ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Efektivita umělých úkrytů v rámci monitoringu plazů

Tereza Majerová

Vedoucí práce: doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Tereza Majerová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Efektivita umělých úkrytů v rámci monitoringu plazů

Název anglicky

Effectiveness of artificial cover objects in reptile monitoring

---

Cíle práce

Plazi, zejména pak slepýš křehký a hadi, patří mezi skrytě žijící živočichy a jejich detekce v terénu může být problematická. Pro zvýšení pravděpodobnosti zjištění plazů na lokalitě se využívají umělé úkryty, zpravidla tmavé desky z umělé hmoty, pod kterými se plazi zahřívají a současně jsou kryti před většinou predátorů. Cílem práce je vyhotovit rešerši na téma metod využívaných v rámci monitoringu plazů s důrazem na využití umělých úkrytů a v praktické části tuto metodu otestovat na vybrané lokalitě. Konkrétně bude porovnána efektivita (počet zjištěných jedinců) standardního průzkumu (vizuální pozorování vhodných mikrobiotopů) a využití umělých úkrytů. S pomocí datallogerů bude popsán vývoj teploty pod úkryty a v okolním prostředí.

Metodika

V rámci tvorby rešerše standardní práce s literaturou, tj. vyhledávání článků v databázích (zejména WoS, Scopus atp.). V praktické části bude vybráno 10 lokalit, na každé z nich budou umístěny dva úkryty (tmavé folie o velikosti 1 x 1 m) v blízkosti herpetologicky vhodných mikrobiotopů. Pod jedním úkrytů na každé lokalitě bude instalován datalloger snímající v zadaných intervalech průběžně teplotu, v blízkosti úkrytu bude umístěn další, snímající teplotu a intenzitu slunečního svitu.

Doporučený rozsah práce

30–40 stran, přílohy dle potřeby

Klíčová slova

plazi, ochrana plazů, metody studia,

Doporučené zdroje informací

Dodd Jr. C. K. 2016: Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford: Oxford University Press.

Engelstoft Ch., Ovaska E. K. 2000: Artificial Cover-Objects as a Method for Sampling Snakes (Contia tenuis and Thamnophis spp.) in British Columbia. Northwestern Naturalist 81: 35–43.

Hampton P. 2007: A comparison of the success of artificial cover types for capturing amphibians and reptiles. Amphibia-Reptilia, 28: 433–437.

Lemm J. M., Tobler M. W. 2021: Factors Affecting the Presence and Abundance of Amphibians, Reptiles, and Small Malmmals under Artifical Cover in Southern California. Herpetologica 77: 307–319.

Michael D. R., Blanchard W., Scheele B. C., Lindenmayer D. B. 2018: Comparative use of active searches and artificial refuges to detect amphibians in terrestrial environments. Austral Ecology 44: 327–338.

Moravec J. (ed.) 2015: Plazi – Reptilia. Praha, Academia, 531 s.

Moravec J. 2019: Obojživelníci a plazi České republiky. Academia, Praha.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 20. 3. 2024

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 28. 03. 2024

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou/závěrečnou práci na téma: Efektivita umělých úkrytů v rámci monitoringu plazů vypracovala samostatně a citoval/a jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedl/a na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom/a, že na moji bakalářskou/závěrečnou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské/závěrečné práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzi tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V …….. dne ……

……..

(podpis autora práce)

Poděkování

Děkuji doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. za odborné vedení, konzultace, cenné rady, připomínky a především trpělivost při zpracování mé bakalářské práce.

Abstrakt

Využití umělých úkrytů v rámci monitoringu živočichů je metoda, která se jeví jako účinná pro celou řadu taxonů. Plazi, jako ektotermní živočichové, jsou lákáni těmito úkryty zejména za účelem termoregulace nebo při ochraně před predátory. Výhody, které plazům tyto úkryty poskytují, činí tuto metodu velmi efektivní. Teoretická část práce obsahuje rešerši zabývající se tématikou monitoringu plazů a základními pojmy, metodami monitoringu a využitím umělých úkrytů. Součástí rešerše je téma věnované významu těžbou dotčených ploch pro plazy z důvodu výběru zájmového území v praktické části práce.

Praktická část obsahuje výsledky vlastního monitoringu plazů za použití umělých úkrytů ze tří druhů materiálů a vizuálního pozorování v okolí úkrytů. Monitoring byl prováděn na území povrchového lomu Československé armády (ČSA). Pomocí dataloggerů byly zjišťovány teploty v úkrytech a mimo úkryty ve snaze zjistit za jakých teplot plazi úkryty využívají. Výsledky této práce ukazují efektivitu metody umělých úkrytů. Kdy v lomu ČSA se jeví jako nejefektivnější pro juvenilní jedince druhu užovky obojkové (*Natrix natrix*). Významným nálezem byla užovka hladká (*Coronella austriaca*), která dosud nebyla v lomu ČSA zjištěna. Součástí praktické části byl také návrh monitoringu plazů s využitím umělých úkrytů.

Klíčová slova: plazi, ochrana plazů, metody studia, těžba

Abstract

The use of artificial shelters as part of animal monitoring is a method that appears to be effective for a number of taxa. Reptiles, as ectothermic animals, are attracted to these shelters mainly for the purpose of thermoregulation or protection from predators. The advantages that these shelters provide to reptiles make this method very effective. The theoretical part of the work contains research dealing with the topic of reptile monitoring and basic concepts, monitoring methods and the use of artificial shelters. Part of the research is a topic devoted to the significance of the areas affected by mining for reptiles due to the selection of the area of interest in the practical part of the work.

The practical part contains the results of own monitoring of reptiles using artificial shelters made of three types of materials and visual observation around the shelters. The monitoring was being done on the surface quarry of the Czechoslovak Army (ČSA). Temperatures in shelters and next to the shelters were measured using data loggers in an attempt to deduce the temperature dependence of reptiles on shelters. The results of this work show the effectiveness of this method, while in the ČSA quarry it appears to be the most effective for juvenile individuals of the collared snake species (*Natrix natrix*). An important find was the hungry snake (*Coronella austriaca*), which had not yet been seen in the CSA quarry. The practical part also included a proposal for monitoring using artificial shelters.

Key words: reptiles, reptile protection, study methods, mining

Obsah

1. Úvod ... 2
1.1 Cíle práce ... 4
2. Literární přehled ... 5
2.1 Význam těžbou dotčených ploch pro plazy ... 5
2.2 Význam monitoringu a základní pojmy ... 10
2.3 Metody monitoringu plazů ... 11
2.4 Využití umělých úkrytů při monitoringu plazů ... 18
2.4.1 Princip metody ... 18
2.4.2 Používané materiály ... 19
2.4.3 Rozměry úkrytů ... 22
2.4.4 Umístění a kontroly ... 24
2.4.5 Porovnání efektivity umělých úkrytů a standardních metod ... 24
3. METODIKA ... 27
3.1 Studovaná oblast ... 27
3.1.1 Přírodní podmínky ... 28
3.1.2 Zemědělské plochy, kategorizace lesů ... 28
3.1.3 Klima, rozptylové podmínky ... 28
3.1.4 Hydrologické a hydrogeologické poměry, geomorfologické poměry ... 29
3.1.5 Zvláště chráněná území, přírodní parky a památné stromy ... 29
3.1.6 Význam území pro organismy – druhová diverzita ... 30
3.1.7 Typy biotopů v prostoru lomu ČSA ... 31
3.2 Terénní metody ... 33
3.2.1 Metody použité při terénních průzkumech plazů ... 35
3.2.2 Materiály použité na umělé úkryty ... 35
3.2.3 Historická návaznost průzkumu ... 36
3.2.4 Způsob kontroly ... 37
3.2.5 Průběh kontroly ... 40
3.2.6 Způsob záznamu ... 41
3.2.7 Použité vybavení ... 41

3.2.8 Vyhodnocení dat 41
4. Výsledky a diskuze 42
4.1 Výsledky herpetologického monitoringu 42
4.1.1 Komentář ke zjištěným druhům 43
4.1.2 Očekávané druhy 44
4.1.3 Porovnání výsledků terénních průzkumů v rámci bakalářské práce a výsledků společnosti JUROS, s.r.o. 46
4.1.4 Posouzení materiálů 48
4.2 Průběhy teplot pod umělými úkryty a mimo ně 49
4.3 Návrh monitoringu plazů s využitím umělých úkrytů 54
5. ZÁVĚR 56
6. LITERATURA 57
7. PŘÍLOHY 63

1. Úvod

Plazi jsou skupina obratlovců, kteří patří mezi ektotermní živočichy, to znamená, že jejich teplota závisí na okolí (Baruš et al., 1992). Oproti homoiotermním obratlovcům jsou plazi náchylnější na náhlé změny ve svém prostředí (Zavadil et Moravec, 2015). V České republice (ČR) jsou všechny původní druhy plazů zvláště chráněny podle § 56 odst. 1 a 2 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění (ZOPK). Mezi hlavní hrozby pro populace plazů patří ztráta a fragmentace stanovišť, ta je často způsobená přeměnou krajiny pro lidské využití (Todd et al., 2010). Jedním z významných negativních faktorů je těžba nerostných surovin, která způsobuje velkoplošné disturbance v krajině.

Při těžbě dochází nejen ke ztrátám stanovišť, ale také ke znečištění životního prostředí (Witchalls, 2022). V důsledku těžby však vznikají i nová prostředí, mnohdy atraktivní pro organismy včetně plazů (např. Oda et al., 2017). Jde často o vzácné a ohrožené druhy raných sukcesních stádií a oligotrofních stanovišť, které ze současné krajiny mizí. Po zásazích do krajiny závisí úspěšná obnova na rekolonizaci rostlinných a živočišných populací (Hallinger, 1993). Bez plnohodnotného znovuosídlení živočichů nevznikne biotop s potenciální plnohodnotnou diverzitou druhů a tím i plně funkční ekosystém (Triska, 2016). Ke zpomalení snižování biologické rozmanitosti v antropogenně ovlivněných územích je nutné sledovat faktory ovlivňující znovuosídlení fauny jako součást procesu obnovy. Z několika studií vyplynulo (Thompson et Thompson, 2005; Houston et al., 2018), že plazi jsou vhodnou skupinou pro měření úspěšnosti revitalizace krajiny po těžbě. Zdá se, že mají specifické požadavky, které jsou jim nabídnuty v rozdílných fázích revitalizačního procesu (Thompson et Thompson, 2005). Zatímco jiné skupiny mají tendenci rychle zvýšit početnosti, nebo jejich početnosti výrazně kolísají (Houston et al., 2018).

Plazi jsou velmi citliví na změny v prostředí a je třeba je chránit. Na řadě míst na území ČR se však dostává plazům významné ochrany skrze síť chráněných území, které pokrývá většinu nejcennějších lokalit (Zavadil et Moravec, 2015). Možnostmi ochrany je pak vhodný management, například ochrana a vhodná údržba lokalit a jejich biokoridorů, vybudování refugií, zřizování líhnišť atp. (Mikátová et al., 1995). Pro vhodnou ochranu je potřebné zjistit místa výskytu a početnost. Základní informace o výskytu a rozšíření druhů se zjišťují pomocí mapování. Oproti tomu dlouhodobé

změny v populacích či populační trendy se zjišťují za pomocí pravidelného systematického sledování, tzv. monitoringu. Ten poskytuje informace o výskytu, početnostech populací a ekologii plazů (Vlašín et Mikátová, 2007).

Existuje řada metod pro monitoring plazů. Metody sledující přítomnost a početnost se mohou rozdělit na metody aktivní (např. vizuální průzkum, průzkumy silnic, smyčkování), které záleží na zkušenostech pozorovatele, a pasivní metody (např. padací pasti, trychtýřové pasti), které sbírají zvířata v průběhu času, je však nutné pasti často kontrolovat, aby nedošlo k poranění zvířete (Willson, 2016). Monitoring nemusí mít vždy spolehlivou detekci, obzvláště u druhů, kteří žijí skrytým způsobem života (Sewell et al., 2012). Alternativní metodou, která prokazatelně zvyšuje pravděpodobnost zjištění zejména skrytě žijících druhů (např. slepýšů a hadů) (Vlašín et Mikátová, 2007), nebo mladých a v krajině snadno přehlédnutelných jedinců (Balluard et al., 2013) je užití umělých úkrytů.

Podstatou této metody je položení umělého materiálu na stanoviště, kde očekáváme přítomnost plazů (Lettink, 2012). Při průzkumu se krycí objekt odkryje a spočítají se jedinci, kteří se pod ním ukrývali nebo vyhřívali. Plazi tyto úkryty využívají zejména proto, že nabízejí ochranu před predací a termoregulační výhody (Lettink, 2007a). Existuje škála různých materiálů umělých úkrytů a používají se úkryty různých velikostí. Jejich výhodou je nízká finanční náročnost, snadné použití, jsou méně citlivé vůči zkušenostem pozorovatele a nezpůsobí žádné nebo jen malé narušení stanovišť (Letink, 2012). Přestože je tato metoda vysoce účinná a dají se při ní nalézt i skrytě žijící druhy, je tato metoda na našem území málo využívaná. Z tohoto důvodu jsem ji použila v rámci monitoringu plazů v praktické části v modelovém území lomu Československé armády (ČSA).

1.1 Cíle práce

Cílem teoretické části této bakalářské práce je vyhotovení rešerše na téma:

- význam monitoringu a základní pojmy: představit základní principy a rozdíly metod pro mapování a monitoring plazů – vysvětlit princip pravděpodobnosti detekce,
- metody monitoringu – uvést příklady metod monitoringu plazů dále rozdělených na aktivní a pasivní metody, také uvést příklady využití, výhody a nevýhody,
- využití umělých úkrytů – představit základní princip využití umělých úkrytů, používané materiály, velikosti, vhodné kontroly a umístění těchto úkrytů,
- význam těžbou ovlivněných ploch pro plazy – součástí rešerše, s ohledem na zaměření praktické části, je i kapitola věnovaná významu těžby.

Cílem praktické části je otestovat metodu umělých úkrytů v Lomu Československé armády (ČSA). Následně porovnat tuto metodu se standardní metodou vizuálního pozorování, dále pak pomocí dataloggerů popsat teploty pod úkryty a v okolním prostředí.

2. Literární přehled

Tato část práce se zabývá významem těžbou dotčených ploch pro plazy, a to z důvodu výběru zájmového území v povrchovém lomu ČSA v praktické části bakalářské práce. Zároveň podrobněji rozebírá některé studie, které se na tuto problematiku zaměřují. V první části rešerše se věnuji významu těžbou dotčených území pro plazy, neboť taková území často představují významná útočiště pro tuto ohroženou skupinu obratlovců (Oda et al., 2017) (kap. 2.1). V dalších částech rešerše se zabývám významem monitoringu, základními pojmy (kap. 2.2) a metodami monitoringu plazů (kap. 2.3). Poslední část rešerše se týká využití umělých úkrytů při monitoringu plazů, kteří tyto úkryty vyhledávají (kap. 2.4).

2.1 Význam těžbou dotčených ploch pro plazy

K přizpůsobování krajiny lidským potřebám dochází stále častěji, což má vliv na biologickou rozmanitost (Butchart et al., 2010). Po zásazích, jako jsou například požáry nebo těžba, závisí úspěšná obnova postižených oblastí na rekolonizaci a usazování rostlinných a živočišných populací (Hallinger, 1993). Postupy obnovy jsou tradičně aplikovány prostřednictvím rostlinných společenstev. Fauna pak osidluje nabídnutá stanoviště automaticky (Majer, 1989). V takovém případě jsou však živočichové limitováni dostupností nového stanoviště a jeho kvalitou. Bez kompletního znovuosídlení živočichů nevznikne biotop s potenciální plnohodnotnou diverzitou druhů, a tím i plně funkční ekosystém. Proto je nutné usnadnit živočichům osídlení místa obnovy. Z tohoto pohledu jsou sledovány dva faktory – krajinářský (typ sousedních krajinných prvků) a *in situ* (charakter místa, stanoviště). Tyto faktory ovlivňují rekolonizaci fauny tím, že omezují nebo usnadňují její šíření a poskytují vhodné stanoviště, aby bylo možné maximalizovat obnovu společenstev druhů (George et Zack, 2001; Scott et al., 2001). Ke zpomalení snižování biologické rozmanitosti v antropogenně ovlivněných územích je nutné sledovat faktory ovlivňující znovuosídlení fauny jako součást procesu obnovy (George et Zack, 2001; Scott et al., 2001).

Plazi, jakožto ektotermní živočichové, mají ve srovnání s ptáky a savci složité termoregulační strategie, nižší spotřebu energie, nižší potřebu pohybu a rozdílné požadavky na prostor pro stanoviště (Doherty et al., 2020). Keinath et al. (2016)

pomocí dat ze studií z celého světa zkoumali prediktory přítomnosti suchozemských obratlovců. Zjistili, že z těchto skupin byli plazi nejcitlivější na ztrátu přirozeného prostředí. Relativně vysoká druhová bohatost společenstev plazů, jejich závislost na specifických mikrostanovištích a rozsah obsazovaných nik z nich činí ideální kandidáty pro zkoumání obnovy ekosystémů po rekultivaci (Thompson et Thompson, 2005).

2.1.1 Vliv těžby na plazy v Austrálii

Významná část studií zaměřujících se na problematiku výskytu plazů na vytěžených lokalitách pochází z Austrálie, protože zde žije nevyšší počet plazů, včetně velkého počtu endemitů, a zároveň Austrálie patří mezi největší světové producenty nerostných surovin.

Například Thompson et Thompson (2005) porovnávali plazy a savce jako bioindikátory úspěšnosti revitalizace důlních lokalit v oblasti Ora Banda v Západní Austrálii. Zjistili, že nárůst populace plazů v revitalizované oblasti byl pozvolný, pravděpodobně z důvodu postupného vytváření vhodných podmínek v dané lokalitě. Houston et al. (2018) ve své práci obdobně hodnotili obojživelníky, plazy a savce, jako bioindikátory obnovy těžby v uhelných dolech ve středním Qeenslandu v Austrálii, kde porovnávali stádia rekultivace ploch v raném, středním a pozdním stáří s netěženými lesními lokalitami.

Jak popsali Thompson et Thompson (2005), v oblasti Ora Banda bylo na každém nenarušeném místě odchyceno čtyři až sedm druhů savců a na rekultivovaných plochách pět až osm druhů. Zatímco u plazů byl počet druhů odchycených na nenarušených plochách 17 až 35 druhů plazů, oproti devíti až šestnácti druhům plazů na rekultivovaných plochách. Proporcionálně větší počet plazů odchycených v nenarušených oblastech ve srovnání s rekultivovanými oblastmi naznačuje, že plazi by byli lepším bioindikátorem rehabilitačního úspěchu než savci. Obdobně jako Thompson et Thompson (2005) zjistili Houston et al. (2018), že v porovnání se savci a obojživelníky, kteří rychle nabyli hodnot podobných netěženým lokalitám, nebo tyto hodnoty silně kolísaly, společenstvo plazů nabylo přibližně 2/3 průměrnou druhovou bohatost porovnávaných lokalit po 12 letech a dosahovalo 70% podobnosti s netěženými lokalitami. V obou studiích tak bylo potvrzeno, že plazi mohou být

indikátory osídlení rekultivovaných krajin (Thompson et Thompson, 2005; Houston et al., 2018).

Triska et al. (2016) řešili význam vlivu krajinných a stanovištních faktorů na rekolonizaci revitalizovaných lokalit plazy v krajině s propustnou matricí, konkrétně v severním pralese Jarrah v jihozápadní Austrálii. Protože mnoho studií rekolonizace fauny bylo prováděno *in situ* (na zasažených územích těžbou, výstavbou atp.), ale méně jich zkoumalo vliv faktorů nezasažených biotopů, zejména v krajině s propustnou matricí, byl prováděn výzkum na nedotčených referenčních lokalitách a na lokalitách po těžbě. Zároveň byla většina výzkumů na rekolonizaci fauny prováděna na „mobilních" organismech (např. ptácích a netopýrech), avšak plazi jsou obvykle nejpomalejší skupinou obratlovců k rekolonizaci rekultivovaných lokalit (Twigg a Fox, 1991), proto jsou ideálním materiálem pro studium relativního vlivu krajinných a stanovištních faktorů.

Dosavadní výsledky ukazují, že se společenstva plazů na obnovených lokalitách do 20 let po těžbě se společenstvy na referenčním stanovišti neshodují. Je třeba dále prověřit, jak se mění relativní početnost druhů s věkem porostů. Studie ukazují, že krajinné překážky nemají vliv na znovuosidlování, pokud mají plazi možnost se na cílovou lokalitu přemístit a obnovovaná lokalita sousedí se zdrojovými populacemi. To ukazuje, že pokud jsou krajinné překážky neprůchozí (významné) není řada druhů schopna se na rekultivovaná území dostat. Studie také ukázaly, že druhová bohatost fauny závislé na přirozené vegetaci je vyšší na lokalitách nacházejících se v blízkosti zbytků přirozené vegetace (Summerville et al., 2006; Lindenmayer et al., 2010). Čím bylo pokročilejší stádium vegetace na rekultivovaných stanovištích, tím dokonalejší bylo znovuosídlování plazů (Triska et al., 2016).

2.1.2 Vliv těžby v Americe

Také Mexiko a Jižní Amerika patří k územím s vysokou produkcí řady nerostných surovin. Mayani-Parás et al. (2019) ve své práci zkoumali dopad ztráty stanovišť a důsledky těžby na skupinu endemických druhů obojživelníků a plazů v Mexiku. Další studie prioritní oblasti pro ochranu biodiverzity Cerrado na severu státu Goiás ve střední Brazílii zjišťovala složení a využití stanovišť herpetofaunou v oblastech zotavujících se z těžební činnosti v Cerradu a v přilehlých nedotčených a antropogenních oblastech, kde probíhá výstavba vodních přehrad a zemědělství (Oda et al., 2017).

V Mexiku žije více než 864 druhů plazů, více než polovina těchto druhů je endemických, přičemž 80 % druhů plazů má omezený areál rozšíření a jsou přizpůsobeni specifickým podmínkám prostředí, což zvyšuje jejich náchylnost (Flores-Villela a García-Vázquez, 2014). Mayani-Parás et al. (2019) z celkového počtu 749 endemických druhů obojživelníků a plazů vytvořili potenciální druhové rozšíření pro 179 z nich. V důsledku ztráty stanovišť 49 druhů vykázalo zmenšení svého potenciálního rozšíření o méně než 30 %, 79 druhů ztratilo 30–50 % svého rozšíření, 49 druhů 50–80 %, dva druhy více než 80 %. Kombinovaný dopad ztráty stanovišť a těžební činnosti byl o něco vyšší, když 40 druhů ztratilo méně než 30 %, 83 druhů 30–50 %, 54 druhů 50–80 %, dva druhy více než 80 %. Tyto výsledky ukázaly, že kombinace ztráty stanovišť a těžební činnosti zvyšují ztrátu rozšíření všech druhů obojživelníků a plazů.

V oblasti Cerrado se vyskytuje 282 druhů plazů, z toho je 103 druhů endemických (Nogueira et al., 2011). Oda et al. (2017) prováděli průzkum na okraji vodních ploch a na otevřených i zalesněných plochách. Bylo zde determinováno 47 druhů plazů (37 s velkým rozšířením a 10 endemických druhů). Na antropogenních plochách měli ještěři nejnižší druhovou bohatost, naopak v případě hadů měly nejvyšší druhovou bohatost antropogenní oblasti, zatímco nedotčené oblasti měly druhovou bohatost o něco nižší. Většina hadů byla více spojená s antropickými oblastmi, pravděpodobně proto, že přeměnou lesních biotopů došlo k otevření plochy a tím ke zjednodušení pozorování. Bylo zjištěno, že mnoho druhů plazů bylo vázáno na antropogenní stanoviště, zatímco jiné byly více závislé na zbytcích nedotčených stanovišť. Mezi 32 posuzovanými lokalitami byla nízká vzájemná podobnost a pouze deset lokalit mělo jedinečné složení plazů.

2.1.3 Vliv těžby v Evropě

Márquez-Ferrando et al. (2008) se zabývali obnovou společenstva plazů po havárii na dolu Aznalcóllar ve Španělsku, kde 25. dubna roku 1998 došlo k protržení hráze odkalovací nádrže dolu Aznalcóllar a úniku zhruba 4 500 000 m^3 pyritového bahna a kyselé vody s vysokými koncentracemi arsenu a těžkých kovů (As, Zn, Pb, Cu, Cd). Pyritové bahno zasáhlo údolí řeky Guadiamar a severní část Národního parku Doñana (Gallart et al., 1999). Po havárii začal program obnovy půdy i vegetace a vznikl Guadiamarský zelený koridor, který spojuje dvě obrovské přírodní oblasti, národní park Doñana a pohoří Sierra Morena. Vzhledem k tomu, že v roce 2000 byla v tomto koridoru potvrzena pouze malá část původní populace plazů, pracovali Márquez-Ferrando et al. (2008) s hypotézou, že během programu obnovy půdy došlo k zániku přirozených úkrytů plazů, což mělo pravděpodobně vliv na bohatost populace. Pro ověření této hypotézy umístili řadu umělých úkrytů na velkém území koridoru a během 5 let (2002–2006) zde zjišťovali četnost populací plazů. Výsledky naznačily, že v procesu kolonizace plazy je důležitější blízkost zdrojové oblasti než její velikost. Po srovnání výskytu plazů v kontrolní oblasti bez umělých úkrytů pak bylo potvrzeno, že území s umělými úkryty vykazovalo lepší a rychlejší obnovu společenstva plazů.

V České republice se vlivu různých způsobů rekultivace na biodiverzitu obojživelníků a plazů věnuje například Zilvarová (2010) ve své bakalářské práci. Konkrétně sleduje různé typy rekultivace a její vliv na biodiverzitu těchto skupin na Velké podkrušnohorské výsypce a Smolnické výsypce vzniklé po povrchové těžbě hnědého uhlí a lokalit v okolí Slavkovského lesa, kde jsou odvaly po těžbě cínových rud. Jako druhově nejbohatší se na Velké podkrušnohorské výsypce ukázaly umělé mokřadní plochy se zapojenou vegetací (Zilvarová, 2010), pravděpodobně díky množství vznikajících vodních ploch, ve kterých se obojživelníci rozmnožují. Vodní plochy zároveň pomáhající odpařováním vody ochlazovat okolní krajinu, což je důležitý jev zejména v oblastech bez vegetačního krytu (Pecharová et al., 2001). Na haldách u Horního Slavkova, které byly ponechány spontánní sukcesi, nebyla prokázána taková biodiverzita jako v případě Velké podkrušnohorské výsypky, ovšem početnost jedinců byla vyšší. Nejnižší diverzita obojživelníků a plazů byla na Smolnické výsypce, kam je stále dosypáván skrývkový materiál. V okolí této výsypky jsou prováděny lesnické a rekreační rekultivace. Zilvarová (2010) uvádí stav a charakter rekultivací ploch po těžbě jako jeden z faktorů mající vliv na rozšiřování organismů na nové biotopy.

Je zřejmé, že rekultivované plochy po těžbě jsou velmi zajímavým prostředím pro rekolonizaci krajiny. Především pak třída plazů je vzhledem k relativně pomalému osídlování dosažitelnou a měřitelnou skupinou, na které se dají zjišťovat, definovat a demonstrovat zákonitosti vlivů krajinných prvků a biotopů na rekolonizaci krajiny. Jednotlivá stádia sukcese jsou atraktivní pro různé skupiny, které preferují různá sukcesní stádia, od čerstvě disturbované lokality až po klimax. Na základě studií plazů na rekultivovaných plochách je možné navrhovat efektivní management, který může ovlivnit biodiverzitu na těchto ryze antropogenních nebo antropogenně ovlivněných stanovištích. Jelikož je studií plazů na těžbou ovlivněných rekultivovaných lokalitách relativně málo, je pravděpodobné, že nových informací bude i nadále přibývat.

2.2 Význam monitoringu a základní pojmy

Plazi vykazují vysokou citlivost na změny v jejich životním prostředí. V podmínkách České republiky (ČR) má na plazy negativní dopad mnoho činitelů (Zavadil a Moravec, 2015), a je tudíž třeba je chránit. Pro efektivní ochranu plazů je základem znalost výskytu a informace o početnostech populací. Kvalita získaných výsledků je ovlivněna správnou volbou metody a časováním terénních pozorování (Vlašín et Mikátová, 2007). Na znalostech o rozšíření, početnostech, populační dynamice, biotopových nárocích atp., se dá následně navrhovat například vhodný management či jiná ochranná opatření. Jednotlivé druhy se liší svou ekologií, liší se tedy i používané metody, a to nejen podle ekologie druhů, ale také podle prostředí, kde se nachází a cílů studia. Cílem tak může být prosté zaznamenání přítomnosti druhů prostřednictvím mapování nebo detailnější studium početnosti či jiných parametrů na základě monitoringu.

Mapování je zaznamenání výskytu jedinců za pomoci krátkodobého, nepravidelného nebo jednorázového sledování. Poskytuje základní informace o rozšíření druhů nebo jejich preferovaných biotopů. Pro adekvátní vyhodnocení je nezbytné získat rozsáhlé množství dat, na jejichž základě lze vytvořit mapy rozšíření druhů. Pro rozsáhlejší mapování je nutné, aby bylo koordinováno, například pro účely tvorby celostátních atlasů (Vlašín et Mikátová, 2007).

Monitoring naopak představuje dlouhodobé pravidelné sledování za použití ustálených metod. Sleduje dlouhodobé proměny v přírodě a analyzuje, zda dochází ke

zlepšení, zhoršení nebo zůstává situace konstantní. Tento proces využívá standardních a ustálených metod, přičemž výsledky jsou systematicky získávány v pravidelných intervalech. Metodika použitá při sledování musí být jednotná a snadno opakovatelná. Cílem je shromáždit každoročně dostatek dat, což umožňuje sledovat nejen současné rozšíření, ale i dokumentovat jeho změny v delší časové perspektivě. Získané informace poskytují cenné poznatky o početnosti a dynamice populace (Vlašín et Mikátová, 2007), dále také například informace o pohybu zvířat (Kingsbury et Robinson, 2016), potravě (Luiselli et Amori, 2016) nebo reprodukci (Kohler, 2016).

Monitorování biologické rozmanitosti je potřeba navrhnout tak, aby bylo možné spolehlivě detekovat změny. To může být problematické u druhů, které žijí skrytým způsobem života a mají nižší míru detekce (Sewell et al., 2012), jako například některé druhy plazů. Jednotlivé použité metody v rámci monitoringu jsou různě úspěšné v detekci druhů a zjištění jejich početnosti, a tak bývá počet zjištěných jedinců často podhodnocen (Pellet a Schmidt, 2005). Úspěšnost monitoringu se liší jednak mezi druhy (Dettmers, 1999) a použitými metodami, ale může být ovlivněna i zkušeností pozorovatele (Nichols et al., 2000) či podmínkami prostředí (Gu et Swihart, 2004).

2.3 Metody monitoringu plazů

Před zahájením terénní studie je potřeba jasně definovat její cíle a design (Willson, 2016). Je zřejmé, že neexistují standardní metody pro detekci všech druhů plazů. Volba metody závisí na ekologii druhu, cíli studia, prostředí a také na možnostech pozorovatele (například finančních prostředků, zkušenostech). Při výběru vhodné metody je třeba zvážit některé faktory, například jakou velikost vzorku cílového druhu studie vyžaduje, přičemž metoda, jakou výzkumník zvolí, záleží na druhu a na snadnosti jeho zachycení (Willson, 2016). Důležitými faktory jsou i náklady a úsilí. Velmi levné jsou například vizuální průzkumy, ale u některých druhů mohou přinést nízkou pravděpodobnost zjištění. Pasti bývají dražší a jejich konstrukce vyžaduje značné úsilí, ale poté obvykle poskytují vysokou míru zachycení na jednotku úsilí. Zároveň je ale potřeba častá kontrola pastí, aby nedošlo k poškození chycených zvířat (Willson, 2016). Dále je při studiích důležitá opakovatelnost, ta mimo jiné ukazuje, jak se liší detekce druhu při změnách podmínek během průzkumu (Willson, 2016) například různé počasí, jiný pozorovatel atp. V neposlední řadě je zejména u technik,

které spoléhají na dovednosti pozorovatele vyhledat, odhalit nebo odchytit zvířata, důležitá zkušenost pozorovatele, která zásadně ovlivňuje množství nalezených jedinců (Willson, 2016). Existuje řada metod pro studium plazů, tato kapitola se zaměřuje pouze na metody sledující přítomnost či početnost, specifické metody, jako je například studium potravy nebe telemetrie, zde nejsou řešeny. Popsané metody jsou dále rozděleny na aktivní a pasivní.

2.3.1 Aktivní techniky

Tyto techniky vyžadují aktivní činnost pozorovatele. Spočívají v pozorování či odchytu volně se pohybujících živočichů. Tyto metody patří mezi nejúčinnější, nejlevnější, vyžadují málo vybavení a zároveň mohou být jedinými spolehlivými metodami pro studium některých druhů. Jsou však náročnější na zkušenost pozorovatele, vyžadují znalost vzorců aktivit a využívání stanovišť cílových druhů (Willson, 2016).

2.3.1.1 Techniky nevyžadující manipulaci

Jedná se o neinvazivní metody průzkumu. To znamená sledování zvířete bez narušení normálního chování, ekologie nebo fyziologie zvířete. Nedochází při nich k přímému kontaktu se zvířetem. Výhodou je získávání záznamů, aniž by byl jedinec vystaven stresu.

Vizuální průzkum

Nejzákladnější metodou studia plazů žijících na povrchu je vizuální průzkum. Tato metoda spočívá v systematickém prozkoumávání studijní oblasti nebo stanoviště, které preferují sledované druhy. Průzkum může probíhat jak ve dne, tak v noci, a bývá obvykle omezen oblastí, časovým rámcem nebo pracovním úsilím. Výsledky vizuálního průzkumu záleží z velké míry na pozorovateli a jeho zkušenostech (Willson, 2016). Metoda vizuálního průzkumu může být vhodná především pro aktivní druhy plazů. U nás například pro různé druhy ještěrek, které lze spatřit ve volné krajině, nebo např. zmije, které se často vyhřívají na slunci. Není však vhodná pro skryté druhy, které tráví většinu času v úkrytech (např. slepýši) (Vlašín et Mikátová, 2007).

Průzkumy silnic

Metoda spočívající v pomalé jízdě po málo frekventované silnici, která protíná vhodná stanoviště. Noční silniční průzkumy jsou obvykle nejúčinnější pro detekci vysoké druhové bohatosti, ale denní průzkumy mohou být účinné pro denní hady a některé pomalu se pohybující ještěrky (Willson, 2016). Výhodou této metody je, že oproti pěšímu průzkumu umožňují prohlédnout více míst za méně času. Z jedoucího auta však může být spatřeno méně jedinců a jedinci menšího vzrůstu mohou být přehlédnutí (Coleman et al., 2008). Tento vizuální průzkum se může zaměřovat i na kadávery sražených jedinců na silnici. Vysoká úmrtnost plazů nastává, když zvířata překračují silnice během přesunů do místa rozmnožování, zimování atp. (Ashley et Robinson, 1996). Silnice bývá často vyhřátá, a tak mohou být plazi silnicí lákáni za účelem zvýšení své tělesné teploty (např. Rosen a Lowe, 1994). Efektivní je i pro skryté druhy, u nás zejména pro slepýše a hady (hadi mají kvůli své délce větší pravděpodobnost na přejetí a slepýš se po zpevněném povrchu špatně pohybuje).

2.3.1.2 Techniky vyžadující manipulaci

V České republice jsou všechny druhy plazů chráněny, s výjimkou určitých případů je manipulace s nimi zakázána. Pro zachování bezpečí těchto živočichů se upřednostňují neinvazivní metody, i když s rizikem menší přesnosti získaných údajů (Vlašín et Mikátová, 2007). Výjimku ze zákazů lze povolit v zájmu ochrany volně žijících živočichů a ochrany přírodních stanovišť, v zájmu prevence závažných škod, v zájmu veřejného zdraví nebo veřejné bezpečnosti nebo pro výzkumné a vzdělávací účely opětovného osídlení určitého území nebo opětovného vysazení populací (ZOPK, 1992).

Vizuální průzkum s potřebnou manipulací

Vizuální průzkum vyžaduje manipulaci v případě, kdy potřebujeme zjistit přesnější informace o zvířeti (např. váhu, pohlaví), nebo když hledáme skryté druhy. V takovém případě prohledáváme vhodné úkryty, ve kterých by se tyto druhy mohly vyskytovat. V tomto případě manipulujeme s úkrytem a působíme zvířeti stres i bez potřebné manipulace se samotným zvířetem.

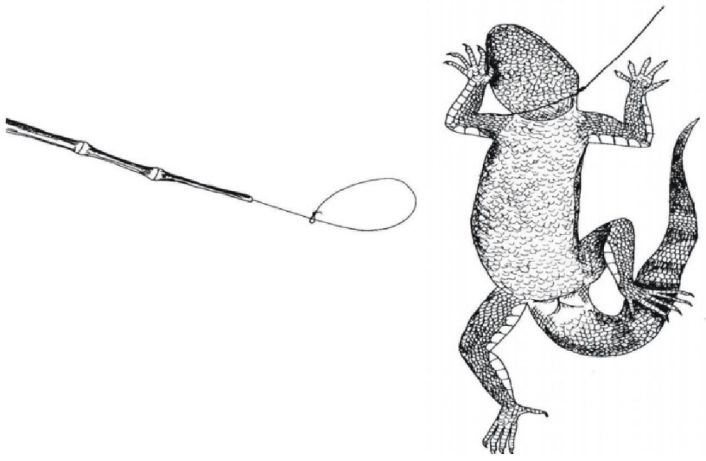
Během takového průzkumu je zkušený pozorovatel vybaven několika látkovými sáčky pro malé plazy, jedním nebo několika látkovými sáčky pro větší hady a ještěrky,

notebookem a perem, fotoaparátem a často i nástrojem na obracení kamenů a klád (Fitzgerald, 2012). Při hledání plazů musí pozorovatel sledovat aktivní ještěrky a hady, a také se dívat pod vhodný kryt, kde se plazi mohou skrývat. Při hledání dochází k narušení mikrohabitatů a je důležité vracet klády a kameny opatrně do původních poloh (Fitzgerald, 2012), a snažit se tak předejít ublížení zvířeti. Při posunutí krycího objektu můžeme zamezit zvířeti vylézt ven. Při prudkém shození krytu můžeme zvíře poranit. Efektivitu lze zvýšit přidáním umělých úkrytů na sledovanou plochu (viz kapitola 2.4). Výhodou je zvýšení počtu krycích objektů pro zvířata a často také snížení narušení původních mikrohabitatů (např. DeGraaf et Yamasaki, 1992).

Smyčkování

Ještěrky jsou velmi opatrné a vyhýbají se ručnímu zachycení. Smyčkování je tak osvědčenou technikou jejich odchytu (Blomberg et Shine, 2006). Smyčka se skládá ze smyčky z lehkého provázku a dlouhé tyče, ke které je provázek připevněný (Obr. č. 1). Mnoho obtížně chytitelných ještěrek umožní přiblížení na vzdálenost, která umožňuje jemné spouštění smyčky kolem krku nebo přední části těla. Jemné zvednutí prutu utáhne smyčku a ještěrka je chycena. Smyčkování funguje dobře pro středně velké ještěrky se zvětšenou hlavou (Willson, 2016). Smyčky z nití fungují dobře pro menší ještěrky. K odchytu velkých ještěrů se používají smyčky z lan nebo nylonové šňůry, typičtí jsou například agamy, leguáni a varani (Blomberg et Shine, 2006).

Obrázek č. 1: Ještěří smyčka a ještěrka lasovaná za krkem pomocí smyčky (© Tomado de Vanzolini Nelson 1990).



Tyto metody patří mezi nejúčinnější, nejlevnější, vyžadují málo vybavení a zároveň mohou být jedinými spolehlivými metodami pro odchyt některých druhů. Přesto jsou

však náchylnější ke zkreslení (Willson, 2016), záleží na zkušenostech chytače a na vhodných časových a teplotních podmínkách.

2.3.2 Techniky pasivního zachycení

Tyto pasivní techniky vždy vyžadují manipulaci. Pasivní metody odchytu zachycují nebo přitahují zvířata a chytí je do pasti pro následnou kontrolu. Metody pasivního vzorkování tedy nevyžadují přítomnost výzkumníka v době aktivity zvířat. Správně používané metody mohou být velmi účinné (Willson, 2016). Pasivní metody průzkumu obecně vykazují nižší míru zkreslení ve srovnání s aktivními metodami. Mohou nasbírat jedince v průběhu času, a pokud jsou pasti správně navrženy a nastaveny, jsou relativně odolné vůči menší zkušenosti pozorovatele. Pasti mohou být účinné pro zachycení skrytých druhů. Nevýhodou pasivních pastí je to, že vyžadují počáteční investice a oproti jiným metodám mají složitější instalaci v terénu. Pasti je při aktivním provozování nutno často kontrolovat, aby nedošlo k poškození zvířete (Willson, 2016).

Padací pasti

Padací pasti se nejčastěji používají v kombinaci s naváděcími bariérami (Obr. č. 2). Naváděcí bariéry mohou být i přirozené různé krajinné prvky (skalní římsy, klády, břehy vodních ploch). Umělé jsou vyrobeny z různých materiálů a podél nich jsou umístěny pasti (Willson, 2016). Bariéry se většinou zakopávají do země do hloubky 15 cm a dalších 40 až 60 cm je nad zemí (Fitzgerald et Yantis, 2012). Mohou být vyrobeny například z hliníku nebo jsou pozinkované, vinylové, s pozinkového pletiva, z moskytiéry (síť proti hmyzu), plastové fólie atp. (Malone et Laurencio, 2004). Výběr materiálu oplocení závisí na požadovaném poměru plotů, snadnosti instalace, dostupnosti a financování (Fitzgerald et Yantis, 2012).

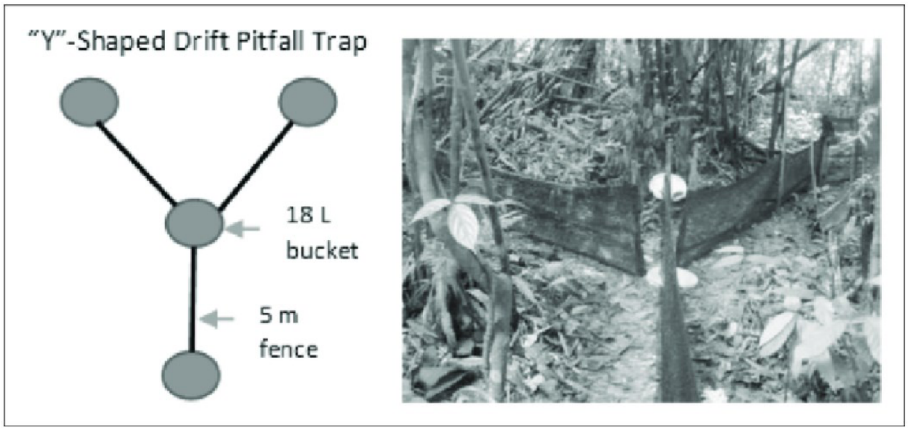
Zvířata narazí na naváděcí bariéru a putují podél bariéry, dokud nenarazí na padací past. Je zapotřebí, aby byly pasti zapuštěny do země, pokud vyčnívají ze země, může zvíře zaváhat a pasti se vyhnout. Okraj by měl být překryt bariérou, kterou není sledovaný druh schopen přelézt, aby zvířata nebyla schopná přejít kolem plotu bez pádu do pasti (Bennett, 1999). Pasti jsou vyrobeny z nějakého typu nádoby s hladkými stranami (nejčastěji kbelík zapuštěný v zemi tak, že okraj je na úrovni povrchu). Zvířata, která spadnou do nádoby, nejsou schopna vylézt a jsou uvězněna. Do každé

pasti by se také měla umístit vlhká houba, která poskytne úkryt a vlhkost v horkých dnech (Willson, 2016).

Pasti mohou být provozovány nepřetržitě, takže lze detekovat změny v aktivitě způsobené počasím (Bury et Corn, 1987), záleží pouze na schopnosti pozorovatele identifikovat druhy a účinně zacházet s herpetofaunou (Towns, 1991). Tato metoda má však i své nevýhody, jako například, že některá zvířata dokáží z pasti vylézt. Do pastí se při dešti dostává voda a zároveň jsou zvířata v pasti snadným cílem pro řadu predátorů (Bennett, 1999). Zvířata jsou také vystavena neustálému stresu a vlivu nepříznivých teplotních podmínek do doby, než provede pozorovatel další průzkum.

Chytání do pastí je nejužitečnější pro odchyt suchozemských ještěrů. Lze je použít například k poskytnutí dat pro distribuci, hojnost, odhady hustoty, populační trendy, obsazenost lokality a odhady přežití. Jsou více rušivé ve srovnání s jinými metodami. Pasti lze také na krátkou i delší dobu uzavřít. Pokud však studie dále nepokračuje, měly by se tyto pasti odstranit (Hare, 2012).

Obrázek č. 2: Padací pasti a naváděcí bariéra vytvořená do tvaru Y (© Amalina et al., 2017)



Trychtýřové pasti

Skládají se z trychtýřovitého vstupu do většího záchytného prostoru. Zvířata jsou vedena úzkým trychtýřovým otvorem a pak nemohou najít cestu zpět. Mohou být také uvnitř vybaveny krycími předměty a vodními zdroji. To umožňuje méně časté monitorování (Willson et al., 2016). Mohou být účinné v různých suchozemských, vodních i stromových biotopech, je však třeba dbát na zdraví odchycených zvířat. Suchozemské pasti by měly být zastíněné a vodní pasti musí být umístěny dostatečně

mělce nebo musí být plovoucí (např. Casazza et al., 2000). Jsou účinné pro většinu hadů a malých až středně velkých ještěrek (Willson et al., 2008).

Pasti lze dočasně odstranit. To usnadňuje opakování pokusů o odchyt po dlouhou dobu s minimálním narušením stanoviště. Výhodou této metody nad metodou padacích pastí je, že trychtýřové pasti (Obr. č. 3) lze umístit na méně přístupná stanoviště, kde by padací pasti nemohly efektivně odebírat vzorky. Pasti však mohou zachytit druhy zvířat, pro které nejsou tyto pasti konstruovány a ohrozit je tak na zdraví, nebo vystavit sledovaná zvířata predaci (Hare, 2012). Obvykle vyžadují návnadu nebo naváděcí bariéru k nasměrování zvířat do pasti (Willson, 2016). Tyto pasti jsou také účinnou metodou pro získávání údajů např. pro distribuci, početnost, odhady hustoty, populační trendy, obsazenost lokality, odhady přežití atp. Jsou užitečné zejména pro odchyt suchozemských a stromových ještěrů (Hare, 2012).

Obrázek č. 3: Trychtýřové pasti po obou stranách naváděcí bariéry (© Thompson et Thomson, 2007)

Obě tyto metody jsou podobnými typy odchytů a mají podobné předpoklady a často navzájem poskytují doplňkové výsledky. Výběr typu pasti tak především znovu závisí na typu stanoviště, cílových druzích a cíli projektu (Hare, 2012).

2.4 Využití umělých úkrytů při monitoringu plazů

2.4.1 Princip metody

Umělé úkryty jsou při monitoringu plazů častou metodou. Nejlépe fungují, když se spojí s vizuálním průzkumem. Jedná se o metodu, jejíž podstatou je položení umělého materiálu (plechy, střešní krytiny, překližkové desky atp.) (Willson, 2016) na různá stanoviště, kde očekáváme přítomnost plazů (Lettink, 2012). Při průzkumu se krycí objekt odkryje a spočítají se jedinci, kteří se pod ním ukrývali nebo vyhřívali. Krycí objekt by měl být snadno převratitelný (Willson, 2016) a po prohledání by měl být vrácen opatrně na původní místo (Fitzgerald, 2012). Mohou být umístěny v různých stanovištích. Jsou využívány k monitoringu za účelem odhadu početnosti nebo jiných populačních parametrů (Lettink, 2012), mohou být také vhodné pro poskytování dalších úkrytů v degradovaných stanovištích nebo v oblastech, kde jsou populace omezeny dostupností útočiště (např. Webb et Shine, 2000) a také při translokaci (např. Lettink, 2007b).

Plazi tyto úkryty využívají zejména proto, že nabízejí úkryt, ochranu před predací a termoregulační výhody (Lettink, 2007a). Plazi jsou ektotermní (poikilotermní) obratlovci tzn., že jejich teplota závisí na teplotě vnějšího prostředí. Proto si musí udržovat tepelné optimum především termoregulačním chováním. Tělesnou teplotu se proto snaží udržovat z části fyziologicky (změnou barvy, nebo částečným odpařováním tekutin), ale především účelovým chováním (sluněním, krytím atp.) (Baruš et al., 1992). Udržení optimální tělesné teploty je důležité pro mnoho fyziologických procesů a také pro budoucí kondici (sprint, hledání potravy) (Avery et al., 1982).

Umělé krycí objekty z různých materiálů byly použity jako metoda vzorkování pro řadu taxonů, zejména pro plazy, obojživelníky, bezobratlé a malé savce. V mnoha částech světa se umělé úkryty používají také ke studiu bentických organismů a vodních bezobratlých (Myers et Southgate, 1980; Olomukoro et Okologume, 2008).

Například byla použita borová prkna pro sledování mločíka popelavého *(Plethodon cinereus)* v New Hampshiru ve White Mountain National Forest (DeGraaf et Yamasaki, 1992). V Brazílii použili polyvinylové trubky pro studium žab (Pereira-Ribeiro et al., 2017). V Austrálii použily umělé úkryty z různých druhů materiálů pro sledování obojživelníků (Michael et al., 2018). Tato metoda se jeví pro obojživelníky

jako efektivní. Výhodou může být citlivější sledování na stanovišti, při kterém díky deskám nedochází k lámáním nebo převracením stávajících kmenů (DeGraaf et Yamasaki, 1992). Může také poskytovat doplňkové mikrobiotopy pro udržení nebo zvýšení populací (Pereira-Ribeiro et al., 2017).

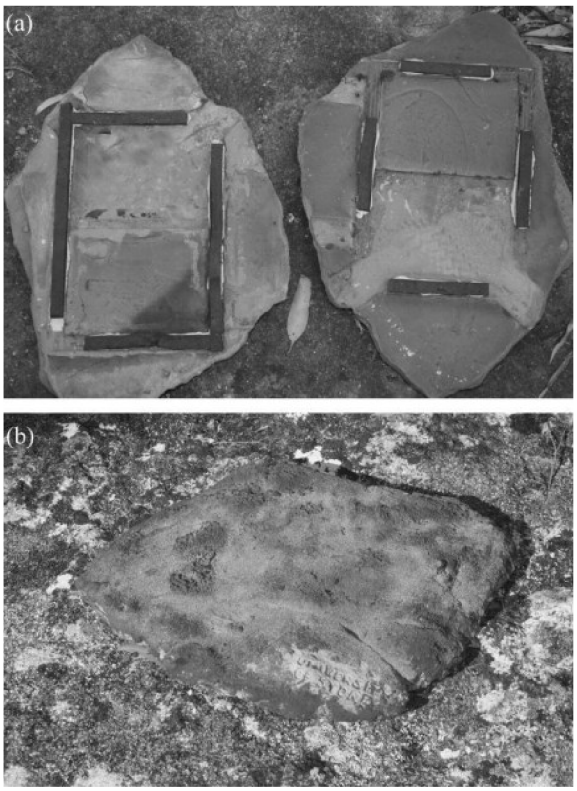
Diverzita bezobratlých byla zkoumána za pomocí umělých úkrytů vyrobených z kartonů zatížených pískem v kanadském boreálním lese (Ferguson et Berube, 2004), také dřevěné kotouče z padlých kmenů byly použity pro sledování bezobratlých. Závěrem vyšlo najevo, že dřevěné disky mohou mít značný potenciál poskytnout stanoviště pro obnovu suchozemských bezobratlých (Bowie et Frampton, 2004).

Ne vždy se však ukazuje metoda jako efektivní, např. Cowan (2020) porovnával umělá doupata (z navezených nahromaděných kamenů, betonů atp.), s přirozenými útočišti pro vačnatce kunovce severního (*Dasyurus hallucatus*), kteří však umělá útočiště neobývali. Útočiště byly mělčí, měly vysoké teploty, byly často navštěvovány predátory a měly málo potencionální kořisti. To poukazuje na fakt, že je důležité vzít v úvahu více faktorů při snaze o nahrazení přírodních útočišť.

2.4.2 Používané materiály

K průzkumu herpetofauny byla použita široká škála materiálů, například vláknocementové desky (Obr. č. 4) (Ballouard et al., 2013), onduline, vlnitý plech (Lettink et Cree, 2007; Thierry, 2009), betonové dlaždice (Webb et Shine, 2000; Lettink et Cree, 2007; Thierry, 2009), dřevěné železniční pražce (Obr. č. 5), keramické střešní tašky (Obr. č. 5), ocelový plech (vlnitá ocel) (Obr. č. 5) a stromové úkryty z pěny (Michael et al., 2018), dřevěné úkryty (Michael et al., 2004; Lemm et Tobler, 2021), cement vyztužený vlákny smíchaný s polymerem (Croack et al., 2010), a mnohé další. Materiály by neměly narušit okolní krajinu a zároveň není vhodné umělé předměty ponechávat v krajině. Z takových důvodů můžou být upřednostňovány přírodní materiály.

Obrázek č. 4: a) spodní část umělé cementové desky s pěnovými pásky; b) vrchní část umělé cementové desky (© Croack et al., 2010)



Například dřevěné desky byly použity v mnoha studiích. Ve studii Lemm et Tobler (2021) tvořily značnou převahu nad plechovým materiálem. Dřevěné úkryty udržely vlhkost déle a použití přírodního materiálu je bez pochyby značnou výhodou oproti jiným typům úkrytům. Výsledky studie (Michael et al., 2004) ukazují vysoké využití a rychlou kolonizaci uměle umístěným dřevem. Lze je navíc recyklovat z jiných původních účelů na krycí předměty, například dřevěné železniční pražce (Michael et al., 2018) nebo plotové sloupky (Michael et al., 2004). Některé studie uvádí, že plechový materiál měl horší výsledky například oproti dřevěnému materiálu. Mají tendenci se rychle zahřát a půda pod nimi rychle vysychá, kvůli čemuž jsou vhodné jen pro krátkou dobu v roce (Lemm et Tobler, 2021). V některých studiích se však vlnitý plech ukázal jako účinný (např. Michael et al., 2018) a měl v porovnání s dřevěnými železničními pražci značnou převahu v počtu nalezených zvířat.

Střešní krytiny byly použity z různých materiálů, např. vláknocementové desky, keramické střešní krytiny, onduline. Vláknocementové desky se použily pro studium mladých želv zelenavých (*Testudo hermanni hermanni*) (Ballouard et al., 2013). Onduline je lehký vlnitý střešní a obkladový produkt vyrobený z organických vláken

nasycených bitumenem. Jako efektivní se jevil např. pro sledování druhu novozélandského gekona (*Hoplodactylus maculatus*) (Lettink et Cree, 2007). Thierry (2009), který zkoumal teplotní rozdíly ve třech typech materiálů, zjistil, že onduline dosahoval průměrně nejvyšších teplot v porovnání s vlnitým plechem a betonovou dlaždicí. Na základě laboratorních studií, také zjistil, že gekoni silně preferovali tento materiál bez ohledu na zahřátí. To může naznačovat, že si gekoni vybírají onduline bez ohledu na tepelné charakteristiky, nebo že jsou schopni tepelné vlastnosti předvídat. Keramické tašky byly použity ve studii Michael et al. (2018), přičemž žádná zmínka o jejich preferenci nebyla uváděna.

Obrázek č. 5: Keramická střešní krytina, dvojitý stoh z vlnité oceli, dřevěné železniční pražce; různé typy materiálů na jedné odchytové stanici (©Michael et al., 2018).

Izolační pěna může být vhodná pro instalaci úkrytů kolem stromů. V takovém případě se izolační pěna může obalit po obvodu kmenu a připevnit pomocí šňůry (Obr. č. 6). Pěna může být zvenčí obalená folií a tak poskytuje tepelnou izolaci a odolnost proti povětrnostním vlivům. Úkryt vydrží i několik let a je účinný pro některé stromové druhy (Michael et al., 2018).

Obrázek č. 6: Izolační pěna pokrývající část kmene stromu (© Michael et al., 2018)

Umělé kameny, jako například betonové dlaždice (Webb et Shine, 2000; Letink a Cree, 2007) a cementové kameny vyztužené vlákny smíchané s polymerem (Croack et al., 2010), mohou mimo jiné pomoct ke zvrácení úbytku druhu na degradovaných biotopech. Tyto úkryty pak spolehlivě využívají druhy vázané na různé skalní výchozy. Studované druhy byly například had širokohlavý (*Hoplocephalus bungaroides*) a druh australského gekona (*Oedura lesueurii*) (Webb et Shine, 2000; Croack et al., 2010). Betonové dlaždice byly použity pro porovnání preferencí druhů na různé materiály a ukázaly se jako efektivní pro scinky, kteří se na nich především vyhřívali (Lettink et Cree, 2007).

2.4.3 Rozměry úkrytů

U různých materiálů se používají různé rozměry. Zřejmě také s ohledem na ceny jednotlivých materiálů, váhu a zkoumané druhy i jejich preference. Tvary různých materiálů jsou většinou čtvercové nebo obdélníkové. To může být nejspíše z důvodu tvaru, ve kterém se materiály prodávají, popřípadě se rozdělí tak, aby se s materiálem neplýtvalo. Desky bývají často vlnitého charakteru (např. oceli a střešní tašky). Vlny tak můžou nabídnout polotrubkovité rozměry vhodné i pro větší druhy zvířat (Ballouard et al., 2013). Michael (2004) používal dřevěný materiál o velikostech (<1 m, 1–1,5 m, >1,5 m). Nejvíce preferované byly velikosti v rozmezí 1–1,5 m. Jako nejefektivnější rozměry úkrytů o velikosti 1,2 m potvrdili ve své studii též Lemm et Tobler (2021). Dřevěný materiál takového rozměru zadržuje vlhkost a drží mírné

teploty (Lemm et Tobler, 2021). Vlnitý plech o rozměru 45 × 23 cm vyskládaný do tří vrstev byl použit ve studii Lettink et Cree (2007), přičemž však nebyl žádným druhem výrazně preferován. Lemm et Tobler (2021) v jejich studii uvádí, že plechové úkryty o rozměrech 122 × 67 cm měly nejnižší pravděpodobnost zachycení, větší plechové úkryty o rozměrech 152,4 × 101,6 cm byly o něco vhodnější. Naopak Michael et al. (2018) měli vysokou úspěšnost pod plechovými úkryty o rozměrech 1 m^2.

Střešní krytiny bývají vlnitého tvaru. Ve studiích byly použity různorodé velikosti, jsou lehké a tak by mohly být používané velikosti rozdílné spíše z důvodu cenových relací. Pro keramické střešní tašky byl uváděn rozměr 1 m². Ve studii Balluard (2013) je střešní krytina z vláknocementové desky měřena na velikosti vln, přičemž šířka byla 10 cm, poloměr 6 cm, deska byla dlouhá 120 cm a vln bylo na desce dohromady pět. Tento údaj byl podstatný pro měření želv zelenavých z důvodu rozměrů krunýřů. Desky onduline ve studii Lettink et Cree (2007) měřily 40 × 28 cm. Šířka tohoto úkrytu byla však o něco vyšší, protože desky byly poskládány do tří vrstev na sobě s odstupy tak, aby se daly využívat všechny patra úkrytu.

Kamenné úkryty bývají většinou o něco menší než jiné úkryty, což může být z důvodu hmotnosti, ceny a objemu. Často jsou také navržené tak, aby napodobovaly přirozená kamenná útočiště. Např. cementové kameny o rozměrech 55 × 38,5 cm a tloušťce zhruba 4,2 cm, které byly navíc zespodu vyztužené pěnovými pásky, tak aby vytvářely štěrbiny o velikosti 4–6 cm (Croack et al., 2010). Betonové dlaždice o velikosti 39 × 32 cm byly použity ve studii (Lettink et Cree, 2007). Nejméně měřily betonové dlaždiče o šířce 19 cm a tloušťce 5 cm ve studii (Webb et Shine, 2000).

2.4.4 Umístění a kontroly

2.4.4.1 Umístění úkrytů

Umělé úkryty se záměrně umisťují na vybraná místa tak, aby přilákaly určitý druh. Často pak sestávají z odchytových stanic (přičemž v každé stanici může být více úkrytů), které jsou od sebe rozmístěny systematicky, např. na jednom hektaru 50 × 200 m (Michael et al., 2018), nebo se umisťují vzhledem k nějakému krajinnému prvku, například u krajů lesů a blízko hustých křovin (Ballouard et al., 2013), na místě, kde chceme potvrdit určitý výskyt nebo náhodně.

2.4.4.2 Kontroly úkrytů

Po nasazení v terénu jsou umělé úkryty obvykle ponechány nějakou dobu nerušené, než jsou zkontrolovány. K zajištění konzistentního využívání umělých úkrytů herpetofaunou může být zapotřebí několik měsíců umístění, a to v závislosti na tendenci cílového druhu používat krycí objekty a jejich věrnosti přirozeným úkrytům (Lettink et Cree, 2007). Obecně se tvrdí, že musí uplynout určitá doba (týdny, měsíce), než jedinci začnou úkryty využívat. Například Lemm et Tobler (2021) začali se sběrem dat 6 měsíců po instalaci. Tvrdí, že průměrný počet dní do prvního pozorování od prvního průzkumu byl 119 dní pro všechny taxony plazů. Výsledky studie Lettink et Cree (2007) také naznačují, že k dosažení maxima může být zapotřebí období tří až čtyř měsíců po umístění. Kontroly se pak běžně provádějí v brzkých ranních až odpoledních hodinách. To však nemusí být vždy vhodné pro druhy, které přes den úkryty běžně nevyužívají. Například umělé úkryty na Novém Zélandu se ukázaly jako účinné pro novozélandské gekony (82,2 % nálezů), ne však pro dva druhy scinků. Vzhledem k rozdílným aktivitám nočních gekonů a denních scinků a ke kontrolám, které probíhaly brzy ráno, se nedá vyloučit možnost, že zvířata vyhledávala úkryty později během dne (Lettink et Cree, 2007).

2.4.5 Porovnání efektivity umělých úkrytů a standardních metod

Hlavní výhody umělých úkrytů v porovnání s jinými metodami odběru vzorků je v tom, že se snadno používají, jsou relativně levné, nejsou tolik citlivé vůči zkušenostem pozorovatele a také nezpůsobují žádné nebo jen malé narušení stanovišť. Rovněž není vyžadováno fyzické zacházení se zvířaty (zvířata mohou být

identifikována na pohled nebo vyfotografována při kontrole umělých úkrytů) (Letink, 2012). Používá se různá škála materiálů různých velikostí a je tak jen na pozorovateli jaký typ úkrytu zvolí. Mohou poskytovat doplňkové informace při vizuálním průzkumu.

Například Michael (2018) porovnával stromové umělé úkryty s klasickými terestrickými umělými úkryty a aktivním vyhledáváním. Zjistil, že aktivní vyhledávání vedlo k největšímu počtu detekcí 11 druhů, umělými terestrickými úkryty bylo zjištěno osm druhů, přičemž neúčinnější se jevila ocel a čtyři druhy plazů byly zjištěny pod stromovými umělými úkryty. Pod umělými stromovými úkryty byl druh gekon mramorovaný (*Cedura marmoratus*) zjištěn 132krát hojněji než pod terestrickými úkryty a 20krát hojněji než aktivním vyhledáváním. Stromové úkryty navíc nezpůsobují škody na stanovišti oproti aktivnímu vyhledávání, při kterém je například potřeba lámání a převracení kmenů (DeGraaf et Yamasaki, 1992), nebo odstranění kůry z vhodných stromů a tato činnost následně snižuje kvalitu biotopu.

Ballouard (2013) ve své studii sledoval mladé želvy, které jsou v terénu snadno přehlédnutelné při aktivním vyhledávání a užití vláknocementových desek se ukázalo jako efektivní. Zvýšil míru opětovného odchytu, čímž poukázal na fakt, že nízká míra odchytu mladých a snadno přehlédnutelných želv může vést ke klamnému dojmu, že každý rok přežije jen málo juvenilních jedinců, a znemožňuje tak odhadnout přesnou míru přežití. Velmi snadno se také nasazují do terénu a dobře se s nimi manipuluje. Mívají minimální dopady na stanoviště (Letink, 2012) nebo můžou mít dokonce pozitivní vliv. Při dlouhodobých studiích však mohou změnit distribuci, početnost a přežívání různých zvířat, které tyto úkryty využívají a populační stavy poté nemusejí odrážet přirozené početnosti (Lettink, 2007a).

Zvířata také mohou zalézat a opouštět úkryty z vlastní vůle, a tak hrozí nižší riziko úmrtnosti (Lettink, 2012). Nejsou tedy závislá na době, kdy pozorovatel provede další kontrolu, jako je tomu například u pastí, kde jsou zvířata vystavena silnému stresu, snadné predaci a někdy nepříznivým teplotním podmínkám do doby, než pozorovatel znovu neprovede průzkum. Úkryty mohou také lákat různé predátory (Letink, 2012), oproti metodám pastí však mají plazi podstatně větší šanci na únik.

Umělé úkryty na Novém Zélandu porovnávané s padacími pastmi ukázaly, že se úkryty jevily jako účinné pro novozélandské gekony (82,2 % nálezů), ne však pro dva

druhy zkoumaných scinků, pro které se jevila vhodnější metoda padacích pastí (Lettink et Cree, 2007). To, že se plazi mohou pod úkryty samovolně pohybovat, může být také nevýhodou, jelikož je třeba zvířata zastihnout pod úkrytem ve vhodnou dobu, takže pozorovatel musí být značně časově flexibilní tak, aby byl schopen provést průzkum za optimálních podmínek. Časté kontroly mohou také ovlivnit míru zachycení. Pokud jsou zvířata často kontrolována, mohou se začít úkrytu vyhýbat, a postupně tak může míra zachycení zvířete pod úkrytem klesat (Letink, 2012). Vyhýbat se úkrytu mohou také z důvodu kompetice a predace, které mohou snižovat počet zvířat, která by tyto úkryty mohla využívat a tak může silně zkreslit počty nalezených jedinců (Letink, 2012). Například byla provedena studie na kanibalistické užovce hladké (*Coronella austriaca)* a neteritoriálním slepýši křehkým (*Anguis fragilis)*. Zjistilo se, že mláďata užovky nesdílejí úkryty s dospělými jedinci, a to i za cenu nižší dostupnosti úkrytů preferovaných tímto druhem, naopak slepýš křehký má tendenci se shlukovat a to bez ohledu na věk jedinců (Kolanek et al., 2019).

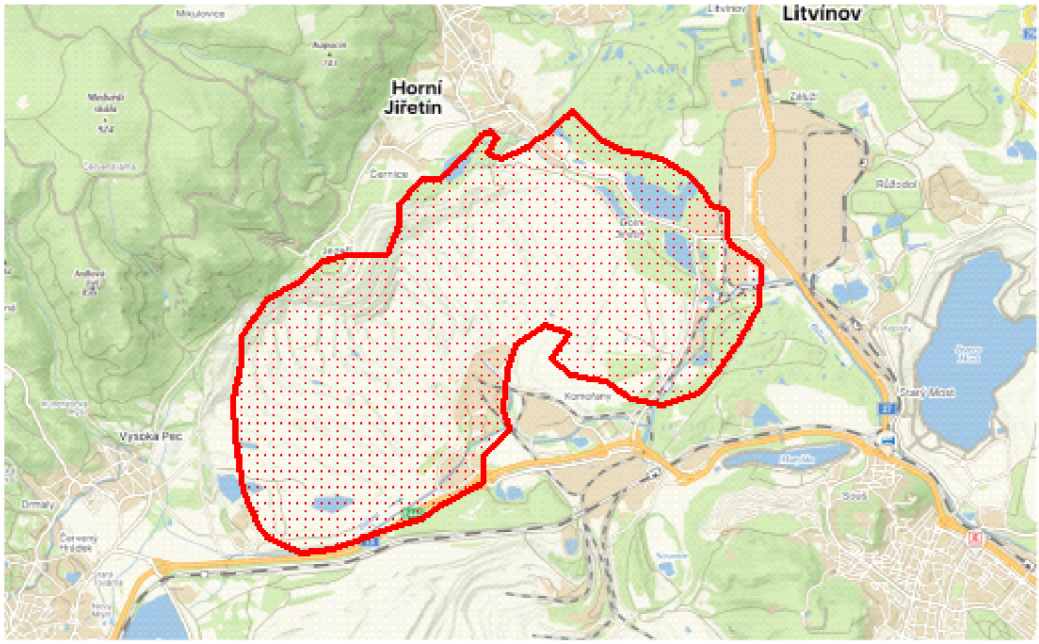
Pravděpodobnosti detekce také nemusí být konstantní, může se lišit mezi jednotlivci a druhy a je ovlivněna strukturou stanoviště, povětrnostními podmínkami a ročním obdobím. Nemusí také přinášet okamžité výsledky. Většinou se úkryty nastavují určitou dobu předem a jsou ponechány na místě, než je začnou zvířata pravidelně využívat (Letink, 2012).

3. METODIKA

3.1 Studovaná oblast

Lom ČSA se nachází v severočeské hnědouhelné pánvi v nadmořské výšce 175 až 300 m n. m. v prostoru mezi obcemi Vysoká Pec, Černice, Horní Jiřetín a bývalými Komořany. Zájmové území zahrnuje zbytkovou jámu lomu ČSA a bývalého lomu Obránců míru, jejich vnitřní výsypky a přilehlé plochy závodů v oblasti u Komořan. Území je ohraničeno na jihu korytem řeky Bíliny na Ervěnickém koridoru, z východní strany silniční komunikací Komořany – Záluží, ze severu silniční komunikací Záluží – Horní Jiřetín a ze západu vlastní hranicí lomu ČSA na svazích Krušných hor (Vrátná, 2023).

Mapa č. 1: Situační mapa lomu ČSA (Vrátná, 2023)



3.1.1 Přírodní podmínky

Převážná část území lomu ČSA spadá z fytogeografického hlediska do obvodu České termofytikum (*Thermobohemicum*), fytogeografického okrsku 3 – Podkrušnohorská pánev. Jižní svahy přechází až do obvodu Českomoravského mezofytika, 25a - Krušnohorské podhůří vlastní. České termofytikum je charakteristické výskytem převážně teplomilných druhů rostlin. Zahrnuje planární (nížinný) a kolinní (pahorkatinný) výškový vegetační stupeň. Dle biogeografického členění je území zařazeno do provincie listnatých opadavých lesů, subprovincie hercynské a bioregionu mosteckého 1.1 (Culek et al., 1996) a okrajově hraničí s bioregionem krušnohorským 1.59., biota je tak jen málo vyhraněná, přechodová. Území lomu představuje území s převážně chudými půdními substráty a pestrými stanovištními podmínkami. Nejcennějšími stanovišti jsou raná sukcesní stádia (holý substrát, slaniska, erozní svahy), xerické-leso-stepní formace, členité vodní plochy (nebeská jezírka, podpatní mokřady) nebo celková kombinace ploch v různých stádiích sukcese (Vrátná, 2023).

3.1.2 Zemědělské plochy, kategorizace lesů

Zemědělské plochy jsou v lomu ČSA zastoupeny v relativně malé míře, jedná se o cca 23,98 ha. Zemní tělesa výsypek a jejich povrch je tvořen heterogenními materiály z původních skrývek, na skrývkových řezech určených k rekultivaci je minimum zúrodnitelné vrstvy (Vrátná, 2023).

Z hlediska kategorizace lesů se v případě rekultivací jedná především o tzv. lesy zvláštního určení. Primárním určením takové lesnické rekultivace je především rychlá stabilizace a konsolidace přetvořeného území s tím, že tvorba produkčního lesa je cílem sekundárním. V lomu ČSA se počítá s cca 80 ha těchto lesů (Vrátná, 2023).

3.1.3 Klima, rozptylové podmínky

Dotčené území lomu ČSA se nachází v teplé klimatické oblasti T2, pro kterou je typické krátké teplé až mírně teplé jaro, teplé dlouhé a suché léto, poměrně krátký teplý až mírně teplý podzim a krátká, suchá až velmi suchá zima. Území lomu ČSA na severních svazích částečně zasahuje také do mírně teplé oblasti MT9. Pro tuto oblast je charakteristické mírně teplé a krátké jaro, dlouhé, teplé, suché až mírně suché léto, mírně krátký a teplý podzim a mírná, suchá a krátká zima. Povodí lomu ČSA se nachází na samé hranici srážkového stínu Krušných hor (Vrátná, 2023).

3.1.4 Hydrologické a hydrogeologické poměry, geomorfologické poměry

Území lomu ČSA spadá hydrologicky do povodí řeky Bíliny a je ohraničeno jejím korytem, které je z části zatrubněno v souběhu s Ervěnickým koridorem. Původní území bylo rovněž přirozeně odvodňováno několika potoky, které bylo nutno v souvislosti s rozvíjející se těžbou hnědého uhlí překládat do umělých koryt. Jedná se zejména potoky Kundratický a Vesnický byly umělými koryty odkloněny na západ, potoky Šramnický a Černický. Při severovýchodním okraji území lomu ČSA se nachází vlastní vodní tok Loupnice, která se vlévá do Bíliny nad jezem v katastrálním území Dolní Jiřetín. V části lomu ČSA se nachází terénní deprese „Eliška“, která je od nejhlubší části lomu oddělena terénní úrovní na kótě 148 m n. m. V prostoru lomu ČSA původně tekla řeka Bílina a její přítoky (Vesnický, Šramnický a Albrechtický – Černický potok). V povodí lomu ČSA se dále nachází menší, většinou bezejmenné nádrže, z nichž několik je i v budoucím zátopovém území jezera. Tyto nádrže jsou v současnosti napájené pouze srážkovou vodou a přítokem ze svých dílčích povodí (Vrátná, 2023).

3.1.5 Zvláště chráněná území, přírodní parky a památné stromy

V zájmovém území lomu ČSA se přímo nenacházejí žádná zvláště chráněná území. Na jeho severozápadní hranici se však nachází národní přírodní památka Jezerka se svým ochranným pásmem, které do asanačního území lomu ČSA částečně zasahuje. Dalším maloplošným zvláště chráněným územím je přírodní památka Kopistská výsypka, rozkládající se v nadmořské výšce 232–280 m o rozloze 154,43 ha (vlastní rozloha výsypky je však 327,68 ha). Zvláště chráněné území je rekultivovanou důlní výsypkou. Na výsypce se vyskytuje jedna z nejpočetnějších populací čolka velkého v Ústeckém kraji, která je současně předmětem ochrany v rámci vyhlášené evropsky významné lokality soustavy NATURA 2000 (EVL Kopistská výsypka s rozlohou 327 ha a předměty ochrany oligo-mezotrofních vod s parožnatkami, čolkem velkým a kuňkou obecnou). Zájmová lokalita je také situována mimo oblast přírodního parku. Nejbližším je Přírodní park Bezručovo údolí, jehož hranice se nachází ve vzdálenosti více jak osm km západním směrem od dotčeného asanačního území lomu ČSA. Území lomu ČSA představuje ojedinělou mozaiku více mikrostanovišť bezlesí, a nahrazuje tak díky své rozsáhlé ploše zemědělskou krajinu, která je v rámci regionu sice jedna z nejlépe zachovalých v ČR, nicméně stále velmi pozměněná bez možnosti prostoru k

životu pro mnoho druhů živočichů a rostlin. Druhy otevřeného bezlesí patří obecně k nejvzácnějším druhům v Evropě a území lomu ČSA tak poskytuje stanoviště pro zdrojové nebo dokonce jediné populace řady živočichů v čele s ptáky a bezobratlými živočichy v ČR. Z tohoto pohledu je území nejcennějším nelesním prostředím v ČR společně s alpínským bezlesím nejvyšších partií hor a je bez nadsázky významné i ve středoevropském měřítku. Z tohoto důvodu je zde plánováno vyhlášení legislativně maloplošně chráněného území, konkrétně NPP (národní přírodní památky) (Vrátná, 2023).

3.1.6 Význam území pro organismy – druhová diverzita

V rámci prováděných průzkumů bylo na navrhovaném území zdokumentováno 227 zvláště chráněných druhů nebo druhů z červeného seznamu (ptáci: 83, obojživelníci: 12, savci: 14, bezobratlí: 94, rostliny: 24). Některé druhy se mimo takto charakteristická území velkolomů hnědého uhlí nevyskytují nebo zde mají přes 90 % své republikové populace. Jedná se především o lindušku úhorní (*Anthus campestris*) a bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*). Populace těchto dvou druhů v lomu ČSA tvoří cca 1/3 populace v České republice. Lokalitu Lomu ČSA dále dlouhodobě využívají i jiné zvláště chráněné druhy, např. slavík modráček středoevropský (*Luscinia svecica cyanecula*), konipas luční (*Motacilla flava*), skřivan lesní (*Lullula arborea*), bramborníček černohlavý (*Saxicola torquatus*) a bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*). Z hlediska druhové diverzity je v dotčeném území zaznamenána početná skupina obojživelníků a plazů, např. čolek velký (*Triturus cristatus*), ropucha zelená (*Bufotes viridis*), kuňka obecná (*Bombina bombina*) a zmije obecná (*Vipera berus*). Z bezobratlých živočichů je na území lomu ČSA evidován nový druh žahadlové včely – (*Hylaeus meridionalis*), dále výskyt motýlů okáče metlicového (*Hipparchia semele*) nebo modráska černolemého (*Plebejus argus*), z brouků s omezeným areálem výskytu v rámci ČR pak zástupci rodu (*Georissus crenulatus, Polistichus connexus* nebo *Chrysolina analis*). V rámci původního arboreta zámku Jezeří jsou dále vyvinuta společenstva podmáčených náletových dřevin středního věku s vtroušenými starými jedinci včetně exotických druhů dřevin a značným množstvím odumírající a odumřelé dřevní hmoty s velmi specifickou entomofaunousaproxylických druhů brouků včetně množství vzácných a ohrožených druhů, např. zrnokaz (*Bruchidius varius*), prskavec

větší (*Brachinus crepitans*) nebo střevlíkovitý brouk (*Acupalpus dubius*) (Vrátná, 2023).

3.1.7 Typy biotopů v prostoru lomu ČSA

1. Terestrické plochy bez vegetace, tvořené mozaikou různých nerekultivovaných ploch, zahrnující prudké, sesuvné svahy pod Krušnými horami, svahy výsypkové etáže s velmi členitým terénem daným způsobem sypání výsypky a erozí. Plochy jsou bez vegetace, sukcesi přirozeně brání neúživný substrát nebo pedogenetický vývoj. Tyto teresrické plochy bez vegetace mají pokryvnost bylinného patra 0–10 % (AOPK, 2023).

2. Otevřené travnaté porosty bez dřevin jsou tvořeny škálou střídavých společenstev nezarostlých ploch, ploch s mezernatou řídkou vegetací se sníženou pokryvností na živinově chudých až fytotoxických substrátech a ploch s rozvinutějším vegetačním pokryvem o pokryvnosti bylinného patra 10–40 % (AOPK, 2023).

3. Zapojené travnaté porosty bez dřevin, tvořené zapojenými travními porosty na živinově chudších až středně bohatých stanovištích. Plochy jsou často tvořeny ruderální bylinnou vegetací, vegetací rumišť, úhorů, mezí, polních okrajů a polních cest a plevelovou vegetací. V současnosti jsou zde místy plochy s nežádoucí třtinou křovištní, která místy dominuje s pokryvností až 100 %. Pokryvnost bylinného patra je >50 % (AOPK, 2023).

4. Travnaté porosty s rozptýlenými dřevinami jsou tvořeny zapojenými travními porosty s rozptýlenými dřevinami na živinově bohatších stanovištích. Jedná se o přechodový ekosystém mezi zapojenými travnatými porosty bez dřevin a otevřenými lesy. Území má charakter antropogenní nebo polopřirozeně vzniklé (řídké) lesostepi (s rozptýlenými porosty křovin), bez zápoje dřevin. Pokryvnost bylinného patra je >50 % a pokryvnost dřevin je < 25 % (AOPK, 2023).

5. Plochy s přirozenou sukcesí křovinatých porostů různé hustoty na okraji velkolomu a při úpatí Krušných hor včetně přirozeně vzniklých otevřených lesů s pionýrskými dřevinami na úživnějších plochách a fragmenty přírodních lesních porostů při úpatí Krušných hor – zejména dubohabřiny, suché acidofilní doubravy a dále květnaté bučiny (AOPK, 2023).

6. Arboretum tvořené fragmenty původních starých parkových dřevin v kombinaci s různě vyvinutými porosty náletových dřevin přírodního charakteru včetně podmáčených porostů lužního charakteru blízké biotopu údolní jasanovo-olšové luhy (L2.2) a velkou mírou odumírajících či na zemi ležících tlejících dřevin se specifickou entomofaunou včetně vzácných a ohrožených druhů. Je součástí národní kulturní památky Jezeří (AOPK, 2023).

7. Periodické tůně a mokřady, deprese, sníženiny a nebeská jezírka vzniklá antropogenně po těžbě bez předchozí úpravy terénu i s úpravou terénu (použití prostředků na zastavení průsaků vody). Vyskytují se zejména ve sníženinách na výsypkách a na úpatí výsypek. Místy přechází v porosty rákosin (biotop M1.1) a ploch s orobinci (AOPK, 2023).

8. Ekosystém stojatých vod – Komořanské jezero. Jedná se o hlavní vodní plochu lomu ČSA vzniklou ve zbytkové jámě velkolomu. Jezero s přirozeným nátokem a kolísající hladinou s litorálními porosty včetně a otevřenými přechodů břehových ekotonálních habitatů (AOPK, 2023).

3.2 Terénní metody

Cílem praktické části bakalářské práce bylo provedení herpetologického průzkumu, zejména pomocí umělých úkrytů z různých vybraných materiálů a jejich porovnání se standardní metodou vizuálního průzkumu. Cílem práce je také porovnání druhového zastoupení herpetofauny pod úkryty a mimo ně a také počtů zjištěných jedinců pod úkryty a v okolních biotopech. Průzkum byl naplánován tak, že na každém vybraném místě byly instalovány úkryty z několika vybraných materiálů pro porovnání jejich efektivity. Pod desku byl umístěn datalogger ke sledování teploty a pro porovnání byla měřena také teplota vedle úkrytu. Termíny kontrol byly naplánovány v cca 14denních intervalech nebo podle časové dostupnosti a organizačním možnostem. Lom ČSA byl celkem navštíven 19krát, vždy v různých časech, převážně však v ranních hodinách. Periodicita návštěv je znázorněna v tabulce č. 1. Personální zastoupení a činnosti v jednotlivých termínech jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Tabulka č. 1: Přehled frekvence návštěv v roce 2023

Květen: 26, 27
Červen: 3, 9, 13, 15, 23, 30
Červenec: 15
Srpen: 2, 11, 27
Září: 1, 11, 13, 26
Říjen: 15, 22
Listopad: 8

Tabulka č. 2: Termíny terénních činností, personální zastoupení, provedené činnosti

26.5.2023	Majerová – rekognoskace terénu a výběr vhodných stanovišť, instalace dataloggerů na lokalitě č. 1, 2, 3, 4.
27.5.2023	Majerová – instalace dataloggerů na lokalitě č. 5
3.6.2023	Majerová, Majer – odchyt plazů pod deskami
9.6.2023	Majerová, Majer – monitoring ve volné krajině a odchyt plazů pod deskami
13.6.2023	Majerová, Majer – odchyt plazů pod deskami
15.6.2023	Majerová, Majer – odchyt plazů pod deskami
23.6.2023	Majerová, Majer – odchyt plazů pod deskami
30.6.2023	Majerová, Vojar, Majer – instalace úkrytů na lokalitě 6., odečítání dataloggerů
15.7.2023	Majerová, Majer – monitoring ve volné krajině a odchyt plazů pod deskami, instalace desky č. 7
2.8.2023	Majerová- odchyt plazů pod deskami, odečítání dataloggerů
11.8.2023	Majerová – odchyt plazů pod deskami
27.8.2023	Majerová – odchyt plazů pod deskami
1.9.2023	Majerová, Majer – monitoring ve volné krajině a odchyt plazů pod deskami, odečítání dataloggerů
11.9.2023	Majerová – monitoring ve volné krajině a odchyt plazů pod deskami
13.9.2023	Majerová, Majer – odchyt plazů pod deskami

26.9.2023	Majerová – odchyt plazů pod deskami
15.10.2023	Majerová – odchyt plazů pod deskami, odečítání dataloggerů
22.10.2023	Majerová – odchyt plazů pod deskami
8.11.2023	Ukončeno – odečítání dataloggerů

Poznámka: Lokalita č. 1,2,3,4,5 byly navštíveny19×, lokalita5 byla navštívena18×, lokalita 6 byla navštívena 12×, lokalita 7 byla navštívena 11×.

Data z nastavených dataloggerů byla odečítána (ukládána do PC) ve dnech 30.6., 2.8., 1.9., 15.10. a 8.11.2023.

3.2.1 Metody použité při terénních průzkumech plazů

Vizuální pozorování jedinců – tato metoda byla uplatněna zejména v přehlednějších biotopech (např. nezarostlé části odhalených partií lomu, nezarostlé břehy mokřadních ploch nebo vodní kumulace s přehlednějšími litorálními porosty). Byla prováděna formou přímých pozorování (někdy s využitím dalekohledu, na základě pobytových znaků (exuvií, kadáverů). Metoda zahrnuje denní průzkumy.

Zjišťování přítomnosti jednotlivých druhů na základě prohledávání potenciálních stanovišť – místa ke slunění, potenciální přirozené úkryty (kameny, kmeny, klády, prkna), trofická stanoviště (např. užovka obojková v břehových porostech apod.). Metoda zahrnuje denní průzkumy.

3.2.2 Materiály použité na umělé úkryty

- **Bazénová (jezírková) folie:** Při výzkumu byla použita folie o velikosti 1 × 1 m připevněná k zemi v každém rohu plastovými kotvícími kolíky s protistojnými trny nebo pomocí těžších kamenů. Při běžných teplotách materiál vytváří vhodný teplotní gradient, neprosakuje vodu (je hydroizolační), a dobře se rozprostře a přilne k povrchu. Nevýhodou použitého materiálu je to, že jeho použití není vhodné při vyšších teplotách, protože jeho izolační vlastnosti jsou velmi omezené a snadno se přehřeje. Při horkých letních dnech dosahují teploty pod deskou velmi vysokých hodnot, které plazy odrazují a nevyhledávají je ani krátkodobě. Teplotní výkyvy mohou být hlavní nevýhodou bazénové fólie. Instalace úkrytů z tohoto materiálu byla provedena v terénu 26.5.2023.

- **Tkaná textilní folie:** Folie byla použita v černé barvě o velikosti 1 × 1 m a ve dvou vrstvách. Byla opět připevněna k povrchu v rozích plastovými kotvícími kolíky nebo kameny. Výhodou tohoto materiálu je snadná manipulace a použitelnost při chladnějších dnech vegetačního období, kdy se může oproti okolí zahřát a poskytnout plazům vhodné podmínky. Nevýhodou tkané textilie je to, že se snadno se promáčí, při větru dochází k jejímu snadnému poničení. Je nutná častá výměna poničených úkrytů a plazi nemají dostatek času si na ně zvyknout. Instalace úkrytů z tohoto materiálu byla provedena v terénu 26.5.2023.
- **Gumový (gumotextilní materiál z pásových dopravníků):** Úkryt s vyšší tloušťkou (cca 3 cm) a rozměrech cca 1 × 1 m: Na tento typ úkrytu nejsou zapotřebí žádné kolíky ani kameny. Výhodou je, že vytváří vhodnější teplotní gradient. Úkryt je možné zvednout bez manipulace kotevních prvků, a tím zkrátit čas pro únik plazů a více využít moment překvapení (úkryt je možné zvednout okamžitě a živočich má kratší čas reagovat a uniknout). Další výhodou je to, že velmi dlouho udrží vhodnou vlhkost. Toho často využívají ropuchy zelené. Nevýhodou je hmotnost větších úkrytů. Instalace úkrytů z tohoto materiálu byla provedena později v průběhu monitoringu. Mnoho gumových úkrytů bylo pohozených i mimo zájmové lokality jako pozůstatek po stavebních činnostech nebo spíše jako pohozený odpad po ukončení těžby z pásových dopravníků. Desky mají různé nejednotné rozměry a často není možné je zdvihnout, protože materiál větších rozměrů je na ruční manipulaci příliš těžký. Přesto byly pohozené gumové desky nepravidelně kontrolovány.

3.2.3 Historická návaznost průzkumu

Terénní průzkumy v rámci celého území lomu ČSA (na pozemcích cca o rozloze 11 km²) jsou systematicky prováděny od roku 2022. Práce byly soustředěny na zjištění kompletního počtu aktuálně se zde vyskytujících druhů. Preferovány byly stálé vodní plochy, podmáčené a periodické mokřadní biotopy z hlediska obojživelníků a vhodné expoziční a klimaticky optimální terestrické biotopy s potenciálním výskytem plazů. Od roku 2022 byl poprvé proveden detailní herpetologický a batrachologický průzkum v celém prostoru lomu ČSA, tedy i na plochách v pokročilejší fázi sukcese (Majer et al., 2022). V roce 2022 byl průzkum zaměřen na identifikaci diverzitně nejcennějších habitatů, kterým se v roce 2023 terénní práce věnovaly podrobněji.

3.2.4 Způsob kontroly

Na základě zkušeností a znalosti místa bylo dosud vybráno sedm biotopů s odlišným stanovištním charakterem, jejichž různorodost předpokládá pravděpodobnější přítomnost vyššího počtu druhů i jedinců plazů. Byly vybrány biotopy s různým poměrem zastínění keřovým nebo stromovým porostem.

Mapa č. 2: Umístění úkrytů (č. 1, 5, 7) v konkrétních biotopech lomu ČSA s GPS identifikací

Mapa č. 3: Umístění úkrytů (č. 2, 3, 4, 6) v konkrétních lokalitách lomu ČSA s GPS identifikací

Úkryt č. 1 byl instalován v biotopu travnatých porostů s rozptýlenými dřevinami, živinově bohatších stanovištích. Jedná se o přechodový ekosystém mezi zapojenými travnatými porosty bez dřevin a otevřenými lesy. Území má charakter antropogenní nebo polopřirozeně vzniklé (řídké) lesostepi. Porosty křovin jsou rozptýlené bez zapojení. Úkryt byl instalován 10 m od břehu nádrže s trvalou vodní hladinou a 5 m od instalovaného kompenzačního opatření ve formě kamenného snosu hrubé frakce.

Úkryty č. 2 byly instalovány v biotopu s přirozenou sukcesí křovinatých porostů různé hustoty na okraji velkolomu a při úpatí Krušných hor včetně přirozeně vzniklých otevřených lesů s pionýrskými dřevinami na úživnějších plochách a fragmenty přírodních lesních porostů při úpatí Krušných hor. Úkryty byly instalovány na odkrytém stanovišti bez přítomnosti dřevin.

Úkryty č. 3 byly instalovány v biotopu s přirozenou sukcesí křovinatých porostů různé hustoty na okraji velkolomu a při úpatí Krušných hor včetně přirozeně vzniklých otevřených lesů s pionýrskými dřevinami a fragmenty přírodních lesních porostů při úpatí Krušných hor. Úkryty byly instalovány v krytu březového porostu, tedy v zastíněnější části.

Úkryty č. 4 byly instalovány v biotopu nerekultivovaných ploch, zahrnující prudké, sesuvné svahy pod Krušnými horami, svahy výsypkové etáže s velmi členitým terénem daným způsobem sypání výsypky a erozí. Plochy jsou bez nebo se sporadickou vegetací, sukcesi přirozeně brání neúživný substrát nebo pedogenetický vývoj. Významným prvkem je zde trvalá vodní hladina s kolísající hladinou a trvalou přítomností vodních makrofyt.

Úkryty č. 5 byly instalovány v biotopu uměle vysazených porostů dřevin. Jedná se o přechodový ekosystém mezi zapojenými travnatými porosty bez dřevin a otevřenými lesy. Území má charakter antropogenní nebo polopřirozeně vzniklé (řídké) lesostepi. Úkryty byly instalovány cca 50 m od nádrže s trvalou vodní hladinou.

Úkryty č. 6 byly instalovány v biotopu plochy s přirozenou sukcesí křovinatých porostů různé hustoty na okraji velkolomu a při úpatí Krušných hor s pionýrskými dřevinami při úpatí Krušných hor. Jeden úkryt byl instalován na odkrytém stanovišti bez přítomnosti dřevin. Druhý úkryt byl instalován v krytu březového porostu.

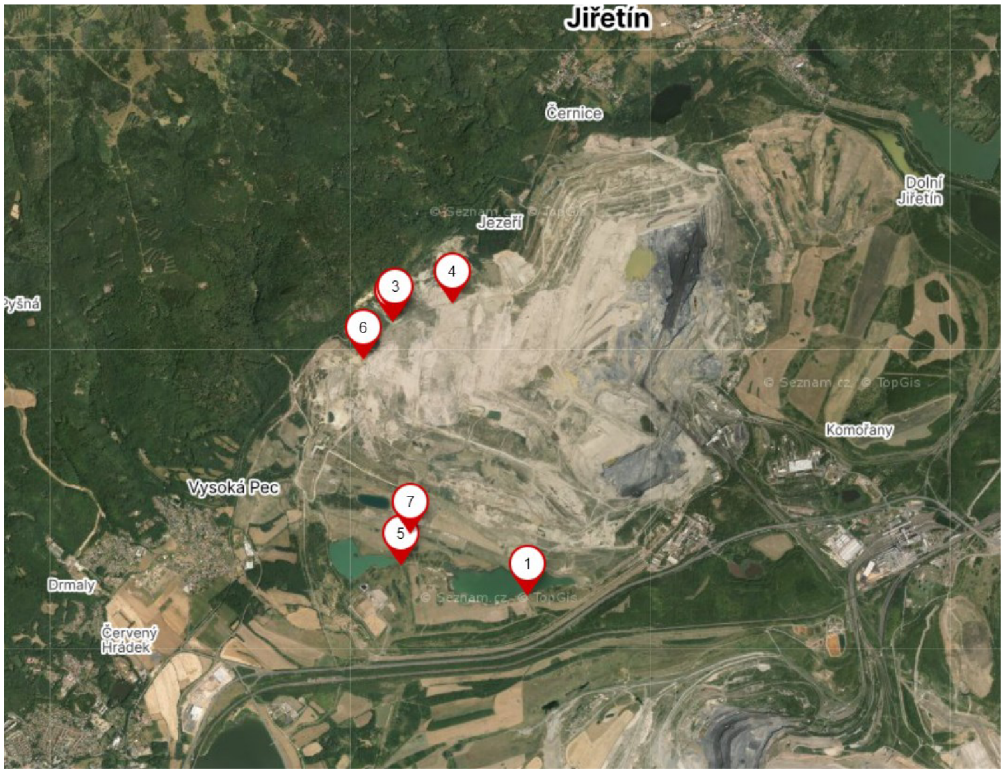
Úkryt č. 7 byl instalován v biotopu zapojených travnatých porostů bez dřevin, tvořených zapojenými travními porosty na živinově chudších až středně bohatých

stanovištích. Plochy jsou tvořeny ruderální bylinnou vegetací, vegetací rumišť, úhorů, mezí, polních okrajů a polních cest a plevelovou vegetací. Úkryty byly instalovány v bezprostřední blízkosti uměle vytvořeného biotopu pro plazy ve formě kombinace kamenného snosu, zeminy a haldy větví různých velikostí.

Na uvedených místech byly instalovány umělé úkryty z různých předem vybraných materiálů o velikosti cca 1 × 1 m. Pod vybranými úkryty a v jejich okolí byly umístěny dataloggery (HOBO Pendant Temperature/Light 64K Data Logger), pro měření teplot pod deskami a pro měření teploty a světla mimo ně.

Terénní měření byla zahájena dne 26.5.2023. Nastavení počátku měření instalovaných dataloggerů bylo od 27.5 2023. Dataloggery byly nastavené na 5 minutový interval měření od 27.5.2023 do 8.11.2023. Důvodem instalace dataloggerů v květnu 2023 byla dostupnost měřících zařízení (dataloggerů), které pochází ze zahraničí a jejich získání bylo závislé na dodání distributorem. V roce 2023 tedy nebyla zachycena část jarního aspektu, která je pro monitoring plazů vhodná a výsledky jsou tudíž částečně zkreslené. V tomto neměřeném období byl prováděn průzkum standardními metodami a data o výskytu plazů nechybí.

Mapa č. 4: Náhled na umístění pastí v lomu ČSA



Pod instalovanými úkryty byli plazi monitorováni, popřípadě odchytáváni, určováni, byl zaznamenáván přesný čas nálezu. Podle času zachycení plazů byl následně odečten údaj na teplotní křivce dataloggeru. Sledovanými údaji u plazů byly: druh, počet jedinců, popřípadě pohlaví, věk, materiál úkrytu, datum, čas, teplota pod úkrytem a teplota v okolí, popřípadě další poznámky a detaily. Na základě zjištěných teplot byla snaha zjistit optimální podmínky, za kterých byli plazi v úkrytu přítomni.

Součástí výběru souboru odchytových stanovišť byl v jednom případě i biotop (č. 7), který byl vytvořen uměle v rámci kompenzačních opatření pro plazy ve formě snosu kameniva různé frakce v kombinaci s dřevní hmotou (větve různých velikostí) a navážky zeminy. Zde je možné sekundárně sledovat efektivitu těchto kompenzačních opatření a zastoupení skutečných druhů oproti očekávaným.

3.2.5 Průběh kontroly

Návštěvy probíhaly v různých dnech v nepravidelných periodách podle časových možností a byly prováděny za různého počasí z důvodů zjištění dat za odlišných podmínek. Pro účinný individuální odchyt jedinců je vhodná asistence druhé osoby, jelikož po odkrytí folie zbývá krátký čas pro determinaci, identifikaci, detailní popis jedince a případný odchyt. V naprosté většině případů se jedná řádově o vteřiny a v případě přítomnosti více jedinců pod plachtou je nutné reagovat velmi rychle. Vždy je důležitý moment překvapení. V případě odchytu jedince/jedinců jsou plazi umístěni do připravených plastových boxů. Postupně jsou exempláře determinovány, zaznamenány, a pokud je to možné, je určeno pohlaví a případné další informace, individuální odchylky nebo zajímavosti. Po zaznamenání dat je jedinec okamžitě vypuštěn na stejném místě do volné přírody. Pohlaví je určováno palpací a následně zaznamenáno, ne vždy je určení pohlaví možné, zvláště u juvenilních jedinců. V případě úniku živočicha, jsou zaznamenány veškeré relevantní údaje postřehnuté v okamžiku sledování. Při manipulaci je důsledné dbáno na bezpečnost a zdraví živočichů. Věk je odhadován na základě metrických hodnot, délky těla a vitality zvířete. Jednotliví živočichové nebyli váženi. Věk je tedy pouze informací orientační.

Identifikace jednotlivých druhů probíhala na základě znalostí druhů a zkušeností. Nejisté determinace nebyly zaznamenávány.

3.2.6 Způsob záznamu

Při každém výjezdu byla provedena kontrola všech instalovaných desek. Byla snaha fotograficky dokumentovat všechny jedince, kteří se v době monitoringu pod deskou vyskytovali. Foceny byly i exempláře zjištěné mimo desky ve volném terénu. Nebyli zdokumentováni pouze jedinci, kteří při manipulaci s deskou unikli nebo byli náhodně nalezeni dalšími osobami (například kadáver roční užovky obojkové nalezený Janem Lohniským dne 27.6.2023). Celkem se jednalo o jeden juvenilní (roční) exemplář užovky obojkové na lokalitě č. 4 a č. 2 jedinci ještěrky obecné (z toho jedna pod deskou z bazénové plachty) na sledovacím místě č. 6. Z důvodu kompletnosti průzkumů byly dokumentovány i další skupiny živočichů, například obojživelníků. Jednalo například o kadávery a především živé juvenilní a adultní jedince ropuchy zelené. Z fotografické dokumentace je možné zjistit datum a čas přítomnosti na lokalitě.

V období roku 2023 nebylo zjištěno znehodnocení výsledků poškozením instalované pasti černou zvěří, savčími predátory (kuny skalní nebo lesní, lišky obecné, jezevec lesní, mýval).

3.2.7 Použité vybavení

Dalekohledy:	Exakta 10x40, Bresser Hunter 10× 50,
Mobil:	Samsung S9E, Iphone, Samsung S52
Fotoaparát:	Nikon 100, Nikon 80 – 300, Sony AR7IV, Sony 200 – 600 FE
Automobil:	Škoda Octaviacombi, Škoda Octavia Scout
Ostatní:	Zápisník, grafitová tužka, propisovací tužka

3.2.8 Vyhodnocení dat

Způsob zpracování dat byl prováděn formou zápisů v terénu (informace o odchycených plazech, jiné individuální záznamy) a byla prováděna fotografická dokumentace (viz Použité vybavení) odchycených jedinců i dokumentace instalovaných pastí.

Odečítání dat z dataloggerůa A jejich převádění PC (notebook) bylo prováděno přímo v terénu, aby nebyla porušena kontinuita měření. Pouze po ukončení měření dne 8.11.2023 bylo provedeno odečtení dat z dataloggerů po dokončení průzkumu, mimo lom ČSA.

4. Výsledky a diskuze

Tato kapitola obsahuje výsledky herpetologického monitoringu na základě průzkumu, který probíhal na území ČSA. V rámci výsledků je také kapitola zabývající se průběhy teplot pod umělými úkryty a mimo ně ve snaze zjistit, za jakých teplot plazi úkryty využívají. Následně je pak řešena metoda řešící návrh monitoringu s využitím umělých úkrytů, která poskytuje dosavadní zjištěné informace.

4.1 Výsledky herpetologického monitoringu

Ve sledovaném období roku 26.5.–8.11.2023 byli plazi zachyceni ze sedmi sledovaných biotopů pouze na třech lokalitách. Jednalo se o lokality č. 2, 4 a 6. Potvrzené druhy plazů za rok 2023 byly ještěrka obecná (*Lacerta agilis*), užovka obojková (*Natrix natrix*) a užovka hladká. Na základě dat z roku 2022 byl očekáván, avšak nepotvrzen slepýš křehký a zmije obecná.

Tabulka č. 3: Přehled odchycených druhů pod jednotlivými instalovanými umělými úkryty nebo v jejich okolí. Umístění úkrytů je zřejmé z mapy č. 5.

Druh		§	ČS	Sledované lokality							Poznámka
Vědecký název	Český název			1	2	3	4	5	6	7	
Lacerta agilis	ještěrka obecná	SO	VU		x				x		Nebyla zachycena pod úkrytem, pouze v okolí
Anguis fragilis	slepýš křehký	SO	NT								V roce 2023 nebyl zjištěn, v zájmovém území se však vyskytuje (Majer et al., 2022)
Natrix natrix	užovka obojková	O	NT		x		x				Zachycena pod úkryty i v jejich okolí
Vipera berus	zmije obecná	KO	VU								V roce 2023 nebyla zjištěna, v zájmovém území se však vyskytuje (Majer et al., 2022)
Coronella austriaca	užovka hladká	SO	LC				x				Zachycena pod úkrytem

Legenda: § - vyhláška č. 395/1992 Sb. k zákonu č. 114/1992Sb. o ochraně přírody a krajiny v platném znění
O – ohrožený druh
SO – silně ohrožený druh
KO – kriticky ohrožený druh

Kategorie IUCN pro zařazování druhů do červených seznamů:
(EX) – vyhynulý nebo vyhubený druh, pro který rozsáhlé průzkumy nezpochybňují skutečnost, že poslední jedinec uhynul vyhynulý nebo vyhubený ve volné přírodě
(EW) – druh, který přežívá pouze v lidské péči (kultivace, pěstování, chov) kriticky ohrožený
(CR) – druh, který čelí výjimečně vysokému nebezpečí vymizení ve volné přírodě ohrožený (EN) – druh, který čelí velmi vysokému nebezpečí vymizení ve volné přírodě zranitelný (VU) – druh, který čelí vysokému nebezpečí vymizení ve volné přírodě téměř ohrožený (NT) – druh, který prozatím neřadíme mezi druhy kriticky ohrožené, ohrožené nebo zranitelné, ale je blízko této klasifikaci, nebo bude pravděpodobně do jedné z těchto kategorií zařazen již v blízké budoucnosti málo dotčený
(LC) – rozšířený a početný druh, o němž jsou nedostatečné údaje
(DD) – druh, pro něž nejsou k dispozici informace, které by umožnily vyhodnotit, jakému nebezpečí vymizení čelí nevyhodnocený
(NE) – druh, který zatím nebyl hodnocen podle kritérií IUCN

4.1.1 Komentář ke zjištěným druhům

Ještěrka obecná – Vyskytuje se typicky na sušších slunečných místech, kde preferuje biotopy, které jsou alespoň částečně pokryté porostem vegetací, keřovým nebo stromovým patrem. Preferuje ekotony porostů a otevřených ploch (Vlašín et Mikátová, 2007). Vyskytuje se prakticky plošně na všech vhodných biotopech. Je nejpočetnější ze všech plazů v rámci celého území lomu ČSA (Majer et al., 2022), avšak přesto není její abundance vysoká, jak by se dalo očekávat. V posledních letech významně ubývá. V rámci bakalářské práce byla determinována pouze ve dvou případech v okolí lokality č. 2 a 6. Pod umělým úkrytem nebyla doposud zjištěna. Nízký počet sledovaných jedinců je dán tím, že monitoring byl prováděn především v relativně blízkém okolí instalovaných úkrytů. Plošná rekognoskace by pravděpodobně odhalila další refugia s vyšší abundancí.

Užovka obojková – Byly zjištěny všechny věkové kategorie. Za rok 2023 je zde dominantním plazem. Perspektivně by se dalo očekávat, že bude osídlovat veškeré vodní plochy s vhodnou potravní nabídkou. V rámci bakalářské práce byla determinována v 11 případech na lokalitách 2 a 4 a v jejich okolí. Pod umělým úkrytem byla rovněž dominantním druhem.

Užovka hladká – Byl nalezen jediný juvenilní exemplář v lokalitě 4. Jednalo se o ročního samce, který byl v ranních hodinách odchycen pod uměle instalovanou pastí ve formě položené gumové plachty o velikosti 1 × 1 m. Nález je významný ze dvou hledisek. Jednak jde o první potvrzení tohoto zvláště chráněného druhu v lokalitě ČSA a také jde o mladý exemplář, což indikuje úspěšné reprodukční aktivity. Samec byl odchycen na netypickém biotopu pro tento druh. Preferovaným biotopem bývají suchá k jihu exponovaná stanoviště (stepní a lesostepní stanoviště, kamenité a křovinaté

stráně, vřesoviště, okraje lesů, lesní světliny atp.) (Vlašín et Mikátová). Tento jedinec byl odchycen několik metrů od břehové vegetace u vodní plochy. Tyto lokality ale v řádu stovek metrů navazují na lokality typické pro existenci užovky hladké. Její nález v netypickém biotopu by tak mohl podporovat studii Kolanek et al. (2019), kde mláďata užovky hladké nesdílely úkryty s dospělými jedinci i za cenu horších podmínek.

4.1.2 Očekávané druhy

Slepýš křehký – V prostoru lomu ČSA relativně početný, avšak ne plošně. Jeho rozšíření je segmentované (Majer et al., 2022). Vyhledává především zarostlé plochy s porostem keřů a stromů. Tento druh s oblibou využívá jak přirozené tak i umělé úkryty (Vlašín et Mikátová). V rámci bakalářské práce nebyl v roce 2023 zachycen. Pod umělým úkrytem nebyl doposud zjištěn. Jeho absence je dána nejspíše tím, že monitoring byl prováděn především v relativně blízkém okolí instalovaných úkrytů. Plošná rekognoskace by odhalila další refugia s vyšší abundancí.

Zmije obecná – Byla zjištěna v roce 2022 pouze ve dvou exemplářích v lokalitě č. 1 a na další ploše ve svazích Krušných (Majer et al., 2022). V roce 2023 nebyla, i přes instalování desek v lokalitách vhodných pro její přítomnost, potvrzena.

Tabulka č. 4: Přehled odchycených druhů plazů v konkrétních termínech a časech

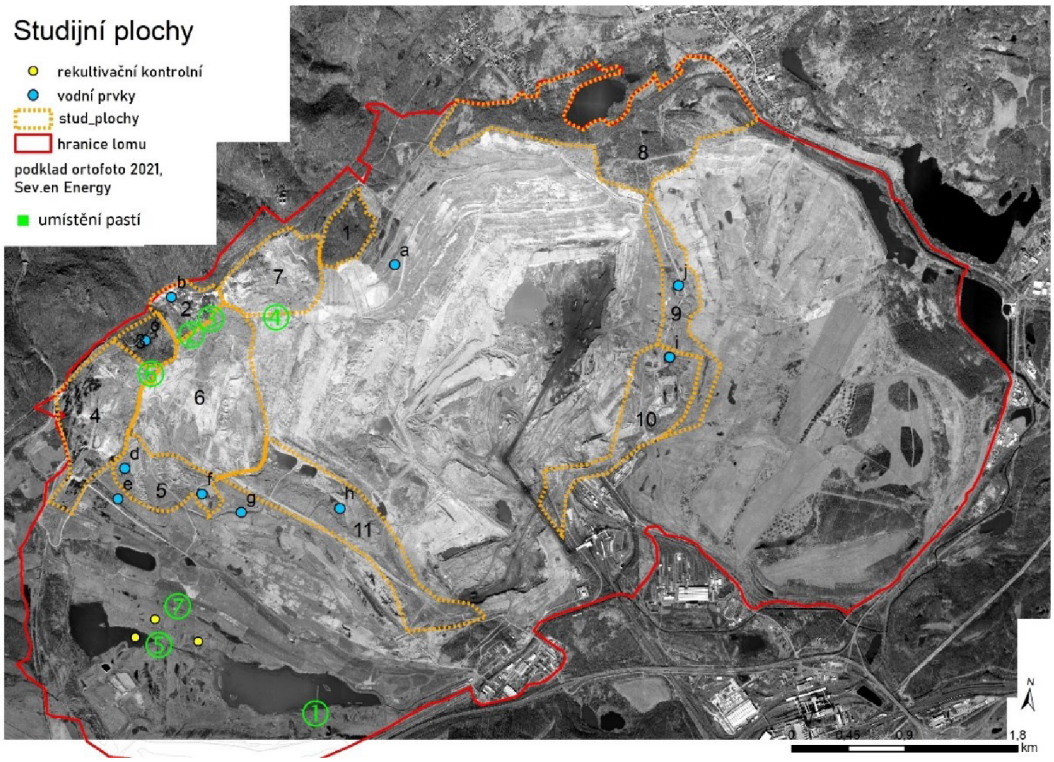
Past č.	Charakter odchytu v okolí	Materiál desky	Datum	Čas	Druh
4	Okolí/litorál vodní plochy		26.05.2023	13:43	*Natrix natrix*
	Okolí/litorál vodní plochy		26.05.2023	14:00	*Natrix natrix*
4		bazénová plachta	03.06.2023	7:57	*Natrix natrix*
4		bazénová plachta	03.06.2023	7:57	*Natrix natrix*
2		bazénová plachta	09.06.2023	12:05	*Natrix natrix*
4		guma	09.06.2023	12:21	*Coronella austriaca*
4		bazénová plachta	15.06.2023	10:38	*Natrix natrix*
4		guma	23.06.2023	9:35	*Natrix natrix*
4	Okolí/litorál vodní plochy (kadáver)		27.06.2023	11:00	*Natrix natrix*
2	Okolí/terestrický biotop		30.06.2023	11:40	*Lacertaagilis*
4		guma	30.06.2023	12:03	*Natrix natrix*
4		guma	30.06.2023	12:03	*Natrix natrix*
4		guma	01.09.2023	8:51	*Natrix natrix*
6	Okolí/terestrický biotop		01.09.2023	10:15	*Lacerta agilis*

Tabulka č. 4 uvádí přehled nalezených zvířat za období od 26.5.–8.11.2023. Užovka obojková (*Natrix natrix)* má dominantní převahu nad ostatními zachycenými druhy. Ze zachycených jedinců je nejpočetnějším druhem užovka obojková 78,6 %. Zjevně patří mezi druhy, které využívají umělé úkryty velmi ochotně, obzvlášť když jsou v dosahu vodní plochy. Dále v roce 2023 umělé úkryty vyhledávaly pouze juvenilní (přesněji roční) jedinci. Dospělý exemplář byl nalezen pouze v okolí, nikdy však pod deskou.

4.1.3 Porovnání výsledků terénních průzkumů v rámci bakalářské práce a výsledků společnosti JUROS, s.r.o.

Společnost JUROS s.r.o. prováděla průzkum na stejných biotopech v roce 2022.

Mapa č. 5: vymezení studijních ploch v rámci průzkumu JUROS, s.r.o. v roce 2022 v prostoru lomu ČSA, s vyznačením umístění umělých úkrytů v roce 2023 (zelené body)



Zatímco JUROS zkoumal plazy na plochách často velkých rozměrů v řádu hektarů, pro bakalářskou práci byly zvoleny body instalace umělých objektů v řádu metrů. Mají i rozdílné označení. Pro porovnání zjištěných druhů na relevantních a srovnatelných místech je nutno postupovat podle následujícího klíče:

Číslované lokality bakalářské práce a číslované studijní plochy JUROS pro pochopení tabulky č. 5:

Majerová úkryt číslo	Studijní plocha JUROS
1	12
2	2
3	2
4	7
5	12
6	4
7	12

Tabulka č. 5: Výsledky zjištění jednotlivých druhů pod umělými úkryty v rámci bakalářské práce a v rámci průzkumů JUROS.

Druh	Majerová průzkum 2023	JUROS průzkum 2022
ještěrka obecná	zjištěn	zjištěn
Lacerta agilis	úkryt 2,4	lokalita 4,7,12
slepýš křehký	nezjištěn	zjištěn
Anguis fragilis		potvrzen v jiných částech ČSA mimo relevantní lokality
užovka obojková	zjištěn	zjištěn
Natrix natrix	úkryt 2,7	lokalita 2,4,7
zmije obecná	nezjištěna	zjištěn
Vipera berus		lokalita 4,12
užovka hladká	zjištěn	nezjištěn
Coroella austriaca	úkryt 7	

Tabulka č. 6: Srovnání počtu jedinců jednotlivých druhů zachycených pod úkryty a v jejich okolí

Druh		počet pod úkrytem	celkem jedinců	počet mimo úkryt	celkem jedinců
Natrix natrix	užovka obojková	8		3	
Coronella austriaca	užovka hladká	1		0	
Lacerta agilis	ještěrka obecná	0	9	2	5

4.1.4 Posouzení materiálů

Textilní plachta byla vybrána jako pokusná alternativa. Je černě zbarvená, tedy lépe absorbuje teplo a pro plazy by mohla být atraktivní. Je tenká, lépe přilne k podkladu, tím může rychleji vytvořit přijatelný mikrobiotop pro cílové živočichy. Rovněž jeho návrat na místo je bez rizika případného poranění sledovaného živočicha. Praxe ukázala, že si tento materiál plazi nevybírají, dokonce se mu pravděpodobně vyhýbají, protože je perforovaný a v případě deště okamžitě promoká. Protože je velmi tenký, nevytváří prakticky žádný trvalejší teplotní gradient, který plazi preferují. Při silnějších větrných prouděních se snadno poruší, trhá a jako umělý mikrobiotop dlouhodobě prakticky nefunguje. Pod tímto materiálem nebyl nalezen jediný exemplář. Pro budoucí sledování je tento materiál v této lokalitě a při sledování uvedené skupiny živočichů nepoužitelný.

Jako vhodnější materiál se jeví **bazénová fólie**. Není promokavá, je tenká a manipulace je s ní velmi pohodlná, neporaní živočicha, černá barva zajišťuje vytvoření omezeně vhodných teplotních podmínek. Její tenká mocnost, tedy nedostatečná izolace však nezajišťuje dlouhodobé teplotní optimum a v extrémních mezích vytváří nevhodné podmínky pro dlouhodobější využívání desky jako úkrytu. Přesto byly pod těmito bazénovými plachtami některé exempláře zachyceny. Lemm et Tobler (2021) použili plechové úkryty a tvrdí že se velmi rychle zahřály a půda pod nimi rychle vysychala. Z takového důvodu byl materiál užitečný jen na krátkou dobu v roce. Podobně tak se jevily i tyto bazénové folie, které byly plazy využívány jen do poloviny června. To mohlo být zapříčiněno přidáním gumových desek do biotopu s bazénovou plachtou, kdy preference výběru umělých úkrytů jednoznačně změnila ve prospěch gumových objektů. V úkrytech z tohoto materiálu byly zachyceny čtyři exempláře užovky obojkové.

Nejvhodnějším materiálem se jevily **gumové pásové dopravníky** nařezané na velikost cca 1 × 1 m (větší rozměr je hmotnostně méně komfortní pro manipulaci a případné zraňování živočichů pod plachtou). Tento materiál zajišťuje dlouhodobé teplotní optimum i v extrémnějších klimatických podmínkách. Je nepromokavá a v suchém období dokáže udržet velmi příznivé vlhkostní poměry (v suchých dnech v roce 2023 se pod těmito plachtami běžně vyskytovalo i několik exemplářů ropuchy zelené společně a ve vyprahlém okolí po zvednutí desky bylo vidět, že pod ní je půda vlhká).

To podporuje studii Lemm et Tobler (2021), kde dřevěné úkryty vykazovaly podobné vlastnosti a byly plazy výrazně preferovány. Souhrn podmínek, který tento materiál poskytuje je pro dlouhodobější existenci plazů pod tímto úkrytem nejoptimálnější a preferovaný. V úkrytech z tohoto materiálu byly zachyceny čtyři exempláře užovky obojkové a jeden exemplář užovky hladké.

Tabulka č. 7: Přehled vhodnosti jednotlivých materiálů úkrytů

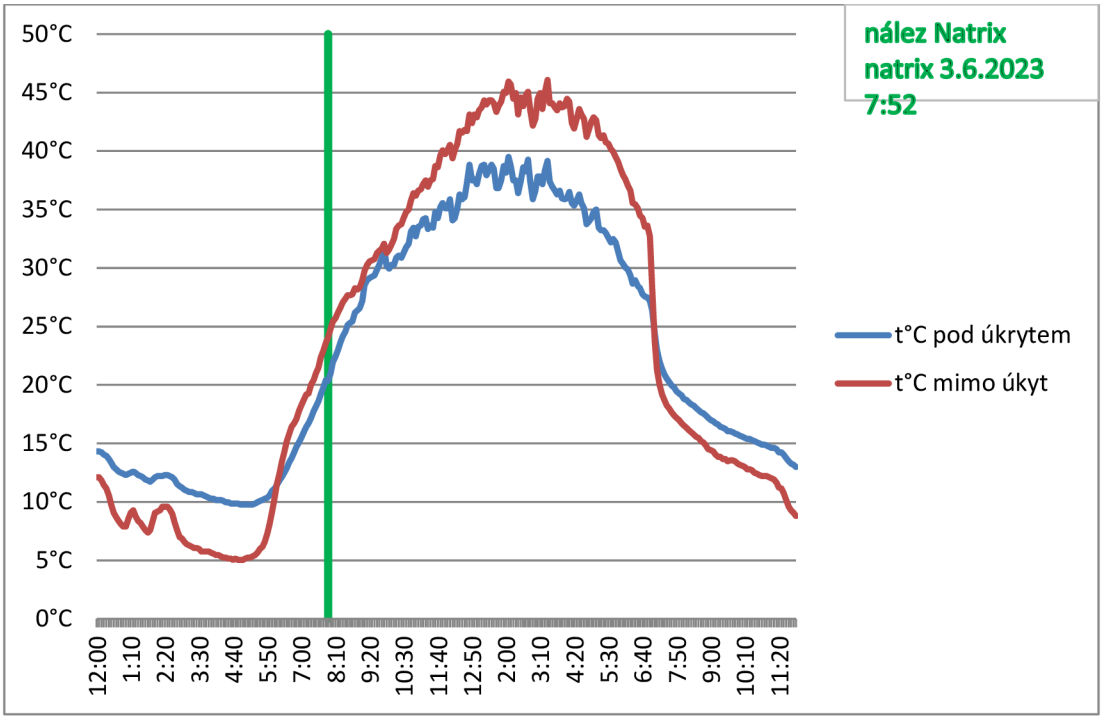
Materiály použité na úkryty	Použitelnost
Textilní fólie	nevhodná - dlouhodobě nepoužitelná plazi jí nevyhledávají
Bazénová fólie	méně vhodná použitelná jen za určitých podmínek nevhodná ve vysokých teplotách
Gumové pásy	velmi vhodná plazi jí preferují použitelná při větším spektru teplot

4.2 Průběhy teplot pod umělými úkryty a mimo ně

Cílem této části práce bylo pomocí dataloggerů umístěných pod úkryty a mimo ně porovnat průběh teplot a současně specifikovat podmínky (teploty), kdy se plazi pod úkryty zdržují

V následující části jsou uvedeny grafy závislostí z lokalit, kde byli v konkrétních dnech odchyceni plazi pod instalovanými úkryty a byla současně měřena teplota pod úkryty a mimo ně. U dalších lokalit, kde byl datalloger umístěn pod úkrytem a vedle něj, nedošlo k odchycení plazů.

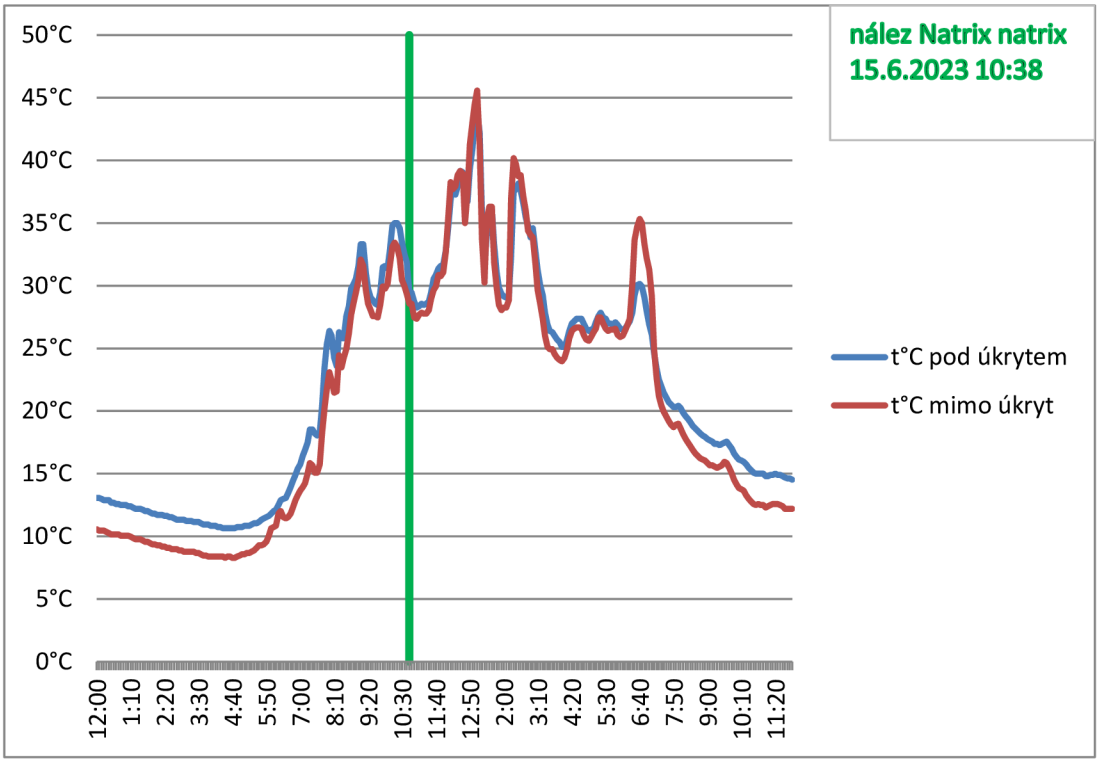
Graf č. 1: Průběh teplot v čase na lokalitě č. 4 (8 dní po instalaci) zjištěný pomocí dataloggeru ze dne 3.6.2023



Tabulka č. 8: tabulka zaznamenávající údaje o teplotách a času ke grafu č. 1

Tabulka hodnot grafu č. 1	
datum	03.06.2023
Čas odchytu 2 juvenilních exemplářů *Natrix natrix*	7,52 h.
materiál	Bazénová fólie
teplota pod úkrytem	20,4 °C
teplota mimo úkryt	23,6 °C
rozsah teplot pod úkrytem mezi 0,00h až 7,50h.	9,8°C–20,4 °C
rozsah teplot mimo úkryt mezi 0,00h až 7,50h	5,0–23,6 °C

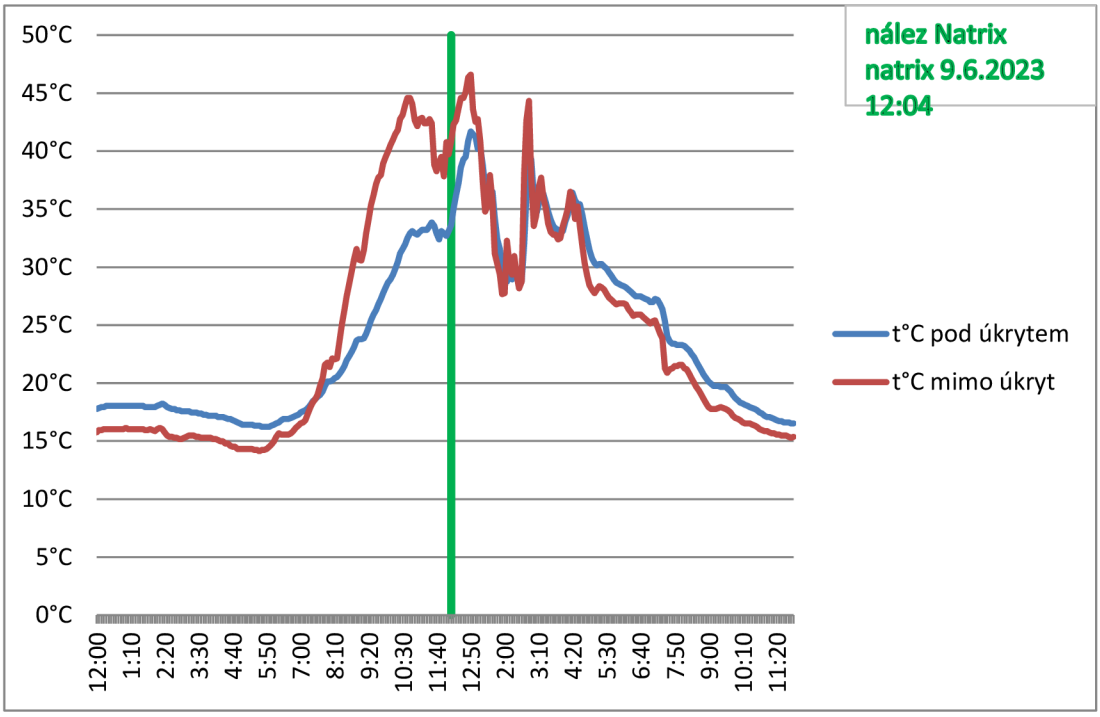
Graf č. 2: Průběh teplot v čase na lokalitě č. 4 z dataloggerů ze dne 15.6.2023



Tabulka č. 9: tabulka zaznamenávající údaje o teplotách a času ke grafu č. 2

Tabulka hodnot grafu č. 2	
datum	15.06.2023
Čas odchytu juvenilní Natrix natrix	10,38
materiál	Bazénová fólie
teplota pod úkrytem	32,5°C
teplota mimo úkryt	30,0°C
rozsah teplot pod úkrytem mezi 0,00h až 23,55h.	10,7°C–35°C
rozsah teplot mimo úkryt mezi 0,00h až 10:35h	8,3°C–33,4°C

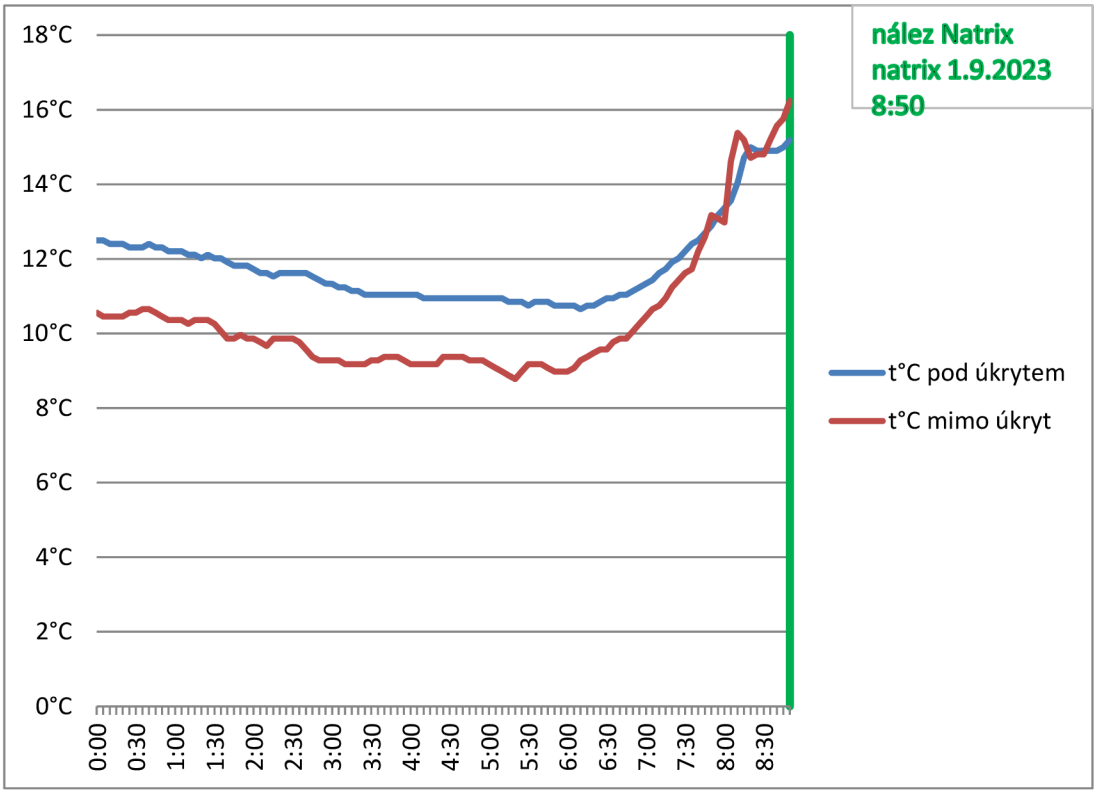
Graf č. 3: Průběh teplot v čase na lokalitě č. 2 z dataloggerů ze dne 9.6.2023



Tabulka č. 10: tabulka zaznamenávající údaje o teplotách a času ke grafu č. 3

Tabulka hodnot grafu č. 3	
datum	09.06.2023
čas odchytu juvenilní *Natrix natrix*	12
materiál	Bazénová fólie
teplota pod úkrytem	32,7°C
teplota mimo úkryt	40,8°C
rozsah teplot pod úkrytem mezi 0,00h až 23,55h.	16,2°C–33,8°C
rozsah teplot mimo úkryt mezi 0,00h až 12:00h	14,1°C–44,6°C

Graf č. 4: Průběh teplot v čase z dataloggeru ze dne 1.9.2023 na lokalitě č. 4



Tabulka č. 11: tabulka zaznamenávající údaje o teplotách a času ke grafu č. 4

Tabulka hodnot grafu č.4	
datum	01.09.2023
čas odchytu juvenilní *Natrix natrix*	8,50
materiál	Bazénová fólie
teplota pod úkrytem	15,2°C
teplota mimo úkryt	16,2°C
rozsah teplot pod úkrytem mezi 0,00h až 8,50h.	10,7°C–15,1°C
rozsah teplot mimo úkryt mezi 0,00h až 8,50h	8,8°C–16,2°C

4.3 Návrh monitoringu plazů s využitím umělých úkrytů

Vzhledem k nízké abundanci plazů pod úkryty i v okolí v této práci je třeba podniknout další kroky ke zlepšení výsledků. V takovém případě by bylo vhodné začít v brzkém jarním aspektu za vhodných klimatických podmínek (na počátku aktivity plazů), popřípadě nastavit umělé úkryty o pár měsíců dříve. Obecně se tvrdí, že musí uplynout určitá doba (několik měsíců) k zajištění konzistentního využívání umělých úkrytů (např. Lettink et Cree, 2007). V mé práci však mladé užovky obojkové osídlily plachtu už osm dní po instalaci na lokalitě č. 4. Na této lokalitě se však nacházejí pohozené dopravníkové gumové pásy již delší dobu jako pozůstatek po těžbě, což může naznačovat, že umělé úkryty hadi používali tradičně již delší dobu. Nízká početnost plazů pod umělými úkryty i ve volné krajině může však být důsledkem velmi významného predačního tlaku.

Dále by bylo vhodné navýšit počet úkrytů na lokalitách, které se jevily jako nejefektivnější a přidat další u vodních ploch a ve svazích krušných hor u předpokládaného výskytu užovky hladké, zmije a ještěrek obecných. Zároveň odebrat úkryty z neefektivních ploch, které nepotvrdily žádný výskyt. Dále také odstranit nevhodné materiály (textilní folie), které nebyly po celou dobu studie plazy využívány a přidat vhodné úkryty (bazénové folie, gumové plachty) k dalším kompenzačním opatřením. Přidat také úkryty, které se ve studiích jevily jako efektivní např. úkryty z dřevěných materiálů (Lemm et Tobler, 2021), onduline (Lettink et Cree, 2007) atp.

Je zapotřebí také navýšit frekvenci návštěv a výrazně navýšit vizuální průzkum v okolí umělých úkrytů. V případě vizuálního sledování ve volné krajině je potřebný vypracovaný postřeh zkušeného odborníka (Willson, 2016), méně zkušený průzkumník tak nemusí přítomnost jedince vždy zaznamenat. Metoda umělých úkrytů pravděpodobnost odhalení plazů usnadňuje. Přesto byla početnost jedinců nižší, než bylo očekáváno, a to i v srpnu, kdy dochází ke skokovému navýšení abundance vlivem líhnutí mláďat. Je nutno zmínit, že pod umělými úkryty byly v roce 2023 nalézáni pouze juvenilové (pod plachtou nebyl v roce 2023 zachycen jediný adultní exemplář). V době líhnutí nedošlo k žádnému nárůstu počtu zaznamenaných jedinců. To může být zapříčiněno umístěním plachet, které pravděpodobně nebyly poblíž významnějšího kladiště a juvenilní jedinci umělé úkryty využívali příležitostně v rámci vyhledávání a osídlování nových biotopů nebo v rámci běžných sezónních migrací.

Vhodné by bylo také pokračovat v důsledné fotodokumentaci každého jedince a pokud možno umístit na nejefektivnější místa fotopasti, které jsou často používány pro sledování zvířat (Swan et al., 2004). Při snaze o vytvoření smysluplnějších výsledků se snahou zjistit také teplotní závislosti by se mohlo jevit jako vhodné zakomponovat do studie infračervený teploměr, který byl použit např. ve studii Lem a Tobler (2021) pro měření místa na místě nálezu jedince v okolí úkrytů i ve volné krajině. Důsledně také zaznamenávat okamžitý stav počasí.

5. ZÁVĚR

Ve své práci jsem se zabývala využitím umělých úkrytů v rámci monitoringu plazů. Mým cílem bylo v rámci literární rešerše popsat tuto tématiku, uvést příklady využití v praxi a porovnat s dalšími metodami monitoringu. Dále také popsat význam těžbou dotčených ploch pro plazy, jelikož mé studované území se nachází v Lomu Československé armády, které bylo zkoumáno v praktické části práce.

Metoda umělých úkrytů a metoda vizuálního průzkumu byly následně testovány na sedmi zvolených lokalitách. Za použití tří typů umělých úkrytů o velikosti zhruba 1 × 1 m^2 byla sbírána data o výskytu a početnosti plazů od 26.5 do 8.11.2023. Pod vybranými úkryty a vedle nich byl přidán datalogger (HOBO Pendant Temperature/Light 64K Data Logger) pro měření teploty pod úkryty a pro měření teploty a světla vedle nich. Při nalezení jedince byl určen druh, pohlaví (popř. juvenilus), materiál plachty, teplota pod plachtou a teplota venku. Následné porovnání efektivity umělých úkrytů a navržení vhodného monitoringu.

Na lokalitách bylo spatřeno celkem 14 zvířat třech druhů, přičemž dominantním druhem byla užovka obojková (*Natrix natrix)*. Nejkvalitnější lokalitou podle dat z této práce byla lokalita č. 4. Kde se prokázaly dva druhy plazů s největší abundancí (11 jedinců). Na lokalitě č. 2 byly rovněž zachyceny dva druhy, ale pouze ve dvou exemplářích (viz tabulka č. 4). Na lokalitách č. 1, 3, 5, 7 nebyl zachycený žádný jedinec. Nalezených jedinců pod úkryty bylo devět ve dvou druzích (užovka obojková, užovka hladká). V okolí úkrytů bylo pozorováno pět jedinců ve dvou druzích (užovka obojková, ještěrka obecná). Nebyla však definovaná závislost přítomnosti jedinců na měřených teplotách z důvodu malého souboru odchycených jedinců.

V této bakalářské práci byla ověřena metoda umělých úkrytů a porovnávána se standardními metodami. Bylo zjištěno, že se tato metoda jeví jako efektivní a může být vhodným doplňkem pro standardní metody. Na základě dosavadních znalostí jsem v rámci výsledků navrhla úpravy této metody a způsobu, jak by měla být v rámci monitoringu využívána.

6. LITERATURA

Odborné publikace

Ashley E.P., Robinson J.T.,(1996): Road Mortality of Amphibians, Reptiles and Other Wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario, Canadian Field-Naturalist 110: 403–412.

Avery R.A., Bedford J.D., Newcombe C.P., (1982): The role of thermoregulation in lizard biology: Predatory efficiency in a temperate diurnal basker. Behavioral Ecology and Sociobiology 11: 261–267.

Ballouard J.M., Caron S., Lafon T., Servant L., Devaux B., Bonnet X., (2013): Fibrocement slabs as useful tools to monitor juvenile reptiles: a study in a tortoise species. Amphibia-Reptilia, 34: 1–10.

Baruš V., Kminiak M., Král B., Oliva O., Opatrný E., Řehák I., Roth P., Špinar Z., Ludmila V., (1992): Fauna ČSFR. Plazi – Reptilia. Academia, Praha: 222.

Bennett D., (1999): Survey techniques. In: Bennet D ed: Expedition Field Technigues Reptiles and Amphibians. Geography Outdoors, London.: 37–69.

Blomberg S., Shine R., (2006): Reptiles. In: Sutherland W.J. ed: Ecological Census Techniques a handbook, second edition. Cambrige university press, USA.: 297– 307.

Bowie M.H., Frampton C.M., (2004): A practical technique for non-destructive monitoring of soil surface invertebrates for ecological restoration programmes. Ecological Management & Restoration 5: 34–42

Bury R.B., Corn P.S., (1987): Evaluation of Pitfall Trapping in Northwestern Forests: Trap Arrays with Drift Fences. The Journal of Wildlife Management 51: 112–119.

Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A., et al. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. Science 328: 1164–1168.

Casazza, M.L., Wyle G.D., Gregory C.J., (2000): A funnel trap modification for surface collection of aquatic amphibians and reptiles. Herpetological review 31: 91–92.

Coleman J.L., Ford N.B., Herriman K., (2008): A Road Survey of Amphibians and Reptiles in a Bottomland Hardwood Forest. Southeastern Naturalist 7: 339–348.

Cowan M.A., Dunlop J.A., Turner J.M., Moore H.A., Nimmo D.G., (2020): Artifical refuges to vombat habitat loss for an endangered marsupial predator: How do They measure up?, Conservation Science and Practice 2: 1-15.

Croak B.M., Webb J.K., Shine R., (2013): The benefits of habitat restoration for rock-dwelling velvet geckos Oedura lesueurii. Journal of Applied Ecology 50: 432-439.

Culek M., (1996): Biogeografické členěné České republiky. Enigma, Praha.: 347.

Degraaf R.M., Yamasaki M., (1992): A Nondestructive Technique to Monitor the Relative Abundance of Terrestrial Salamanders. Wildlife Society Bulletin (1973-2006) 20: 260–264.

Dettmers R., Buehler D.A., Bartlett J.G., Klaus N.A.., (1999): Influence of Point Count Length and Repeated Visits on Habitat Model Performance. The Journal of Wildlife Management 63: 815–823.

Doherty T.S., Balouch S., Bell K., Burns T.J., Fist C., Garvey T.F., Jessop T.S., Meiri S., Driscoll D.A., (2020): Reptile responses to anthropogenic habitat modification: A global meta-analysis. Global Ecology Biogeography 29: 1265–12.

Fitzgerald L.A., (2012): Finding and Capturing Reptiles. In: McDiarmid R.W ed: Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring. University of California Press, London.: 77-88.

Flores-Villela O., García-Vázquez U.O., (2014): Biodiversidad de Reptiles en México. La Revista Mexicana de Biodiversidad 85: 467–475.

Gallart F., Benito G., Martı´n-Vide J.P., (1999) Fluvial geomorphology and hydrology in the dispersal and fate of pyrite mud particles released by the Aznalco´llar mine tailings spill. Sci Total Environ 242: 13–26.

George T.L., Zack S., (2001): Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. Restoration Ecology 9: 272–279.

Gu W., Swihart R.K., (2004): Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. Biological Conservation 116: 195–203.

Halliger M., (1993): Reptiles on regenerating mine sites in western New South Wales. Herpetology in Australia: A Diverse Discipline: 1-6.

Houston, W.A., Melzer A., Black R.L., (2018): Recovery of reptile, amphibian and mammal assemblages in Australian post-mining landscapes following open-cut coal mining. The Proceedings of the Royal Society of Queensland 123: 31–47.

Keinath D.A., Doak D.F., Hodges K.E., Prugh L.R., Fagan W., Sekercioglu C.H., Buchart S.H.M., Kauffman M., (2016): A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. Global Ecology and Biogeography 26: 115-127.

Kingsbury B., Robinson N., (2016): Movement patterns and telemetry. In: Dodd C.K. ed: Reptile Ecology and Conservation. Oxford University Presss, United States of America: 110-121.

Köhler G., (2016): Reproduction. . In: Dodd C.K. ed: Reptile Ecology and Conservation. Oxford University Presss, United States of America: 125-138.

Kolanek A., Bury S., Turniak E., Szymanowski M., (2019): Age-Dependent Utilization of Shelters and Habitat in Two Reptile Species with Contrasting Intraspecific Interactions. Animals 9: 1¬–12.

Lemm J.M., Tobler M.W., (2021): Factors Affecting the Presence and Abundance of Amphibians, Reptiles, and Small Malmmals under Artifical Cover in Southern California. Herpetologica 77: 307–319.

Lettink M., Cree A., (2007): Relative use of three types of artificial retreats by terrestrial lizards in grazed coastal shrubland, New Zealand. Applied Herpetology 4: 227–243.

Lettink, M. 2007a: Adding to nature: can artificial retreats be used to monitor and restore lizard populations?, University of Otago, Dunedin.: 190.

Lettink, M. 2007b: Comparison of two techniques for capturing geckos in rocky habitat. Herpetological Review 38: 415–418.

Lindenmayer DB, Knight EJ, Crane MJ, Montague-Drake R, Michael DR, MacGregor CI (2010) What makes an effective restoration planting for woodland birds? Biological Conservation 143: 289–301.

Luiselli L., Amori G., (2016): Diet. In: Dodd C.K. ed: Reptile Ecology and Conservation. Oxford University Presss, United States of America: 97-109.

Majer, J. D., (1989): Fauna and land reclamation technology - a review of the history and need for such studies. In: Majer J.D. ed: Animals in Primary Succession. The Role of Fauna in Reclaimed Land. Cambridge University Press, Cambridge: 5-33

Malone J.H., Laurencio D., (2004): The Use of Polystyrene for Drift Fence Sampling in a Tropical Forest, Herpetological Review 35: 142-143.

Ferrando R.M., Santos X., Pleguezuelos J.M., Ontiveros D., (2009): Bioaccumulation of Heavy Metals in the Lizard Psammodromu algirus After a Tailing-Dam Collapse in Aznalcollar (Southwest Spain). Archive sof Environmental Contamination and Toxicology 56: 276-285.

Mayani-Parás F., Botello F., Castañeda S., Sánchez-Cordero V., (2019): Impact of Habitat Loss and Mining on the Distribution of Endemic Species of Amphibians and Reptiles in Mexico. Diversity 11: 1–11.

Michael D.R., Lunt I., Wayne A.R., (2004): Enhancing fauna habitat in grazed native grasslands and woodlands: use of artificially placed log refuges by fauna. Wildlife Research 31: 65–71.

Michael D.R., Blanchard W., Scheele B.C., Lindenmayer D.B., (2018): Comparative use of active searches and artificial refuges to detect amphibians in terrestrial environments. Austral Ecology 44: 327–338.

Michael D.R., Florance D., Crane M., Blanchard W., Lindenmayer D.B., (2018): Barking up the right tree: comparative use of arboreal and terrestrial artificial refuges to survey reptiles in temperate eucalypt woodlands. Wildlife Research 45: 185¬–192.

Mikátová B., Roth P., Vlašín M., (1995): Ochrana plazů. EkoCentrum Brno, Praha.: 48.

Nichols J.D., Hines J.E., Sauer J.R., Fallon F.W., Fallon J.E., et al., (2000): A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. Auk 117: 393–408.

Nichols O.G., Nichols F.M., (2003): Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the jarrah forest of southwestern Australia. Restoration Ecology 11: 261–272.

Nogueira C., Ribeiro S., Costa G.C., Colli G.R., (2011): Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. Journal of Biogeography 38: 1907–1922.

Oda, F.H., Ávila, R.W., Drummond, L.O., Santos D.L., Gambale P.G., Guerra V., Romênia s.v., Vasconcelos T.S., Bastoa R.P., Nomura F., (2017): Reptile surveys reveal high species richness in areas recovering from mining activity in the Brazilian Cerrado. Biologia 72: 1194–1210.

Pecharová E., Hezina T., Procházka J., Přikryl I., Pokorný J., (2001): Restoration of spoil heaps in Northwestern Bohemia using wetlands. – In: Vymazal J. (ed.): Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Pellet J., Schmidt B.R., (2005): Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence, Biological Conservation 123: 27–35.

Pereira- Ribeiro J., Ferreguetti Á.C., Bergallo H.G., Rocha C.F.D., (2017): Use of polyvinyl chloride pipes (PVC) as potential artificial shelters for amphibians in a coastal plain forest of southeastern Brazil. Journal of Coastal Conservation 21: 327–331.

Rosen P., Lowe C.H.,(1994): Highway mortality of snakes in the sonoran desert of southern Arizona, Biological Conservation 68: 143¬–148.

Scott TA, Wehtje W, Wehtje M (2001) The need for strategic planning in passive restoration of wildlife populations. Restoration Ecology 9: 262–271.

Sewell D, Guillera-Arroita G, Griffiths RA, Beebee TJC (2012) When Is a Species Declining? Optimizing Survey Effort to Detect Population Changes in Reptiles. PLoS ONE 7: 8.

Summerville K.S., Conoan C.J., Steichen R.M., (2006) Species traits as predictors of lepidopteran composition in restored and remnant tallgrass prairies. Ecological Applications 16: 891–900.

Thierry A., Lettink M., Besson A., & Cree A., (2009): Thermal properties of artificial refuges and their implications for retreat-site selection in lizards. Applied Herpetology 6: 307-326.

Thompson, G.G., Thompson, S.A., (2005): Mammals or reptiles, as surveyed by pit-traps, as bio-indicators of rehabilitation success for mine sites in the goldfields region of Western Australia?. Pacific Conservation Biology 11: 268–286.

Todd, B.D., Willson J.D., Gibbons J.W., 2010: The Global Status of Reptiles and Causes of Their Decline. In: Sparling D, Linder G, Bishop S, Krest K: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. SETAC: 47-67.

Towns, D.R., (1991): Response of lizard assemblages in the Mercury Islands, New Zealand, to removal of an introduced rodent: the kiore (Rattus exulans). Journal of the Royal Society of New Zealand 21: 119–136.

Triska, M.D., Craig, M.D., Stokes, V.L., Pech, R.P., Hobbs, R.J., (2016): The relative influence of in situ and neighborhood factors on reptile recolonization in post-mining restoration sites. Restoration Ecology 24: 517–527.

Twigg L.E., Fox B.J., (1991): Recolonization of regenerating open forest by terrestrial lizards following sand mining. Australian Journal of Zoology 16: 137–148.

Vlašín, M., Mikátová, B., (2007): Metodika sledování výskytu plazů v České republice. Veronica 35: 1¬–42.

Webb, J.K.; Shine, R. 2000: Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles? Biological Conservation 92: 93–99.

Willson J.D., Winne C.T., DMichael B.K., (2008): Empirical tests of biased doby size distributions in aquatic snake captures. Copeia 2: 401-408.

Willson J.D., (2016): Surface-dwelling reptiles. In: Dodd C.K. ed: Reptile Ecology and Conservation. Oxford University Presss, United States of America: 125-138.

Zavadil V., Moravec J., (2015): Příčiny ohrožení a ochrana našich plazů. Moravec J. ed: Plazi Fauna ČR. Academia, Praha 1.: 71-77.

Legislativní zdroje

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění

Internetové zdroje

Hare K., (2012): Herpetofauna: pItfall tramping. Version 1.0. [cit. 2024.03.15] <https://www.doc.govt.nz/our-work/biodiversity-inventory-and-monitoring/citations/>.

Lettink, M. (2012): herpetofauna: Artificial Retreats version 1.0. Department of Conservation <https://www.doc.govt.nz/our-work/biodiversity-inventory-and-monitoring/citations/ >.

Witchalls S., 2022: The Environmental Problems Caused by Mining [cit. 2022.04.03], dostupné z < https://earth.org/environmental-problems-caused-by-mining/>.

Ostatní zdroje

AOPK ČR, © 2023: Záměr na vyhlášení zvláště chráněného území: Národní přírodní památka Lom Československé armády, Regionální pracoviště Správa CHKO České středohoří, 13 s. "nepublikováno". Dep.: AOPK ČR.

Majer P., Lohniský B., Benda P., (2022): Zpráva z biologického průzkumu vybraných lokalit lomu ČSA – prezentace terénních výsledků za rok 2022. Ústí nad Labem. 259 s. dep: archiv firmy JUROS.

Vrátná I., (2023): Ekologická obnova lomu ČSA, Příbram. 102 s. Dep.: CENIA.

Zilvarová V., (2010): Vliv způsobu rekultivace ploch po povrchové těžbě na biodiverzitu – modelová skupina obojživelníci, plazi. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, zemědělská fakulta, České Budějovice. 49 s. bakalářská práce.

7. PŘÍLOHY

Příloha č. 1: Detail dataloggeru (HOBO Pendant Temperature/Light 64K Data Logger)

Příloha č. 2: manipulace s umělým úkrytem při průzkumu (3.6.2023)

Příloha č. 3: juvenilní samice *Natrix natrix(*3.6.2023*)*

Příloha č. 4: juvenilní samec *Natrix natrix (*9.6.20233*)*

Příloha č. 5: juvenilní samec *Coronella austriaca (*9.6.2023*)*

Příloha č. 6: juvenilní samec *Coronella austriaca (*9.6.2023*)*

Příloha č. 7: 13.6.2023 biotop mokřadu na lokalitě č. 4

Příloha č. 8: 15.6.2023 – juvenilní užovka obojková

Příloha č. 9: 23.6.2023 – mladá samice užovky obojkové

Příloha č. 10: 23.6.2023 – poškozený textilní úkryt byl běžným jevem

Příloha č. 11: 30.6.2023 – stahování dat na lokalitě č. 4

Příloha č. 12: 30.6.2023 – juvenilní užovka obojková

Příloha č. 13: 1.9.2023 – umělý gumový úkrat na lokalitě č.7 u kompenzačního opatření

Příloha č. 14: 1.9.2023 – mladý samec užovky obojkové

Příloha č. 15: Identifikace druhu bez odchytu (lokalita č. 4 dne 26.5.2023)