

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ GEOINFORMATIKY A
ÚZEMNÍHO PLÁNOVÁNÍ

VLIV TERÉNU A ZASTÍNĚNÍ VEGETACÍ NA
UMÍSTĚNÍ SNŮŠEK SKOKANA ŠTÍHLÉHO
BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.

Bakalant: Veronika Mouchová

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Veronika Mouchová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv terénu a zastínění vegetací na umístění snůšek skokana štihlého

Název anglicky

Effect of terrain and vegetation shading on the location of Agile Frog clutches

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je posoudit vliv terénu a zastínění vegetací (struktury vegetace) na výsypkách po těžbě hnědého uhlí na umístění snůšek skokana štihlého. Formulace dílčích cílů je úkolem autorky.

Metodika

Druhová diverzita je celosvětově ohrožena neustále rostoucími environmentálními změnami způsobenými člověkem. Abychom mohli druhy účinně chránit, je třeba znát jejich biotopové nároky. Nicméně sběr dat o struktuře biotopů je časově náročný a tudíž omezený svým prostorovým rozsahem. Současné metody dálkového průzkumu Země umožňují monitoring rozsáhlých oblastí a tím překonání omezení, které má terénní sběr dat. Mezi v poslední době často využívaná data patří bodová mračna získaná z leteckého laserového skenování, která umožňují detailní popis vertikální a horizontální struktury vegetace.

Úkolem autorky bude klasifikovat bodové mračno, vypočítat základní charakteristiky vegetace a terénu a s využitím techniky modelování druhové distribuce prozkoumat vztahy mezi vertikální a horizontální strukturou prostředí v okolí vodních ploch a umístěním snůšek skokana štihlého.

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

Formulace klíčových slov je úkolem autora.

Doporučené zdroje informací

Davies, A. B., & Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 681-691.

Doležalová, J., Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., & Kopecký, O. (2012). Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites. *Ecological engineering*, 43, 5-12.

Harabiš, F., Tichanek, F., & Tropek, R. (2013). Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering*, 55, 51-61.

Kolář, V., Tichanek, F., & Tropek, R. (2017). Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. *Ecological engineering*, 99, 310-315.

Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., Smolová, D., Kopecký, O., Kadlec, T., & Knapp, M. (2016). Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological engineering*, 90, 278-284.

Wehr, A., & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning—an introduction and overview. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 54(2-3), 68-82.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování

Konzultant

Lukáš Gábor

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2019

doc. Ing. Petra Šimová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 09. 01. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: *Vliv terénu a zastínění vegetací na umístění snůšek skokana štíhlého* vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou 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 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 verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V dne

.....

Podpis

Poděkování:

Děkuji panu Ing. Vítězslavu Moudrému, Ph.D. za ochotu, trpělivost, odborné a přátelské vedení mé bakalářské práce. Dále děkuji doc. Ing. Jiřímu Vojarovi za čas a cenné rady, které mi pomohly při psaní této práce. V neposlední řadě děkuji své rodině a přátelům, kteří mě podporovali během celého mého studia.

V Praze dne

.....

Podpis

Abstrakt

Cílem této práce je zhodnocení vlivu terénu a zastínění vegetací na umístění snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Biotopové nároky jsou významné pro jejich ochranu, neboť obojživelníci se řadí mezi první desítku nejohroženějších druhů živočichů na celé planetě.

Tato práce mapuje lokalitu Hornojiřetínské výsypky v oblasti Krušných hor pomocí dat z leteckého laserového skenování (LiDAR). Z analýzy vyplývá vliv faktorů prostředí na embryonální vývoj a volené rozmnožovací prostředí. Přidanou hodnotou práce je kombinace terénního výzkumu s daty dálkového průzkumu, neboť poznatky lze aplikovat v praktické ochraně a zachování druhové rozmanitosti naší fauny a flóry.

Klíčová slova

LiDAR, obojživelníci, skokan štíhlý, struktura terénu a vegetace, sluneční záření, výsypky

Abstract

The aim of this thesis is to analyse and evaluate the influence of terrain and shading on location of clutches of agile frog (*Rana dalmatina*). Habitat requirements are important for their protection, as amphibians are among the top ten most endangered species on the planet.

This thesis is mapping Hornojiřetínská spoil heap located in the Krušné Mountains using data from aerial laser scanning (LiDAR). The data analysis shows the influence of environmental factors on embryonic development and the preferred reproductive environment. The added value of this thesis lays in combination of field research with remote sensed data research, as the results can be applied in practice to protect and preserve the species diversity in our fauna and flora.

Key words

LiDAR, Amphibian, Agile frog, vegetation structure, solar radiation, spoil heaps

Obsah

1	Úvod.....	1
1.1	Cíle práce.....	2
2	Literární rešerše.....	3
2.1	Letecké laserové skenování.....	3
2.1.1	Princip	3
2.1.2	Využití dat LLS v ekologii.....	5
2.2	Faktory ovlivňující biotopové nároky a jejich modelování v GIS	6
2.2.1	Struktura terénu a vegetace	7
2.2.2	Sluneční záření	9
2.2.3	Teplota.....	13
2.3	Obojživelníci	14
2.3.1	Třída: obojživelníci – <i>Amphibia</i>	14
2.3.2	Řád: žáby – <i>Anura</i>	15
2.3.3	Čeleď: skokanovití – <i>Ranidae</i>	15
2.3.4	Skokan štíhlý – <i>Rana dalmatina</i>	16
2.4	Výsypky.....	18
2.4.1	Obecná charakteristika	18
2.4.2	Ekologie výsypek	19
3	Metodika	21
3.1	Zájmové území – Hornojřetínská výsypka.....	21
3.2	Sběr dat.....	21
3.2.1	LiDARová data	21
3.2.2	Terénní data.....	21

3.3	Zpracování dat	23
3.3.1	Zpracování LiDARových dat	23
3.3.2	Vektorizace tůněk	23
3.3.3	Tvorba profilů terénu a vegetace v okolí tůněk	23
3.3.4	Tvorba DSM	24
3.3.5	Tvorba solárních modelů	25
3.3.6	Tvorba absenčních dat	26
3.3.7	Export tabulek	26
3.3.8	Tvorba grafů ze solárních modelů	27
3.3.9	Tvorba grafů z presenčně absenčního modelu	27
4	Výsledky	28
4.1	Bodové mračno a zhodnocení digitálních modelů povrchu	28
4.2	Profily terénu a vegetace:	29
4.3	Zhodnocení vývoje teploty na vybraných lokalitách	29
4.4	Hodnocení množství dopadajícího záření	30
4.5	Zhodnocení prezenčně absenčního modelu	33
5	Diskuse	34
6	Závěr	37
7	Přehled literatury a použitých zdrojů	38
	Přílohy	45

1 Úvod

Ochrana druhové diverzity je důležitým předmětem ochrany přírody. Základním předpokladem pro efektivní ochranu je nezbytná znalost druhů samotných, ale i jejich biotopových nároků. Faktory ovlivňující biotopové nároky se dají rozdělit podle původu vzniku na dva druhy: abiotické a biotické (Skelly et al., 2001). Abiotické faktory jsou neživé aspekty ovlivňující prostředí, tj. světlo ve formě slunečního záření, teplota, topografie terénu, minerální složení půd, srážkový úhrn a jiné hydrologické podmínky prostředí (Šálek et Harabiš, 2015). Mezi biotické faktory patří vše živé, s čím daný druh interaguje. Jedná se například o konkurenční druhy, predátory, či symbiotické druhy osidlující bez větších negativních interakcí stejné prostředí (Field et al., 2009). V neposlední řadě sem patří i vegetace tvořící 3D-strukturu prostředí, která hraje v druhovém soužití, složení a celkové rozmanitosti prostředí velkou roli. (Zellweger, 2016). Čím členitější a pestřejší prostředí, tím více druhů si najde své ekologické optimum (Davies et Asner, 2014).

Cílovým druhem této práce je skokan štíhlý (*Rana dalmatina*). Patří mezi zvláště ohrožený druh obojživelníků. Často se vyskytuje na post-těžebních lokalitách Severočeské uhelné pánve tzv. výsypkách. I když se jedná o krajinu silně ovlivněnou antropogenní činností, z hlediska ekologických hodnot jsou velmi zajímavým biotopem. Struktura těchto oblastí je velice rozmanitá. Nacházejí se zde stanoviště s primární sukcesí, oblasti bez zásahu lidské činnosti a různé terénní prohlubně, které vyhledává mnoho organismů v době rozmnožování (Vojar et al., 2016). Útočiště zde nalézají kromě obojživelníků i další vzácné exempláře fauny a flóry. Je proto důležité zjišťovat biotopové nároky jednotlivých druhů a skloubit je pak správně s managementem úprav daných lokalit, tak aby vyhovovala organismům, kterých v okolní přírodě rapidně ubývá, a zároveň byly dodrženy cíle plánovaných rekultivací. Ideálním cílem rekultivací by mělo být zanechání určitých ploch spontánní sukcesí. Na oblasti, které se z bezpečnostních hledisek (například náchylnost prostředí ke vzniku erozí, sedimentace toků, či únik toxinů do okolí) neobejdou bez technické rekultivace, by měl být kladen důraz na využití přístupu, kdy se místo vytváření umělých nádrží vytvoří náhodné prohlubně. Ty se již během rekultivačních procesů nebo až po nich samovolně zavodní a tvoří tak ideální prostředí pro mnoho druhů obojživelníků (Kolář et al., 2016). Dodržením této kombinace dojde k obohacení technicky rekultivované plochy o přírodní stanoviště vyhovující jak suchozemským (Tropek et al., 2010), tak sladkovodním druhům (Harabiš et al., 2013).

Vzhledem k již zmíněné důležitosti znalosti všech prostředí, studií na výsypkách přibývá. Studie zaměřené na terestrické, tj. suchozemské druhy flóry a fauny post-těžebních lokalit se zabývají rostlinami (Prach et al., 2009), ptáky (Šálek et al., 2012), bezobratlými (Tropek et al., 2010). Akvatické čili sladkovodní (popř. semi-akvatické) jako jsou v ochrannářském hledáčku vážky (Harabiš et al., 2013), ocasatí obojživelníci (Kolář et al., 2016) a žáby – (Vojar, 2007b, Doležalová et al., 2012, Solský et al., 2014, Vojar et al., 2016). Uvedené vědecké skupiny, zabývající se vodními plochami na post-těžebních lokalitách uvádí většinou dva druhy environmentálních proměnných. Týkají se buď přímo vodního tělesa, anebo jeho blízkého okolí. Mezi nejčastěji zkoumané environmentální charakteristiky vodních těles se řadí plocha vodních těles (m^2), maximální hloubka (m), sklon břehů ($^\circ$),

ozáření vodní plochy (%), pH vody, konduktivita vody (mS), vegetační pokryv vodní plochy (%), obsádka ryb. Okolní charakteristiky zahrnují nejčastěji způsob rekultivace, dominantní vegetační heterogenitu (%), typ okolního prostředí (druh porostu), hustotu okolního porostu. Většina z charakteristik je měřena, případně odhadnuta přímo v terénu (Šálek, 2012), následně podle procentuálního zastoupení rozdělena do kategorií s pevnými intervaly pro minimální, průměrné a nadprůměrné hodnoty. Tento způsob průzkumu je velmi subjektivní a záleží, kdo dané charakteristiky pozoruje.

Existují ale i další způsoby sběru dat. Mezi nejpoužívanější kromě výše popsaného terénního průzkumu patří, radarové a letecké snímkování (fotogrammetrie) a letecké laserové skenování. Poslední uvedený způsob byl použit ke sběru dat v této práci. Je to metoda dálkového průzkumu Země (DPZ), která za posledních 20 let zaznamenala značný vývoj a tím pádem i rozšíření možností jejího využití (Wehr et Lohr, 1999). V mnoha ohledech úspěšně nahrazuje terénní sběry dat. Hlavními výhodami je vysoká přesnost, časová nenáročnost a možnost průzkumů velkých a mnohdy i nedostupných ploch. Nevýhodou je momentální vysoká cena a s tím spojená dostupnost dat. Hlavním rozdílem je možnost použití kvalitativních dat v kontinuálním měřítku. Z výstupů LiDARových dat (bodových mračen) lze modelovat struktury zemského povrchu, 3D-strukturu vegetace.

1.1 Cíle práce

Hlavním cílem této práce je zhodnotit vybrané faktory ovlivňující biotopové nároky skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na umístění jeho snůšek na lokalitě Hornojířetínské výsypky. Vybranými faktory jsou množství dopadajícího slunečního záření, teplota v tůňkách a okolní vegetační struktura.

Dílejšími cíli práce jsou:

- a) zpracování dat leteckého laserového skenování zájmového území
- b) tvorba profilů terénu a vegetace v okolí tůňek
- c) tvorba digitálního modelu povrchu
- d) tvorba modelu solárního potenciálu vybraného území a jeho zhodnocení
- e) porovnání vybraných kritérií a zhodnocení hlavních charakteristik ovlivňujících výskyt snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*)

2 Literární rešerše

2.1 Letecké laserové skenování

LiDAR je zkratkou z anglických slov „*Light Detection And Ranging*“ doslovně přeloženo jako „světelná detekce a měření“. Dále se můžeme setkat se zkratkou **LADAR** – *LAser Detection And Ranging*. Oba uvedené způsoby jsou v českém textu normálně skloňovány (Dolanský, 2004). Jedná se o aktivní snímací systém dálkového průzkumu Země. To znamená, že ke své funkčnosti nepotřebuje jiný zdroj světla, než který si sám vytvoří. Tím je pro letecké laserové skenování laserový paprsek, který systém vyzařuje a po odrazu přijímá. Nálety zkoumaných oblastí se musí důsledně plánovat s ohledem na správné světelné i ostatní atmosférické podmínky. Mohly by pak negativně ovlivnit získaná data. Proto je u aktivních senzorů výhodou možnost použití v jakoukoliv denní dobu a kontinuálně tak nasnímat celé zájmové území.

2.1.1 Princip

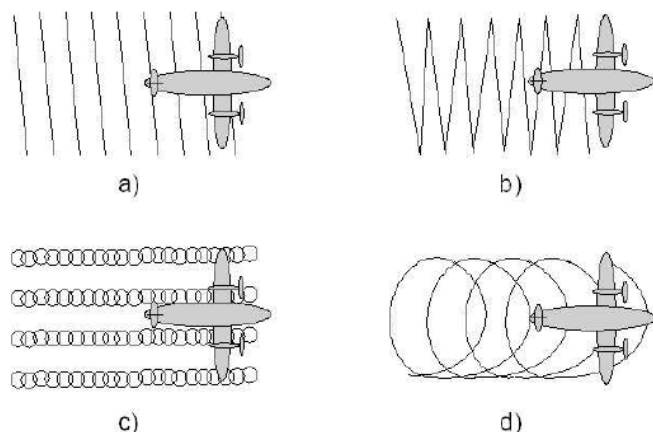
LiDARová technologie je používána k detekci objektů na zemském povrchu. Skládá z pěti hlavních součástí: zdroje laserového záření, optické soustavy, mechanického prvku, detektoru elektromagnetického záření a velmi přesných hodin. Pro účely této práce není potřeba se touto problematikou zabývat do detailu, proto bude následně uveden obecný přehled LiDARového systému a podrobnější popis nebude rozvíjen.

Zdroje laserového záření – druhy laserů se dají dělit podle toho, jaká je potřeba výkonnosti LiDARu. V dnešní době existuje celá řada použitelných laserů. Jedním z nich je pevnolátkový rubínový nebo modernější pulzní laser NdYAG, dalším typem je laser diodový. Jak již bylo zmíněno, rozhoduje požadovaný vysoký optický výkon a rovněž požadovaná vlnová délka záření. Typický interval vyzařované vlnové délky se nachází mezi hodnotami 800 až 1600 nm (Wehr et Lohr, 1999). U některých laserů lze dané vlnové délky přeladovat. Stejně tak musí být přeladěn i **detektor elektromagnetického záření**, aby byl schopen danou vlnovou délku přijmout a zpracovat. Pro tyto účely jsou používány jako detektory světlocitlivé diody. Musí být velmi citlivé, jelikož se k nim vrací vyzářený paprsek odražený od jistého objektu – energie světla klesá s druhou mocninou vzdálenosti (při difusním odrazu). Lasery jsou používány jak v pulsním, tak v kontinuálním režimu s fázovou modulací.

Optická soustava má za úkol zajistit, že záření bude ve velmi úzkém svazku, a též aby se sbíhaly osy zdroje a detektoru záření. V optické soustavě je přítomný polopropustný hranol, který záření usměrňuje. Dále se v soustavě nachází zrcadlo. Je umístěno na mechanickém prvku, který zajišťuje nasměrování paprsku vždy pod jiným úhlem. Výhodou je, že snímání určité roviny nebo prostoru probíhá bez posunu otáčení celého zařízení, a tím pádem je měření mnohonásobně rychlejší.

Existují různé typy umístění a provedení zrcadel znázorněné na obrázku 1. Na obr. 1a) je znázorněn typ skeneru s rotujícím zrcadlem. Měření má typické paralelní linie bodů. V další části obr.1b) je uveden skener s oscilujícím zrcadlem, při jeho použití mají body pilovité uspořádání. Ve třetí části obr. 1c) je skener, který používá malá zrcadla směřující paprsek do svazku optických vláken. V poslední části obr. 1d)

je stopa eliptického skeneru, který používá soustavu dvou zrcadel tak, že stopa na povrchu opisuje elipsu.

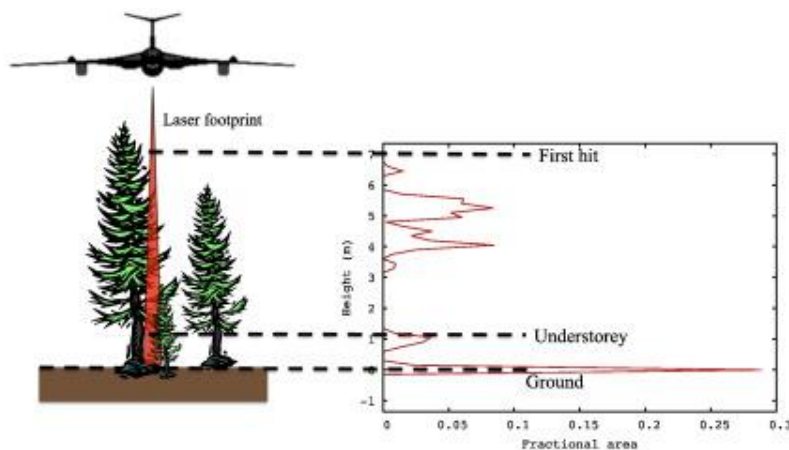


Obrázek 1: Možnosti uspořádání bodů v závislosti na použitém zrcadle (Dolanský, 2004).

Velmi přesné hodiny zabudované v kontrolní jednotce, slouží k počítání doby od vyslání paprsku po jeho zpětnou detekci. Pomocí znalostí o šíření světla je možné určit vzdálenost LiDARu od objektu. Dále ze znalosti směru vyslaného svazku paprsků a odvozené vzdálenosti lze určit polohu každého měřeného bodu. U kontinuálního režimu laseru je vzdálenost určována za pomoci fázového posunu, jelikož je paprsek frekvenčně modulován. (Dolanský, 2004).

Nosičem leteckého laserového skenování je tomu uzpůsobené letadlo nebo vrtulník. Pod laserovým skenerem je přidělaná navigační nebo-li měřicí jednotka (angl. Inertial Measurement Unit = IMU). Slouží k přesnému určení náklonu celého systému a měří zrychlení (Šíma, 2009). Posledním důležitým prvkem je inerciální (zabudovaná) GPS, která určuje přesnou polohu letu. Používá se v kombinaci s jedním známým referenčním bodem na zemi. Většina přímých měření je určena časem letu a světelným pulzem tzn. čas, za který se vysílaný laserový paprsek dostane na zemský povrch a odrazí se zpět a je přijat. Výstupem těchto měření je bodové mračno (angl. *point cloud*). Každý bod znázorňuje jednotlivý odraz a má svojí specifickou x,y,z souřadnici. Vzhledem k použití laserového paprsku se ve skutečnosti nevrací pouze jeden odraz, ale více postupně klidně až 5 odrazů. Počet odrazů závisí na šířce paprsku, tj. na laserové stopě (angl. *footprint*). Tato šířka je závislá na výšce letu a divergenci paprsku. Uvádí se, že při výšce letu 500 m nad povrchem je stopa široká 30 cm (Dolanský, 2004). Divergence světla nám udává okamžité zorné pole (angl. IFOV), které se nachází v rozmezí 0,3 až 2 mrad (Wehr et Lohr, 1999). Velkou výhodou LiDARových dat je jejich přesnost a schopnost pulzů proniknout vegetací až na zemský povrch a zaznamenat tak již zmíněné mnohonásobné odrazy i v hustě zarostlých oblastech (Moudrý et al., 2019).

Na následujícím obrázku (obr. 2) jsou znázorněny postupně tři odrazy. První odraz (angl. *first return/hit*) představuje nejsvrchnější vrstvu v našem případě stromu. Dále paprsek prochází ke spodním větvím či podrostní vegetaci (angl. *understorey*), které představují další možné odrazy. Poslední odraz (angl. *last return/hit*) je v ideálním případě interakce stopy paprsku se zemským povrchem (angl. *ground*).



Obrázek 2: Princip LLS (upraveno: Hancock et al., 2017).

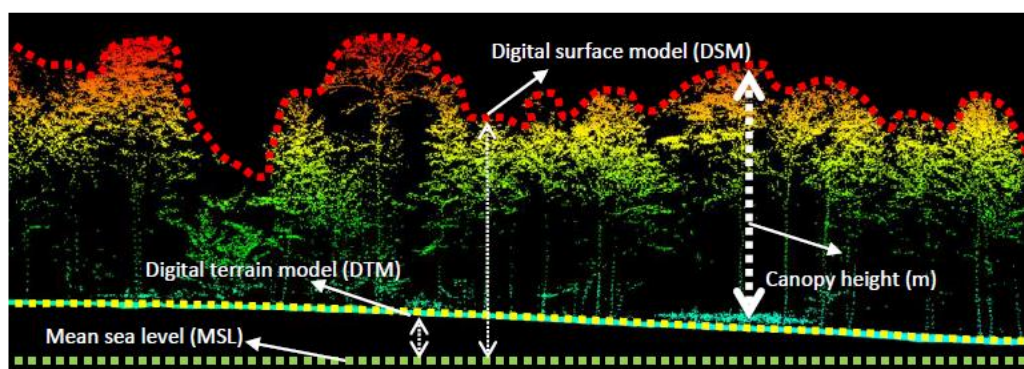
Laserový paprsek se běžně používá ve vlnové délce, odpovídající blízké infračervenému spektru, je absorbován vodou. Proto se v bodových mračnecích neukazují žádné body zpětného odrazu a místa jsou tak prázdná. Tento nedostatek je řešen např. technologií batymetrického LiDARu jehož senzor vysílá dvojí záření a to klasické infračervené a zelenomodré. Vlnová délka zelenomodrého světla, okolo 532 nm (Baltasvias, 1999), projde vodní hladinou a odrazí se od objektů pod ní. Za dobrých podmínek vodního prostředí se od samotného dna může odrazit až v hloubce 50 metrů (Dolanský, 2004). Je používán v hydrologii, ve studiích příbřežních oblastí (Pe'eri, 2011) a ekosystémů mořských korálů, kterými se zabývali vědci na Floridě (Pittman et al., 2013).

2.1.2 Využití dat LLS v ekologii

Data leteckého laserového skenování se vyznačují velkou přesností s vysokou hustotou bodů. Tato data mají čím dál širší možnost využití. Bohužel stále nejsou dostupná ve všech odvětvích v dostatečné míře, ale je vidět velký posun (Fogl et Moudrý, 2016). Vzhledem k neustálému vývoji a zdokonalování technologií, se mnoho studií zabývá srovnáváním dat LLS s dalšími přístupy DPZ a jejich možnou kombinovatelností (Moudrý, 2019).

Mezi nejčastější využití bodových mračen řadíme digitální modely, jejichž jednoduché schéma je na obrázku 3. Všechny tyto modely jsou vizualizovány prostřednictvím rastrů tvořených v geoinformačních systémech. Digitální model terénu (angl. *DTM = Digital Terrein Model*) znázorňuje pouze zemský povrch. V bodovém mračnu je tvořen jen body posledního odrazu tzn. klasifikační třídy *ground points*. Na základě DTM může být zkoumána topografie = struktura terénu a z ní odvozené charakteristiky – svažitost terénu (*Slope*), nebo orientace k různým světovým stranám (*Aspekt*; Work et al., 2011).

Digitální model povrchu (angl. *DSM = Digital Surface Model*), reprezentuje terén i objekty na něm (vegetace, budovy – pokud jsou přítomny). Z bodového mračka kopíruje první odraz všech klasifikačních tříd. Vierling et al. (2008) a Davies et. Asner (2014) ve svých studiích vytvořili přehledy výzkumů založených na LiDARových datech použitých v různých oblastech ekologie zvířat v závislosti na modelování prostředí a variabilitě 3D-struktury zejména vegetace lesních ekosystémů. Zjistilo se, že nejvíce studií se zabývá ptačími společenstvy. Pro lesní stanoviště jsou ptáci vzhledem ke svým způsobům života ideální modelové druhy. Další výzkumy probíhaly například na pavoucích (Vierling et al., 2011) nebo na srncích (Ewald, 2014). Pokud se z DSM odečtou pouze kategorie představující vegetaci, vznikne digitální model vegetace (angl. *CHM = Canopy Height Model*). LiDARové měření má velký potenciál k objasnění vztahů mezi ekologií zvířat a vegetační strukturou (Davies et Asner, 2014). Z těchto modelů se dají určovat různé parametry vegetačního porostu i podrostu, možná poškození lesa, proto mají největší uplatnění v lesnictví (Miura, 2010). Struktura vegetace a její rozmístění v krajině je důležitým prvkem pro predanční strategie zvířat. V Africkém národním parku byla provedena studie, která porovnávala závislost hustoty vegetace na loveckých strategiích lvů. Na základě GPS trajektorií a výpočtů výhledu lvích samců se ukázalo se, že lvi loví ze zálohy v hustě zarostlém heterogenním prostředí. Naopak samice využívají společenský lov a svou kořist nahánějí na plochých pláních tamějších savan (Loarie, 2013). Vertikální a horizontální struktura vegetace bude blíže rozebrána v kapitole 2.2.1.



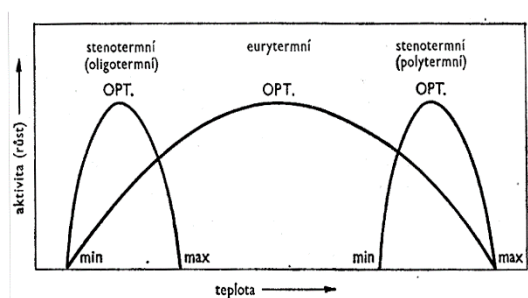
Obrázek 3: Výstupy z bodového mračka – schéma digitálních modelů (Hamdar et al., 2015)

Vzhledem přizpůsobitelné vlnové délce senzoru je vhodný i pro měření procesů v atmosféře. V České republice se prvně plošně použilo letecké laserové skenování v rámci projektu ČÚZK mapování celého území státu (Brázdil, 2009). Dřívější výzkumy byly prováděny firmami v soukromém sektoru, které převažují do dnes (CzechGlobe, 2017).

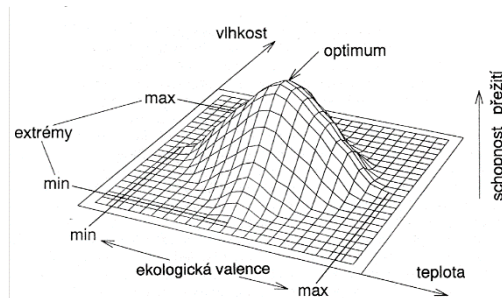
2.2 Faktory ovlivňující biotopové nároky a jejich modelování v GIS

Základním předpokladem pro efektivní ochranu druhů je nezbytná znalost jejich biotopových nároků a faktorů které nároky ovlivňují. Je důležité, aby organismy žily ve svém ekologickém optimu (Begon, 2010). Pokud se najde jediný faktor nepříznivě ovlivňující populaci svým limitovaným množstvím, organismy nejsou schopny v takovém prostředí prosperovat (Liebigův zákon minima). Toto odvětví ekologie se zabývá tzv. ekologickou valencí (Šálek, 2015) Organismy se tímto způsobem mohou dělit na „extrémisty“ či druhy s širokou ekologickou valencí.

Názorný je příklad teploty vody, kde existují druhy bakterií nebo sinic, které snesou teploty vody velmi nízké a další druhy naopak velmi vysoké – oba mají úzkou ekologickou valenci a vzhledem k extrémním podmínkám jsou okrajově vyhraněny. Mezi tím může být skupina živočichů která se dokáže teplotě přizpůsobit a má tím pádem ekologickou valenci velmi širokou. (viz obrázek 4). Pokud se k faktoru přidají další a začnou mezi sebou rovnoměrně interagovat, vznikne tzv. ekologická nika. Což je souhrn faktorů, od kterých se odvíjí ideální biotopové nároky, vyhovující zkoumanému druhu (viz obrázek 5).



Obrázek 4: Členění ekologické valence na příkladu teploty (Bejček, 2019).



Obrázek 5: Schéma ekologické niky (Bejček, 2019).

Faktory ovlivňující biotopové nároky se dají rozdělit podle původu vzniku na dva druhy: biotické a abiotické. Mezi **biotické faktory** patří vše živé, s čím daný druh interaguje. Jedná se například o konkurenční druhy, predátory, či symbiotické druhy osidlující bez větších negativních interakcí stejné prostředí. Je to velmi dynamická složka prostředí, tvořící potravní sítě (Ulbrichová, 2010). Mezi **abiotické faktory** ovlivňující druhy patří mineralogické složení substrátu, geomorfologie terénu, proudění vzduchu, tlak, teplota a záření aj. Jedná se o neživé faktory, které jsou obecně způsobeny chemickými a fyzikálními procesy.

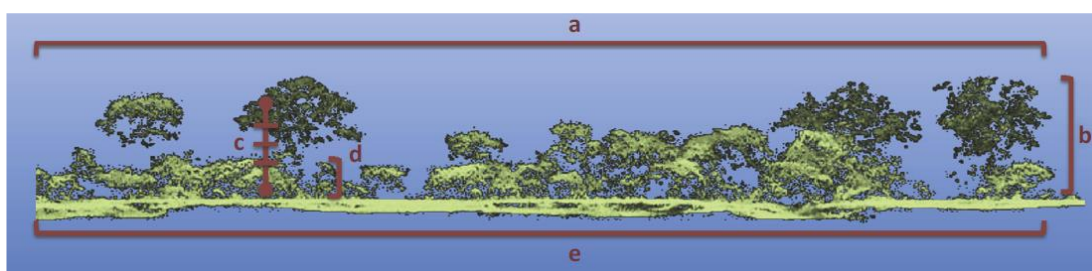
Vzhledem k velkému rozsahu tématu budou následující kapitoly zaměřeny na vybrané faktory (sluneční záření, teplota, struktura vegetace), nejprve pojednávat všeobecně o daném faktoru. Budou shrnuty různé technologie tvorby atraktivních výstupů zaměřené na geoinformační systémy (GIS). Příklady se budou týkat studií z různých oblastí napříč taxonomickými skupinami, které nepoužívaly jen data z leteckého laserového skenování, ale i další metody DPZ nebo data z terénních průzkumů. K úplné návaznosti na zkoumanou skupinu této práce, tj. obojživelníky bude pak daný faktor aplikován v jejich populacích. Faktory spolu velmi často a ochotně interagují, jeden závisí na druhém a navzájem se ovlivňují (Field et al., 2009). V rámci popisu vlivu faktorů na biotopové nároky zkoumaných druhů dochází k prolínání vlivů a jejich kombinaci. Stejně tak je tomu v přírodě, kde je důležitá provázanost spojená s různorodým prostředím a vysokou mírou druhové bohatosti (Prach et al., 2009, Smolová, 2010).

2.2.1 Struktura terénu a vegetace

Struktura vegetace se řadí mezi biotické faktory, struktura terénu mezi abiotické faktory, ovlivňující biotopové nároky různých druhů. Společně se podílí na vývoji ostatních faktorů, které určují mikroklima prostředí (Vierling et al., 2011). Vegetační struktura například podmiňuje množství dopadajícího slunečního záření,

resp. množství zastínění zkoumaných ploch. Tím ovlivňuje růst vegetace v podrostu, akumulaci vody v prohlubních, ze kterých se bude vypařovat menší množství vody.

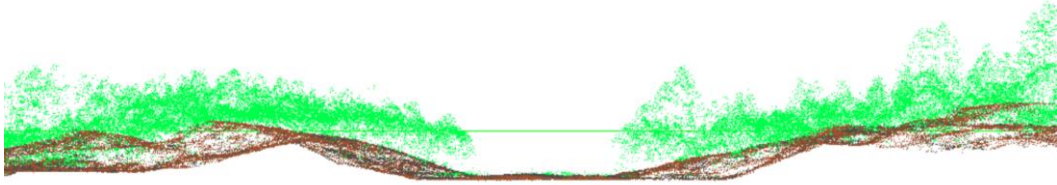
Na obrázku 6 jsou znázorněny metriky, které se v rámci modelování 3D-struktury vegetace a terénu dají získávat z bodových mračen. Hlavní výhodou LiDARových dat je, že na rozdíl od pasivních senzorů DPZ je schopen odečíst i vertikální strukturu vegetace. Do horizontální struktury se člení plošné charakteristiky (v dimenzi x a y) typu: **[a]** vegetační pokryv (angl. *canopy cover*) a z něj počítaná hustota zápoje a možná propustnost **[e]** struktura terén (angl. *topography*) – odvození elevací, depresí ideální v heterogenním prostředí jako jsou výsypky. Vertikální strukturu znázorňuje výškové (z -dimenzi) parametry typu: **[b]** výška vegetace (angl. *canopy height*), **[c]** vertikální rozvrstvení vegetace a její profil (angl. *vertical layering or profile*) a **[d]** výška vegetace v podrostu (angl. *understorey*). Všechny z výše uvedených metrik mají mnohá využití (Lefsky et al., 2012, Davies et Asner, 2014.).



Obrázek 6: Parametry 3D-struktury vegetace a terénu (Davies et Asner, 2014).

Všechny biomy jsou vysoce variabilní svou vegetační a topografickou strukturou. Lesy jsou tak vnímány nejvíce, vzhledem k rozmanitosti výšky a hustoty porostu, a následně odezvy zvířat. Studium vlivu terénní a vegetační struktury lesních ekosystémů na rozmanitost ptáčích společenstev se zabývali vědci Vogeler et al. (2014) ve dvou smíšených jehličnatých lesích, středního Idahu. Ptáci reagují na změny struktury vegetace přímo a vyžadují ke své prosperitě různorodou 3D-strukturu. Když se LiDARová data spojí s metodami dalších technik DPZ, produkující hyperspektrální data, doplní nedostatečnou schopnost rozpoznání druhů. Zajistí se tak možnost nejen určit vertikální a horizontální strukturu vegetace, ale i druhové složení zkoumané oblasti. V případě obojživelníků řešili strukturu vegetace, resp. hustotu vegetačního zápoje na dvou druzích skokanu lesním (*Rana sylvatica*) a rosničce křížkované (*Pseudacris crucifera*), ve východní části Severní Ameriky (Skelly et al., 2002). Vědci zjistili že larvy skokana rotou rychleji v zapojené vegetaci oproti rosničce, která upřednostňuje otevřené porosty. Ovlivňují o však i biotické faktory jako jsou zdroje potravy atd.

Pro tuto práci byly z bodového mračna zhotoveny profily vegetace a terénu (viz obrázek 7). Slouží k demonstraci/vizualizaci vlivu zastínění vegetací vybraných tůňek. Je možné je zhotovit v různých komerčních i nekomerčních programech jako je ArcGis, QGIS, LasTools, TeraScan nebo LIDAR360 (© 2019, GVI). Více o tvorbě v Metodice.



Obrázek 7: Profil struktury terénu a vegetace okolí tůňky č. 072 (zdroj: autorka).

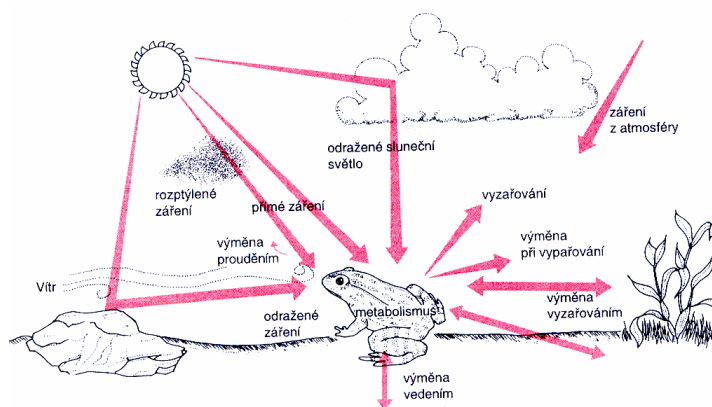
2.2.2 Sluneční záření

Sluneční záření je primární energetický zdroj, který ovlivňuje mnoho pozemních fyzikálních a chemicko-biologických procesů. Pochopení jeho důležitosti pro krajinu v různých měřítcích, je klíčem k pochopení široké škály přírodních procesů a lidských aktivit (Huang et Fu, 2009). Slunce vyzařuje na zemský povrch celé spektrum vlnových délek. Hranice intervalů záření nejsou ostré, dochází k plynulému přechodu (Ulbrichová, 2010). Každý má své specifické vlastnosti – vlnovou délku, procentuální podíl ve slunečním záření a také určitou energii, která se ze zdroje přenáší na okolní prostředí. Jejich znalost je důležitá pro pochopení vlivu na organismy a jejich prostředí.

Infračervené záření (0,3 mm - 760 nm, 46,50 %): Jedná se o druh záření, podílející se na tepelné výměně. Ozářený objekt se proto zahřívá. Je to část slunečního záření, která lépe prochází zakaleným prostředím – mlhou/oblačností. Je proto většinou složkou difúzního záření.

Viditelné spektrum (od 760 nm do 390 nm, 47 %): Pro organismy je to rozhodující složka slunečního záření, díky které se dokáží orientovat a vnímat okolí. Její součástí je oblast, ve které probíhá fotosyntéza, tzv. fotosynteticky aktivní radiace (angl. PhAR = *Photosynthesis Active Radiation*; Ruda, 2004).

Ultrafialové záření (od 400 nm do 10 nm, 7 %): Dělí se na dvě podsložky, které se liší svými vlastnostmi. Těla organismů na složku UV záření reagují tvorbou vitamínu D, který je velice důležitý pro správnou funkčnost smyslů. Velké dávky této složky záření však organismům škodí. Je více způsobů, jak se s tím vypořádat. Mezi obojživelníky je to například schopnost natřít se produkovaným slizem, který pokožku chrání. Ultrafialové záření je silně pohlcováno atmosférou. Způsobuje ionizaci vzdušného kyslíku a zesiluje tím ozonovou vrstvu, která Zemi chrání a umožňuje zde život. (Lepil, 2002). Je potřeba chránit tuto vrstvu a omezit ovlivnění z povrchu zemského způsobeným různými chemickými sloučeninami např. freony, nebo oxidy dusíku. Způsobují ozonové díry, kterými UV záření proniká. Ve větší míře expozice škodí, zejména složka UV-B, která negativně ovlivňuje embryonální vývoj obojživelníků (Middleton et al., 2001). Při větší míře UV záření jsou agresivnější houbové patogeny, zkoumané na ropuše severoamerické (*Bufo boreas*) v El Niňu (Kiesecker et al., 2001).



Obrázek 8: Látková výměna v závislosti na složkách slunečního záření (Bejček, 2019).

Jak je vidět na obr. 8 sluneční záření ovlivňuje látkovou výměnu živočichů i rostlin. Svou intenzitou, dobou osvitů a směrem dopadu = buď přímo – přímým nebo difúzním zářením nebo nepřímo-odraženým zářením (Klabzuba, 2009). Než sluneční záření dorazí na zemský povrch, překonává nejprve atmosféru. Intenzita záření, která dopadne za rok na plochu 1 m^2 vnější hranice atmosféry, se nazývá sluneční konstanta. Její hodnota je téměř konstantní aktuálně uznávaná okolo $1,367 \text{ kW} \cdot \text{m}^{-2}$. (WMO, 1982). Při průchodu atmosférou sl. záření interaguje s různými částicemi přítomnými ve vzduchu, kapénkami vody v podobě mraků či aerosoly nebo prachové částice (Gueymard et Kambezidis, 2004). Část se odrazí zpět do vesmíru, část se rozptýlí a putuje dál. Takové záření, co projde až na zemský povrch, se nazývá difúzní (angl. *diffuse radiation*). Záření, které dopadne přímo na zem, se nazývá přímé záření (angl. *direct radiation*). Když se tyto dvě složky sečtou, dostaneme globální záření (angl. *global radiation*). Z výše uvedených záření je možné zhotovit modely. Při dopadu slunečního záření na vodní hladinu je část odrazena, část se rozptýlí a část projde skrz. Při průchodu do hloubky se nejprve absorbují okrajové složky viditelného spektra. Propustnost závisí na úživnosti vody. Nejdále pronikají kratší vlnové délky- modrozelená část spektra v průzračných, oligotrofních nádržích (Říhová, 2007).

Měřením světla se zabývá fotometrie. Slunečním zářením se zabývá radiometrie (Klabzuba, 2009). Souhrn veličin a jejich jednotek je v tabulce 1. Zářivost je vlastností zdroje světla. Zářivý tok vyjadřuje intenzitu světla, které vyvolá záření o dané energii vyzářené světelným zdrojem do určitého prostorového úhlu za jednotku času. Osvětlení (angl. *Insolation*) určuje účinky světla při dopadu na povrch tělesa. Závisí na části světelného toku, který dopadá na určitou plochu pod určitým úhlem. Je ovlivňován i orientací ke světové straně. Pro tuto práci je nejdůležitější radiometrickou veličinou. Tomu odpovídá intenzita přímého záření, která je výstupem solárního modelu v ArcGIS, s upřesněním hodinového intervalu tzn. intenzitu ozáření jednotky plochy za hodinu [Wh/m^2].

Tabulka 1: Analogické veličiny a jednotky ve fotometrii a radiometrii. (zdroj: autorka)

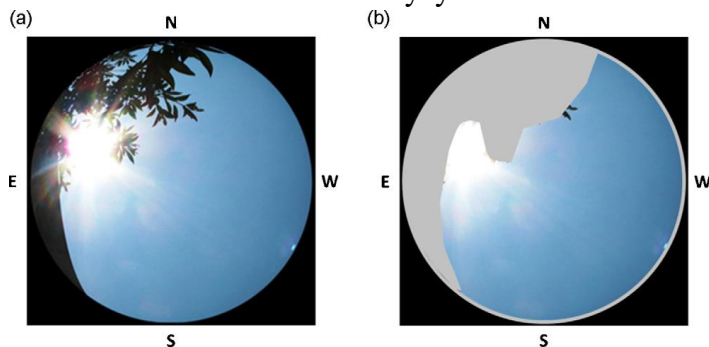
Fotometrie		Radiometrie	
Veličina	Jednotky	Veličina	Jednotky
svítivost	kandela [cd]	zářivost	[W sr^{-1}]
světelný tok	lumen [lm]	zářivý tok	Watt [W]
osvětlení	lux [lx]	intenzita sl. záření	[W m^{-2}]

Data ke zpracování modelů slunečního záření nejsou lehce dostupná. Vědci proto obvykle vycházejí z geostatistických a geointerpolovaných modelů, vycházejících z bodových dat meteorologických stanic použitých k následné interpolaci slunečního záření a teploty. Jelikož jsou tyto stanice řídce rozmístěny v otevřených, většinou plochých a urbanizovaných oblastech, nejsou dostatečně reprezentativní pro každou zkoumanou oblast (Huang et Fu, 2009). Možná použití geografických systémů pro výpočet nebo modelování intenzity slunečního záření v posledních dvou dekádách zaznamenala značný pokrok (Kodysh et al., 2013). Bylo vytvořeno několik různých nástrojů pro tvorbu odhadů například model SRAD (Wilson et Gallant, 2000), Šúri a Hofierka (2004) vytvořili model r.sun implemtovatelný do prostředí GRASS GIS a Fu et Rich (2000) vyvinuli pokročilý model pro ekologické aplikace Solar Radiation Toolset, který byl implementován jako ESRI ArcMap rozšíření ve *Spatial Analyst*.

Posledně uvedená sada nástrojů byla použita v této práci. Obsahuje tři nástroje pro odhad množství slunečního záření u a to: plošného-pro celou lokalitu (**Area Solar Radiation**), bodového-pro určité body zájmu (**Points Solar Radiation**) a grafického-výstup hemisférických map (**Solar Radiation Graphics**). Při popisu funkce, grafického znázornění a důležitosti přesných parametrů je čerpáno z následujících zdrojů: Rich et al., 1994; Kodysh et al., 2013; Fogl et Moudry, 2016; ESRI, 2019. Princip výpočtu funkce Area Solar Radiation je v ArcGIS založen na následujících čtyřech krocích a nastavení dílčích parametrů:

1. Výpočet hemisferické mapy viditelnosti oblohy (*viewshade*) v závislosti na topografii prostředí (obrázek 9)

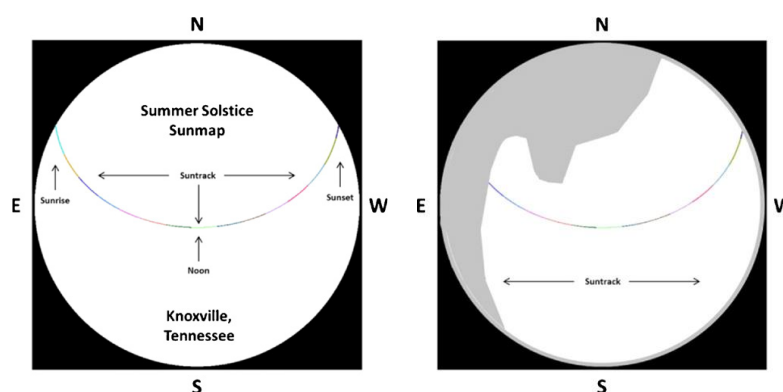
Výpočet mapy viditelnosti je odvozen z hodnot vstupní vrstvy (**Input Raster**) – výškového rasteru DEM (*digital elevation model*). Některé z výše uvedených studií řeší přesnost solárních modelů na základě použitých vstupních dat odvozených DEM buď z DTM nebo DSM. Důvodem použití DTM je buď zjednodušení analýzy, nebo nedostupná data. Na rozdíl od DSM se nepočítá se stínící vegetací, což do výsledného modelu vnáší určitou chybovost. Dalším důležitým parametrem je **Calculation direction**, který určuje sadu azimutových směrů, ze kterých se počítá maximální úhel zastíněné oblohy způsobené okolními buňkami DEM. Pro směry, které nejsou určeny se hodnota obstrukce dopočítá interpolační metodou. Zadaná hodnota, musí být dělitelná 8 a uvádí se, že pro členitější topografii, by mělo být zadáno vyšší číslo. Výhodou je že mapa bude přesněji odpovídat skutečnosti, ale značnou nevýhodou je exponenciálně rostoucí časová náročnost analýzy.



Obrázek 9: Příklad výpočtu mapy viditelnosti: [a] hemisférická fotografie typu "rybí oko" s překážkou v podobě vegetace; [b] mapa viditelnosti s šedě značenou překážkou modré oblohy.

2. Výpočet hodnot přímého záření z překryvu mapy viditelnosti a trajektorie přímého slunečního záření (*sunmap*; obrázek 10 a 11)

Výpočet vytváří mapu slunečního záření, resp. mapu jeho trajektorie za zvolený časový úsek. Pozice slunce (zenitový a azimutový úhel) je počítána na základě zeměpisné šířky (*latitude*-parametr odvozený ze vstupního rasteru), dne v roce a čase za použití standardních astronomických vzorců. Je potřeba nastavit konfiguraci času, která se skládá ze tří parametrů: **Time Configuration** = časová konfigurace – představuje časový úsek, pro který je sluneční záření počítáno. Je možné nastavit buď jeden den s určitým hodinovým intervalem; interval více dní určitého roku; určité dny=slunovraty a rovnodennosti, nebo určitý rok. Druhým parametrem je **Day Interval** určující interval výpočtu sektorů ve vertikálním směru. Třetím je **Hour Interval** určující interval výpočtu sektorů v horizontálním směru. Poté dochází k překryvu s mapou viditelnosti.

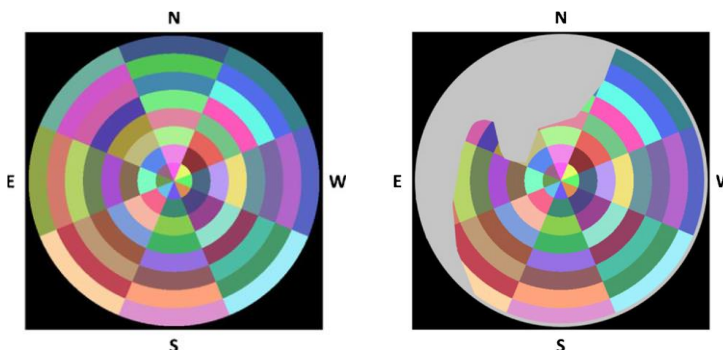


Obrázek 10: Příklad výpočtu sluneční mapy v době letního slunovratu.

Obrázek 11: Překryv sluneční mapy mapou viditelnosti.

3. Výpočet hodnot difuzního záření z překryvu mapy viditelnosti a mapy oblohy difuzního záření (*skymap*; obrázek 12 a 13)

Výpočet vytváří mapu celé oblohy, jelikož difuzní záření přichází ze všech směrů je potřeba definovat parametry **Zenith divisions** a **Azimuth divisions**, které odpovídají danému počtu zenitových úhlů (směrem k zenitu) a azimutových úhlů (směrem k severu). Dělí oblohu na sektory (viz první krok), které jsou překryty mapou viditelnosti.



Obrázek 12: Příklad mapy oblohy v den letního slunovratu. Použito 8 zenitových úhlů a 8 azimutových úhlů.

Obrázek 13: Překryv mapy oblohy mapou viditelnosti.

Do toho kroku by se daly zařadit atmosférické parametry: *Diffuse model type*: určuje typ difúzního modelu *Uniform sky* – „jednotný model“ – ze všech úhlů zenitu je stejný chod paprsků, *Standard overcast sky* – „standardní zatažený model“ – chod paprsků je různý v závislosti na zenitových úhlech. *Diffuse proportion* – poměr difúzního záření v globálním záření. Hodnoty mohou nabývat od 0 do 1. Defaultní hodnota pro jasnou oblohu je 0,3. Dalším parametrem je propustnost atmosféry-*Transmissivity* – hodnoty nabývají od 0 do 1 podle míry propustnosti. Defaultní hodnota je 0,4 pro jasnou oblohu.

4. Výpočet globálního slunečního záření představující raster, který je vytvořen opakováním předešlých kroků, pro každou buňku rastru.

Pro výpočet všech předešlých rastrů je potřeba nastavit parametr *Sky Size*, který určuje jejich rozlišení. Defaultně je nastaven na 200x200 buněk. Dále je potřeba specifikovat parametr *Each interval* – specifikuje počet výstupních rastrů pro jednotlivé hodinové a denní intervaly. *Nointerval* znamená, že dostaneme jeden raster za dané celkové časové období anebo *Interval*, kdy dostaneme pro každý interval jeden raster. Parametr *Z factor* – udává jednotku povrchových x,y souřadnic v jedné z souřadnic; tzn. pokud by se lišily souřadnicové systémy, musela by se zadat hodnota přepočtu, jinak je defaultně nastavená hodnota 1. Parametr *Slope and Aspect input type* – metoda výpočtu hodnot sklonu a orientaci vůči světovým stranám, je možné pro ní zvolit: *From DEM* – použít vstupní raster nebo *Flat surface* – bráno jako plochý povrch.

Nakonec se můžeme rozhodnout, mezi dílčími modely *přímého záření-Output direct radiation raster* a *difúzního záření-Output diffuse radiation raster* a *doby osvětlení-Output direct duration raster* (rastr představuje čas v hodinách, po který na plochu pixelu dopadaly sluneční paprsky během celého časového intervalu výpočtu); nebo pouze souhrnný *model intenzity globálního záření-Output Raster Global radiation*.

2.2.3 Teplota

Teplota se řadí mezi abiotické faktory ovlivňující biotopové nároky. Může druhy ovlivňovat dvěma způsoby. Prvním je teplota vzduchu a druhým teplota vody. V této práci jsou řešeny biotopové nároky obojživelníků, proto se následující odstavce budou stručně zabývat oběma způsoby. Ve vodním prostředí se jedná o limitující faktor, a to společně se světlem a obsahem kyslíku (Šálek et Harabiš, 2015).

Jelikož obojživelníci nemají stálou teplotu těla a krve, patří mezi skupinu organismů poikilotermních (Lucas et Reynolds, 1967). To znamená, že teplota jejich těl je zcela závislá na teplotě okolního prostředí a intenzitě slunečního záření. Nejsou jim schopni přímo regulovat. V minimálním množství se jim to daří zesvětlením barvy; případně zcela nepatrným výparem tekutin. Vzhledem k malému povrchu těla by větší ztráta vody mohla být smrtelná. Hnědým skokanům bledne spánková skvrna. K regulaci využívají specifický způsob tzv. účelového chování (Zwach, 2009). V teplých dnech vyhledávají vlhká místa, po několika chladných dnech se naopak vyhřívají na slunečných místech. Různé druhy mají odlišné nároky na teplotu prostředí a sluneční záření. Blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*) patří mezi druhy, které se nesluní nikdy. Pravým opakem jsou druhy vodních skokanů, kterým se říká heliofilní. Takovým druhem je také kuňka obecná (*Bombina bombina*) nebo rosnička zelená

(*Hyla arborea*), které sluneční záření vyhledávají stále. Meziskupinou jsou druhy, vyhřívající se jen určitou denní dobu.

Vzhledem ke svému uzpůsobení látkové i tepelné výměny si obojživelníci vybírají různá stanoviště, která se během sezóny často mění. Výše uvedené vlastnosti shrnují interakce dospělých jedinců s okolní teplotou vzduchu i vody. Dají se podle nich analyzovat způsoby chování obojživelníků, jejich sezónní migrace a v neposlední řadě i způsob výběru tůňek sloužících k rozmnožování. Tento výběr je pak z velké části ovlivněn teplotními adaptacemi embryonálního vývoje vajíček s potřebnou dobou k jejich dokonalému vývoji (Moore, 1939, Lillywhite, H.B. 1970). O postupném vývoje pulců, Thely et Flora, (2009) na laboratorním experimentu dokázali, že s vyšší teplotou se zkracuje doba vývoje pulců.

2.3 Obojživelníci

Tato práce se zaměřuje na skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). V následujících podkapitolách je stručný přehled vývoje, základních charakteristik, a hlavně přímý popis biotopových nároků zkoumaného druhu. Účelem této kapitoly je pochopení souvislostí při výběru modelového druhu a též v poslední době vzrůstajícího zájmu ochrany obojživelníků na výsypkách, které budou popsány v kapitole 2.4 Výsypky (Vojar et al., 2016). Zařazení modelového druhu je následující:

říše: živočichové-*Animalia* >> kmen: strunatci-*Chordata* >> třída: obojživelníci-*Amphibia* >> řád: žáby-*Anura* >> čeleď: skokanovití-*Ranidae* >> rod: skokan-*Rana*

2.3.1 Třída: obojživelníci – *Amphibia*

V České republice se nachází 21 druhů obojživelníků. Většinu z nich najdeme na Červeném seznamu (ČR i evropského) nebo mezi zvláště chráněnými druhy, jejichž seznam je ve vyhlášce 395/1992 Sb., tj. prováděcí vyhláška zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v úplném znění. Na základě toho jsou obojživelníci chráněni druhovou i územní ochranou. Vzhledem ke způsobu života obojživelníků je potřeba chránit nejen biotopy vhodné k rozmnožování, ale i přilehlé terestrické prostředí a neodmyslitelně i samotné jedince (Vojar, 2007a). Trvalý monitoring v České republice probíhá pro všechny druhy z Přílohy II, IV a V Směrnice Rady č. 9/43/EEC, tzv. směrnice o stanovištích.

Třída obsahuje tři základní skupiny (infratřídy) – červoři (*Apoda*), ocasatí (*Caudata*) a žáby (*Anura*). **Červoři** mají svůj původ dosti nejasný, téměř bez žádných nálezů fosílií. Jedná se o druhy obývající tropy a subtropy, kteří jsou obvykle 10-150 cm dlouzí a připomínají spíše žížalu (Kořínek, 2009). Mezi nejstarší **ocasatí obojživelníky** patří velemlokovití (*Cryptobranchidae*) z konce druhohor. V ČR žije řád mloci (*Salamandroidea*), do kterého spadají mloci a velcí a malí čolci rodů *Lisotriton*, *Triturus* (Kolář et al., 2017).

V rámci České republiky se na výsypkách vyskytuje dohromady 9 druhů obojživelníků (Smolová et al., 2010). Podle hojnosti výskytu na rekultivovaných nebo nerektivovaných plochách se dají rozdělit do třech kategorií: preference sukcesních tůňek: čolek obecný (*Lisotriton vulgaris*), skokan štíhlý (*Rana dalmatina*), kuňka ohnivá (*Bombina bombina*); druhy bez preference: čolek velký (*Triturus cristatus*), skokan skřehotavý (*Phelophylax ridibundus*) a ropucha obecná (*Bufo bufo*) a poslední

dva druhy objevené pouze na rekultivovaných plochách: ropucha zelená (*Bufo viridis*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*). Částečný vegetační pokryv je důležitý hlavně pro skokana štíhlého, ropuchu obecnou a oba druhy ocasatých obojživelníků, jelikož k rostlinám přichytávají své snůšky nebo do nich balí svá vajíčka. (Vojar, 2016). Zejména u velkých čolků (čolek velký, dunajský, a horský) slouží tento způsob jako ochrana před případnými predátory nebo proti přímému slunečnímu záření. Vajíčka jsou totiž velká a bílá. Při určování se s nimi musí zacházet velice šetrně, aby se nepoškodily (Maštera et al., 2015).

2.3.2 Řád: žáby – *Anura*

Tento řád se dělí na čeledi zahrnující rosničky, kuňky, blatnice, ropuchy, skokany. Žáby většinou obydí litorál, do kterého kladou vajíčka. Litorálem je zamýšleno pobřežní pásmo, které zahrnuje též mělčinu. Ta je definována jako dno vodního tělesa do maximální hloubky 60 cm, na kterém vyrůstají litorální porosty. Ty některým druhům žab slouží k uchycení snůšek (Vojar, 2007b).

Při páření je u žab typický způsob uchopení velikostně větší samice samcem menšího vzrůstu. Odborně se chmat nazývá amplexus. Dají se tak od sebe odlišit dospělí jedinci v době rozmnožování. Pro všechny skokany, ropuchy i rosničku je typický axilární amplex, kdy si samec chytne samičku za předníma nohama. Pro oba druhy kuněk a blatnici je naopak typické držení samice za předníma nohama samice, těsně před zadními končetinami. Tento typ amplexu se nazývá inguinální (Maštera et al., 1992).

Žáby kladou jak jednotlivá vajíčka, tak jejich skupiny – shluky (chuchvalce), provazce a šňůry. Jedná se o vajíčka nakladená přímo do vody. Důležitým faktem je, že snůška je celkově nakladený počet vajíček během sezóny (Maštera et al., 2015). Jednotlivé shluky slouží jako přímý znak určení jednotlivých čeledí i samotných druhů žab. Liší se mezi sebou a každý druh má své specifické vlastnosti, např. umístění, velikost, tvar. Ropuchy a kuňky kladou snůšky v podobě dvou paralelních provazců vajíček.

Obojživelníci řádu žab mají nepřímý vývoj. Z vajíček se po určité době různě dlouho trvajícího embryonálního cyklu, vylíhnou larvy = pulci. Nejdelší vývojový cyklus snůšek má skokan štíhlý (Maštera et al., 2015). Pulci žab na rozdíl od ocasatých obojživelníků vůbec nejsou podobní dospělcům. I přesto jsou dobrým poznávacím znakem při monitoringu obojživelníků. Mezi největší patří pulci blatnice. Poslední fázi vývojového cyklu jedinců tohoto řádu je tzv. metamorfóza, což je přeměna larvy na dospělého jedince. Během metamorfózy ztrácí, nahrazují a získávají postupně orgány nebo části těla. U larev skokana hnědého nebo ocasatých obojživelníků, je běžné, že přezimují v larválním stádiu a metamorfují až dalším rokem. U ostatních žab tento jev není znám vůbec (Zavadil et al., 2011). Celý vývojový cyklus od vajíčka po mladého jedince má 46 stádií. Dospělci pohlavně dospívají okolo dvou až tří let věku. Žáby se za ideálních podmínek dožívají až 10 let.

2.3.3 Čeleď: skokanovití – *Ranidae*

Tato čeleď se běžně dělí na dvě skupiny zelení a hnědí skokani. Je to hlavně kvůli preferencím jednotlivých zástupců a všeobecně lepšího způsobu odlišení. Do skupiny **zelených skokanů** patří druhy vodní. Hlavní druhy jsou z rodu *Pelophylax* –

skokan krátkonohý, skokan skřehotavý a skokan zelený. Skupina **hnědých skokanů** se nazývá též skupina „zemních“ skokanů obsahuje zástupce z rodu *Rana*. To je skokan ostronosý, skokan štíhlý a skokan hnědý. Poznávacím znakem těchto druhů skokanů byla v historii délka natažené a ohnuté končetiny směrem k čenichu. Tato metoda určení, je však ze zákona 114/1992 Sb. zakázána. Docházelo by tak k nepovolené manipulaci se *zvláště chráněnými druhy*, na kterou je nutná výjimka. Délka zadní končetiny velice je mimo jiné velice variabilní, proto je lepším determinacním znakem např. zbarvení, velikost a tvar snůšek, anebo hlasový projev. Dalším rozlišovacím znakem může být patní hrbol. Ten skokani využívají při páření k držení samičky. Ideální je řídit se kombinací výše uvedených znaků.

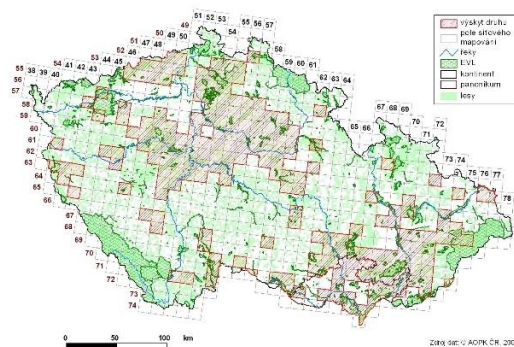
2.3.4 Skokan štíhlý – *Rana dalmatina*

Skokan štíhlý je jeden z našich nejohroženějších druhů žab. Záznam o něm najdeme v evropském červeném seznamu na úrovni ohrožení LC (Least Concern = málo dotčený taxon; Templ et Cox, 1999) i českém červeném seznamu v kategorii Téměř ohrožených druhů (angl. NT = *Near Threatened*; Jeřábková et al., 2017). V příloze II Bernské úmluvy je zapsán na seznamu ohrožených druhů. Patří mezi zvláště ohrožené druhy uvedené v Příloze III Vyhlášky č. 395/1992 Sb. a je začleněn jako silně ohrožený druh (SO).

Evropský areál skokana štíhlého se rozprostírá od jižního Řecka a jižní Itálie přes Bulharsko, Rumunsko, Zakarpatskou Ukrajinu, jižní Polsko, Slovensko a Českou republiku. Ostrůvkovitě se nachází v Německu, ale zasahuje i do Dánska a nejj jižnější části Švédska. Západními zeměmi rozšíření jsou Lucembursko, Francie a severní Španělsko. Na souostroví Velké Británie a Severního Irsku se nevyskytuje vůbec. (Sillero et. al., 2014).



Obrázek 14: Mapa Evropského rozšíření, *Rana dalmatina* (Gasc, a další, 2004)



Obrázek 15: Mapa rozšíření ČR, *Rana dalmatina* (© 2007 Biomonitring)

V České republice je skokan štíhlý rozšířen v teplejších oblastech. Hojně se vyskytuje ve Středních Čechách, na Plzeňsku a ve východním Podkrusnohoří. V posledně zmíněné oblasti obývá nejvyšší nadmořskou výšku svého areálu v ČR, až 820 m n. m.. Spodní hranice výskytu není relevantní. Biomonitringem se v současné době zabývají dobrovolníci a organizace na 34 trvalých monitorovacích plochách, rovnoměrně rozmístěných po celém areálu ČR. (© 2007 Biomonitring)

Skokan štíhlý se v dospělosti živí převážně suchozemskými bezobratlými. Larvální stádia okusují nárosty řas, ale nepohrdnou ani ostatní přítomnou biologickou formou planktonu či zbytkům těl. Jsou to všežravci. Larvy mají k okusu nárostového materiálu uzpůsobené obústí (Maštera et al., 2015).

Podle způsobu hibernace je možné populaci rozdělit na dvě skupiny. První zimuje na souši a brzy na jaře tahne k tůňkám. Druhá skupina hibernuje v tůňkách, ve kterých se pak množí. Pokud je období teplých zim, je běžné, že se páří i během nich. Rozhodujícím faktorem je určitá teplota vody, kterou musí voda v tůňce dosáhnout.

Je to suchozemský druh, který obývá vodu většinou jen krátce v období páření. Samice opouští vodu hned po naklazení snůšky, samci tam zůstávají o něco déle. Paradoxně je to druh hnědého skokana, jehož larvální vývoj trvá nejdéle – přibližně šest týdnů občas i déle. Již na konci února až poloviny března tahnou žáby k tůňkám, aby našly tu ideální k páření. Velikost a hloubka vodních těles, které vyhledává pro rozmnožování jsou různé. Nejvíce preferuje menší tůňky. Ideálně bez rybí obsádky a s přítomností litorálního porostu (Zavadil et al., 2011). Rozmnožuje se i v různých jezírkách, hlubších propadlinách, tůních a jezírkách zatopených lomů či pískoven.



Obrázek 16: Tůňka na Hornojřetínské výsypce (autorka).



Obrázek 17: Dospělec skokana štíhlého (c Mašterová).

V době rozmnožování samci skokanů výrazně tmavnou. Ozývají se, páří se a kladou pod vodu. Samice skokana štíhlého se vyznačují tím, že kladou pouze jednu snůšku ročně (Hartel, 2009). Snůšky jsou umístovány pod hladinou v litorálu do maximální hloubky 1,3 metru (Mikátová et Vlašín, 2002). Postupně stoupají a protahují se směrem k hladině, nejčastěji podél stébla či klacíku, na němž je snůška uchycena. Vypadá jako by byla propíchnuta. Zprvu kulovitý tvar se přetváří na charakteristickou podobu rosolovitého kuželu. V tomto ohledu si musí výzkumník dát pozor na záměnu se snůškami skokanů ostronosých, kteří nemají snůšky vegetací „propíchnuté“, ale pouze okrajem přichycené. V tůňkách zcela bez vegetace se dá zaměnit se snůškou skokana hnědého. Tito skokani kladou vajíčka obvykle ve velkých seskupeních a vyznačují se svým nepravidelným tvarem. Velikost snůšky skokana štíhlého je přibližně jako pěst občas i větší. Obsahuje okolo 300-1000 vajíček (Maštera et al., 2015). Ta jsou nejprve dvoubarevná. Tmavá část, která je navrchu převažuje, bílá část je vespod. Solský et al. (2014) ve své studii o velikosti snůšek zjistil, že s postupným vývojem vajíčka získávají tmavě hnědé zbarvení. Jejich průzračné rosolovité obaly jsou od sebe zřetelně oddělené. Jsou tuhé a husté, odvozují charakter celé snůšky. Mají ochranou funkci proti škodlivým UV zářením. Po vyndání z vody se okraje snůšek na slunci nelesknou.



Obrázek 18: Pulec skokana štihlého (c Maštera).



Obrázek 19: Snůška skokana štihlého (c Maštera).

Pulci se líhnou z vajíček koncem dubna. Jejich zbarvení je světle až okrově hnědé se světlými skvrnami. Dýchací otvor mají na levém boku. Hřbetní lem mají vysoký, na rozdíl od ostatních hnědých skokanů a nemají mřížkovanou strukturu. Od pulce skokana ostronosého se liší tím, že má na horní čelisti tmavý hrbolík. Na obou čelistech má jednoduché dvě řady retních zoubků. Zubní vzorec (3/4) je dalším rozlišovacím znakem s ostatními druhy (Maštera et al., 2015). Již zmíněný vznášivý pohyb snůšek směrem k vodní hladině se děje hlavně kvůli teplotě vody, která je u hladiny vyšší (Lillywhite, 1970). Teplota vody příznivě ovlivňuje vývoj vajíček a larev. V případě, kdy se dostanou k hladině je vývoj rychlejší, mohou pulci metamorfovat již na konci června. Pokud jim něco brání ve vzestupu k hladině, jejich vývoj je pomalejší a pulci procházejí poslední fází metamorfózy na přelomu července a srpna, což je běžnější. (Zavadil et al., 2011)

2.4 Výsypky

2.4.1 Obecná charakteristika

Výsypka je geologický útvar vznikající vršením skrývkového materiálem z povrchových dolů. V České republice je těžbou zasaženo asi 700 km², což je zhruba 0,89 % rozlohy státu. Z toho výsypky tvoří plochu o rozloze 270 km² (Prach et al., 2009). Nacházejí se na Ostravsku a Kladensku, kde se jedná o pozůstatky hlubinné těžby. Naopak v oblasti Podkrušnohoří se jedná o již zmíněnou povrchovou těžbu. Lokalita Severočeské uhelné pánve se dělí na oblasti Mosteckou, Sokolovskou a Chebskou. Nejedná se o zanedbatelnou část území a krajinný fragment tohoto typu je proto častým zájmem znovu začlenění k přírodě blízkým či hospodárně/rekreačně rekultivovaným prostředím. Charakteristickým znakem post-těžební krajiny je její strukturální heterogenita. Členitost terénu, je důsledkem sypaní hlušiny zakladačem do téměř pravidelných půlkruhových struktur (viz obrázek 20 a 21, Řehounek et al., 2015).



Obrázek 20: Nebeská jezírka na Radovesické výsypce (Vojar, 2016)



Obrázek 21: Členitý terén na Hornojřetínské výsypce (autorka)

2.4.2 Ekologie výsypek

Mostecká pánev je relativně mírnou, teplou a suchou nížinou s průměrnou nadmořskou výškou 270 metrů nad mořem. Z jedné strany jí obklopují chladné a vlhké Krušné hory a z druhé teplé a suché České Středohoří. Průměrná roční teplota se zde pohybuje okolo 7-9°C a roční úhrn srážek je v intervalu 500-620 mm (Harabiš et al., 2013). Charakteristické je zde podle Quita (1971) krátké a mírně teplé mezidobí (jaro a podzim) a suché a dlouhé léto. Zima bývá mírná a s nepříliš dlouhou dobou pokryvu území sněhovou pokrývkou.

Ekologický potenciál výsypek pro zachování biodiverzity silně závisí na způsobech rekultivace. Ve střední Evropě je běžně využívána technická rekultivace spočívající v prvotní fázi z úpravy terénu pomocí těžkých strojů, jeho pokrytí úrodnou půdou, a nakonec sadbou stromových monokultur nebo vysoce produktivních pěstebních druhů bylin (Řehounek et al., 2015, Kabrna, 2011). Původní heterogenní vegetace sukcesních stádií je tak často nahrazena, běžnými druhy. Strukturu vegetace raných stádií představují nejprve jednoleté druhy převážně nízké vegetace např. lebedy, merlíky, rdesna; nebo dvouletky hojně zastoupeny bodláky. V tomto nízkém stádiu setrvává po dobu pěti let. S další fází sukcese začínají převládat vytrvalé širokolisté byliny, jako jsou pelyňky a vratiče, následně trávy – třtina křovištní, pýr plazivý aj. Mezi mokřadní vegetaci se řadí rákos obecný a orobinec širokolistý (Prach et al., 2009). Dřeviny lesních sukcesních stanovišť představují zejména pionýrské dřeviny v keřovém pásmu – růže šípkové, bez černý nebo hlohy. Ze stromů se zde vyskytuje bříza bělokorá, olše a vrby (Hendrychová et al., 2009) V ideálním případě tvoří nově vysazované dřeviny druhově pestré porosty s druhy, jako jsou javory, duby, lípa srdčitá, habr obecný nebo jasan ztepilý. Pokud je přítomné keřové patro, je tvořeno pámelníky, zimolezy nebo ptačím zobem obecným. (Hendrychová et al., 2009).

Jedním ze základních předpokladů pro plnohodnotné obnovení ekosystému na výsypkách je důkladná obnova půd (Frouz, 1999). Vsakováním a postupným uvolňováním vody a sorbcí živin tvoří prostředí ovlivňující růst rostlin a regulující pohyb vody v krajině. Dochází zde k fixaci vzdušného dusíku, vzniku humusu a ke snížení některých polutantů. V závislosti na vlastnostech půdního substrátu se liší obsah organické hmoty a půdního edafonu (živá složka půdy). Na severočeské uhelné pánvi se vyskytují výsypky s tvořené z jílu. Ten patří z pohledu fyzikálních vlastností mezi těžké substráty, za vlhka se rozbahňuje a půdní organismy mohou strádat. Naopak v létě vysychá a puká. Tyto nepříznivé vlastnosti se snižují se zvyšujícím se vegetačním a půdním krytem. Činnost kořenů a akumulace organické hmoty pozitivně ovlivňují jílové substráty. Při lesnické rekultivaci je proto potřeba dbát na to, že listnaté výsadby poskytují lepší podmínky pro rozvoj půdních organismů než sadby jehličnanů (Frouz, 1999). Další možný způsob zlepšení kvality půd na výsypkách je vhodně zvolená navážená ornice, používající se k zarovnání terénu.

Hydrologický režim je v oblasti těžebního průmyslu velice ovlivněn díky nezbytnému odvodnění krajiny a snižování hladiny podzemní vody. Na výsypkách dochází k odvodnění kvůli stabilitě a protierozním opatřením. Geologické podloží tvořené nasypnými jílovými sedimenty je specifické svou sorbní schopností – dokáže vázat a zadržovat velké množství vody. V důsledku vodní eroze na zvláště exponovaných svazích dochází k nepravidelným poklesům půdy a tím vznikají tzv.

nebeská jezírka i mnoho let po nasypání hlušiny. Příkladem je Kopistská výsypka, která byla částečně rekultivována. Postupem času se na ní vytvořilo okolo 50 nebeských jezírek. Tato výsypka byla v rámci ÚSES zhodnocena jako regionální biocentrum a dle NATURY 2000 vyhlášena jako evropsky chráněná lokalita (Štýs, 2014).

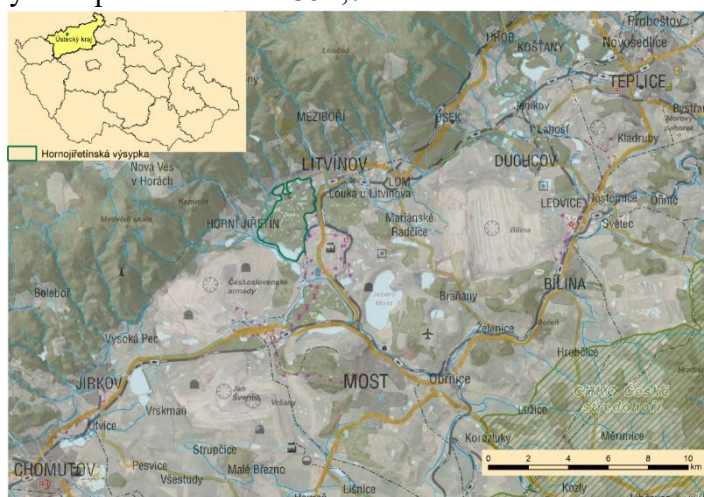
Společně s vodou hraje významnou roli v krajině i sluneční energie. Podstatná část sluneční energie okolo 60-80 % je buď vstřebána vegetačním krytem, povrchem Země a spotřebovávána na výpar vody. Na odvodněných plochách je přeměněna na teplo (Vráblíková et al., 2008). Díky omezenému množství vody na výsypkách je většina energie odražena od povrchu zpět a způsobuje ohřívání atmosféry. Správná funkčnost slunečního záření je tak omezena a k plnění životodárných funkcí dochází podstatně méně než na přírodních či přírodě blízkých stanovištích.

Z výše uvedených důvodů se často přistupuje k technické rekultivaci v rámci, které jsou uměle vytvořená vodní tělesa. Ta jsou bohužel značně nevhodné pro mnohé druhy obojživelníků (Vojar et al., 2016). Ve výzkumu rekultivačních přístupů na dvou druhích ocasatých obojživelníků Kolář et al. (2016) zjistili, že spontánně vzniklé tůňky na technicky rekultivovaných plochách nevykazují rozdílné výsledky od ploch ponechaných sukcesí. Různé druhy vážek jsou schopny adaptace na nově vzniklé prostředí, bez ohledu na jeho původ (Harabiš et al., 2013). Je proto důležité, aby si každý druh našel prostředí, které mu vyhovuje, což heterogenita prostředí jednoznačně zajišťuje. Proto je nutné zacílit rekultivace nejen na plošnou strukturu, ale i na jednotlivé mikrohabitaty, tzn. alespoň částečně zachovat zvrásněnou topografii. Další možnost řešení je řízená sukcese vedoucí například k potlačení konkurenčních druhů v blízkém okolí vodních ploch nebo zabránění přemíry zazemění periodických tůňek. Je to nejschůdnější přístup pro zachování ekologické a ochranné hodnoty těchto člověkem už tak dosti ovlivněných oblastí.

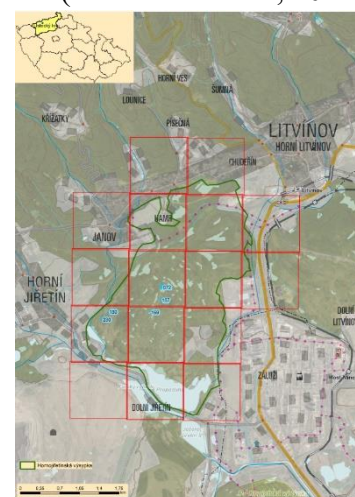
3 Metodika

3.1 Zájmové území – Hornojiřetínská výsypka

Tato práce se zabývá Hornojiřetínskou výsypkou, která se rozprostírá na ploše 7 km². Je to jedna z největších výsypek Severočeské hnědouhelné pánve. Přibližně polovina výsypky asi 351,28 ha byla technicky rekultivována. Původně heterogenní terén se stovkami tůňek nahradila zarovnaná plocha s osmi uměle vytvořenými vodními tělesy. V druhé polovině výsypky, která byla ponechána spontánní sukcesi, bylo na ploše o rozloze 352,71 ha se nachází okolo 242 tůňek (Doležalová et al, 2012).



Obrázek 22: Mapa umístění zájmové lokality = Hornojiřetínské výsypky v širším měřítku.



Obrázek 23: Přiblížení zájmové lokality = Hornojiřetínské výsypky s odpovídajícími dlaždicemi lasDatasetu (červeně), modře zvýrazněné vybrané tůňky.

3.2 Sběr dat

3.2.1 LiDARová data

Data letecké laserového skenování byla pořízena leteckou laboratoří zobrazujících systémů (FLIS-Flying Laboratory of Imaging Systems; CzechGlobe, 2017). Tato laboratoř se skládá z leteckého nosiče – fotogrammetrické letadlo CESNA 208B Grand Caravan; zobrazujících spektrometrů pořizující hyperspektrální data a laserového skeneru. Jedná se o full-waveform skener LMS Q780 firmy Riegl, s vlnovou délkou 1064 nm, zorným úhlem (FOV) 60°. Skener má rotující polygonové zrcadlo snímající naplánovaný počet letových linií (dohromady 41 – na lokalitě Litvínov 29, na Bílině 12. Plánované prostorové rozlišení bylo 7-8 b/m². Data byla pořízena 18.5. 2017. Bodová mračna byla poskytnuta ve formátu .LAZ v souřadnicovém systému ETRS-89 UTM33N. Jedná se o formu uložení velkého objemu dat v kompresním formátu. Data neztrácejí kvalitu, ale jejich velikost se zmenšuje na 7-25% původní velikosti (Isenburg, 2011).

3.2.2 Terénní data

Terénní data poskytnutá pro tuto práci pocházejí z dlouhodobého výzkumu skokana štíhlého na Hornojiřetínské výsypce, který probíhá od roku 2004 dodnes. Každoročně jsou zaznamenávány charakteristiky sledovaných tůňek: rozloha, hloubka vodní hladiny, sklon břehů, pH, konduktivita=vodivost(k), podíl vodní vegetace(veg), vegetace v okolí (surr) a poměr slunečního záření vodní plochy (sun-full znamená

celkové ozáření), rybí obsádka a další přítomné druhy. Data jsou sbíraná včetně jejich polohy pomocí GPS a fotodokumentace terénními dobrovolníky pod vedením stálých členů týmu. V následující tabulce jsou na ukázkou uvedené některé charakteristiky zájmových tůňek, celá tabulka je v Příloze 1.

Tabulka 2: Charakteristiky vybraných tůňek – z terénního průzkumu.

Charakteristika Tůňka	Max hl. [m]	Sklon břehu	pH	k	veg [%]	surr [typ]	sun
T 072	0,8	jemný	7,52	1,63	40	les	full
T 130	0,7	jemný	-	1,806	95	křoví	full
T 157	1,6	ostrý	7,65	1,74	35	křoví	full
T 169	9	jemný	7,5	1,15	80	křoví	full
T 230	0,7	jemný	-	1,478	80	křoví	full

3.2.2.1 Popis vybraných tůňek

V následující tabulce, je shrnutý přehled obecných charakteristik vybraných tůňek. Jedná se o údaje vypočítané v ArcGIS a převzaté z poskytnutých dat – plocha tůňky (m²) představuje celkovou plochu tůňky; plocha min. polygonu (m²) je plocha minimálního polygonu, ve kterém se nacházejí snůšky, počet snůšek je vyjádřen celkovou hodnotou lokalizovaných snůšek v jednotlivých tůňkách, rekultivace (Ano/Ne, popř. způsob).

Tabulka 3 Přehled charakteristik vybraných tůňek (vlastní tvorba).

Charakteristika Tůňka	Plocha tůňky [m ²]	Plocha min. polygonu [m ²]	Počet snůšek	Rekultivace (druh)
T 072	1604	241	19	Ano (lesnická)
T 130	208,2	22	27	Ne
T 157	332,5	205	18	Ne
T 169	183,4	80	29	Ne
T 230	361,8	112	26	Ne

3.2.2.2 Dataloger snůšek

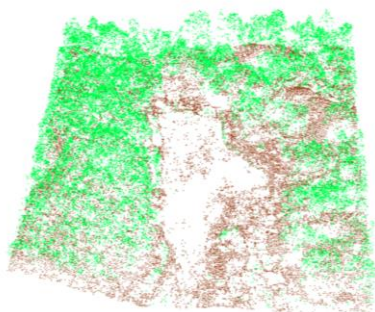
Ke každé tůňce bylo provedeno měření pomocí datalogeru. Jedná se o přístroj, jehož čidlo snímá každou půl hodinu veličinu, která je přednastavena. V tomto případě byla měřena intenzita slunečního záření [lx] a teplota vody [°C], to vše po dobu asi 3 měsíců, od začátku března do června. Výstupy tvořily excelovské tabulky. Pro tuto práci byly vyselektovány záznamy pouze pro období embryonálního vývoje vajíček – od naklazení snůšek v půlce března do předpokládaného vylíhnutí pulců na konci dubna. Z důvodu obsáhlosti je v Příloze 1 pouze náhled odpovídající tabulky.

3.3 Zpracování dat

Metodický postup této práce se skládá z několika základních kroků, které by se daly dále dělit na dílčí mezikroky. Zpracování LiDARových dat a tvorba modelů byla provedena v programech ArcGIS verze 10.7. a LasTools (Isenbrug, 2019). Pro tabulkové vyhodnocení byl použit MS Excel a R-studio.

3.3.1 Zpracování LiDARových dat

K tomu, aby se dala získaná data LLS použít, musí se nejprve podrobit hrubší filtraci a jemnější klasifikaci. Obě fáze mají mnoho různých přístupů. Filtrace člení body podle povrchu, na který dopadají. Poskytnutá data byla klasifikována do třech kategorií bodů: povrch (*ground*) a vysoká vegetace (*vegetation*), což pro tuto práci ideální a dostačující (obrázek 24 výřez tůňky 072).



Obrázek 24: Bodové mračno znázorňující tůňku 072, hnědá-povrch, zelená-vegetace.

Z původních 42 dlaždic Litvínovského náletu bylo vybráno pomocí aplikace funkce *lasview*, 16 dlaždic pro zájmové území Hornojřetínské výsypky. Aby se dalo s LiDARovými daty v ArcGIS pracovat musí se data z formátu *.laz* převést do formátu *.las*, který program podporuje. Převod byl zpracován funkcí *laszip*.

V ArcGIS byl pro rychlejší manipulaci s daty vytvořen LasDataset, skládající se z již zmíněných 16 dlaždic. Byla použita vrstva představující Hornojřetínskou výsypku pro ořez území – ve vlastnostech LasDatasetu. Pro zjednodušení postupů opakovaných funkcí byl při některých krocích použit ModelBuilder jehož schémata jsou níže znázorněna. Celá analýza byla provedena pro dvě rozlišení 1x1m a 0,5x0,5m nastavovaných v *Raster environments*. Na obrázku (obr.23) je LasDataset Hornojřetínské výsypky, na které se nacházejí zvektorizované zájmové tůňky.

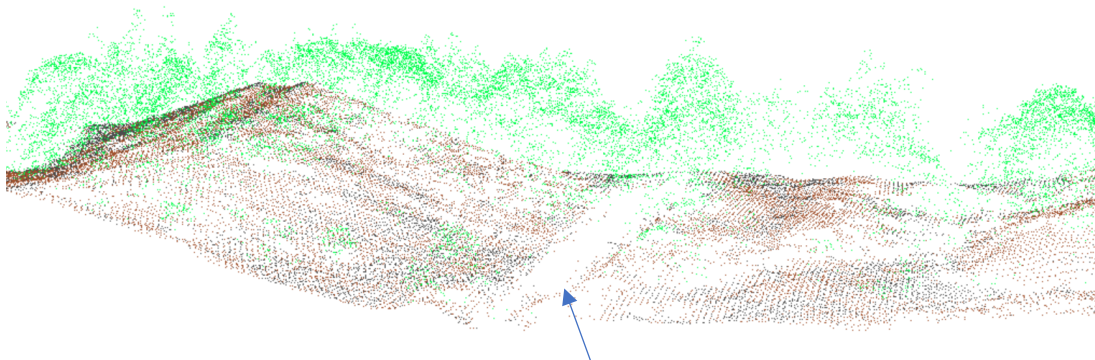
3.3.2 Vektorizace tůňek

V prostředí ArcGis za pomoci služeb ArcGis Servers – geoportálu ČÚZK (c 2020, ČÚZK), byla nalezena podkladová ortofoto mapa a základní mapa České republiky podle, které byly orientačně nalezeny tůňky, pokud byly vyznačeny. Následně ruční editací byla načrtnuta nová polygonová vrstva představující vybrané tůňky (obrázek 23).

3.3.3 Tvorba profilů terénu a vegetace v okolí tůňek

V programu LasTools konkrétně *Lasview* byly vybrány dlaždice s bodovými mračky, ve kterých se nacházely vybrané tůňky. V kombinaci s programem ArcGIS (LasDataset Toolbar) se postupně pomocí vizualizace každé tůňky ve *3D view tool* a

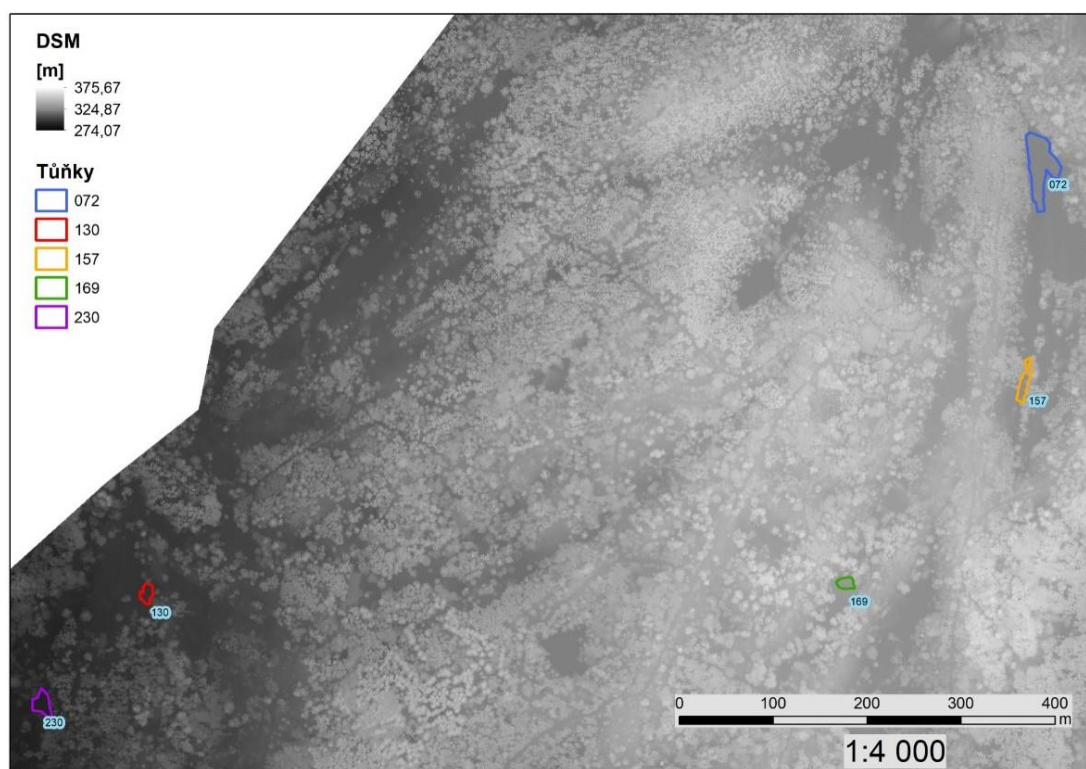
3D view profile, vytvořil profil pohledově z jižní strany tůňek. Na obrázku je uvedena tůňka 157.



Obrázek 25: Profil struktury povrchu a vegetace okolí tůňky 157.

3.3.4 Tvorba DSM

Pomocí funkce *LasDataset to Raster* byl z předpřipraveného bodového mračka vytvořen digitální model povrchu. Předpříprava bodového mračka spočívala v selekci bodů prvního odrazu (*Properties-Filter-First return*) a výběru všech tříd (*Properties-Filter-All classes*). Na následujícím obrázku 26 je výřez zájmové oblasti. Model jemného rozlišení se v původní velikosti z důvodů kapacity práce nachází v příloze 3.



Obrázek 26: Výřez DSM(0,5x0,5m) se znázorněnými tůňkami.

3.3.5 Tvorba solárních modelů

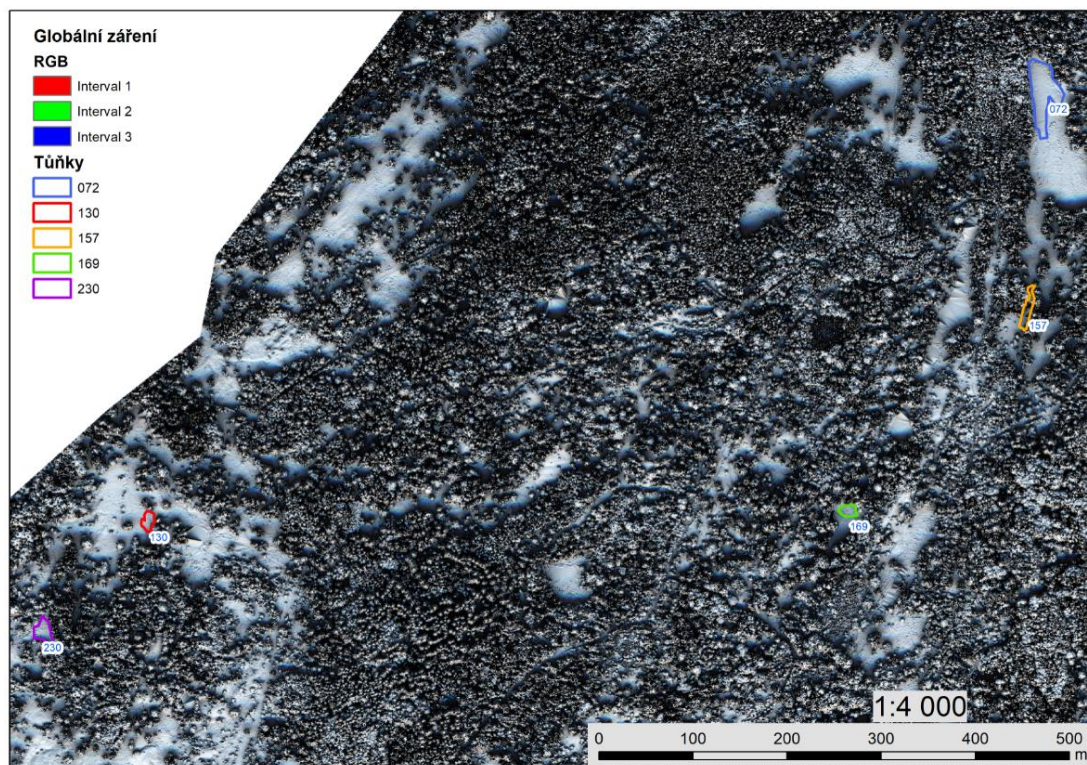
Modely slunečního záření, resp. potenciálu byly tvořeny v prostředí ArcGIS. Tvorba solárních modelů pomocí *Area Solar Radiation* je časově velmi náročná. Je to ovlivněno použitými parametry, velikostí rozlišení a zkoumaného území. Kvůli možnosti zobecnění byly výsledné modely zpracovávány pro celou výsypku. K ořezu vrstvy došlo až následně. Podrobnější rastr s menším rozlišením trval déle než s větším. Tvorba modelu 1x1m trval zhruba 14 hodin, model s rozlišením 0,5x0,5m 18 hodin.

V následující tabulce je shrnuto vstupní nastavení parametrů, jež byly popsány v kapitole 2.2.2 Sluneční záření. Vstupní vrstvou byl DSM celé hornojiráčské výsypky, jelikož je z výstupů zjišťované zastínění okolní vegetací, není možné použít DTM představující pouze strukturu terénu.

Tabulka 4: Nastavení parametrů *Area Solar Radiation*.

Area Solar Radiation	Parametr	Vyplnění
	Input Raster	HJV_s05v
	Latitude	45
	Sky size/Resolution	200
Time configuration:	Time configuration	Multiple Days
	Year	2017
	Start day -End day	78-120
	Day interval	14
	Hour interval	1
Topografic parametrs	Z factor	1
	Slope and aspect input type	FROM_DEM
	Calculation direction	32
Radiation parameters	Zenith division	8
	Azimuth division	8
	Diffuse mode type	Standard_Overcast_Sky
	Diffuse proportion	0,3
	Transmittivity	0,5
Environments	Cell Size	0,5

Výstupem analýzy byly pro každý definovaný model 4 rastry představující jeden 14-denní interval s frekvencí výpočtu směrů po 1 hodině, v období 78-120, což je Juliánský datový typ pro 19.března-30 dubna 2017. (16 rasterů pro obě rozlišení, tj dohromady 32 rasterů). Souhrnný raster globálního záření představovaly RGB raster (výřez na následujícím obrázku) spojený ze 3 kontinuálních rastrů pro jednotlivé intervaly (viz Příloha 5).



Obrázek 27: Výřez solárního modelu globálního záření, se znázorněnými tůňkami.

3.3.6 Tvorba absenčních dat

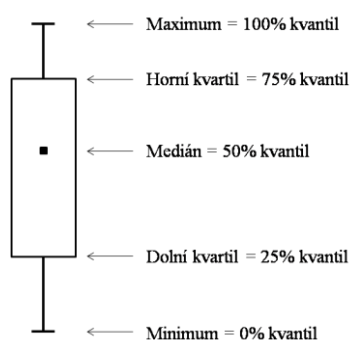
Jelikož byla zpracovávána data, snůšek nabízela se možnost vyzkoušet závislost na základě modelu presenčně-absenčních dat. Jelikož terénní data zaznamenávají pouze výskyt snůšek (presenci) absenční data musela být uměle namodelována v prostředí ArcGIS. Pro každou tůňku byla zhotovena nejmenší možná plocha, kde se snůšky nacházely, a to pomocí funkce „*Minimum Bounding Geometry*“. Nastavení parametru *Geometry type* na *Convex Hull* zajistilo tvorbu nejmenší možné plochy a obvodem – spojením nejkratší vzdáleností snůšek. Výstup této funkce sloužil pro výřez ploch z celkové plochy tůňek, funkcí „*Erase*“. Ve vzniklých plochách byly pomocí funkce *Random points* vytvořeny náhodné body představující absence, vždy dvojnásobek presencí (snůšek) v dané tůňce. Byly vypočítány souřadnice a solární potenciál. Ke zjednodušení byly použity ModelBuilder (viz. Příloha 6 A).

3.3.7 Export tabulek

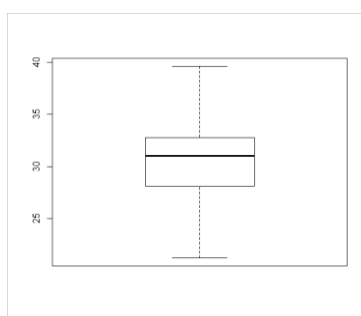
Výstupem modelování slunečního záření v ArcGIS pomocí funkce *Area Solar Radiation* je raster, jehož každá buňka má hodnotu dopadajícího slunečního záření vyjádřeno v jednotkách Wh/m^2 . Z důvodu velkých čísel se jednotky běžně převádí na kWh/m^2 . Bylo potřeba převést rastery na bodové vrstvy, které ve své atributové tabulce budou disponovat hodnotami množství slunečního záření. Jelikož se jedná o rozlišení, kde má buňka $0,5 \times 0,5 \text{m}$ bylo potřeba pro odpovídající jednotky vynásobit všechny hodnoty $\frac{1}{4}$. Vzhledem k velkému množství výstupů byla ke zjednodušení použita sada ModelBuilderů (viz Příloha 6 B-E).

3.3.8 Tvorba grafů ze solárních modelů

Pro výstupy ze solárních modelů bylo použito hodnocení pomocí popisné statistiky (skript a tabulky viz. Příloha 7). Byly zhotoveny sumarizační tabulky, funkcí *Zonal Statistics* přímo z rastrových výstupů v ArcGIS, popřípadě z vyexportovaných tabulek (popisované v předešlém kroku) v programu R-studio. Byly vypočteny minima maxima, průměrné hodnoty nebo rozptyl množství slunečního záření dopadající na tůňky, resp. snůšky. Tyto hodnoty pak byl pomocí vyexportovaných hodnot graficky znázorněny nebo v histogramech – grafech absolutních četností dat množství slunečního záření rozděleného do intervalových tříd. Ukazují, s jakou frekvencí se hodnoty vyskytují v jednotlivých třídách. Dalším použitým typem grafu byl boxplot, znázorňující sumarizační charakteristiky (tabulka 5, obr: 28 a 29).



Obrázek 28: Popis krabicového grafu (Holčík et al., 2015).



Obrázek 29 Krabicový graf množství slunečního záření dopadajícího na tůňku 072.

Tabulka 5: Popisná statistika tůňky 072.

Prvky PS	[kWh/m ²]
Max	40,713
1st Qu.	32,756
Median	30,029
Mean	31,026
3rd Qu.	28,111
Max	1,835
Suma	192934.1

3.3.9 Tvorba grafů z presenčně absenčního modelu

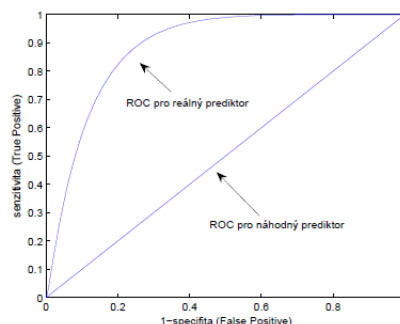
Posuzování vlivu množství slunečního záření dopadajícího na snůšky skokana štíhlého, obecně jako vliv určitého prediktoru na změnu závislé proměnné, vedlo k rozhodnutí zkusit použít některý z modelů SDM (*Species Distribution Models*), tj. modelování druhové distribuce. Pro presenčně-absenční, binomického rozdělení (*distribution=Bernoulli*) dat v této práci byl vybrán model typu *GBM = Generalized Boosted Models*, nebo také *BRT = Big Regression Trees*. Jedná se o druh strojového učení – mechanického modelování, na základě testování míry zesílené významnosti zvoleného prediktoru, což je nezávislá proměnná (množství sluneční záření), která je příčinou změny (presence/absence snůšek). Jedná se o moderní metodu prediktivního modelování, která se větším množstvím použitých rozhodovacích stromů, snaží dělit hodnoty prediktoru pomocí trénovacích dat do, co nejdlejších tříd. A tím vyselektovat naučený výsledný model. Model GBM vytvořil Friedman (2001) je implementován do prostředí R pomocí balíčku stejnojmenného balíčku, který je možno stáhnout ze serveru CRAN. Jeho rozšířením, které je použito v této práci je balíček *dismo*, který uvádí BRT do kontextu ekologický studií modelování druhové distribuce (Elith et Leathwick, 2017).

Výchozí hodnotou modelu je odhad kritéria kvality ROC křivky, které je označováno jako *training data AUC score* (z angl. *Area Under the Curve*), tj. plocha pod ROC křivkou. ROC křivka je grafickým znázorněním míry skutečné pozitivity (*True positive*), resp. senzitivity vůči falešné pozitivitě (*False positive*) pro různé prahové hodnoty dat ze dvou tříd. Falešná pozitivita představuje míru nesprávně

klasifikovaných pozitivních případů. AUC je pravděpodobnost která může nabývat hodnot od 0 do 1. Hodnoty stanovují přesnost testu rozdělení reálných a náhodných prediktorů (viz tabulka 6 a obrázek 30).

Tabulka 6: Hodnocení přesnosti podle velikosti intervalů AUC.

Velikost AUC	Hodnocení přesnosti
0,9-1,0	výborně
0,9-0,8	velmi dobře
0,8-0,7	dobře
0,7-0,6	dostatečně
0,6-0,5	nedostatečně



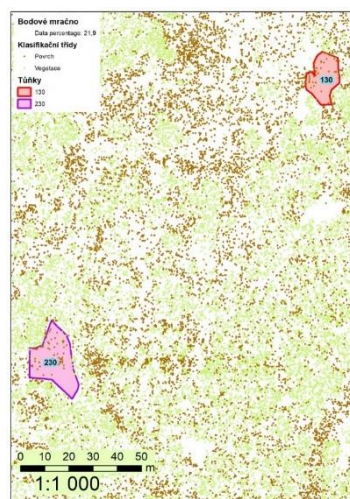
Obrázek 30: Graf znázorňující závislost křivky ROC.

Dalšími metodami pro použití by mohl být např. regresní modely logistické regrese, odhad maximální entropie-MaxEnt nebo metody náhodných lesů, které jsou nadstavbou rozhodovacích stromů, nebo metoda neuronové sítě. (Elith et Leathwick, 2017).

4 Výsledky

4.1 Bodové mračno a zhodnocení digitálních modelů povrchu

Z klasifikovaného bodového mračna (zelené body vegetace hnědé body povrch), znázorněno na obrázku 28, byly vytvořeny dvě rozlišení digitálních modelů povrchu z obou tříd prvního odrazu. Z obrázku 32 je zřejmé že vpravo umístěný DSM s rozlišením 0,5x0,5m obsahuje jemnější strukturu.



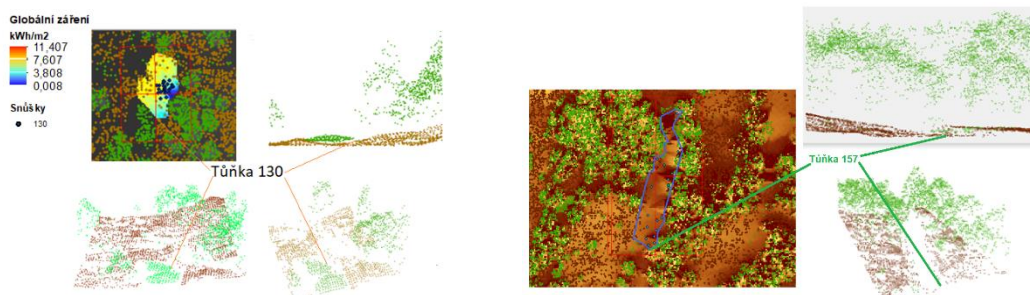
Obrázek 31: Výřez klasifikovaného bodového mračna pro tůňky 130 a 230.



Obrázek 32: Porovnání rozlišení DSM (vlevo 1x1m, vpravo 0,5x0,5m) pro výřez tůňek 130 a 230.

4.2 Profily terénu a vegetace:

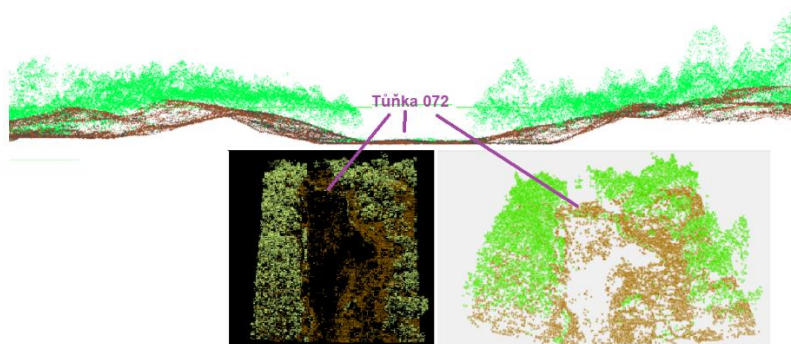
Z následujících obrázků je zřejmé, že jsou tůňky v prostředí s členitým terénem a heterogenní strukturou vegetace. Tůňku č. 130 lemuje z jihozápadní strany nižší patro vegetace přecházející v litorál, na druhé straně se nachází střední až vyšší vegetační pokryv na mírné vyvýšenině. Jedná se o typickou členitost terénu, sukcesních stadií výsypek, představující vodní plochy s mírnými sklony břehů a postupně zarůstajícím okolím přirozeně vzniklých tůňek. Nejvíce zarostlou přirozenou vodní plochou je tůňka č. 157. Nachází se v terénní depresi, má úzký podlouhlý charakter o rozloze 332,5 m².



Obrázek 33: Vizualizace struktury okolí tůňky 130

Obrázek 34: Vizualizace struktury okolí tůňky 157.

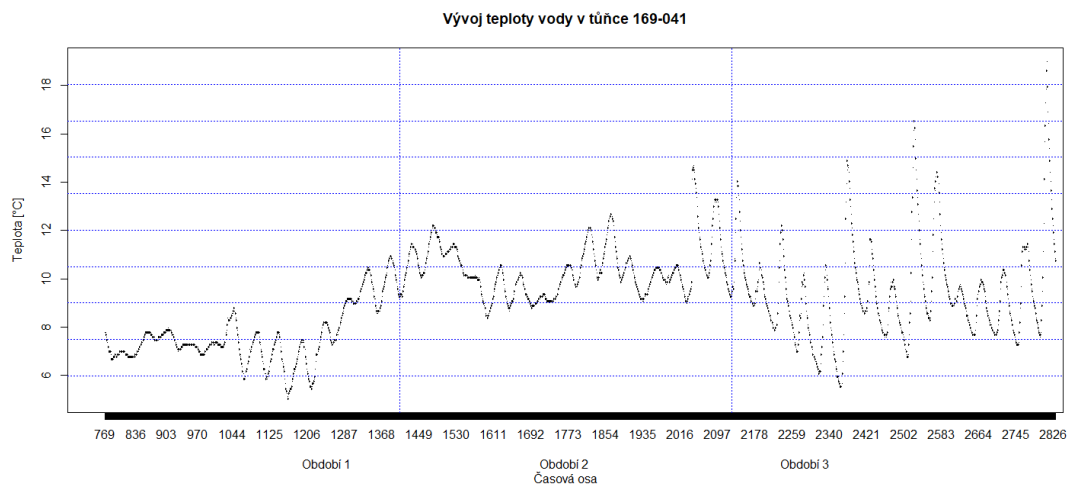
Profil struktury terénu a vegetace okolí tůňky číslo 072 je velmi hustě zarostlý převážně vyšší vegetací, jelikož zde proběhla lesnická rekultivace. Podrostní vegetace je ve velmi malém množství. Na 3D-modelu si můžeme všimnout celistvosti zápoje, na západním svahu, který byl vysazen během obnovy.



Obrázek 35: Vizualizace struktury okolí tůňky 072.

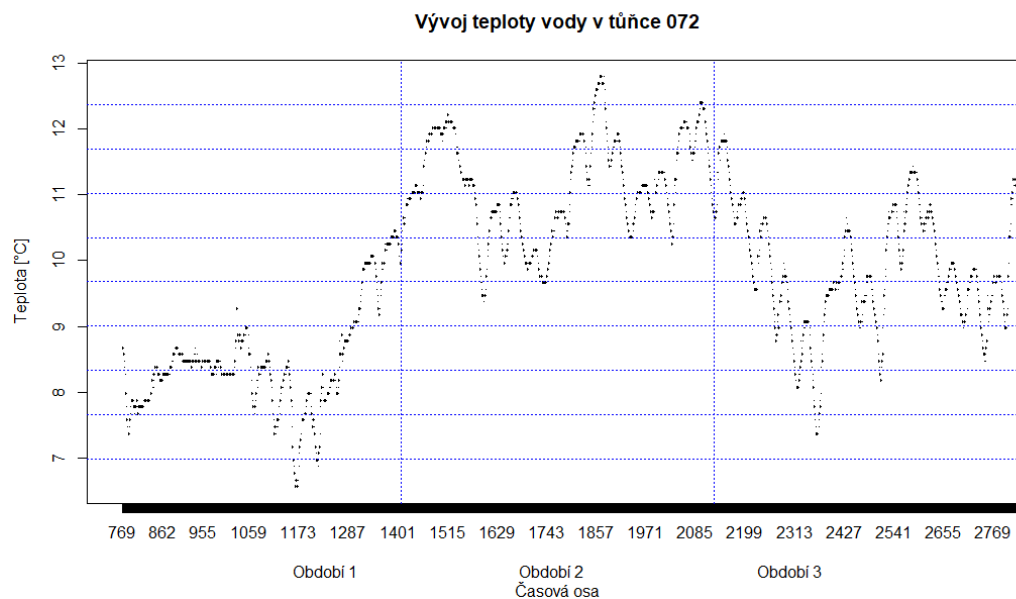
4.3 Zhodnocení vývoje teploty na vybraných lokalitách

Teplotní vývoj vody v tůňkách se pohyboval v maximu při druhém 14-denním intervalu (začátek až polovina dubna), což je doba, kdy probíhá embrionální vývoj vajíček. Teplota tůňek pozitivně ovlivňuje vývoj snůšek, což potvrzuje toleranci při výběru více osluněné tůňky 072 k umístění snůšek. Má relativně velkou plochu oproti ostatním tůňkám, kde se teplota vody může lépe promíchat během jarní stratifikace. Vzhledem k tomu, že čím vyšší teplota bude tím rychleji se ze snůšek vylíhnou pulci, skokani si tuto tůňku k rozmnožování též vybírají.



Obrázek 36: Vývoj teploty vody v tůňce 169.

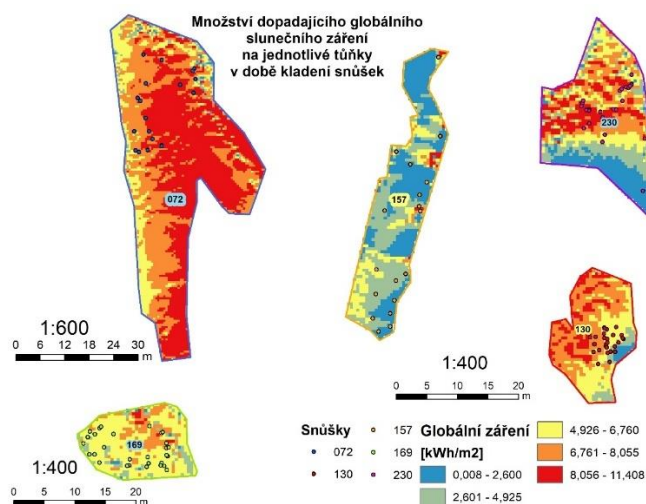
Z obou grafů je patrné, že během druhého období byly minimální výkyvy teplot mezi dnem a nocí, což by mohlo mít též pozitivní vliv na vývoj vajíček. Průměrná teplota vody za celé období je rovna v tůňce č. 169 asi $9,23^{\circ}\text{C}$ a na tůňce č. 072 asi $9,87^{\circ}\text{C}$. Minimální hodnoty jsou v rozsahu od $5,037^{\circ}\text{C}$ do $6,573^{\circ}\text{C}$.



Obrázek 37: Vývoj teploty vody v tůňce 072.

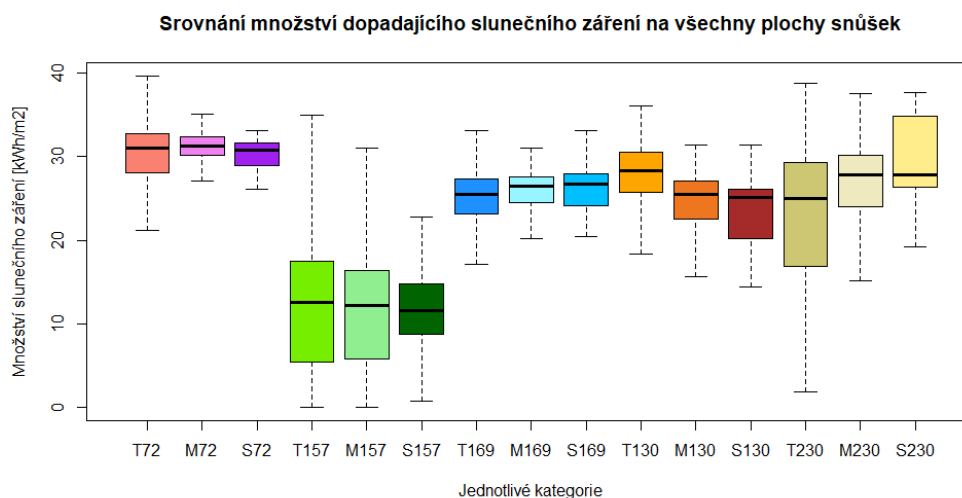
4.4 Hodnocení množství dopadajícího záření

Snůšky v jednotlivých tůňkách a množství záření, které na ně dopadá znázorňuje následující kartodiagram (obr. 36). Nejčastěji se snůšky nacházejí v intervalu záření $4,926 \text{ kWh/m}^2$ od $6,760 \text{ kWh/m}^2$. Z toho vyplývá že oboživelníci ke svému vývoji potřebují dostatečné množství slunečního záření, ale plochy s největší podílem osvětlení ke svému rozmnožování nevyhledávají v tak velkém množství. Ve velmi osluněné tůňce 072 nemají na výběr, proto si vybírají stanoviště nižší třídy vyšších insolací.



Obrázek 38: Množství dopadajícího globálního záření na jednotlivé tůňky v době kladení snůšek.

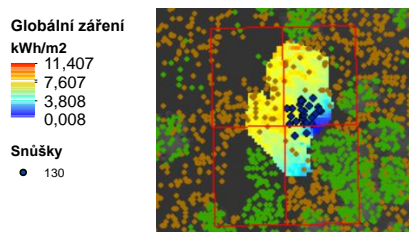
Nejvyšší hodnoty slunečního záření dopadají na tůňku číslo 72, maximum je rovno 40,713 kWh/m² (viz obr 36 a 37). Jako jediná se nachází v lesnický rekultivované části výsypky. Je to zároveň tůňka s největší plochou (1604 m²). Jejím pravým opakem je tůňka 157 o rozloze 332 m², která leží v terénní úžlabině mezi vzrostlými stromy a hustým keřovým porostem nejvíce stínícím vodní hladinu. Maximální hodnoty dopadajícího slunečního záření jsou 33,14 kWh/m². I přesto se v obou tůňkách snůšky nacházejí v celkem hojném počtu.



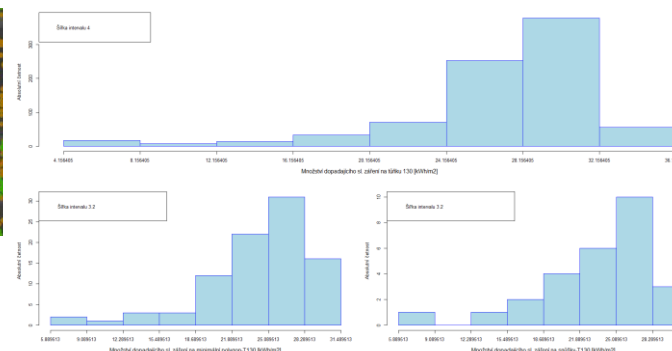
Obrázek 39: Srovnání slunečního záření na všech plochách, kde se nacházejí snůšky. Legenda: T72-230=tůňky72-230, M72-230=minimální polygony72-230, S72-S230=snůšky72-230

Na histogramech můžeme vidět absolutní četnosti množství slunečního záření rozčleněné do osmi intervalů. V horní části je znázorněn histogram pro celou tůňku 130. Nejčetnější hodnoty leží v intervalu od 28,16 do 32,16 kWh/m², což je v porovnání s výskytem snůšek (graf vpravo dole) jejich horní hranice nejfrekventovanějšího intervalu. Optimální interval s výskytem více jak čtyřech snůšek je v rozmezí od 18,09 do 28,29 kWh/m². Žáby na této tůňce využívají ke kladení středně osluněné části vodní plochy. Nejméně snůšek se nachází v intervalu

od 5,89 do 15,49 kWh/m², který se rozprostírá na plochách těsně u břehů zastíněných okolní vegetací.

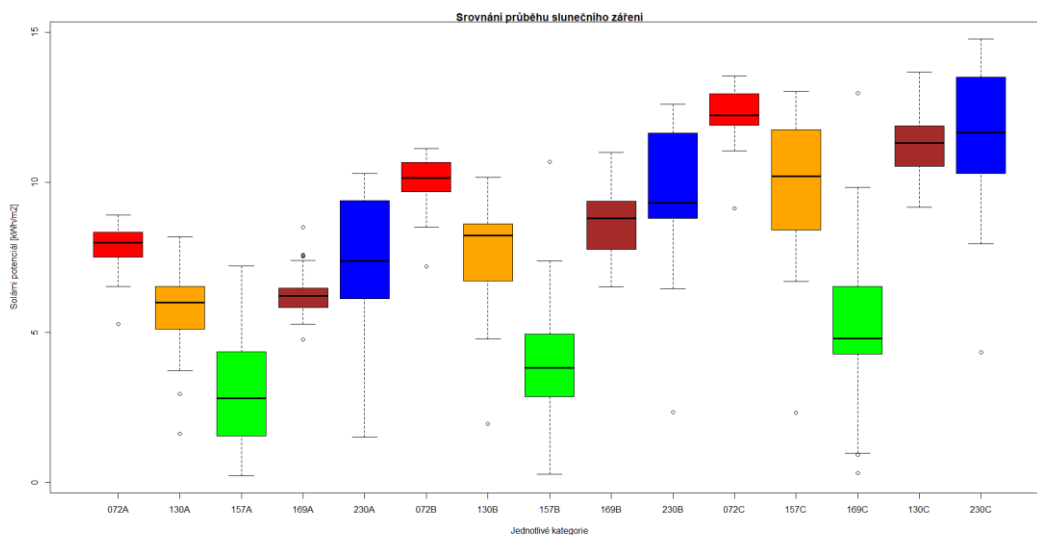


Obrázek 40: Množství slunečního záření na tůňce 130 pro první období.



Obrázek 41: Histogramy množství slunečního záření dopadajícího na tůňku č. 130. Nahore-graf osvětlení celé plochy, vlevo dole-graf osvětlení minimálního polygonu, vpravo dole-graf osvětlení snůšek.

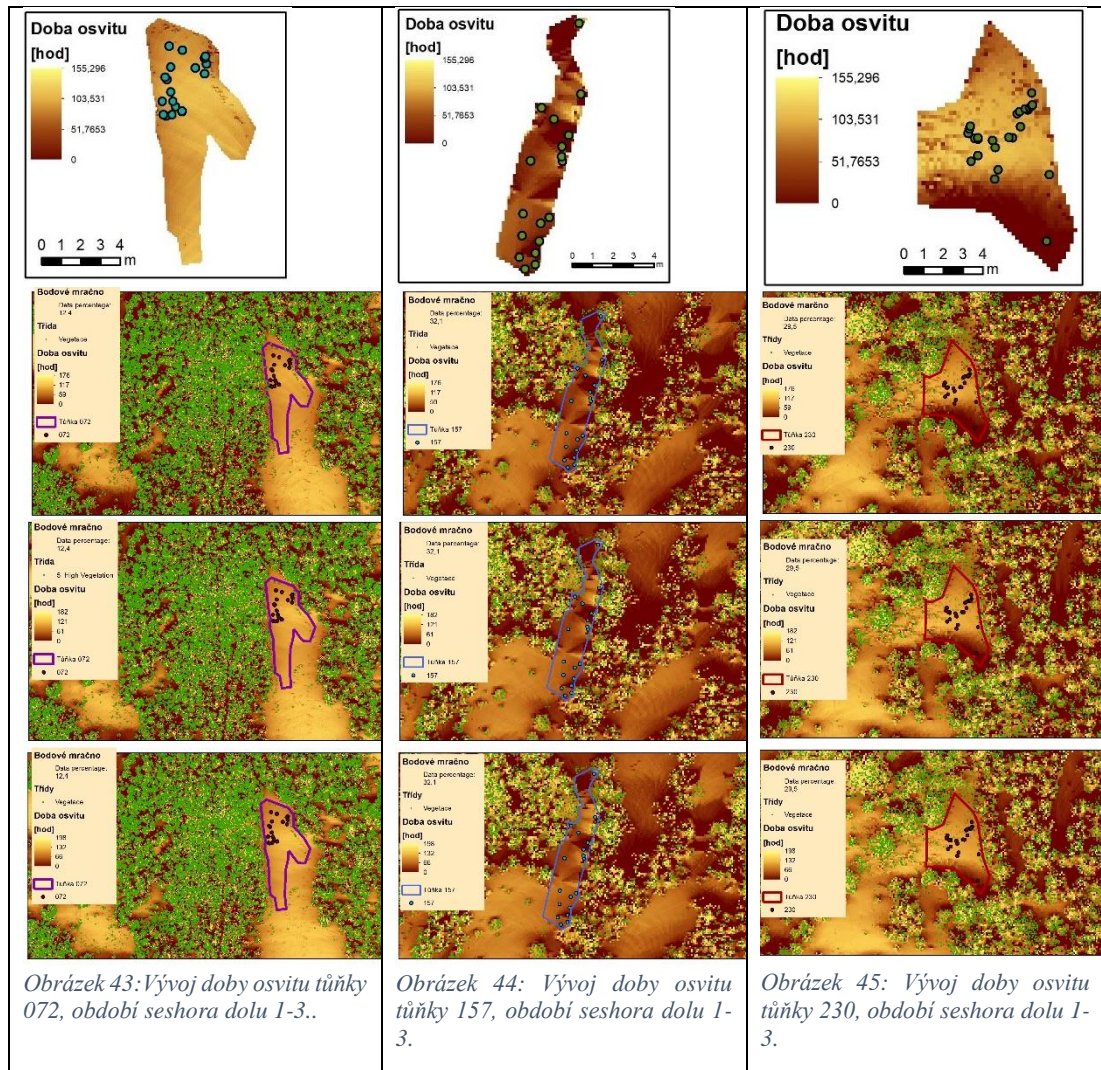
Růst vajíček je pozitivně ovlivněn množstvím slunečního záření v průběhu embryonálního vývoje snůšek skokan štíhlého. Zdá se, že v době prvního období (19.3.2017-1.4.2017) se dopadající světlo na dané snůšky pohybovalo v intervalu s úzkým rozptylem, který se postupně zvětšuje. Medián jehož hodnoty představují střední hodnoty intervalů množství slunečního záření dopadající na jednotlivé snůšky se u tůňky 157 téměř vůbec nemění a zůstává na stejné hladině (2,79-3,81-4,78kWh/m²). Zastíněné plochy si tak drží konstantně sníženou hodnotu slunečního záření na rozdíl od ploch s řidší vegetací ve svém okolí viz tůňka 169 (medián=6,21-8,79 a 11,30 kWh/m²), kde se medián mění skokově. Rozdíl množství dopadajícího slunečního záření je mezi první a poslední obdobím téměř dvojnásobný.



Obrázek 42: Srovnání průběhu slunečního záření v jednotlivých intervalech. Legenda: A=Interval 1=19.3.2017-1.4.2017, B=Interval 2=2.4.-16.4.2017, C=Interval 3=17.4.2017-30.4.2017

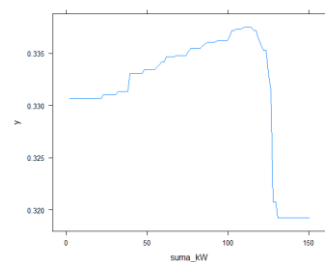
Výstupem z funkce *Area Solar Model* může být raster doby osvětlení přímého slunečního záření zkoumaných lokalit. Modely na obrázcích 41 až 43 byly vytvořeny pro všechna 14-ti denní období. Stejně jako vzrůstající množství slunečního záření tak i prodlužující se doba osvětlení má pozitivní vliv na vývoj, množství a umístění snůšek

skokana štíhlého. Průměrné hodnoty doby osvětlení se s postupujícím časovým obdobím zvyšovali o 10 hodin v závislosti na velikosti stínu působící okolní vegetací.



4.5 Zhodnocení prezenčně absenčního modelu

Pro hodnocení prezenčně absenčních dat byl použit model GBM. Pomocí 357 pozorování a jednoho prediktoru (sluneční záření) bylo vytvořeno 10 modelů z 50 stromů. Hodnota AUC, která vyjadřuje hodnocení přesnosti modelu, vyšla 0,617 což spadá do kategorie nedostatečné. Výsledný model byl proto velmi slabý. Jak je vidět na následujícím grafu na ose x znázorňující množství dopadajícího záření na jednotlivé snůšky. Na ose y jsou v interval od 0 do 1 hodnoty absencí - presencí, představující minimální vliv stoupající pouze v rozsahu od 0,330 do přibližně 0,335.



Obrázek 46: Graf významnosti vlivu prediktoru na presenci a absenci snůšek skokana štíhlého.

5 Diskuse

Vzhledem k velké přesnosti LiDARových dat (asi 30 cm) byla veškerá analýza tvořena pro dvě rozlišení. Hrubší 1x1m a jemnější představovalo 0,5x0,5m. I přesto, že je vhodnější jemnější rozlišení, všechny analýzy, byly tvořeny pro kontrolu v obou rozlišeních. K výstupům však bylo jednoznačně použito pouze podrobnější měřítko. Na vytvořených digitálních modelech povrchu, závisí odvození vstupního parametru DEM při tvorbě modelu množství dopadajícího slunečního záření. Vstupními parametry se zabývala studie (Ruiz-Arias, 2009). V této závěrečné práci byly parametry zvoleny tak jak jsou uvedeny v metodice. Mezi kolizní patří *Uniform sky* – „jednotný model“ – ze všech úhlů zenitu je stejný chod paprsků, *Standard overcast sky* - „standardní zatažený model“ – chod paprsků je různý v závislosti na zenitových úhlech. Byl vybrán parametr *Standard overcast sky*, jelikož bylo bráno v potaz to, že na začátku roku v Krušných horách nebylo mnoho slunečných dní (viz statistiky ČHMÚ, 2020). Ruiz-Arias, (2009) chybovost tohoto modelu určil společně s nastavením ostatních parametrů pro některý druh záření jako nadhodnocený. Dalšími úskalími mohou být parametry řešící charakteristiky atmosféry. Pro tuto práci byly zvoleny defaultní hodnoty, pro přesnost modelu na zadané účely byly dostačující. Pokud by se jednalo o analýzu ideálních ploch pro fotovoltaickou elektrárnu, nebo by se hodnoty zjištěného slunečního záření používali k dalším výpočtům, Kodysh et al., (2013) doporučují použití dat z meteorologických stanic jako kontrolní dataset a odvození přesných hodnot propustnosti, zejména pro analýzy v zimních měsících. U meteorologických stanic však závisí na vzdálenosti od místa sběru dat a struktuře terénu zájmové lokality (Huang et Fu, 2009).

Ne vždy je aplikovaná metoda ideálně přesná. Například pro přesnější vektorizaci by se dala kromě ruční metody na podkladové mapě ortofoto snímku a vrstvy ZABAGED, použít kombinace metod jako například Šikola et al (2019). Ne vždy bychom si tím však u vodních těles pomohli, protože nikdy není zaručené, že na kterémkoliv uváděném způsobu v jejich metodice jsou často vysychající plochy přítomny v celé ploše, v období snímkování/tvorby podkladových map. Názorně je vidět vývoj vodních ploch v čase v bakalářské práci (Macková, 2017). Proto byla pro zpřesnění v této práci pro kontrolu vektorizovaných ploch použita bodová mračna, jejichž prázdné plochy lemují břehy tůňek Z ortofoto snímků byly vybrány pouze plochy s viditelnou vodní hladinou, korigováno s plochou určenou při terénních průzkumech z poskytnutých dat. Modelováním sezónních tůňek vhodných pro obojživelníky se zabývali James et al (2009). Byl použit LiDAR se senzorem snímající mimo jiné i zelené spektrum – průchozí vodní hladinou až na dno. K analýze použili prostorové asociace (angl. *LISA*) společně s intenzitou odrazů. Studie potvrdila zpřesnění modelování tůňek při použití uvedené metodiky. Ve srovnání s touto studií, použité metody snímání a zpracování bodových mračen ve spojení s vektorizací tůňek v této bakalářské práci jsou dostačující k tomu, že bylo možné zhotovit modely povrchu velkého rozlišení (0,5x0,5m) poměrně přesně ukazující okolní strukturu vegetace a povrchu.

Tvorba profilů v této práci má význam vizualizace, proto nebyly počítány jednotlivé metriky, těmi se zabývali na post-těžebních lokalitách Moudrý et al., 2019. Bylo by možné se jimi inspirovat pro další práci. Přestože nejsou metriky vyčísleny dají se možné z nich odhadnout komplexnost 3D-struktury terénu a vegetace. Tůňky se nacházejí v terénních depresích a okolní vegetace tvoří stín dopadající na vodní hladinu. stínící vegetace na vyvýšeném terénu. Moudrý et Fogl (2016) ve své potvrdili sezónní změny stínící vegetace. Je to způsobeno nižší výškou slunce zejména v zimních měsících. Pod přítomnou vegetací se tak tvoří delší stíny. I když se závěrečná práce zabývala relativně krátkým obdobím brzkého jarní rozmnožovací sezóny obojživelníků (půlka března až konec dubna) je podobný trend vidět na době osvitu vodních ploch přímým slunečním zářením.

Množství slunečního záření je ve většině případových studií monitoringu obojživelníků (Vojar et al., 2016, Kolář et al., 2017) nebo vážek (Dolný et Harabiš), popisováno jako kategoriální proměnná, tzv. oslunění. Dělí je podle podílu zastínění okolní vegetací velkých ploch, u menších je započítána i litorální část tůňky na tři intervaly. Jedná se o vodní plochy: zcela osluněné >75%, částečně osluněné 75%-5% a bez oslunění <5%.

V této práci bylo za použití profilů a 3D modelů terénu a vegetace v okolí tůňek odvozených z bodových mračen a exportem hodnot množství dopadajícího záření zjištěno, že velmi stinná místa v příbřežních oblastech nevyužívá skokan štíhlý ke kladení snůšek téměř vůbec. Příčinou může být kratší doba osvitů a menší množství dopadajícího slunečního záření. Výjimkou je pouze tůňka 072, jejíž převážná část plochy spadá do kategorie zcela osluněných. Touto problematikou se na druhých vážek zabývali Harabiš et al. (2013). Zjistili významný rozdíl mezi stínícím efektem a druhovou bohatostí vážek na výsypkách. Nejvýznamnější rozdíl byl mezi středně zastíněnými a plně zastíněnými plochami. Na středně zastíněných vodních plochách se vyskytovalo více druhů s vyšším ochranným indexem než na zcela zastíněných, které byly chudší na počet vyskytujících se vzácnějších druhů. Podobně se též v této práci ukázalo, že zastínění studovaných tůňek má určitý vliv na druhovou rozmanitost. Z obecných charakteristik tůňek je například tůňka 072 a 157 obydlená kromě skokana štíhlého i druhem *Lisotriton vulgaris* a *Bombina bombina*. Zastínění vodní hladiny přímo ovlivňuje teplotu vody (Skelly et al., 2002), vývoj vegetačního pokryvu i samotných druhů. (Remsburg et al., 2008). Tato závislost však není lineární (Hassall et al., 2011). Teplota a chemismus vody je dále ovlivňován zvláště z kraje rozmnožovacího období táním sněhu proto jsou výkyvy teplot zřetelně vyšší než v druhém období.

Mikátová et Vlašín (2002) uvádí, že skokan štíhlý při výběru rozmnožovací tůňky dává přednost částečně osluněným vodním plochám, namísto zcela zastíněných. Tam naopak vzniká riziko, v podobě možného plesnivění snůšek (Middleton et al., 2001), či napadení samotných jedinců houbovými patogeny *Batrachochytrium dendrobatidis* (Vojar, 2007). Paralelní negativní vliv je v podobě přemíry slunečního záření na vodních plochách (Kiesecker et al, 2001), z důvodu zvýšené expozice hladinou UV-B záření.

Polo-spontánní tůňky na výsypkách se vyznačují tím, že jsou většinou obklopené lesní krajinou, což způsobuje větší pokryv stromů (Doležalová, 2012). Spontánně vzniklé tůňky jsou lemovány křovím. Proto jsou oba druhy stíněné více než uměle vytvořené vodní plochy (Harabiš et al., 2013). Toto dokazuje nejvíce zastíněná tůňka č. 157 a tůňka č. 072, která se nachází v oblasti technické rekultivace a patří mezi nejméně zastíněné tůňky.

Ke zhodnocení vlivů byla použita popisná statistika, která jednoduchým způsobem objasňuje důležitou vlastnost zkoumaných veličin. Pro zpracování presenčně absenčních dat byl použit GBM model, který má při dostatečně kvalitním vzorku dat, velmi silnou schopnost predikce. V parametrech modelu byly použity ve většině případů defaultní hodnoty. Pomocí určení maximálního počtu stromů zabraňujeme nadměrné složitosti modelu a zároveň maximalizujeme schopnost modelu dělat přesné předpovědi na nových a nezávislých místech. Nastavením počtu provedení křížové validace (*crossing-validation*), lze určit optimální počet stromů. Je možné také definovat maximální počet stromů, které budou fitovány. Thuiller et al., (2010) uvádí, že hodnoty mezi 2000 a 5000 jsou ideálním kompromisem. Neexistuje totiž žádný způsob, jak zjistit, jaký počet je nejlepší, aby model nebyl přeučten a netrpěl tak *overfittingem* nebo naopak nedostatečným naučením – *underfittingem* (Elith et al., 2008). Shine et al. (2002) ve své studii, zjišťovali preference prostředí ještěrek v horských ekosystémech. Dokázali, že vlivem globálního oteplování se ještěrky uchylují k vyšším nadmořským výškám z důvodu zvyšující se teploty prostředí. Při analýze získaných dat použili metodu modelování druhové diverzity typu MaxEnt. Na základě maximální entropie zjišťuje ideální rozmístění druhů v zájmovém území. Jedná se o metodu, kterou by bylo možné použít společně s modelem BRT a porovnat tak sílu závislosti vlivu prediktoru. Kromě výše uvedené kombinace metod existují i další, které by se dala použít (Elith et Leathwick, 2017). Pro tuto práci by testování ideálního modelu bylo nadstavbou, kterou by se dalo zabývat v navazující nebo tematicky související závěrečnou prací.

6 Závěr

Hlavním cílem této práce bylo posouzení vlivu terénu a zastínění vegetací (struktury vegetace) na výsypkách po těžbě hnědého uhlí na umístění snůšek skokana štíhlého.

V první části práce byl proveden teoretický úvod do problematiky moderní metody sběru dat z leteckého laserového skenování a využití výstupů z bodových mračen v ekologii. Dále byly popsány vybrané faktory ovlivňující biotopové nároky obojživelníků. Vybranými faktory byly struktura terénu a vegetace, teplota a množství slunečního záření. Znalost nejen těchto, ale i dalších faktorů je důležitou součástí druhové ochrany a s tím spojené ochrany prostředí.

Obojživelníci jsou skupinou, ve které v posledních desetiletích zaznamenáváme vysoký úpadek početnosti a diverzity. Jeden z hlavních důvodů, tj. ztráta přirozeného prostředí, plně souvisí s výše uvedenými biotopovými nároky. Člověk je jedním z přímých pachatelů této ztráty, ale na druhou stranu vytváří svou činností plochy se sukcesními stadii v oblastech jinak silně poškozených těžbou uhlí. Tato bakalářská práce se zabývala post-těžební lokalitou Hornojřetínské výsypky a modelovým druhem byl skokan štíhlý.

Na základě získaných dat o teplotě vody z datalogeru, bylo potvrzeno, že vývoj teploty během zkoumaného rozmnožovacího období má pozitivní vliv na embrionální vývoj snůšek zejména jeho rychlost. Množství slunečního záření, vypočteno funkcí *Area Solar Radiation* v prostředí ArcGIS za použití digitálního modelu povrchu z LiDARových dat bylo zjištěno, že si jedinci vybírají k umístění snůšek stanoviště, jejichž interval se pohybuje okolo středních hodnot (asi 4-6 kWh/m²).

3D-profilů struktury terénu a vegetace, potvrdily závislost heterogenních struktur sukcesních stádií výsypek na výběr umístění snůšek skokanů tak, že nejmělkčí a nejzastíněnější části u břehů jsou méně často osidlovány než ty co mají všechny uvedené charakteristiky vyšší.

Přínosem této práce je uvedení čtenářů laické i odborné veřejnosti do problematiky leteckého laserového skenování a jeho výhod k využití při studiích, které jsou běžně prováděny terénními průzkumy. Je důležité, aby se biotopové nároky a faktory které je ovlivňují, u obojživelníků zkoumali jak z krátkodobého, tak dlouhodobého hlediska. Proto by se touto problematikou mohlo zabývat i nadále. Například za pomoci hemisférických modelů slunečního záření zkoušet přímo odvodit přesné zastínění vegetací vybraných tůněk. V příslušných mapových programech by bylo možné vypočítat různé charakteristiky jako je doba slunečního svitu, sluneční trajektorie během zadaného časového intervalu nebo průměrná/absolutní plocha zastínění. Uvedený náhled by mohl být zajímavým námětem na navazující diplomovou práci.

7 Přehled literatury a použitých zdrojů

- Baltsavias E. P., 1999: Airborne laser scanning: existing systems and firms and other resources. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54, 2-3, 164-198.
- Begon M., Harper J. L. et Townsend C. R., 2010: *Základy ekologie*. Univerzita Palackého, Olomouc, 505.
- Brázdil K., 2009: Projekt tvorby nového výškopisu území České republiky. *Geodetický a kartografický obzor* 55/97-7, 145–151.
- Brock J. C. et Purkis S. J., 2009: The emerging role of lidar remote sensing in coastal research and resource management. *Journal of Coastal Research*, SI (53), 1-5.
- Carey C. et Alexander A., 2003: Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9, 111–121.
- Crawley M. J., 2007: *The R Book*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Davies A. B. et Asner G. P., 2014: Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 681-691.
- Dolanský T., 2004: *Lidary a letecké laserové skenování*. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem, 100.
- Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M. et Kopecký O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43, 5-12.
- Dolný A. et Harabiš F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biol. Conserv.*, 145, 109–117.
- Elith J., Leathwick J. et Hastie T. 2008: A Working Guide to Boosted Regression Trees. *The Journal of animal ecology*, 77. 802-13.
- Ewald M., Dupke C., Heurich M., Müller J. et Reineking B., 2014: LiDAR Remote Sensing of Forest Structure and GPS Telemetry Data Provide Insights on Winter Habitat Selection of European Roe Deer. *Forests*, 5, 1374-1390.
- Field R., Hawkins B. A., Cornell H. V. et al, 2009: Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. *Journal of Biogeography*, 36, 132-147.
- Fogl M., et Moudrý V., 2016: Influence of vegetation canopies on solar potential in urban environments. *Applied Geography*, 66, 73–80.
- Fu P. et Rich P.M. 2000: A geometric solar radiation model and its applications in agriculture and forestry. *Proceedings of the Second International Conference on Geospatial Information in Agriculture and Forestry*, I, 357-364.
- Gasc J. P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P. et Zuiderwijk A., 2004: *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 516.

- Gueymard C. A. et Kambezidis H. D.: 5 - Solar spectral radiation. In: Muneer T., Gueymard C., H. Kambezidis (eds.), 2004: *Solar Radiation and Daylight Models (Second Edition)*, Butterworth-Heinemann, 221-301.
- Hamdan O., Nor A., O., Nurul D. AD., Mohd A. F. et Abd R. K., 2015: Airborne LIDAR for estimating aboveground biomass in dipterocarp forests of Malaysia. *Proceeding 36th Asian Conference on Remote Sensing (ACRS 2015)*. 19–23.
- Hancock S., Anderson K., Gaston K. J. et Disney M., 2017: Measurement of fine-spatial-resolution 3D vegetation structure with airborne waveform lidar: Calibration and validation with voxelised terrestrial lidar. *Remote Sensing of environment*, 188, 37-50.
- Hanuš J., Fabiánek T. et Fajmon L. 2017: Souhrnná výzkumná zpráva, Projekt ČZU 1701. ÚVGZ AV ČR, v.v.o. – Czech Globe, 24.
- Harabiš F., Tichánek F et Tropek R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering*, 55, 51–61.
- Hartel T., Nemes Sz., Cogălniceanu D., Öllerer K., Moga C. I., Lesbarrères D. et Demeter L., 2009: Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape – *Acta Oecologica* 35, 53-59.
- Hassall C., Hollinshead J. et Hull A., 2011: Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodiversity and Conservation*, 20, 3189-3222.
- Hendrychová M., Šálek M. et Řehoř M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45, 177–189.
- Jeřábková L., Krása A., Zavadil V., Mikátová B. et Rozínek R., 2017: Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky – The Red List of amphibians and reptiles of the Czech Republic in Chobot K. et Němec M. [eds], 2017: Červený seznam ohrožených druhů ČR, obratlovci – Red list of threatened species of the CZ, vertebrates. *Příroda, AOPK Praha*, 34: 86–106, 2017.
- Julian J. T., Young J. A., Jones J. W., Snyder C. et Wright Ch., 2009: The use of local indicators of spatial association to improve LiDAR-derived predictions of potential amphibian breeding ponds. *J Geogr Syst* 11, 89–106.
- Kiesecker J., Blaustein A. et Belden L. 2001: Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410, 681–684.
- Klabzuba J., 2009: Aplikovaná meteorologie a klimatologie, IV. díl, Záření Slunce, Země a atmosféry. ČZU, Praha, 44.
- Kodysh J. B., Omitaomu O. A., Bhaduri B. L., et Neish B. S., 2013: Methodology for estimating solar potential on multiple building rooftops for photovoltaic systems. *Sustainable Cities and Society*, 8, 31-41.

- Kolář V., Tichánek F. et Tropek R., 2017: Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. *Ecological Engineering*, 99, 310-315.
- Lillywhite H. B., 1970: Behavioral temperature regulation in the bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Copeia* 1970,158-168.
- Lucas E. et Reynolds W., 1967: Temperature Selection by Amphibian Larvae. *Physiological Zoology*, 40-2, 159-171.
- Loarie S. R., Tambling C. J. et Asner G. P., 2013: Lion hunting behaviour and vegetation structure in an African savanna. *Animal Behaviour*, 85-5, 899-906.
- Lefsky M. A, Cohen W. B., Parker G. G., Harding D. J., 2002: Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies: *BioScience*, 52-1, 19–30,
- Lepil O., 2002: *Optika*. 3. vyd. Prometheus, Praha.
- Maštera J., Zavadil V. et Dvořák J., 2015: *Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky*. Nakladatelství Academia, Praha, 180.
- Middleton E. M., Herman J. R., Celarier E. A., Wilkinson J. W., Carey C., et Rusin R. J., 2001: Evaluating ultraviolet radiation exposures determined from TOMS satellite data at sites of amphibian declines in Central and South America. *Conservation Biology* 15:914–929.
- Mikátová B., Vlašín M., 2002: *Ochrana obojživelníků, Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1*. EkoCentrum, Brno, 137.
- Miura N., 2010: The utility of LiDAR for landscape biodiversity assessment, RMUIT, Melbourne.
- Moore J.A. 1939: Temperature Tolerance and Rates of Development in the Eggs of Amphibia. *Ecology*, 20-4, 459-478.
- Moudrý V., Beková A. et Lagner O., 2019: Evaluation of a high resolution UAV imagery model for rooftop solar irradiation estimates, *Remote Sensing Letters*, 10-11, 1077-1085.
- Moudrý V., Gdulová K., Fogl M., Klápště P., Urban R., Komarek J., Moudrá L. Štroner M. Barták V. et Solský M., 2019: Comparison of leaf-off and leaf-on combined UAV imagery and airborne LiDAR for assessment of a post-mining site terrain and vegetation structure: Prospects for monitoring hazards and restoration success. *Applied Geography*, 104, 32-41.
- Pe'eri S., Morgan L. V., Philpot W. D., et Armstrong A. A., 2011: Land-water interface resolved from airborne LiDAR bathymetry (ALB) waveforms. *Journal of Coastal Research*, 10062, 75-85.
- Pittman S. J., Costa B., Wedding L. M., 2013: LiDAR Applications. In: Goodman J., Purkis S., Phinn S. [eds], *Coral Reef Remote Sensing*. Springer, Dordrecht, 145-174.

- Prach et al., 2009: Ekologie obnovy narušených míst I-VI. Živa 2009, s. 22-24, 68-72, 165-168, 212-215, 262-264.
- Remsburg A., Olson A. et Samways M., 2008: Shade Alone Reduces Adult Dragonfly (Odonata: Libellulidae) Abundance. Journal of Insect Behavior, 21, 460-468.
- Rich P. M., Dubayah R., Hetrick W. A. et Saving S. C., 1994: Using Viewshed Models to Calculate Intercepted Solar Radiation: Applications in Ecology," American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Technical Papers, 524–529.
- Ruiz-Arias J. A., Tovar-Pescador J., Pozo-Vazquez D. et Alsamamra, H., 2009: A comparative analysis of DEM-based models to estimate the solar radiation in mountainous terrain. International Journal of Geographical Information Science, 23-8, 1049-1076.
- Řehounek J., Řehounková K., Tropek T., Prach K. [eds.], 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, 212.
- Quitt E., 1971: Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav ČSAV, Studia geographica, 16, Brno, 73.
- Shine R., Barrott E. G. et Elphick M. J., 2002: Some like it hot: Effects of forest clearing on nest temperatures of montane reptiles. Ecology, 83, 2808–2815.
- Sillero N. J.-A., 2014: Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. Amphibia-Reptilia, 1–31
- Skelly D., Freidenburg L. et Kiesecker A., 2002: Forest Canopy and the Performance of Larval Amphibians. Ecology. 83. 983-992.
- Smolová D., Doležalová J., Vojar J., Solský M., Kopecký O. et Gučík J. 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy. Roč. 28. Liberec.
- Solský M., Smolová D., Doležalová J., Šebková K. et Vojar J., 2014: Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. Polish Journal of Ecology, 62. 789–799.
- Šálek M., 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. J Appl Ecol, 49, 1417-1425.
- Šálek M. et Harabiš F., 2015: Obecná ekologie. ČZU, Praha, 146.
- Šíma J., 2009: Abeceda leteckého laserového skenování. GeoBusiness: Měsíčník o geoinformatice v praxi. Springwinter, s.r.o., Praha, č. 3, 22-25
- Štýs S., Bízková R., Ritschelová I., 2014: Proměny severozápadu. Český statistický úřad, Praha, 181.
- Šúri M. and Hofierka J. (2004), A New GIS-based Solar Radiation Model and Its Application to Photovoltaic Assessments. Transactions in GIS, 8, 175-190.

- Temple H. J. et Cox, N. A., 2009: European Red List of Amphibians. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, IUCN, 33.
- Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I., Hejda M. et Konvicka M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47, 139-147.
- Thely M. A. et Flora J. A., 2009: Effects of temperature and volume of water on the growth and development of tadpoles of *Pleurodema diplolister* and *Rhinella granulosa* (Amphibia: Anura). *Zoologia (Curitiba)*, 26-3, 413-418.
- Vierling K. T., Vierling L. A., Gould W. A., Martinuzzi S. et Clawges R. M., 2008: Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Front Ecol Environ* 6-2, 90 – 98.
- Vierling K.T., Bässler C., Brandl R., Vierling L.A., Weiß I. and Müller J., 2011: Spinning a laser web: predicting spider distributions using LiDAR. *Ecological Applications*, 21, 577-588.
- Vogeler J., Hudak A.T., Vierling, L., Evans, J., Green P. et Vierling K., 2014: Terrain and vegetation structural influences on local avian species richness in two mixed-conifer forests. *Remote Sensing of Environment*, 147, 13–22.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T. et Knapp M. 2016: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering*, 90, 278-284.
- Vojar J., Doležalová J. et Solský M., 2016: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67, 8–11.
- Vojar J., Doležalová J. et Solský M., 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 3: 8-11.
- Vojar J. 2007a: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny
- Vojar J. 2007b: Sukcese a reprodukční ekologie obojživelníků na uměle vytvořených stanovištích. Disertační práce, ČZU, Praha, [nepublikováno].
- Vráblíková J. et al., 2008: Revitalizace antropogenně postižené krajiny Podkrušnohoří, I. část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky dispartit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. FŽP, UJEP, Ústí nad Labem, 182.
- Wehr A. et Lohr U., 1999: Airbone laser scanning – an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 54, 68-82.
- Wilson J. P. et Gallant J. C., 2000: Secondary topographic attributes. In Wilson, J.P. et Gallant, J. C. [eds.]. *Terrain analysis: Principles and applications*. John Wiley and Sons, New York, 87–132.

- WMO, 1982: Commission for instruments and methods of observation, Abridged final report of the eighth session, Mexico City, 19-30 October 1981. WMO, Geneva.
- Work T., St Onge B. et Jacobs J., 2011: Response of female beetles to LIDAR derived topographic variables in Eastern boreal mixedwood forests (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* 147, 623-639.
- Zavadil V., Sádlo J. et Vojar J. [eds.], 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management, *Metodika AOPK ČR*. AOPK ČR, Praha, 178.
- Zellweger F., Baltensweiler A., Ginzler C., Roth T., Braunisch V., Bugmann H. et Bollmann K., 2016: Environmental predictors of species richness in forest landscapes: abiotic factors versus vegetation structure. *J. Biogeogr.*, 43: 1080-1090.
- Zwach, I., 2009: Obojživelníci a plazi České republiky: encyklopedie všech druhů, určovací klíč. Grada, Praha, 496.

Internetové zdroje:

- Bejček V., 2019: Obecná ekologie. Katedra ekologie, ČZU (online) [citováno: 2020-4-26]. Dostupné z: <https://moodle.czu.cz/course/view.php?id=5528>
- Biomonitoring, (c) 2007. Biomonitoring-Oficiální webové stránky AOPK ČR věnované monitoringu v České republice. 2007, (online) [citováno: 2020-3-29]. Dostupné online na: <http://www.biomonitoring.cz/hp.php>
- Elith J. et Leathwick J. 2017: Boosted Regression Trees for ecological modeling. (online) [citováno: 2020-6-24]. Dostupné z: <https://rdr.io/cran/dismo/>
- Holčík, J., Komenda, M. (eds.) et al., 2015: *Matematická biologie: e-learningová učebnice* [online]. 1. vydání. Brno: Masarykova univerzita. (online) [citováno: 2020-6-20]. Dostupné z: <https://portal.matematickabiologie.cz/>
- Huang S. et Fu P., 2009: Modeling Small Areas Is a Big Challenge, Using the solar radiation analysis tools in ArcGIS Spatial Analyst. *ArcUsers*, (online) [citováno: 2020-3-29]. Dostupné z: <https://www.esri.com/news/arcuser/0309/solar.html>
- Isenburg M., 2011: LASzip: lossless compression of LiDAR data. *European LiDAR Mapping Forum*, (online) [citováno: 2020-3-29]. na: <https://laszip.org/>
- LAStools, "Efficient tools for LiDAR processing." [Lincenced by: 2019/2020]. Dostupný na: <https://rapidlasso.com/lastools/>.
- Maštera J. et Mašterová A., *Obrázky skokana štíhlého a jeho snůšek*. (online) [citováno: 16-4-2020]. Dostupné z: <http://www.obojzivelnici.wbs.cz/skokan-stihly.html>.
- Ruda A., 2004: *Klimatologie a hydrogeografie pro učitele*, Multimediální elektronický výukový materiál. MU Brno, (online) citováno [20-4-2020]. Dostupné z: https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pdf/ps14/fyz_geogr/web/pages/03-prvky.html,

Říhová Ambrožová J., 2007: Sluneční záření a světelné klima ve vodách. From Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník [online]. VŠCHT Praha, (online) [citováno 20-4-2020-4-2020]. Dostupné online na: http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=S026

Ulbrichová I., 2010: Nauka o lesním prostředí, projekt FRVŠ 2010: 962/2010. (online) [citováno: 2020-4-20]. Dostupné z: http://r.fld.czu.cz/vyzkum/nauka_o_lp/ekologie/ekosystemy.html#zareni

Ostatní zdroje:

ETS 104 – Bern Convention, Appendix II: Strictly Protected Fauna Species, 19.9.1979

Vyhláška č. 395/1992 Sb., ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., Příloha č. III

Zákon č. 114/1992 Sb., České národní rady o ochraně přírody a krajiny, § 50

Přílohy

Příloha 1:

Výřez tabulky z měření datalogeru, pro tůňku 072.

	Id	Date.Time.GMT.01.00	Temp..C	Intensity..Lux.	End.Of.File
29	797	03.19.17 02:00:00 odp.	7.682	1367.0	NA
30	798	03.19.17 02:30:00 odp.	7.782	2583.4	NA
31	799	03.19.17 03:00:00 odp.	7.782	1636.1	NA
32	800	03.19.17 03:30:00 odp.	7.782	2927.8	NA
33	801	03.19.17 04:00:00 odp.	7.882	2325.0	NA
34	802	03.19.17 04:30:00 odp.	7.882	1194.8	NA
35	803	03.19.17 05:00:00 odp.	7.782	1054.9	NA
36	804	03.19.17 05:30:00 odp.	7.782	495.1	NA
37	805	03.19.17 06:00:00 odp.	7.682	161.5	NA
38	806	03.19.17 06:30:00 odp.	7.682	0.0	NA

Showing 33 to 45 of 2,064 entries, 5 total columns

Příloha 2:

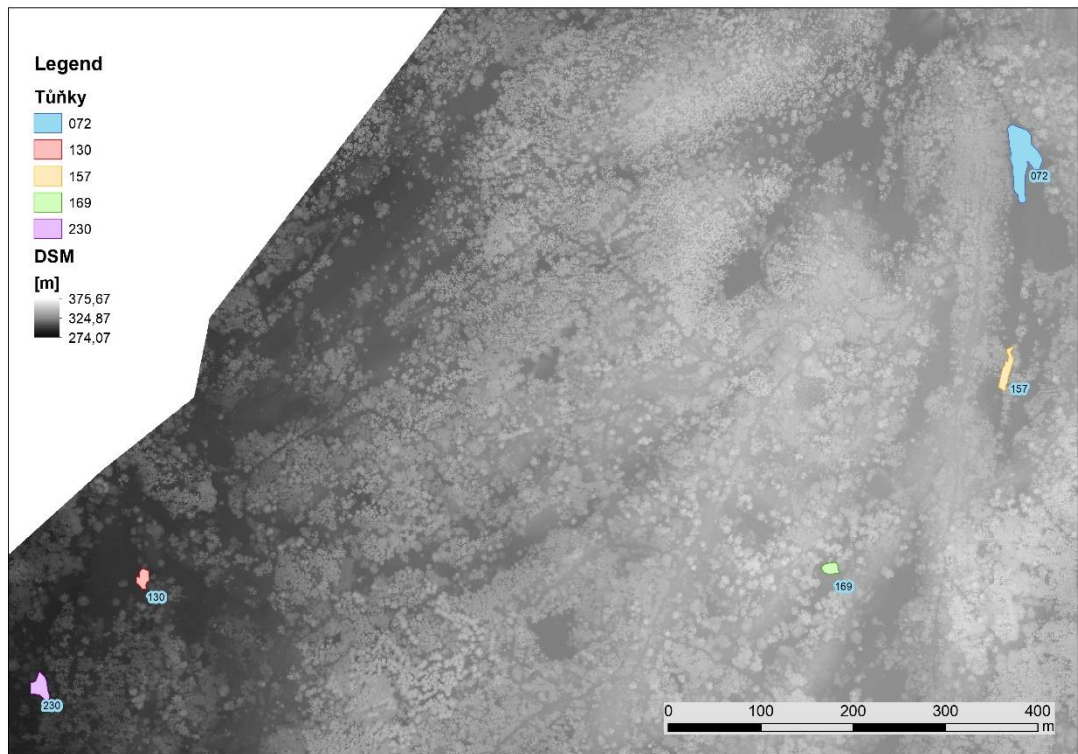
Poskytnutá tabulka charakteristik upravená jen pro vybrané tůňky.

pond	n	area	depth_max	depth_prev	veg	slope	sun	qual	fish	ohroz	surr	rec	pH	K	Ostatní druhy	Datum	čas	Foto	Poznámka
T 072	14	1600	0,8	0,3	40	gentle	full	good	y	V	forest	forestr	7,52	1,63	BoBo-D,A,poslech	08.04.2017	17:42	174203	pochyblivé, vykulené
T 130	24	250	0,7	0,35	95	gentle	full	good	n	Z,Z	shrub	wout		1,81		07.04.2017	10:45		pochyblivé, vykulené, rozplavané; pH metr nefunguje
T 157	19	700	1,6	0,8	35	sharp	full	good	py		shrub	wout	7,65	1,74	BoBo-J,A,viz; LV-J,A,viz	08.04.2017	14:34	143437	pochyblivé; DATA206; pořídil ortofoto
T 169	10	80	9	0,4	80	gentle	full	good	pn		shrub	wout	7,5	1,15		08.04.2017	12:58	79	protáhlé, pochyblivé
T 230	22	350	0,7	0,55	80	gentle	full	good	n	Z	shrub	wout		1,48		07.04.2017	13:41		DTL

pond-tůňka, n-počet snůšek, area-plocha [m2], depth_max, prev-maximální a průměrná hloubka [m], veg-podíl vodní vegetace [%], slope-sklon břehů - gentle-jemný, sharp-ostří
sun-osvit slunečního záření- full-celkové osázení, qual-kvalita, good-dobrá, fish-rybí obsádka, ohroz-ohrožení, surr-okolní vegetace-forest-les, shrub-křoví, rekultivace-forest-lesni,wout-nerekultivováno,
pH vody, K-konduktivita, Ostatní druhy, Datum a čas sběru dat, Foto-označení, Poznámka-tvar, změna

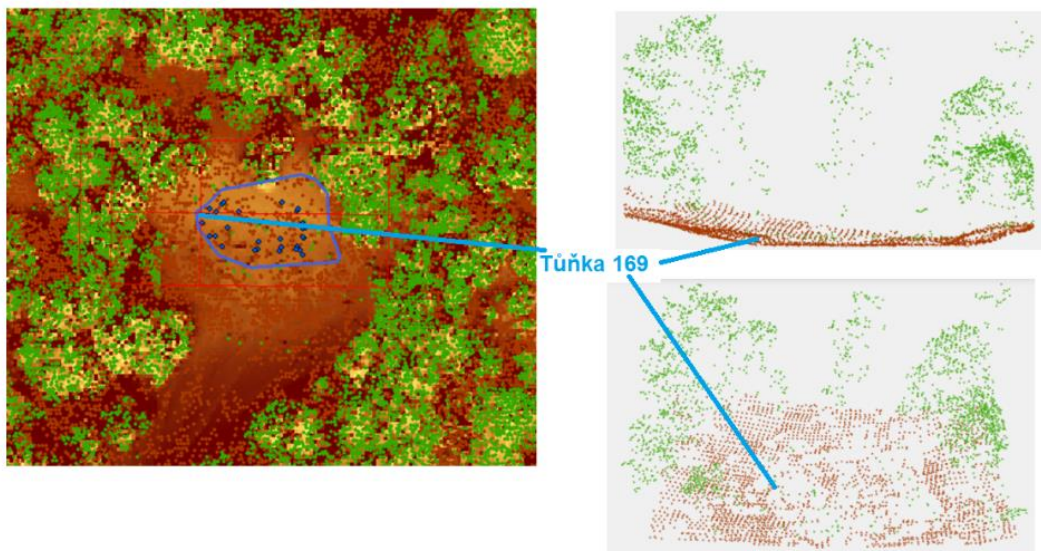
Příloha 3

Výřez DSM Hornojřetínské výsypky:

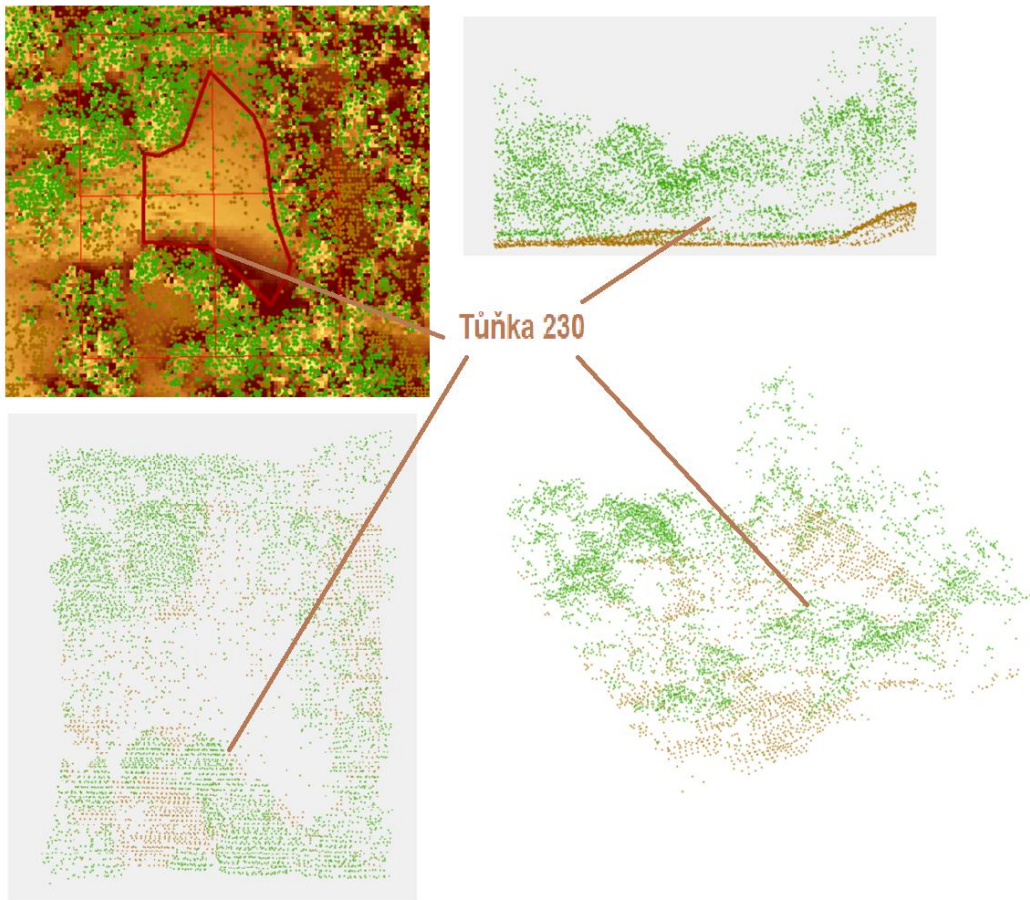


Příloha 4

A) 3D-Struktura a profil terénu a vegetace tůňky 169

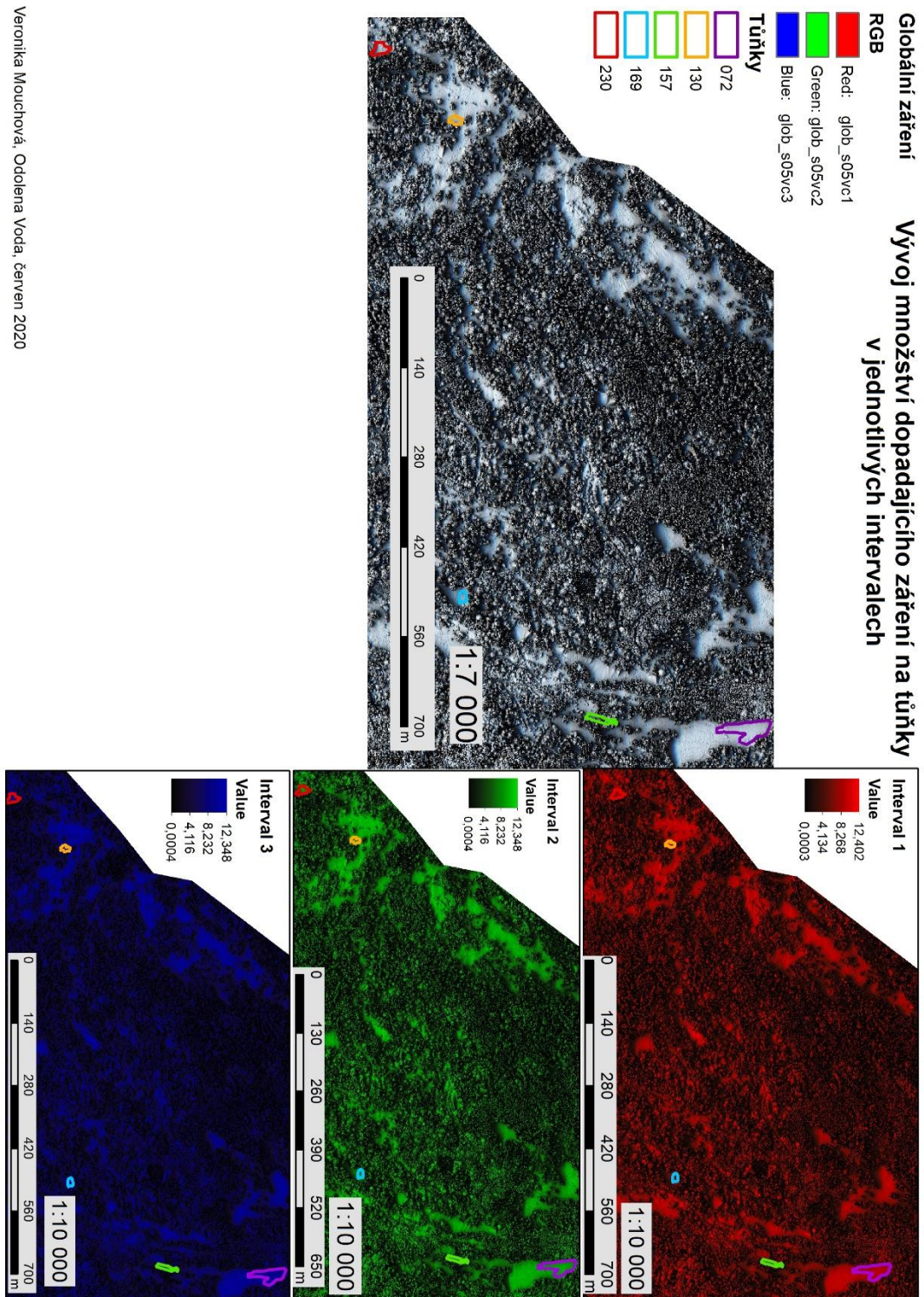


B) 3D-Struktura a profil terénu a vegetace tůňky 169

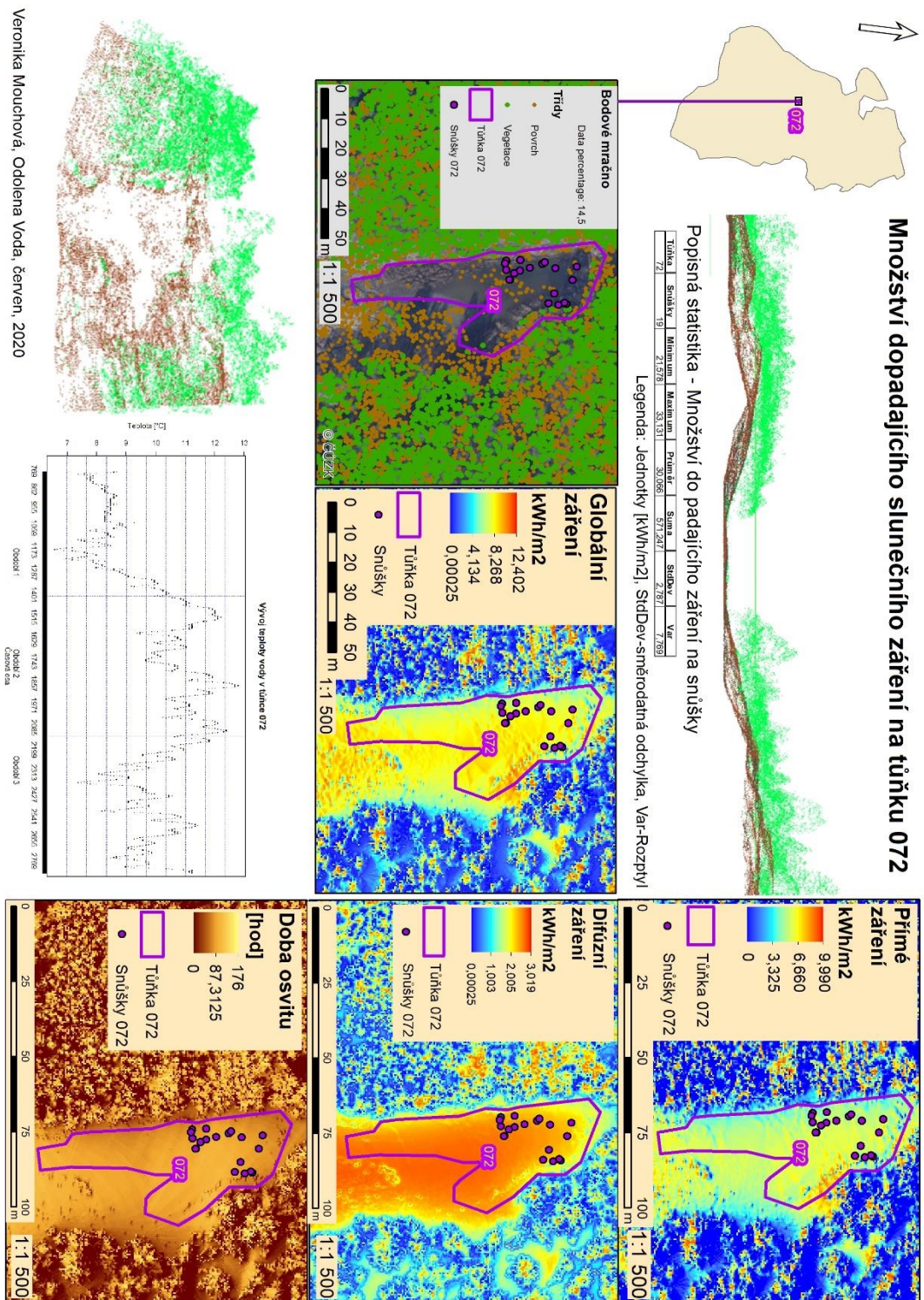


Příloha 5

A) Souhrnný model slunečního záření v jednotlivých obdobích dopadající na úsek Hornojřetínské výsypky s vybranými tůňkami:



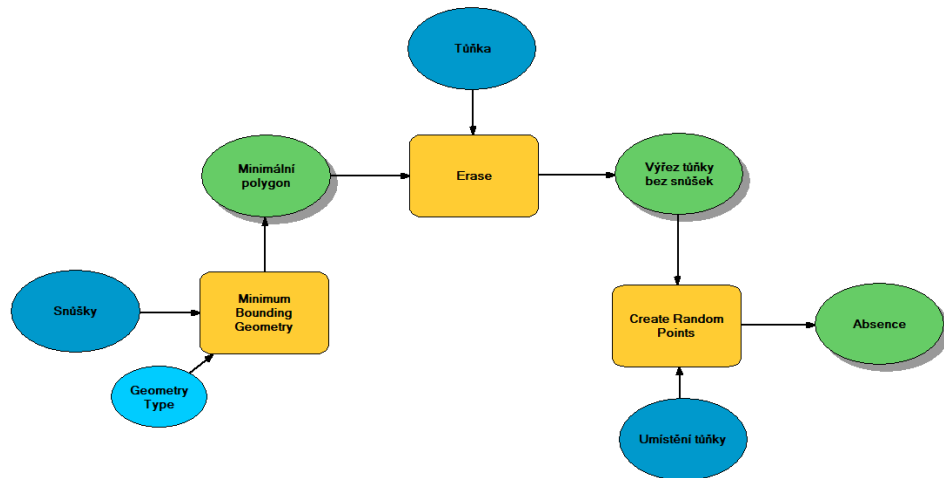
B) Množství dopadajícího slunečního záření na tůňce 072 - dílčí druhy záření



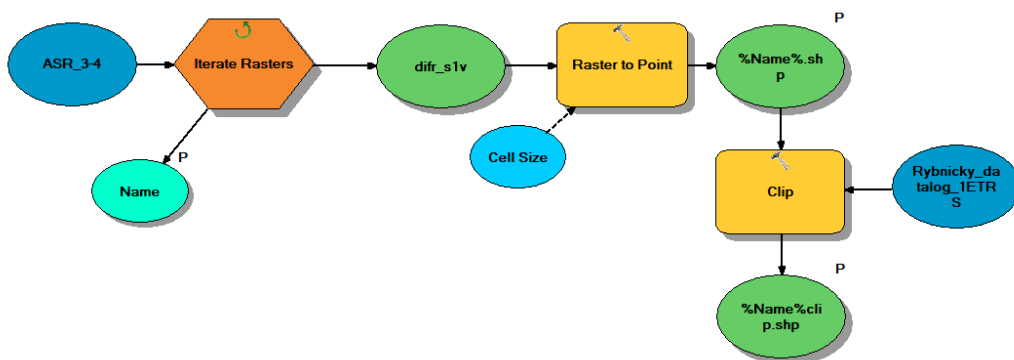
Příloha 6

ModelBuildery

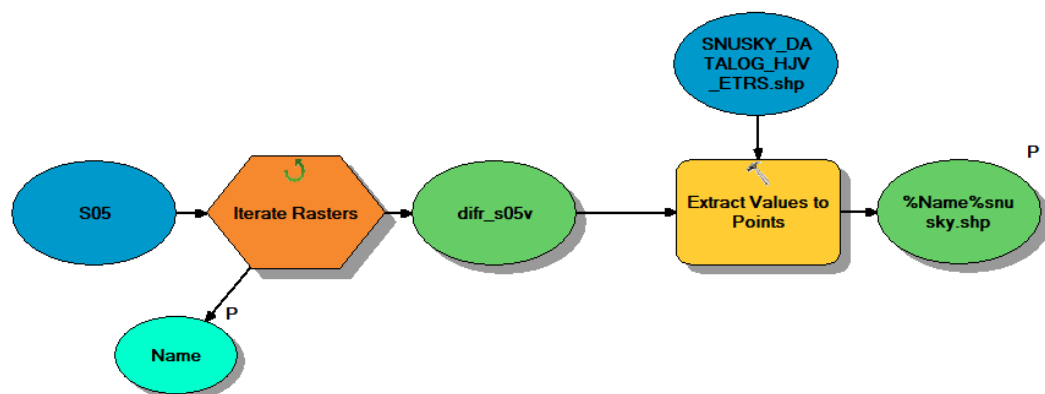
A) Tvorba absenčních dat



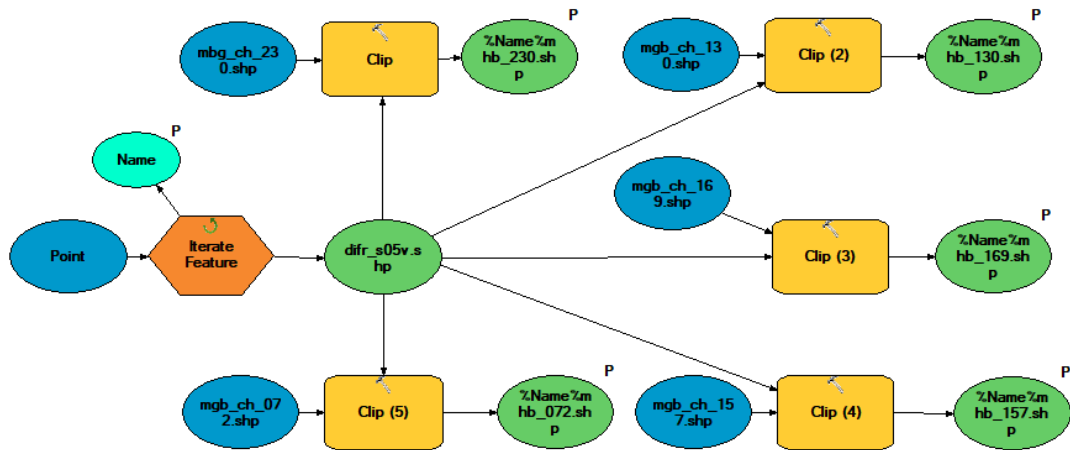
B) Export hodnot množství slunečního záření pro výsypku a tůňky



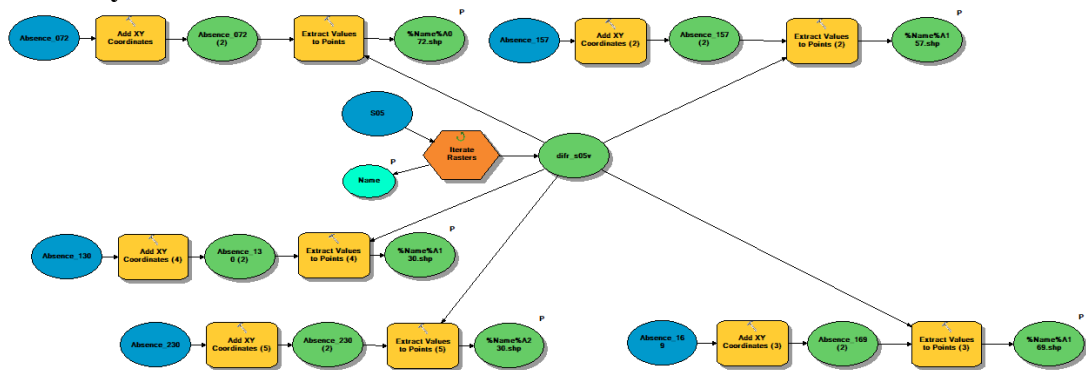
C) Export hodnot množství slunečního záření pro snůšky



D) Export dat – hodnoty solárního modelu pro minimální polygony



E) Export hodnot množství slunečního záření pro absenční data a výpočet xy souřadnic



Příloha 7:

A) Skript k popisné statistice dat teplot a slunečního záření:

```

#vzorovy skript postupne pouzit pro vsechny tunky:
#Nacteni dat:
tep056=read.table("clipboard", header = T, sep=",")
colnames(tep056)= c("Id", "Datum", "Teplota", "Intenzita", "End")
tep056$Id=as.factor(tep056$Id)

#Tvorba krabicoveho grafu:
boxplot(tep056$Teplota, ylab="Teplota [°C]",
        xlab=("Tůňka 169"),
        main="Teplota na tůňce 169",
        outline=F)

#Graf vyvoje teplot:
plot(tep056$Teplota~tep056$Id,
     xlab=("Období 1", "Období 2", "Období 3"),
     ylab="Teplota [°C]",
     main=("Vývoj teploty vody v tůňce 169"),
     sub="Časová osa",
     ylim=c(min(tep056$Teplota),(max(tep056$Teplota))),
     xlim=c(0,2000))
grid(3,10, col = "blue")

#Export sumarizacni tabulky:
summary(tep056$Teplota)
var(tep056$Teplota)
PS056=cbind(c("Minimum", "1. kvartil", "Medián", "Průměr", "3. kvartil", "Maximum", "Rozptyl"),
            c(4.623, 7.782, 9.472, 9.930, 11.431, 22.429, 8.760))
PS056=as.data.frame(PS056)
write.table(PS056, "PS_056.csv", sep=";")
    
```

B) Skript presenčně-absenčního modelu GBM:

```
library(gbm)
library(dismo)
# Diversity – vypocet hodnoty AUC:
GBM_M1_D <- gbm.step(data=df,
  gbm.x = 7,
  gbm.y = 8,
  family = "bernoulli",
  max.trees = 10000,
  tree.complexity = 1,
  learning.rate = 0.001,
  bag.fraction = 0.5)
#graficke znazomeni nejlepsiho modelu:
best.iter <- gbm.perf(GBM_M1_D, method = "OOB")
gbm.plot.fits(GBM_M1_D)
plot(GBM_M1_D, i.var = 1, n.trees = best.iter, type = c("response"))
```