al.* (2019) sleduje dohromady 290 lokalit, které byly náhodně vybrány z původních 3000 možností.

Problém úzce související s výběrem lokality je takzvaný efekt chybějící nuly, anglicky *missing zero effect* (Didham *et al.* 2020). Tento efekt se projeví, pokud jsou sledovány pouze lokality, o kterých je známo, že se na nich daný druh nachází. Je důležité monitorovat i jiná potenciálně obyvatelná stanoviště, aby bylo možné zachytit potenciální šíření druhu (Didham *et al.* 2020; McClure & Rolek 2023). Zatímco sledování na tradičních lokalitách může v případě expandujících druhů vést k dojmu úbytku populací, druh se může nepozorovaně přemístit na jiné stanoviště, aniž by došlo ke změně jeho abundance (Barlow *et al.* 2015)

Site selection bias může také zpozdit zachycení poklesu populace (McClure & Rolek 2023). Do studie jsou s větší pravděpodobností vybrány kvalitní lokality a subpopulace na těchto lokalitách nereprezentují stav populace celého druhu (Mentges *et al.* 2021). Populace na kvalitních lokalitách vykazují větší stabilitu. Pokud začne populace druhu ubývat, pokles se nejdříve projeví na nekvalitních lokalitách. Tedy monitoring pouze kvalitních, preferovaných lokalit nemusí včas odhalit populační pokles (McClure & Rolek 2023)

4.4 Problematická detekce hmyzu

Další problém, který může způsobit chybný odhad populačních trendů, souvisí s měnící se detektabilitou hmyzu v čase a s určitými nedostatky tradičně používaných metod¹ (Didham *et al.* 2020). Je známo, že tradičně používané metody monitoringu, jako je

¹ Pro bližší informace viz. kapitola Metody monitoringu

Malaiseho, zemní či světelná past reagují spíše na aktivitu, než abundanci populace (Didham *et al.* 2020). Detektabilita hmyzu se tedy zvyšuje s fyzickou aktivitou hmyzu. Pozorované změny v abundanci mohou být jednoduše způsobeny měnící se aktivitou hmyzu v čase, která závisí například na měnícím se počasí (Wolti *et al.* 2022). Některé druhy jsou přirozeně obtížně detekovatelné, protože žijí kryptickým způsobem života (v půdě, ve dřevě).

Detektabilita hmyzu dále závisí na použité metodě a lokalitě. Efektivita vnázených pastí se snižuje, se zvyšující se dostupností atraktantu v okolí. Světelné pasti nejsou efektivní v městských oblastech. Barevné misky jsou efektivnější v oblastech s nedostatkem rostlinných zdrojů. (Bowden 1982; Baum & Wallen 2011) Výsledky mohou být jednoduše ovlivněny tím, že hmyz je atrahován na jiných místech a stal se hůře zachytitelný použitou metodou.

4.5 Interpretace dat

Po ukončení provedeného výzkumu je nutné správně interpretovat změny, kterými daná populace prošla. Pro správné pochopení populačních trendů u hmyzu, však nestačí zajistit pouze dostatečně přesný a dlouhodobý dataset. Výsledky analýz mohou ovlivnit i různé faktory prostředí. Faktor, který asi nejvíce ovlivňuje populace hmyzu a jejich aktivitu je počasí, především teplota (Wolti *et al.* 2022). S rostoucí teplotou roste i aktivita hmyzu a tím pádem i odchycená biomasa (Wolti *et al.* 2022). Nicméně když teplota přesáhne obvyklé hodnoty, aktivita hmyzu se snižuje, jakožto i odchycená biomasa. Dalším důležitým faktorem jsou srážky. V případě nedostatku srážek rostliny nedorůstají obvyklých velikostí, což znamená nedostatek zdrojů pro opylovače (Phillips *et al.* 2018). Oproti tomu přílišný nadbytek srážek, zkracuje dobu, po kterou je hmyz aktivní (Totland 1994).

Hallman *et al.* (2017) do své analýzy zahrnuli denní teplotu, míru srážek a rychlost větru. Také zjistili počet dní, kdy se teplota dostala pod bod mrazu a množství srážek od listopadu do února před každou sezonou, jelikož v temperátních oblastech povaha zimy ovlivňuje stav a vývoj ekosystému v následujících ročních obdobích.

Kromě počasí, je třeba vzít v úvahu i změny, kterými sledovaná lokalita prošla v průběhu studie. Mezi tyto proměnné patří management dané lokality, či jeho bezprostředního okolí, sukcesní změny a změny v kompozici rostlinného společenstva (Hallman *et al.* 2017; Dalton *et al.* 2023).

Další problém nastává při pokusu generalizovat trendy celkové hmyzí populace na základě výzkumů pouze několika taxonů. Hmyz je nesmírně diverzifikovaná skupina a dynamika populací napříč různými taxony i lokalitami se liší. Metaanalýza od van Klink *et al.* (2022) ukazuje, že 60 % společně se vyskytujících taxonů vykazuje stejný trend (úbytek nebo nárůst populace). Nicméně korelace mezi silou pozorovaného trendu u různých taxonů je velmi slabá.

5 Závěr

Pro pochopení globálních změn hmyzích populací je kromě monitoringu diverzity společenstva důležité, sledovat i celkovou abundanci a biomasu populace. Abundance a biomasa jsou základní kvantitativní metriky, poskytující důležité informace, které není možné získat na základě diverzitních dat (např. změny rozšíření druhu). Na druhou stranu mohou tato data být ovlivněna řadou faktorů, jako jsou klimatické podmínky nebo zvolená metoda monitoringu. Tyto metriky odrážejí stav sledované populace a jsou vhodné pro estimaci populačních trendů. Jejich výhodou je, že jsou relativně snadno měřitelné a v případě biomasy nevyžadují taxonomickou expertízu. Nejsou tedy závislé na specialistech. Při pracování s biomasou se dále výsledky mohou lišit na základě zvolené metodiky měření. Biomasa může být měřena vážením ve vlhkém či suchém stavu nebo vypočtena pomocí rovnic. Rovnice pro výpočet biomasy mohou být univerzální nebo specifické pro různé skupiny. Interpretace populačních trendů na základě kvantitativních dat sebou nicméně nese mnohá úskalí, jako je Efekt výběru lokality (*Site selection bias*), Efekt počátečního bodu studie (*False baseline effect*) nebo Efekt chybějící nuly (*Missing zero effect*).

Aby bylo možné zachytit populační trendy, je nutné monitorovat populace v dlouhých časových intervalech. Interpretace populačních trendů na základě krátkých časových řad může vést k chybným závěrům, jelikož populace hmyzu z různých důvodů fluktuují. Důležitý je také prostorový rozsah monitoringu, protože populace hmyzu vykazují různou dynamiku na různých lokalitách. Monitoring mnoha lokalit snižuje riziko efektu výběru lokality a efektu chybějící nuly. Nicméně dlouhodobý a prostorově rozsáhlý výzkum je časově a finančně náročný a také vyžaduje velké množství výzkumníků, kterých mnohdy není dostatek, stejně jako financí. Dále je tu také otázka etiky, kdy takovýto přístup vede k usmrcení ohromného počtu jedinců, což by následně mohlo populace ohrozit. S tím by mohlo pomoci používání

moderních nedestruktivních metod. Na druhou stranu jiná možnost, jak pochopit chování hmyzích populací v globálním měřítku nejspíš neexistuje.

Pro kvantitativní monitoring hmyzu je možné použít celou řadu různých metod. Nejčastěji využívané jsou stále tradiční pasti, ale s moderní technikou je možné monitorovat hmyz i dalšími způsoby, jako jsou radary či akustické senzory. Monitoring pomocí moderních metod není, tak časově náročný a je především nedestruktivní. Aby byl monitoring efektivní, je důležité zvolit vhodnou metodu. Každá metoda funguje na jiném principu a je vhodná pro monitoring určité skupiny. Efektivitu metod ovlivňuje mnoho faktorů, jako samotný design, okolní prostředí nebo vlivy počasí.

Dále je velice důležité standardizovat a zjednodušit metodiku monitoringu a zlepšit její opakovatelnost, z důvodu lepší interoperability dat. Nezájaté a srovnatelné výsledky pomohou pochopit dynamiku hmyzích populací v globálním měřítku. Ovšem dosáhnout srovnatelných dat je nesmírně obtížné, jelikož populace hmyzu jsou v různých oblastech ovlivněny různými faktory. Další faktor, kvůli kterému je monitoring hmyzu velice složitá záležitost, představuje jeho ohromná a z velké části dosud nepoznaná diverzita.

6 Reference

- Aguiar, A.P. and Sharkov, A.N.D.R.E.Y., (1997). Blue pan traps as a potential method for collecting Stephanidae (Hymenoptera). *Journal of Hymenoptera Research*, 6, pp.422-423.
- Allison, D. and Pike, K.S., (1988). An inexpensive suction trap and its use in an aphid monitoring network.
- Axmacher, J.C. and Fiedler, K., (2004). Manual versus automatic moth sampling at equal light sources—a comparison of catches from Mt. Kilimanjaro. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 58, pp.196-202.
- Baker, R.R. and Sadovy, Y., (1978). The distance and nature of the light-trap response of moths. *Nature*, 276, pp.818-821.
- Barlow, K.E., Briggs, P.A., Haysom, K.A., Hutson, A.M., Lechiara, N.L., Racey, P.A., Walsh, A.L. and Langton, S.D., (2015). Citizen science reveals trends in bat populations: the National Bat Monitoring Programme in Great Britain. *Biological Conservation*, 182, pp.14-26.
- Baum, K.A. and Wallen, K.E., (2011). Potential bias in pan trapping as a function of floral abundance. *Journal of the Kansas entomological society*, 84, pp.155-159.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R.J.M.C., Thomas, C.D. and Settele, J., (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313, pp.351-354.
- Bjerge, K., Alison, J., Dyrmann, M., Frigaard, C.E., Mann, H.M. and Høye, T.T., (2023). Accurate detection and identification of insects from camera trap images with deep learning. *PLOS Sustainability and Transformation*, 2, p.e0000051.
- Blomberg, O., Itämies, J. and Kuusela, K., (1976). Insect catches in a blended and a black light-trap in northern Finland. *Oikos*, pp.57-63.
- Boetzl, F.A., Ries, E., Schneider, G. and Krauss, J., (2018). It's a matter of design—how pitfall trap design affects trap samples and possible predictions. *PeerJ*, 6, p.e5078.
- Bonebrake, T.C., Christensen, J., Boggs, C.L. and Ehrlich, P.R., (2010). Population decline assessment, historical baselines, and conservation. *Conservation Letters*, 3, pp.371-378.
- Brennan, K.E., Majer, J.D. and Reygaert, N., (1999). Determination of an optimal pitfall trap size for sampling spiders in a Western Australian Jarrah forest. *Journal of Insect Conservation*, 3, pp.297-307.
- Brooks, D.R., Bate, J.E., Clark, S.J., Monteith, D.T., Andrews, C., Corbett, S.J., Beaumont, D.A. and Chapman, J.W., (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of applied Ecology*, 49, pp.1009-1019.

- Brower, L.P., Taylor, O.R., Williams, E.H., Slayback, D.A., Zubieta, R.R. and Ramirez, M.I., (2012). Decline of monarch butterflies overwintering in Mexico: is the migratory phenomenon at risk?. *Insect Conservation and Diversity*, 5, pp.95-100.
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M. and West, G.B., (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85, pp.1771-1789.
- Burns, M., Hancock, G., Robinson, J., Cornforth, I. and Blake, S., (2014). Two novel flight-interception trap designs for low-cost forest insect surveys. *British Journal of Entomology and Natural History*, 27, pp.155-162.
- Campbell, C.D., Gleeson, D.M., Furlan, E.M., Muirhead, K.A. and Caron, V., (2022). Detection of a cryptic terrestrial insect using novel eDNA collection techniques. *Environmental DNA*, 4, pp.820-829.
- Campbell, J.W. and Hanula, J.L., (2007). Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, 11, pp.399-408.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R. and Dirzo, R., (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the national academy of sciences*, 114, pp.E6089-E6096.
- Conrad, K.F., Warren, M.S., Fox, R., Parsons, M.S. and Woiwod, I.P., (2006). Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological conservation*, 132, pp.279-291.
- Conrad, K.F., Woiwod, I.P., Parsons, M., Fox, R. and Warren, M.S., (2004). Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8, pp.119-136.
- Cooper, N.W., Thomas, M.A., Garfinkel, M.B., Schneider, K.L. and Marra, P.P., (2012). Comparing the precision, accuracy, and efficiency of branch clipping and sweep netting for sampling arthropods in two Jamaican forest types. *Journal of Field Ornithology*, 83, pp.381-390.
- Dalton, R.M., Underwood, N.C., Inouye, D.W., Soulé, M.E. and Inouye, B.D., (2023). Long-term declines in insect abundance and biomass in a subalpine habitat. *Ecosphere*, 14, p.e4620.
- Darling, D.C. and Packer, L., (1988). Effectiveness of Malaise traps in collecting Hymenoptera: the influence of trap design, mesh size, and location. *The Canadian Entomologist*, 120, pp.787-796.
- Debinski, D.M., Moranz, R.A., Delaney, J.T., Miller, J.R., Engle, D.M., Winkler, L.B., McGranahan, D.A., Barney, R.J., Trager, J.C., Stephenson, A.L. and Gillespie, M.K., (2011). A cross-taxonomic comparison of insect responses to grassland management and land-use legacies. *Ecosphere*, 2, pp.1-16.
- Deiner, K., Bik, H.M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., Bista, I., Lodge, D.M., De Vere, N. and Pfrender, M.E., (2017). Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular ecology*, 26, pp.5872-5895.

- Desender, K. and Turin, H., (1989). Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biological Conservation*, 48, pp.277-294.
- Didham, R.K., Basset, Y., Collins, C.M., Leather, S.R., Littlewood, N.A., Menz, M.H., Müller, J., Packer, L., Saunders, M.E., Schönrogge, K. and Stewart, A.J., (2020). Interpreting insect declines: seven challenges and a way forward. *Insect Conservation and Diversity*, 13, pp.103-114.
- Drake, V.A. and Wang, H., (2019). Ascent and descent rates of high-flying insect migrants determined with a non-coherent vertical-beam entomological radar. *International journal of remote sensing*, 40, pp.883-904.
- Faiman, R., Cuño, R. and Warburg, A., (2009). Comparative efficacy of three suction traps for collecting phlebotomine sand flies (Diptera: Psychodidae) in open habitats. *Journal of Vector Ecology*, 34, pp.114-118.
- Favret, C., Lessard, V., Trépanier, A., Guern, E.L. and Théry, T., (2019). Voegtlin-style suction traps measure insect diversity and community heterogeneity. *Insect Conservation & Diversity*, 12.
- Fischer, F.P., Schulz, U., Schubert, H., Knapp, P. and Schmöger, M., (1997). Quantitative assessment of grassland quality: acoustic determination of population sizes of orthopteran indicator species. *Ecological Applications*, 7, pp.909-920.
- Forister, M.L., Cousens, B., Harrison, J.G., Anderson, K., Thorne, J.H., Waetjen, D., Nice, C.C., De Parsia, M., Hladik, M.L., Meese, R. and van Vliet, H., (2016). Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biology letters*, 12, p.20160475.
- Fournier, A.M., White, E.R. and Heard, S.B., (2019). Site-selection bias and apparent population declines in long-term studies. *Conservation Biology*, 33, pp.1370-1379.
- Fox, R., Oliver, T.H., Harrower, C., Parsons, M.S., Thomas, C.D. and Roy, D.B., (2014). Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology*, 51, pp.949-957.
- Ganchev, T., Potamitis, I. and Fakotakis, N., (2007), April. Acoustic monitoring of singing insects. In *2007 IEEE International Conference on Acoustics, Speech and Signal Processing-ICASSP'07* (Vol. 4, pp. IV-721). IEEE.
- Ganihar, S.R., (1997). Biomass estimates of terrestrial arthropods based on body length. *Journal of Biosciences*, 22, pp.219-224.
- Gezon, Z.J., Wyman, E.S., Ascher, J.S., Inouye, D.W. and Irwin, R.E., (2015). The effect of repeated, lethal sampling on wild bee abundance and diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, pp.1044-1054.
- Grab, H., Branstetter, M.G., Amon, N., Urban-Mead, K.R., Park, M.G., Gibbs, J., Blitzer, E.J., Poveda, K., Loeb, G. and Danforth, B.N., (2019). Agriculturally dominated landscapes reduce bee phylogenetic diversity and pollination services. *Science*, 363, pp.282-284.

Gullan, P.J. and Cranston, P.S., (2014). *The insects: an outline of entomology*. John Wiley & Sons. pp.18-19

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T. and Goulson, D., (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12, p.e0185809.

Hallmann, C.A., Ssymank, A., Sorg, M., de Kroon, H. and Jongejans, E., (2021). Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, p.e2002554117.

Hallmann, C.A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., van Deijk, J., van Steenis, W. and Jongejans, E., (2020). Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conservation and Diversity*, 13, pp.127-139.

Haris, A., Vidlička, L., Majzlan, O. and Roller, L., (2024). Effectiveness of Malaise trap and sweep net sampling in sawfly research (Hymenoptera: Symphyta). *Biologia*, pp.1-10.

Harris, J.E., Rodenhouse, N.L. and Holmes, R.T., (2019). Decline in beetle abundance and diversity in an intact temperate forest linked to climate warming. *Biological Conservation*, 240, p.108219.

Heleno, R.H., Ceia, R.S., Ramos, J.A. and Memmott, J., (2009). Effects of alien plants on insect abundance and biomass: a food-web approach. *Conservation biology*, 23, pp.410-419.

Helmer, E.H., Gerson, E.A., Baggett, L.S., Bird, B.J., Ruzycski, T.S. and Voggesser, S.M., (2019). Neotropical cloud forests and páramo to contract and dry from declines in cloud immersion and frost. *PloS one*, 14, p.e0213155.

Homburg, K., Drees, C., Boutaud, E., Nolte, D., Schuett, W., Zumstein, P., von Ruschkowski, E. and Assmann, T., (2019). Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. *Insect Conservation and Diversity*, 12, pp.268-277.

Hunter, M.D., Kozlov, M.V., Itämies, J., Pulliainen, E., Bäck, J., Kyrö, E.M. and Niemelä, P., (2014). Current temporal trends in moth abundance are counter to predicted effects of climate change in an assemblage of subarctic forest moths. *Global Change Biology*, 20, pp.1723-1737.

Chapman, J.W., Drake, V.A. and Reynolds, D.R., (2011). Recent insights from radar studies of insect flight. *Annual review of entomology*, 56, pp.337-356.

Chapman, J.W., Reynolds, D.R. and Smith, A.D., (2003). Vertical-looking radar: a new tool for monitoring high-altitude insect migration. *Bioscience*, 53, pp.503-511.

Janzen, D.H. and Schoener, T.W., (1968). Differences in insect abundance and diversity between wetter and drier sites during a tropical dry season. *Ecology*, 49, pp.96-110.

- Jeliazkov, A., Bas, Y., Kerbiriou, C., Julien, J.F., Penone, C. and Le Viol, I., (2016). Large-scale semi-automated acoustic monitoring allows to detect temporal decline of bush-crickets. *Global Ecology and Conservation*, 6, pp.208-218.
- Jonason, D., Franzén, M. and Ranius, T., (2014). Surveying moths using light traps: effects of weather and time of year. *PloS one*, 9, p.e92453.
- Karban, R. and Huntzinger, M., (2018). Decline of meadow spittlebugs, a previously abundant insect, along the California coast. *Ecology*, 99, pp.2614-2616.
- Kevan, P.G. and Backhaus, W.G., (1998). Color vision: ecology and evolution in making the best of the photic environment. *Color vision: perspectives from different disciplines*, pp.163-183.
- Kevan, P.G. and Viana, B.F., (2003). The global decline of pollination services. *Biodiversity*, 4, pp.3-8.
- Kinsella, R.S., Thomas, C.D., Crawford, T.J., Hill, J.K., Mayhew, P.J. and Macgregor, C.J., (2020). Unlocking the potential of historical abundance datasets to study biomass change in flying insects. *Ecology and Evolution*, 10, pp.8394-8404.
- Knop, E., Zoller, L., Ryser, R., Gerpe, C., Hörler, M. and Fontaine, C., (2017). Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature*, 548, pp.206-209.
- Koivula, M., Kotze, J., Hiisivuori, L. and Rita, H., (2003). Pitfall trap efficiency: do trap size, collecting fluid and vegetation structure matter?. *Entomologica Fennica*, 14, pp.1-14.
- Kristensen, N.P., Scoble, M.J. and Karsholt, O.L.E., (2007). Lepidoptera phylogeny and systematics: the state of inventorying moth and butterfly diversity. *Zootaxa*, 1668, pp.699-747.
- Lamarre, G.P., Molto, Q., Fine, P.V. and Baraloto, C., (2012). A comparison of two common flight interception traps to survey tropical arthropods. *ZooKeys*, (216), p.43.
- Leskinen, M., Markkula, I., Koistinen, J., Pylkkö, P., Ooperi, S., Siljamo, P., Ojanen, H., Raiskio, S. and Tiilikkala, K., (2011). Pest insect immigration warning by an atmospheric dispersion model, weather radars and traps. *Journal of Applied Entomology*, 135, pp.55-67.
- Lister, B.C. and Garcia, A., (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115, pp.E10397-E10406.
- Macaulay, E.D.M., Tatchell, G.M. and Taylor, L.R., (1988). The Rothamsted Insect Survey '12-metre'suction trap. *Bulletin of Entomological Research*, 78, pp.121-128.
- MacGregor, C.J., Williams, J., Bell, J. and Thomas, C., (2019). Moth biomass increases and decreases over 50 years in Britain. *Nature Ecology and Evolution*, pp.1-16.
- Malaise, R., (1937). A new insect-trap. *Entomologisk tidskrift*, 58, p.640.

- Mankin, R., Hagstrum, D., Guo, M., Eliopoulos, P. and Njoroge, A., (2021). Automated applications of acoustics for stored product insect detection, monitoring, and management. *Insects*, 12, p.259.
- Mankin, R.W., Hagstrum, D.W., Smith, M.T., Roda, A.L. and Kairo, M.T., (2011). Perspective and promise: a century of insect acoustic detection and monitoring. *American Entomologist*, 57, pp.30-44.
- Mawdsley, J.R., Simmons, T. and Rubinoff, D., (2020). Voluntary conservation, not regulation, will be key to monarch butterfly recovery. *Wildlife Society Bulletin*, 44, pp.585-589.
- Mazón, M., Nuñez-Penichet, C. and Cobos, M.E., (2020). Relationship between body mass and forewing length in Neotropical Ichneumonidae (Insecta: Hymenoptera). *Neotropical Entomology*, 49, pp.713-721.
- McClure, C.J. and Rolek, B.W., (2023). Pitfalls arising from site selection bias in population monitoring defy simple heuristics. *Methods in Ecology and Evolution*, 14, pp.1489-1499.
- Melbourne, B.A., (1999). Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology*, 24, pp.228-239.
- Mentges, A., Blowes, S.A., Hodapp, D., Hillebrand, H. and Chase, J.M., (2021). Effects of site-selection bias on estimates of biodiversity change. *Conservation Biology*, 35, pp.688-698.
- Miller, W.E., (1977). Wing measure as a size index in Lepidoptera: the family Olethreutidae. *Annals of the Entomological Society of America*, 70, pp.253-256.
- Montgomery, G.A., Belitz, M.W., Guralnick, R.P. and Tingley, M.W., (2021). Standards and best practices for monitoring and benchmarking insects. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, p.513.
- Morse, D.H., (1971). The insectivorous bird as an adaptive strategy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2, pp.177-200.
- Nabli, H., Bailey, W.C. and Necibi, S., (1999). Beneficial insect attraction to light traps with different wavelengths. *Biological Control*, 16, pp.185-188.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Contu, S., Hill, S.L., Beck, J., Liu, Y., Meyer, C., Phillips, H.R., Scharlemann, J.P. and Purvis, A., (2018). Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. *PLoS biology*, 16, p.e2006841.
- Oxbrough, A., Gittings, T., Kelly, T.C. and O'Halloran, J., (2010). Can Malaise traps be used to sample spiders for biodiversity assessment?. *Journal of insect conservation*, 14, pp.169-179.
- Palmer, M.W., (1993). Potential biases in site and species selection for ecological monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 26, pp.277-282.
- Phillips, B.B., Shaw, R.F., Holland, M.J., Fry, E.L., Bardgett, R.D., Bullock, J.M. and Osborne, J.L., (2018). Drought reduces floral resources for pollinators. *Global change biology*, 24, pp.3226-3235.

- Pollard, E., (1977). A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological conservation*, 12, pp.115-134.
- Porter, S.D., (2005). A simple design for a rain-resistant pitfall trap. *Insectes Sociaux*, 52, pp.201-203.
- Raffa, K.F., Powell, E.N. and Townsend, P.A., (2013). Temperature-driven range expansion of an irruptive insect heightened by weakly coevolved plant defenses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, pp.2193-2198.
- Riede, K., (1998). Acoustic monitoring of Orthoptera and its potential for conservation. *Journal of insect conservation*, 2, pp.217-223.
- Roger, F., Ghanavi, H.R., Danielsson, N., Wahlberg, N., Löndahl, J., Pettersson, L.B., Andersson, G.K., Boke Olén, N. and Clough, Y., (2022). Airborne environmental DNA metabarcoding for the monitoring of terrestrial insects—A proof of concept from the field. *Environmental DNA*, 4, pp.790-807.
- Rogers, L.E., Hinds, W.T. and Buschbom, R.L., (1976). A general weight vs. length relationship for insects. *Annals of the Entomological Society of America*, 69, pp.387-389.
- Sabu, T.K. and Shiju, R.T., (2010). Efficacy of pitfall trapping, Winkler and Berlese extraction methods for measuring ground-dwelling arthropods in moistdeciduous forests in the Western Ghats. *Journal of Insect Science*, 10, p.98.
- SAINT-GERMAIN, M.I.C.H.E.L., Buddle, C.M., Larrivee, M., Mercado, A., Motchula, T., Reichert, E., Sackett, T.E., Sylvain, Z. and Webb, A., (2007). Should biomass be considered more frequently as a currency in terrestrial arthropod community analyses?. *Journal of Applied Ecology*, 44, pp.330-339.
- Sánchez-Bayo, F. and Wyckhuys, K.A., (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, pp.8-27.
- Sánchez-Bayo, F. and Wyckhuys, K.A., (2021). Further evidence for a global decline of the entomofauna. *Austral Entomology*, 60, pp.9-26.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C. and Linsenmair, K.E., (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574, pp.671-674.
- Shi, X., Fu, D., Xiao, H., Hodgson, J.A., Yan, D. and Zou, Y., (2022). Comparison between window traps and pan traps in monitoring flower-visiting insects in agricultural fields. *Bulletin of Entomological Research*, 112, pp.691-696.
- Shortall, C.R., Moore, A., Smith, E., Hall, M.J., Woiwod, I.P. and Harrington, R., (2009). Long-term changes in the abundance of flying insects. *Insect Conservation and Diversity*, 2, pp.251-260.
- Schowalter, T.D., Noriega, J.A. and Tschardtke, T., (2018). Insect effects on ecosystem services—Introduction. *Basic and Applied Ecology*, 26, pp.1-7.

- Schuch, S., Bock, J., Krause, B., Wesche, K. and Schaefer, M., (2012). Long-term population trends in three grassland insect groups: A comparative analysis of 1951 and 2009. *Journal of applied Entomology*, 136, pp.321-331.
- Sittinger, M., Uhler, J., Pink, M. and Herz, A., (2024). Insect Detect: An open-source DIY camera trap for automated insect monitoring. *Plos one*, 19, p.e0295474.
- Smith, A.D., Reynolds, D.R. and Riley, J.R., (2000). The use of vertical-looking radar to continuously monitor the insect fauna flying at altitude over southern England. *Bulletin of Entomological Research*, 90, pp.265-277.
- Sota, T., (2022). Life-cycle control of 13-and 17-year periodical cicadas: A hypothesis and its implication in the evolutionary process. *Ecological Research*, 37, pp.686-700.
- Spafford, R.D. and Lortie, C.J., (2013). Sweeping beauty: is grassland arthropod community composition effectively estimated by sweep netting?. *Ecology and Evolution*, 3, pp.3347-3358.
- Srivastava, N., Chopra, G., Jain, P. and Khatter, B., (2013), January. Pest monitor and control system using wireless sensor network with special reference to acoustic device wireless sensor. In *International conference on electrical and electronics engineering* (Vol. 27).
- Stavert, J.R., Pattemore, D.E., Bartomeus, I., Gaskett, A.C. and Beggs, J.R., (2018). Exotic flies maintain pollination services as native pollinators decline with agricultural expansion. *Journal of Applied Ecology*, 55, pp.1737-1746.
- Stepanian, P.M., Entekin, S.A., Wainwright, C.E., Mirkovic, D., Tank, J.L. and Kelly, J.F., (2020). Declines in an abundant aquatic insect, the burrowing mayfly, across major North American waterways. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117, pp.2987-2992.
- Stork, N.E. and Blackburn, T.M., (1993). Abundance, body size and biomass of arthropods in tropical forest. *Oikos*, pp.483-489.
- Svenningsen, C.S., Bowler, D.E., Hecker, S., Bladt, J., Grescho, V., van Dam, N.M., Dauber, J., Eichenberg, D., Ejrnæs, R., Fløjgaard, C. and Frenzel, M., (2022). Flying insect biomass is negatively associated with urban cover in surrounding landscapes. *Diversity and Distributions*, 28, pp.1242-1254.
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M. and Rieseberg, L.H., (2012). Environmental DNA. *Molecular Ecology* 21: 1789-1793.
- Thomas, C., Jones, T.H. and Hartley, S.E., (2019). “Insectageddon”: A call for more robust data and rigorous analyses. *Global change biology*.
- Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T. and Lawton, J.H., (2004). Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303, pp.1879-1881.

- Thomsen, P.F. and Willerslev, E., (2015). Environmental DNA—An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological conservation*, 183, pp.4-18.
- Totland, Ö., (1994). Intra-seasonal variation in pollination intensity and seed set in an alpine population of *Ranunculus acris* in southwestern Norway. *Ecography*, 17, pp.159-165.
- Townes, H., (1972). A light-weight Malaise trap. *Entomological news*, 83, pp.239-247.
- Townes, H., (1973). Comments on the design of insect nets. *Entomol News Philadelphia*.
- Truxa, C. and Fiedler, K., (2012). Attraction to light- from how far do moths(Lepidoptera) return to weak artificial sources of light?. *European Journal of Entomology*, 109, pp.77-84.
- Uhler, J., Haase, P., Hoffmann, L., Hothorn, T., Schmidl, J., Stoll, S., Welti, E.A., Buse, J. and Müller, J., (2022). A comparison of different Malaise trap types. *Insect Conservation and Diversity*, 15, pp.666-672.
- Van Achterberg, K., (2009). Can Townes type Malaise traps be improved? Some recent developments. *Entomologische berichten*, 69, pp.129-135.
- Van der Sluijs, J.P., (2020). Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 46, pp.39-42.
- Van Dyck, H., Van Strien, A.J., Maes, D. and Van Swaay, C.A., (2009). Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology*, 23, pp.957-965.
- van Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B. and Chase, J.M., (2022). Long-term abundance trends of insect taxa are only weakly correlated. *Biology Letters*, 18, p.20210554.
- van Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Shen, M., Swengel, S.R. and Chase, J.M., (2023). Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature*, pp.1-6.
- Van Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Swengel, A.B., Gentile, A. and Chase, J.M., (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368, pp.417-420.
- van Strien, A.J., van Swaay, C.A., van Strien-van Liempt, W.T., Poot, M.J. and WallisDeVries, M.F., (2019). Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation*, 234, pp.116-122.
- Vårdal, H. and Taeger, A., (2011). The life of René Malaise: from the wild east to a sunken island. *Zootaxa*, 3127, pp.38-52.
- Vrdoljak, S.M. and Samways, M.J., (2012). Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. *Journal of Insect Conservation*, 16, pp.345-354.
- Wagner, D.L., (2020). Insect declines in the Anthropocene. *Annual review of entomology*, 65, pp.457-480.

- Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L., Berenbaum, M.R. and Stopak, D., (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, p.e2023989118.
- Wallace, J.R.A., Dreyer, D., Reber, T.M.J., Khaldy, L., Mathews-Hunter, B., Green, K., Zeil, J. and Warrant, E., (2023). Camera-based automated monitoring of flying insects in the wild (Camfi). II. flight behaviour and long-term population monitoring of migratory Bogong moths in Alpine Australia. *Frontiers in Insect Science*, 3, p.1230501.
- Wardhaugh, C.W., (2013). Estimation of biomass from body length and width for tropical rainforest canopy invertebrates. *Australian Journal of Entomology*, 52, pp.291-298.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P. and Jeffcoate, G., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414, pp.65-69.
- Weeks Jr, R.D. and McIntyre, N.E., (1997). A comparison of live versus kill pitfall trapping techniques using various killing agents. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 82, pp.267-273.
- Welti, E.A., Zajicek, P., Frenzel, M., Ayasse, M., Bornholdt, T., Buse, J., Classen, A., Dziock, F., Engelmann, R.A., Englmeier, J. and Fellendorf, M., (2022). Temperature drives variation in flying insect biomass across a German malaise trap network. *Insect conservation and diversity*, 15, pp.168-180.
- Wepprich, T., Adrion, J.R., Ries, L., Wiedmann, J. and Haddad, N.M., (2019). Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. *PLoS One*, 14, p.e0216270.
- White, E.R., (2019). Minimum time required to detect population trends: the need for long-term monitoring programs. *BioScience*, 69, pp.40-46.
- Williams, C.B.,(1948), September. The Rothamsted light trap. In *Proceedings of the Royal Entomological Society of London. Series A, General Entomology* (Vol. 23, No. 7-9, pp. 80-85). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Willig, M.R., Sandlin, E.A. and Gannon, M.R., (1993). Structural and taxonomic components of habitat selection in the neotropical folivore *Lamponius portoricensis* (Phasmatodea: Phasmatidae). *Environmental entomology*, 22, pp.634-641.
- Winfrey, R., W. Fox, J., Williams, N.M., Reilly, J.R. and Cariveau, D.P., (2015). Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology letters*, 18, pp.626-635.
- Xu, L., Zhong, T., Zhao, T. and Xu, G., (2016). Migration quantitative dynamic of *Aphis glycines* in the suction trap monitor and the relationships with meteorological factors in Shenyang. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 53, pp.365-372.
- Yela, J.L. and Holyoak, M., (1997). Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology*, 26, pp.1283-1290.

Yi, Z., Jinchao, F., Dayuan, X., Weiguo, S. and Axmacher, J.C., (2012). A comparison of terrestrial arthropod sampling methods. *Journal of Resources and Ecology*, 3, pp.174-182.

Young, M., (2005). Insects in flight. *Insect sampling in forest ecosystems*, pp.116-145.

Zhou, Y., Zhang, H., Liu, D., Khashaveh, A., Li, Q., Wyckhuys, K.A. and Wu, K., (2023). Long-term insect censuses capture progressive loss of ecosystem functioning in East Asia. *Science Advances*, 9, p.eade9341.

Zylstra, E.R., Thogmartin, W.E., Ramirez, M.I. and Zipkin, E.F., (2021). *Summary of available data from the monarch overwintering colonies in central Mexico, 1976–1991* (No. 2020-1150). US Geological Survey.