

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA PROSTOROVÝCH VĚD

Vliv charakteru vegetace a terénu na
diverzitu ptáků na Radovesické výsypce
DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.
Diplomant: Bc. Elen Herzogová

2022

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Elen Herzogová

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv charakteru vegetace a terénu na diverzitu ptáků na Radovesické výsypce

Název anglicky

Effect of terrain and vegetation characteristics on bird diversity on the Radovesická spoil heap

Cíle práce

Cílem diplomové práce je posoudit vliv charakteru vegetace a terénu na Radovesické výsypce a v jejím blízkém okolí na druhovou diverzitu ptáků. Formulace dílčích cílů je úkolem autorky.

Metodika

Druhová diverzita je celosvětově ohrožena neustále rostoucími environmentálními změnami způsobenými člověkem. Při obnově narušených ekosystémů (například těžbou) se lze spolehnout na ponechání lokality přirozené sukcesi, použít výlučně technická opatření nebo kombinovat oba dva přístupy. Ačkoliv je dobře známo, že přírodní hodnota spontánně osídlených lokalit je obvykle vyšší než u technicky obnovených lokalit, vazby mezi jejich osidlováním organismy a strukturou vegetace a terénu nejsou doposud objasněny. 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 patří data získaná z hyperspektrálního snímání a laserového skenování, která poskytují detailní popis terénu a vegetace. Úkolem řešitelky bude prozkoumat vztah mezi charakterem vegetace a terénu a diverzitou ptáků na Radovesické výsypce. Náplní literární rešerše bude problematika rekultivací posttěžebních oblastí, dopady použitých rekultivačních přístupů na druhovou bohatost, a možné využití metod dálkového průzkumu Země pro popis charakteru vegetace a terénu v těchto oblastech.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

Formulace klíčových slov je úkolem autora.

Doporučené zdroje informací

- Bakx, T. R., Koma, Z., Seijmonsbergen, A. C., & Kissling, W. D. (2019). Use and categorization of Light Detection and Ranging vegetation metrics in avian diversity and species distribution research. *Diversity and distributions*, 25(7), 1045-1059.
- Moudrý, V., Moudrá, L., Barták, V., Bejček, V., Gdulová, K., Hendrychová, M., ... & Šálek, M. (2021). The role of the vegetation structure, primary productivity and senescence derived from airborne LiDAR and hyperspectral data for birds diversity and rarity on a restored site. *Landscape and Urban Planning*, 210, 104064.
- Šálek, M. (2012). Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1417-1425.
- Vogeler, J. C., Hudak, A. T., Vierling, L. A., Evans, J., Green, P., & Vierling, K. T. (2014). Terrain and vegetation structural influences on local avian species richness in two mixed-conifer forests. *Remote Sensing of Environment*, 147, 13-22.
- Weisberg, P. J., Dilts, T. E., Becker, M. E., Young, J. S., Wong-Kone, D. C., Newton, W. E., & Ammon, E. M. (2014). Guild-specific responses of avian species richness to lidar-derived habitat heterogeneity. *Acta Oecologica*, 59, 72-83.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra prostorových věd

Elektronicky schváleno dne 4. 2. 2022

doc. Ing. Petra Šimová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 2. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 28. 03. 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: *Vliv charakteru vegetace a terénu na diverzitu ptáků na Radovesické výsypce* 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 diplomovou 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 diplomové 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 Praze dne 31. 03. 2022

.....

Poděkování

Především bych ráda poděkovala vedoucímu práce doc. Ing. Vítězslavu Moudrému, Ph.D. za věnovaný čas, podnětné konzultace a cenné odborné rady při zpracovávání celé práce. Dále mé poděkování patří rodině za podporu během studia.

Abstrakt

Povrchová těžba nerostných surovin způsobuje velkoplošnou přeměnu původních ekosystémů a významně ovlivňuje i okolní krajinu a dochází také ke ztrátě biologické rozmanitosti. Lesnické nebo zemědělské rekultivace prakticky vždy hostí nižší počet druhů, navíc většinou zcela běžných. Terénní sběr dat je poměrně obtížný, časově náročný a prostorově omezený proces. Možné efektivní řešení představují moderní metody dálkového průzkumu Země (např. hyperspektrální data nebo LiDAR) umožňující opakovaný sběr detailních prostorových dat. Tato diplomová práce se zabývá využitím dat získaných z LiDARu a hyperspektrálních dat pro posouzení vlivu struktury prostředí na diverzitu ptačích gild v oblasti Radovesické výsypky. Cílem práce bylo provést výpočet hodnot vybraných charakteristik terénu z DTM a následně s dalšími proměnnými heterogenity vegetace za využití tzv. *boosted regression trees* modelů (BRT) posoudit, které z charakteristik mohou být významnými prediktory diverzity ptačích druhů v jednotlivých gildách. Pro porovnání byla analýza provedena pro celé území, zvláště pro vlastní těleso výsypky a dále pro okolí výsypky. V závislosti na gildě se vysvětlená variabilita pohybuje od 1,6 % do 71,3 % a je vyšší pro modely zahrnující pouze vlastní těleso výsypky než její okolí. Nejvyšší vysvětlená variabilita (71,3 %) byla u modelu pro ptačí gildu shánějící potravu na stromech. Jako nejvýznamnější prediktor se ukázala denzita vegetace ve stromovém patře, která vysvětlovala až 63,9 % vysvětlené variability. Pro gildy hnízdící na zemi byl významný index suché vegetace (PSRI), který vysvětlil až 43,9 % vysvětlené variability. Dalšími významnými proměnnými se dle BRT modelů ukázaly denzita vegetace v keřovém patře a směrodatná odchylka heterogenity vegetace. Proměnné terénu měly spíše doplňující charakter. Výsledky potvrzují, že data získaná z dálkového průzkumu Země jsou dobře využitelná pro popis struktury prostředí posttěžební lokality a umožňují výpočet užitečných charakteristik.

Klíčová slova: charakteristika vegetace a terénu, gildy, LiDAR, PSRI, výsypka

Abstrakt

Surface mining of raw materials causes a large-scale transformation of the original ecosystems and significantly affects the surrounding landscape, there is also a loss of biodiversity. Forestry or agricultural reclamation almost always hosts a lower number of species, moreover mostly common. Field data collection is a relatively difficult, time-consuming and space-limited process. Possible effective solutions represented by modern methods of remote sensing of the Earth (eg hyperspectral data or LiDAR) enabling repeated collection of detailed spatial data. This diploma thesis deals with the use of data obtained from LiDAR and hyperspectral data to assess the impact of environmental structure on the diversity of bird guilds in the Radovesická dump. The aim of the work was to calculate the values of selected terrain characteristics from DTM and then with other variables of vegetation heterogeneity using boosted regression trees models (BRT) to assess which characteristics can be important predictors of bird species diversity in individual guilds. For comparison, the analysis was performed for the entire area, especially for the body of the dump and the surroundings of the dump. Depending on the guild, the explained variability ranges from 1.6% to 71.3% and is higher for models involving only the actual body of the dump than its surroundings. The highest explained variability (71.3%) was in the model for a bird guild looking for food in the canopy. The density of vegetation in the tree layer emerged as the most important predictor, which reached up to 63.9% of the explained variability. The dry vegetation index (PSRI) was significant for guilds nesting on the ground, which was up to 43.9% of the explained variability. According to BRT models, other significant variables turned out to be the density of vegetation in the shrub layer and the standard deviation of vegetation heterogeneity. The terrain characteristics were rather of a complementary character. The results confirm that the data obtained from the Earth remote sensing can be well used to describe the structure of the post-mining site environment and allow the calculation of useful characteristics.

Keywords: dump, guilds, LiDAR, PSRI, vegetation and terrain characteristics

Obsah

1. Úvod a cíle práce	1
2. Literární rešerše	3
2.1 Gildy.....	3
2.2 Dálkový průzkum Země.....	4
2.2.1 Hyperspektrální data.....	4
2.2.2 LiDAR.....	5
3. Metodika	8
3.1 Použitý software.....	8
3.2 Charakteristika území.....	8
3.2.1 Nálezová data.....	10
3.3 Data získaná z dálkového průzkumu Země.....	11
3.3.1 LiDAR data.....	11
3.3.2 Hyperspektrální data.....	12
3.4 Charakteristiky terénu.....	12
3.4.1 Průměrná svažítost.....	13
3.4.2 Průměrná křivost.....	14
3.5 Modelování vztahu mezi diverzitou ptáků (guild) a heterogenitou prostředí.....	16
3.5.1 Boosted regression trees.....	16
3.5.2 Tvorba modelu.....	17
4. Výsledky	19
4.1 Celé území.....	19
4.2 Výsypka.....	22
4.3 Okolí výsypky.....	25
5. Diskuze	29
5.1 Přínos proměnných LiDARu k predikci druhové diverzity.....	29
5.2 Proměnné heterogenity prostředí.....	29
5.2.1 Charakter vegetace.....	30
5.2.2 Charakter terénu.....	31
5.2.3 Srovnání výsypky a okolí.....	32

6. Závěr	34
7. Použitá literatura	35
8. Seznam obrázků a tabulek.....	40
9. Přílohy.....	42

1. Úvod a cíle práce

Povrchová těžba nerostných surovin způsobuje velkoplošnou přeměnu původních ekosystémů a významně ovlivňuje i okolní krajinu, dochází například k degradaci půdy a ke ztrátě biologické rozmanitosti (Hendrychová 2009, Moudrý et al. 2021). Výsypky ponechané spontánní sukcesi jsou považovány za stanoviště s vysokou druhovou diverzitou (Doležalová et al. 2012). Stávají se útočištěm pro mnoho druhů rostlin i živočichů, které z běžné, intenzivně využívané krajiny mizí, jedná se především o konkurenčně slabé druhy vázané na stanoviště chudé na živiny (Hendrychová et al. 2020, Prach et al. 2009). I přes ekologickou hodnotu jsou u nás výsypky v naprosté většině případů kompletně rekultivovány. Takový přístup může mít dlouhodobé negativní důsledky. Technická rekultivace obvykle vede k jednoduššímu prostředí, ničí biotopovou diverzitu sukcesních lokalit, dochází k likvidaci původních volně žijících druhů a k vyčerpání stanovišť (Doležalová et al. 2012, Hendrychová 2009, Hendrychová et al. 2020, Prach et al. 2001, Vojar et al. 2016). Lesnické nebo zemědělské rekultivace prakticky vždy hostí nižší počet druhů, navíc většinou zcela běžných (Prach et al. 2009).

Tyto antropogenní změny struktury vegetace a funkce ekosystému stále více ovlivňují početnost druhů a dostupnost stanovišť pro rostliny i živočichy (Jones et al. 2013). Nezbytným předpokladem pro zajištění účinné ochrany diverzity druhů je znalost jejich biotopových nároků. Heterogenita biotopu je určena variabilitou podmínky prostředí (např. typ stanoviště, heterogenita vegetace, topografie) a předpokládá se, že komplexnější prostředí může poskytnout více nik, a tím zvýšit druhovou rozmanitost (Moudrý et al. 2021). Ptáci hrají důležitou roli v rané kolonizaci obnovených lokalit, a proto představují jeden z nejlepších ukazatelů pro hodnocení úspěšnosti ekologické obnovy (Jones et al. 2013).

Terénní sběr dat je poměrně obtížný, časově náročný a prostorově omezený proces (Huber et al. 2016). Možné efektivní řešení představují moderní metody dálkového průzkumu Země (např. hyperspektrální data nebo LiDAR) umožňující opakovaný sběr detailních prostorových dat. Jedná se o důležitý nástroj při monitorování antropogenních hrozeb pro biologickou rozmanitost a ekosystémové služby (Brown et al. 2012, Davies et al. 2014, Pettorelli et al. 2014, Wachendorf et al. 2017). Vertikální a horizontální struktura vegetace je důležitým faktorem ovlivňujícím diverzitu živočichů a rozšíření druhů, zejména u ptactva (Bakx et al. 2019).

Heterogenita ve struktuře vegetace může ovlivnit, jakým způsobem a kde shánějí ptáci potravu a místa k hnízdění (Holmes et al. 1979). Ze získaných hyperspektrálních dat je možné získat například index suché vegetace (PSRI), z dat LiDARu vytvořený digitální model terénu (DTM) tvoří základ pro další analýzy povrchu. Klasifikací odrazů od vegetace se získá struktura biotopů.

Hlavním cílem této diplomové práce je posouzení vlivu charakteru vegetace a terénu na druhovou diverzitu ptáků v oblasti Radovesické výsypky. Dílčí cíle zahrnují výpočet hodnot proměnných terénu a posouzení, které z charakteristik mohou být významnými prediktory diverzity ptačích druhů v hnízdních a potravních gildách. Pro porovnání vztahů bude vliv posouzen pro celé území, dále odděleně pro výsypku a blízké okolí výsypky.

2. Literární rešerše

2.1 Gildy

Základní složkou ekologie je vysvětlení vztahu mezi druhovou rozmanitostí a prostředím. V lokálním měřítku je tento vztah funkcí konkurence o dostupné zdroje v biotopu, která se měří prostřednictvím dvou složek: heterogenity biotopu a produktivity. Obě složky jsou klíčovými determinanty druhové rozmanitosti živočichů (Cooper et al. 2020). Mezi hlavní faktory, které rozhodují o výskytu druhu na daném místě, patří schopnost rozdělení limitujících zdrojů koexistujícími druhy. Limitující zdroj může být například potrava nebo materiál či místo k hnízdění (Holmes et al. 1979). Koncept gild byl poprvé použit a definován Richardem B. Rootem (1967) jako „skupina druhů, které využívají stejný typ přírodních zdrojů podobným způsobem“ (Verner 1984). Tento koncept významně přispěl ke komplexnímu strukturálně-funkčnímu pojetí gildy jako ekologické jednotky společenstva. Gilda tedy seskupuje druhy bez vzájemné taxonomické příslušnosti, přičemž dle Roota (1967) může být druh příslušníkem více gild (Korňan 2005). Podle Pianka (1980) druhy v jednotlivých gildách přicházejí do podstatně silnějších mezidruhových konkurenčních interakcí se členy dané gildy než v porovnání se členy ostatních gild společenstva.

Na rozdíl od původní definice gild ve smyslu Roota (1967), kde jedním z hlavních kritérií při definici gild bylo využívání zdrojů „podobným způsobem“ MacMahon et al. (1981) a Jakić (1981) se odklánějí od tohoto konceptu a navrhují, že hlavním kritériem při klasifikaci druhu do gildy by měl být vliv využívání zdroje organismem na samotný zdroj v ekosystému. Není tedy podstatné, jakým způsobem se zdroj využívá, v konečném důsledku je spotřebován a druhy, které je využívají, patří do jedné gildy. Hlavní výhodou gildové koncepce je v její orientaci na všechny syntopické druhy, které přicházejí do konkurenčních resp. mezidruhových interakcí (Korňan 2005). Seskupování druhů se společnými rysy do gild může usnadnit širší zobecnění pro studie než na úrovni jednotlivých druhů (Wiesberg et al. 2014). Nejčastěji se jednotlivé gildy určují dle chování daného druhu při hledání potravy, využití materiálu, strategií, typem potravy nebo jejich kombinací (Verner 1984).

2.2 Dálkový průzkum Země

Dálkový průzkum Země (DPZ) neboli „*remote sensing*“, je metoda získávání informací o povrchu Země a objektech na něm pomocí snímků pořízených z výšky bez přímého fyzického kontaktu s pozorovanými objekty. Tato metoda se obecně zabývá pořizováním, zpracováním a analýzou leteckých a družicových snímků. Metody DPZ mohou být pasivní (registruje se množství sluneční energie objektem odražené), nebo aktivní (vyšle se signál a zachytává se odraz od zkoumaného předmětu) (Campbell et Wynne 2011, Cordell et al. 2016, Wachendorf et al. 2017).

Mezi hlavní výhody DPZ patří možnost získávat měření z potenciálně každého místa v čase a prostoru, rychlost s jakou lze shromažďovat a zpracovávat data na dálku a schopnost snadno shromažďovat data i v oblastech, které jsou běžně obtížně dostupné na zemi. Senzory DPZ mají mnohá využití, používají se kromě jiného k získávání informací o vegetačním pokryvu a vegetaci samotné. Z dat lze extrahovat požadované informace bez nutnosti přímého měření sledovaných parametrů (Wachendorf et al. 2017). DPZ přináší informace o stavu biodiverzity v krajinném, regionálním, ekosystémovém, kontinentálním i globálním prostorovém měřítku (Pettorelli et al. 2014).

2.2.1 Hyperspektrální data

V 80. letech minulého století vyvinula NASA nástroj, který je schopen vytvářet velmi detailní snímky povrchu Země. Tyto přístroje vytvořily oblast hyperspektrálního dálkového průzkumu Země, který se řadí mezi pasivní metody DPZ. Ve srovnání s tradičními multispektrálními senzory, které zaznamenávají odražené sluneční záření v několika širokých spektrálních pásmech, hyperspektrální data disponují vysokým počtem úzkých spojitých spektrálních pásem (Campbell et Wynne 2011, Govender et al. 2007). V závislosti na nosiči rozlišujeme letecké nebo družicové senzory. Mezi družice s hyperspektrálním senzorem patří například evropská družice Proba s hyperspektrálním senzorem CHRIS a americká EO-1 (Earth Observing-1) nesoucí senzor Hyperion. Ve většině případů jsou však využívána letecká hyperspektrální data (Smith 2012).

Typický spektrální rozsah pokrytý hyperspektrálními senzory sahá od pásem viditelného blízkého infračerveného záření (VNIR) (tj. 400 – 1000 nm)

po krátkovlnná infračervená (SWIR) pásma (tj. 1000 – 2500 nm) (Govender et al. 2007, Hanuš et al. 2016, Smith 2012). Aby se mohl senzor nazývat hyperspektrální, záleží především na šířce pásma a spojité povaze měření. Například senzor, který měří pouze 20 pásem, by mohl být považován za hyperspektrální, pokud by tato pásma byla souvislá a 10 nm široká, při šířce 100 nm by senzor spadl do kategorie multispektrální (Shipper 2003). Díky úzkým pásmům lze získat podrobnou informaci o odrazivosti záření pro jednotlivé vlnové délky elektromagnetického spektra a může se tak s vysokou přesností určit materiál, od kterého se záření odrazilo. Velkou skupinou, kde hyperspektrální data našla uplatnění, jsou biologické aplikace zabývající se sledováním vegetace (fyziologie a struktury rostlin, jako je index listové plochy, obsah vody, obsah rostlinného pigmentu, hustota zápoje apod.) (Govender et al. 2007). Jelikož je vegetace citlivá na elektromagnetické záření, v důsledku absorpce energie rostlinnými pigmenty lze na základě spektrální odrazivosti určit stav a stáří vegetace (Wachendorf et al. 2011).

2.2.2 LiDAR

LiDAR (*Light Detection and Ranging*) je moderní metodou hromadného sběru polohopisných i výškopisných dat o vysoké hustotě bodů (Mikita et al. 2013), která poskytuje detailní informace o 3D struktuře ekosystémů (Bakx et al. 2019, Wachendorf et al. 2017). Řadí se mezi aktivní digitální senzory, tedy vysílá energii a přijímá zpět odražený signál (Bredbury et al. 2005, Davies et al. 2014, Evans et al. 2009). Úroveň signálu je převedena na digitální tvar a dále zpracovávána pomocí digitální techniky. Termín LiDAR zahrnuje obecně metodu dálkového měření, pro systém leteckého laserového skenování se používá označení ALS (*Airborne Laser Scanning*), kdy je skener umístěn nejčastěji na malém dvoumotorovém letounu nebo helikoptéře. Stejně jako i jiné aktivní senzory nejsou ALS závislá na denní době či oblačnosti (Dolanský 2004, John 2011).

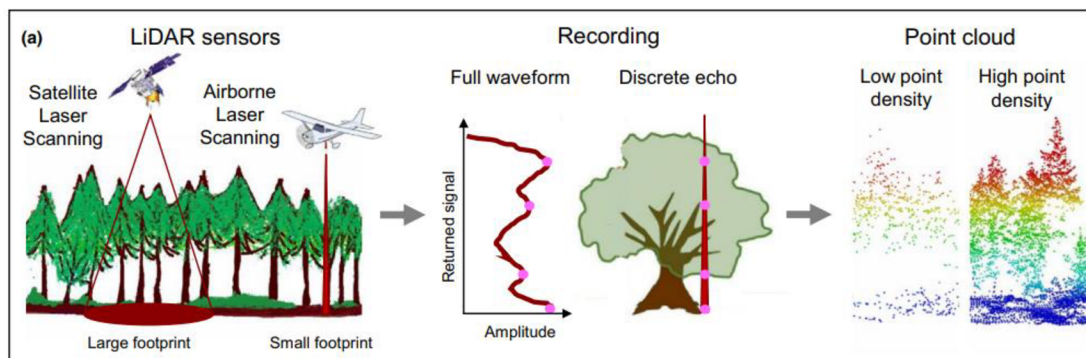
System je založen na detekci objektů a měření vzdálenosti s využitím laserového záření. Laserový skener emituje vysokou rychlostí krátké laserové impulzy, které směřují pod různými úhly k zemskému povrchu. Ty jsou následně po odrazu opět zachytávány detektorem (Dolanský 2004, Goetz et al. 2007, Wachendorf et al. 2017). Poloha bodů se určí časovým rozdílem mezi vysláním a přijetím impulzu. Jelikož je letecký nosič vybaven přesným přijímačem GPS a vnitřním navigačním systémem

(INS) (což umožňuje sběr dat během průletů ve vzájemně se překrývajících pásech), každý bod nese mimo jiné informaci o poloze zanesenou v souřadnicích x , y a z . Výsledkem je tedy soubor nepravidelně a velmi hustě rozmístěných bodů, tzv. bodové mračno (*point cloud*). Velikost stopy laserového paprsku je závislá na výšce letu a na divergenci světelného paprsku. Čím blíže je senzor k objektu, tím větší je hustota mračna bodů a tím vyšší je rozlišení dat LiDARu. Nicméně dochází zároveň ke zmenšování plochy pokryté laserovou stopou (Bredbury et al. 2005, Davies et Asner 2014, Dolanský 2004, Evans et al. 2009, John 2001). Data ALS jsou zaznamenávána jako diskrétní odrazy nebo jako tzv. *full waveform* - celý průběh vlny (Bakx et al. 2019, Jones et al. 2013).

Intenzita odraženého světla je dána vlastnostmi povrchu, na který laserové záření dopadlo. To umožňuje od sebe odlišit objekty s vysokou a nízkou odrazivostí v daném pásmu záření (Dolanský 2004, Mikita et al. 2013). Laserový paprsek se postupně odráží od jednotlivých vrstev objektů na zemském povrchu. Při dopadu paprsku na vegetaci je část paprsku odražena a část prochází dále k povrchu Země, lze tedy získat jak odraz od svrchní části koruny, tak od jednotlivých pater a rovněž i od terénu (Bakx et al. 2019, Bredbury et al. 2005, Davies et Asner 2014). Většina komerčních laserových skenerů používá vlnovou délku záření v rozsahu 1100-1200 nm, což odpovídá blízkému infračervenému záření (NIR). Skenery jsou schopné registrovat až 5 odrazů, nicméně v praxi se neměří více jak 3 odrazy. (Dolanský 2004, Mikita et al. 2013).

Interpolací odrazů klasifikovaných jako terén, případně posledních odrazů, vzniká digitální model terénu (DTM, *digital terrain model*), který reprezentuje zemský povrch bez vegetace a objektů vytvořených lidskou činností (Mikita et al. 2013). Druhý základní model, digitální model povrchu (DSM, *digital surface model*) obecně vzniká interpolací všech prvních odrazů a představuje model všech objektů v krajině (John 2011).

Data z LiDARu se využívají mimo jiné v ekologii a ochraně přírody (Davies et Asner 2014). Heterogenní a komplexní prostředí zvyšuje druhovou diverzitu (Bakx et al. 2019), například vertikální vegetační struktura, je pro mnoho druhů klíčovou složkou kvality stanovišť (Pettoreli et al. 2014).



Obrázek 1: Konceptní kategorizace dat získaných z LiDARu (Bakx et al. 2019)

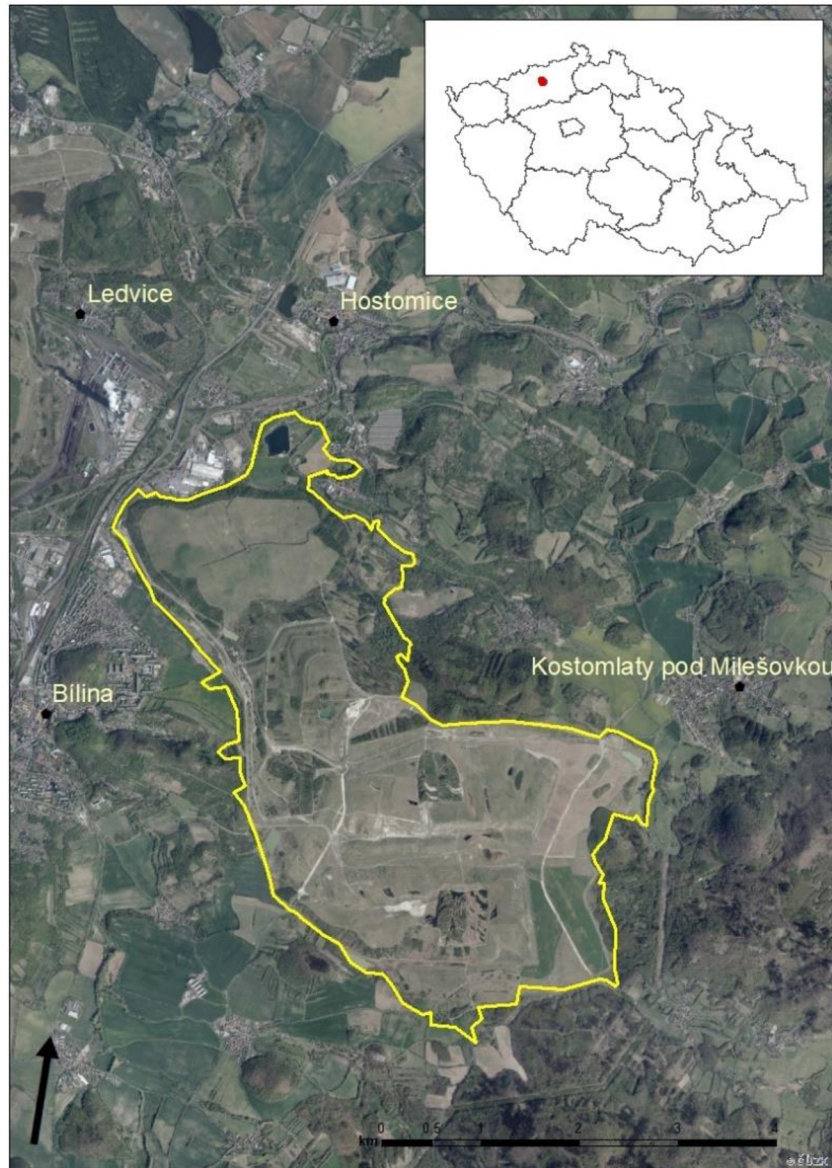
3. Metodika

3.1 Použitý software

Analýzy sklonu terénu, křivosti a TWI byly provedeny v prostředí ArcGIS for Desktop 10.4.1., za účelem přípravy dat pro modelování byl použit Microsoft Office Excel 2007. Vlastní tvorba modelu proběhla v prostředí R, verze 3.6.2 (2019-12-12).

3.2 Charakteristika území

Na Mostecku se nachází přibližně 200 km² výsypek, a to jak vnějších (zakládané mimo těžební prostor), tak vnitřních (ve vytěžených částech těžebních jam) (Prach et al. 2009). Východně od města Bílina se nachází Radovesická výsypka, která je se svou rozlohou 1200 ha a průměrnou mocností 50 – 70 m největší vnější výsypkou Severočeských dolů a.s. a druhou největší českou výsypkou (Fraštia et Řehoř 2014, Prach et al. 2009). Projekt výsypky vznikl v roce 1966, vlastní zasypávání probíhalo mezi lety 1969 – 2003. Veškeré zeminy založené na výsypku Radovesice pocházejí z povrchového dolu Bílina. Rekultivace výsypky Radovesice je již svým plošným rozsahem jednou z nejvýznamnějších rekultivačních akcí České republiky. Výsypka je rekultivována převážně lesnický a zemědělsky, pouze malá část byla ponechána pro výzkumné účely spontánní sukcesí (asi 54 ha) (Fraštia et Řehoř 2014).



Obrázek 2: Orientační mapa s vyznačením Radovesické výsypky, podklad ortofotomapa

Pro sukcesní plochy Radovesické výsypky je charakteristický členitý povrch, který postupně zarůstá př. třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ovsíkem vyvýšeným (*Artenatherum elatius*), vratičemobecným (*Tanacetum vulgare*) a pelyňkem (*Artemisia*). Dále dochází k postupnému zarůstání bezem černým (*Sambucus nigra*), růží šípkovou (*Rosa canina*), hlohem obecným (*Crataegus laevigata*) nebo břízou bělokorou (*Betula pendula*). Zemědělsky rekultivované části výsypky byly převedeny na trvalé travnaté porosty s výsevem druhově chudých travních směsí (*Festuca*, *Dactylis*, *Phleum*, *Poa*, *Cynosurus*, *Agrostis*) s 10% příměsí jetelovin. Tyto plochy jsou i po ukončení rekultivačních prací pravidelně sečeny

dvakrát ročně. Na lesnicky rekultivovaných částech výsypky byly vysázeny stejnověké porosty javoru (*Acer*), topolu (*Populus*), dubu (*Quercus*), jasanu (*Fraxinus*), lípy (*Tilia*), habru (*Carpinus*), modřínu (*Larix*), doplněné keři brslenu (*Eonymus*), střemchy (*Padus*), dřínu (*Cornus*) aj. (Moudrý et al. 2021).

3.2.1 Nálezová data

Pro zpracování této práce byla využita data sbíraná v rámci výzkumných aktivit katedry ekologie, fakulty životního prostředí, která se dlouhodobě zabývá ptačími společenstvy posttěžebních lokalit v severozápadních Čechách. Sběr dat probíhal v květnu roku 2012 a celkem se na Radovesické výsypce a v jejím okolí vymežilo 231 bodů. Pro zvýšení pravděpodobnosti detekce druhů ptáků, které se liší hnízdním obdobím, byly na každý bod podniknuty 2 návštěvy. Na území bylo vymezeno 8 tras (A – H), v trasách A, B, C, D a F bylo vymezeno 30 bodů, v trase E, G a H pak 29, 28 a 24 bodů. Ke každé trase byly přiřazeny mapovací body se záznamy o konkrétních pozorovaných druzích v okruhu 100 m. Nálezová data pozorovaných druhů byla rozdělena do ptačích gild (vysvětlované proměnné) dle místa hnízdění (na zemi, v keřovém patře, ve stromovém patře), dle potravy z hlediska výšky porostu, kde shánějí potravu (bylo použito stejné rozdělení, jako pro hnízdění) a dle složení potravy (rostlinná, živočišná, všežraví) (viz tab. 1). Data byla poskytnuta ve formě bodové vrstvy ve formátu SHP a ve formě tabulek XLS. Pro srovnání počtu druhů v jednotlivých gildách byly zhotoveny boxploty zvláště pro celé území (231 bodů), pouze výsypku (153 bodů) a okolí výsypky (78 bodů).

Tabulka 1: Vysvětlované proměnné ptačích gild

Rozdělení druhů do gild	Název proměnné
hnízdící na zemi	Hnizdo_zem
hnízdící v keřovém patře	Hnizdo_ker
hnízdící ve stromovém patře	Hnizdo_strom
druhy shánějící potravu na zemi	Potr_zem
shánějící potravu v keřovém patře	Potr_ker
shánějící potravu ve stromovém patře	Potr_strom
bylinné složení potravy	Potr_byl
živočišné složení potravy	Potr_ziv
všežraví	Potr_mix

3.3 Data získaná z dálkového průzkumu Země

Pro zpracování této práce byla použita data z leteckého laserového skenování a hyperspektrální data získána 18. 5. 2017, zhotovitelem VGZ AV ČR, v.v.i. – CzechGlobe. Výška letu nosiče Cessna 208B pro sběr dat byla 1030 m nad zemí, rychlost letu 60 m/s.

Ačkoli byla mezi sběrem nálezových dat a dat DPZ časová prodleva 5 let, předpokládá se, že nedošlo k výrazným změnám struktury vegetace a data z leteckého laserového skenování budou moci být využita k popisu ptačích gild. Naopak výhodou je shodné sezónní načasování v období května, což je klíčové pro odpovídající charakter vegetačního krytu a aktivitu pozorovaných druhů.

Hodnoty pro jednotlivé proměnné byly vypočteny pro okruh 100 m od pozorovacích bodů za použití nástroje LAStools (version 200112).

3.3.1 LiDAR data

Pro sběr dat byl využit letecký laserový skener Riegl LMS Q-780, s parametry: šířka snímané linie 1190 m, maximální dosah 5800 m, vlnová délka 1064 nm, zorný úhel 60°. Data jsou tvořena celkem 36 dílčími soubory (*tiles*) v komprimovaném formátu LAZ. Data z bodového mračna dále byla zpracována s využitím nástrojů LAStools a následně klasifikována do tříd terén a vegetace. Z odrazů klasifikovaných jako

terén byl následně vytvořen DTM. Z bodového mračka se vypočítala průměrná směrodatná odchylka (*standard deviation*) celkové heterogenity vegetace všech odrazů laserového paprsku od vegetačního pokryvu. Další tři proměnné představovaly jednotlivé vegetační patra. Bylinné patro se počítalo jako počet bodů mezi 0,1 – 1 m nad zemí/celkový počet bodů mračka. Pro keřové patro se použil rozsah 1 – 3 m, pro stromové patro 3 – 40 m nad zemí (v daném území se nenacházela vegetace vyšší než 40 m. Odrazy paprsků jiné, než od země nebo vegetačního pokryvu, byly z analýzy odstraněny.

3.3.2 Hyperspektrální data

Pro sběr hyperspektrálních dat (blízké infračervené záření, VNIR, CASI-1500) byl použit senzor CASI-1500, který snímá 48 pásem ve spektrálním rozsahu 380-1050 nm.

PSRI

Suchá vegetace poskytuje ptákům úkryt, materiál k hnízdění a příležitosti k hledání potravy v době, kdy je zelená vegetace začíná růst. Je tedy důležitou součástí heterogenity stanovišť nejen na podzim a v zimě, ale i na jaře. Ze získaných hyperspektrálních dat byl za použití nástrojů ENVI (version 5.5) odvozen index suché vegetace tzv. *plant senescence reflectance index* (PSRI).

$$PSRI = (R678 - R500)/R750$$

Jedná se o poměrový vegetační index, který se počítá jako poměr karotenoidů a chlorofylu v listech vegetace. Dle množství akumulovaných karotenoidů se určuje fáze senescence (stárnutí) vegetace (Ren et al. 2016). V dané oblasti výsypky se jedná především o suchou vegetaci z předchozího vegetačního období, která se na zkoumaném území nachází i v květnu, tedy v období sběru dat. Ve formě suché vodní vegetace jde například o rákos obecný (*Phragmites australis*) a orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), v menší míře pak stepní vegetaci, např. třtinu křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*).

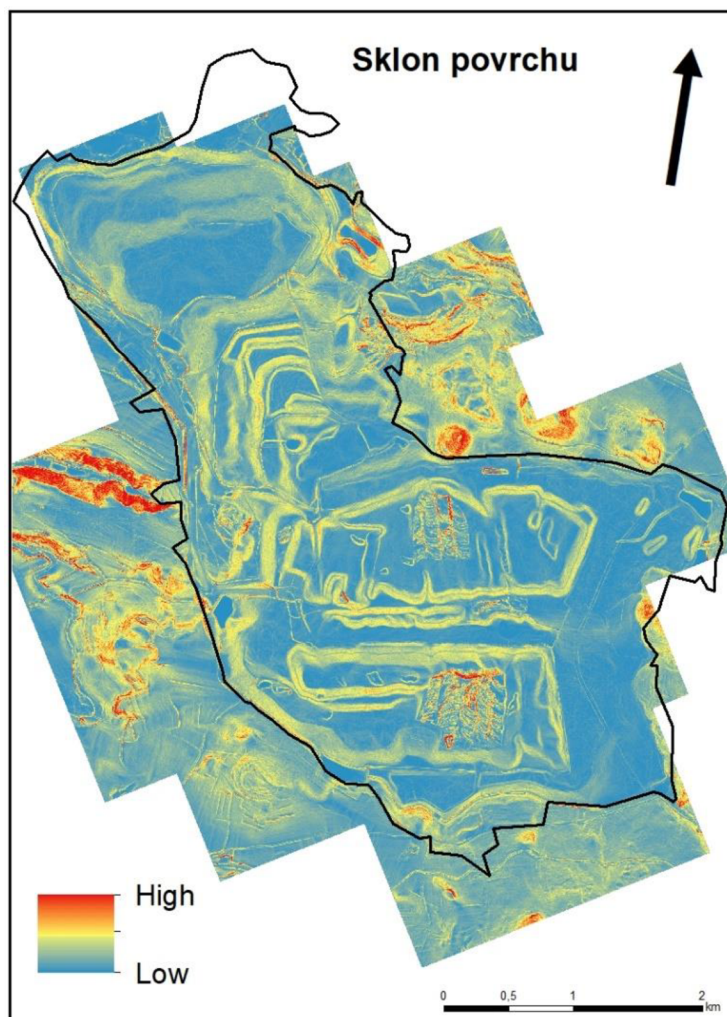
3.4 Charakteristiky terénu

Odvození topografických charakteristik bylo provedeno v prostředí ArcGIS. Okolo všech 231 bodů se funkcí *Buffer* vytvořila zóna 100 m. Z DTM v rozlišení 2 m byly

nejprve připraveny rastry představující základ pro výpočet daných charakteristik (sklon, křivost a TWI). Z odpovídajících rastrů byly následně pomocí funkce *Zonal statistic as Table* (atribut MEAN) vytvořeny tabulky s průměrnými hodnotami pro jednotlivé zóny.

3.4.1 Průměrná svažítost

Sklon terénu (svažítost) má dopad na hydrologický režim stanoviště nebo půdní charakteristiky. Může ovlivňovat diverzitu druhů přímo, nebo nepřímo skrz charakter vegetace. Rastr svažítosti je dále využit i pro výpočet TWI. Pro tvorbu rastru svažítosti z DTM se využívá funkce *Slope*, vznikne rastr sklonu terénu ve stupních (obr. 3).

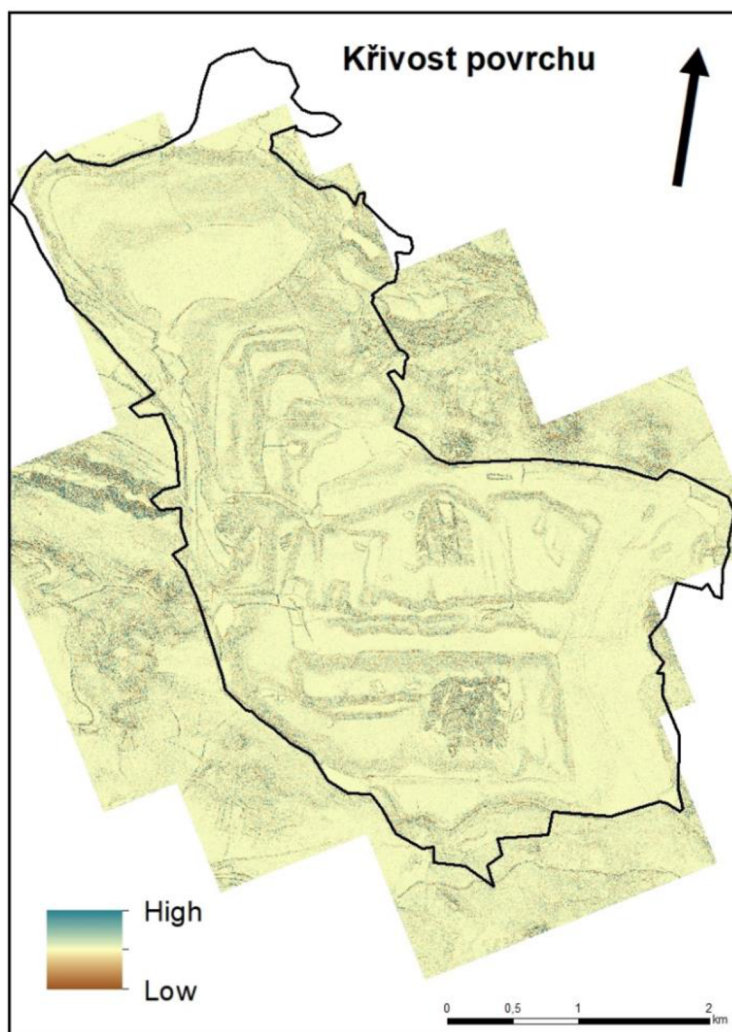


Obrázek 3: Mapový výstup rastru sklonu povrchu na Radovesické výsypce

3.4.2 Průměrná křivost

Křivost povrchu je druhou derivací sklonu terénu a skládá se ze tří prvků, tzv. *profile*, *planform* a *standard curvature*. *Profile curvature* vyjadřuje charakter křivosti vertikálním směrem (svažitost), *plan curvature* vyjadřuje charakter křivosti v horizontálním směru (expozice). Obě proměnné nabývají záporných hodnot pro konkávní povrch, kladných hodnot pro konvexní povrch a nulových hodnot v případě lineárního průběhu. Kombinací těchto složek vzniká celková křivost, tedy *standard curvature*(URL1)

Pro tvorbu rastru křivosti z DMT se využívá funkce *Curvature*. Ze vzniklých 3 rastrů (*profile*, *planform* a *standard curvature*) jsme pro práci vybrali rastr *standard curvature* (obr. 4).



Obrázek 4: Mapový výstup zobrazující rastr křivosti povrchu na Radovesické výsypce

TWI (Topographic wetness index)

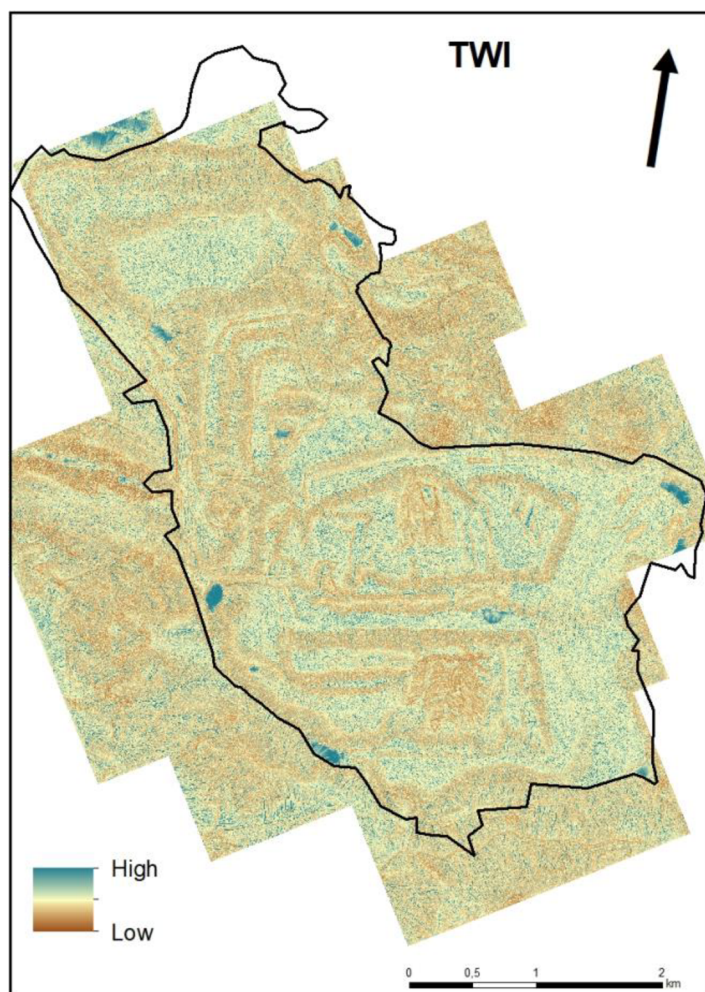
$$TWI = \ln \frac{a}{\tan b}$$

Index topografické vlhkosti definován jako,

kde a je přilehlé povodí a b sklon povrchu. Výsledná hodnota udává úroveň předpokládané vlhkosti v dané lokalitě. Strmá místa mají nízkou hodnotu indexu a očekává se, že budou lépe odvodněna než místa s mírným sklonem, kde je hodnota indexu vyšší. (Sørensen et Seibert 2007).

Prvním krokem při získání hodnoty TWI bylo vytvoření rastru směru odtoku z DTM pomocí nástroje *Flow direction* (vrstva *fl_dirac*). Ze vzniklého rastru *fl_dirac* se funkcí *Flow accumulatin* vytvoří rastr akumulace odtoku (*fl_acc*). Dále se využije již vzniklý rastr sklonu povrchu (*Slope*), výpočty dále probíhají v nástroji *Raster calculator*.

- 1) (*slope* * 1,570796)/90 - vznikne rastr *slope_twi*;
- 2) Con(“*slope_twi*” > 0, Tan(“*slope_twi*”), 0,001) - vznikne rastr *slope_tan*;
- 3) (“*fl_acc*”+1) *2 - (DTM cell size = 2 m)vznikne rastr *fl_acc_scaled*;
- 4) Ln(“*fl_acc_scaled*” / “*slope_tan*”) - vznikne rastr TWI (obr. 5).



Obrázek 5: Mapový výstup zobrazující rastr TWI na Radesvické výsypce

3.5 Modelování vztahu mezi diverzitou ptáků (gild) a heterogenitou prostředí

3.5.1 Boosted regression trees

BRT (*Boosted Regression Trees* - posílené regresní stromy) je výkonný algoritmus strojového učení, který se používá při práci s velkými datovými soubory. Modely BRT jsou schopny vybrat relevantní proměnné, přizpůsobit vhodné funkce a automaticky identifikovat a modelovat interakce. Kombinuje dvě techniky: regresní stromy ze skupiny modelů klasifikačních a regresních stromů (CART - *classification and regression trees*), někdy nazývané jako rozhodovací stromy – „*decision tree*“, a tzv. „*boosting*“ (zesilování). „*Boosting*“ je metoda pro zlepšení přesnosti modelu (Elith et al. 2008).

Metodiky klasifikačních a regresních stromů závisí na souboru dat, a i malá změna ve vstupních datech algoritmu může způsobit podstatné změny v rozhodovacích pravidlech modelu. Tyto faktory zvyšují nejistotu modelu z hlediska jeho interpretace a omezují jeho předpovědní schopnost. Tyto nevýhody jsou u metody BRT do značné míry eliminovány právě „*boostingem*“, který je založen na kalibraci jednoduchých CART modelů na velkém počtu náhodných výběrů z výchozího souboru dat. Pomocí „*boostingu*“ se vytvoří mnoho jednoduchých CART modelů, které se následně zkombinují do jednoho výsledného modelu (Klaschka et Kotrč 2004, Elith et al. 2008, Leathwick et al. 2006). Po vygenerování počátečního stromu, BRT vyvine následné stromy na převážených datech, přičemž dává větší váhu případům, které jsou nesprávně klasifikovány, než případům, které jsou klasifikovány správně. Jak se tedy vyvíjí stále více stromů, „*boosting*“ zvyšuje šanci správné klasifikace u případů, kde je zpočátku klasifikace obtížná. Konečný model představuje výsledky zprůměrování tisíců stromů. Celkově si BRT zachovává pozitivní aspekty jednotlivých klasifikačních a regresních stromů, zároveň ale zlepšuje prediktivní výkon modelu. Jelikož BRT závisí na zprůměrování tisíců stromů, neexistuje žádná rovnice nebo klasifikace. Model je nutné při použití pokaždé znovu sestavit a opětovně spustit stejně nastavená data (Brown et al. 2012).

Důležitým prvkem BRT je stochasticita procesu, což znamená, že obsahuje náhodnou složku. Stochasticita zlepšuje předpovědní schopnost a zmenšuje odchylku výsledného modelu použitím pouze podsouboru dat k tvorbě modelu nového. Z toho ale také vyplývá, že se výsledné modely budou po každém výpočtu nepatrně lišit. Mezi nejdůležitější parametry této metody patří počet stromů a „*learning rate*“. Ten se používá ke snížení váhy každého stromu, který se přidá do modelu, žádný strom nemá tedy svoji plnou váhu. Snižující se velikost kroku znamená, že se zvyšuje počet stromů. BRT metoda je dostupná v balíčku v R, konkrétně v balíčku gbm (Brown et al. 2012, Elith et al. 2008, Leathwick et al. 2006).

3.5.2 Tvorba modelu

Modelování probíhalo v prostředí R Studia za pomoci BRT obsažený v gmb balíčku. Jako vysvětlující proměnné bylo vybráno 8 prediktorů (viz tab. 2): průměrná směrodatná odchylka heterogenity vegetace (*std*), bylinné patro (*d00*), keřové patro (*d01*), stromové patro (*d02*), suchá vegetace (*PSRI*), sklon terénu (*slope*), křivost

povrchu (*curvature*) a topografický index vlhkosti (*TWI*). Pro každou gildu byla analýza provedena pro celou oblast, dále zvláště pro výsypku a pro její okolí.

Pomocí funkce *gbm.step* se získaly hodnoty *mean total deviance* a *mean cv. residual deviance*. *Residual deviance* lze chápat jako zbývající nevysvětlenou variabilitu v modelu. Čím nižší hodnoty residuální deviance ve srovnání s celkovou deviancí je tedy v daném modelu dosaženo, tím více variability bylo zpravidla použitými prediktory vysvětleno. Z těchto získaných hodnot se spočítala vysvětlená deviance v procentech vyjadřující míru vysvětlené variability daným modelem:

mean total deviance = 3.311
 mean residual deviance = 0.73

estimated cv deviance = 0.935 ; se = 0.089

$(\text{mean total deviance} - \text{mean cv.residual deviance}) / \text{mean total deviance} * 100 = \text{deviance explained}$

Funkcí *summary* se získaly hodnoty vysvětlená deviance v procentech pro jednotlivé vysvětlující proměnné. Každá analýza byla spuštěna pětkrát (viz příloha č. 1) a dále byl použit průměr hodnot pěti opakování. Pro model bylo použito „*learnig rate*“ = 0,01 s výjimkou modelů pro *Potr_byl*, *Hnizdo_zem* - mimo výsypku a *Potr_zem* - mimo výsypku, kde „*learnig rate*“ = 0,001.

Pro srovnání počtu druhů v jednotlivých gidlách mezi výsypkou a okolím výsypky byl zhotoven boxplot.

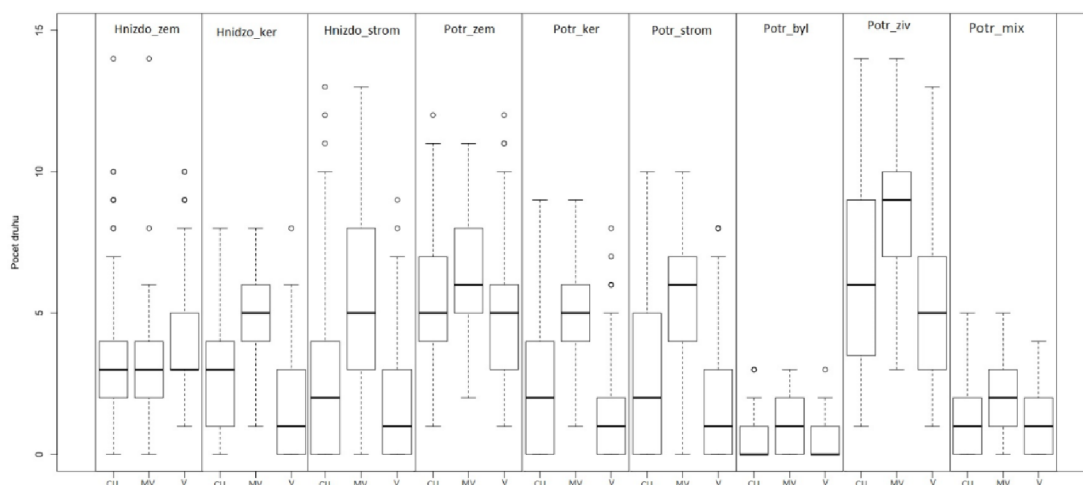
Tabulka 2: Přehled vysvětlujících proměnných a jejich zkratk používaných v textu

směrodatná odchylka heterogenity vegetace	std
bylinné patro	d00
keřové patro	d01
stromové patro	d02
index suché vegetace	PSRI
sklon povrchu	slp
křivost terénu	cvt
topografický vlhkostní index	TWI

4. Výsledky

Hlavními prediktory, které dle BRT měly nejvyšší hodnotu vysvětlené deviance, jsou proměnné heterogenity prostředí: denzita ve stromovém patře (*d02*), denzita v keřovém patře (*d01*) a směrodatná odchylka heterogenity vegetace (*std*). Pro gildy ptáků hnízdících na zemi je významný prediktor primární produkce *PSRI*, na rozdíl od proměnné denzity vegetace v bylinném patře (*d00*), který dle BRT nemá významný vliv na diverzitu ptačích druhů v žádné gildě. Bez významného vlivu vyšly také topografické proměnné, s výjimkou ptačí gildy hnízdící na zemi, kde se projevu vliv sklonu a křivosti terénu i TWI.

Při srovnání výsypky a jejím okolí je z boxplotu (obr. 6) patrné, že okolí výsypky hostí více druhů téměř ve všech gildách, s výjimkou gildy *Hnízdo_zem*, která je druhově bohatší na výsypce.

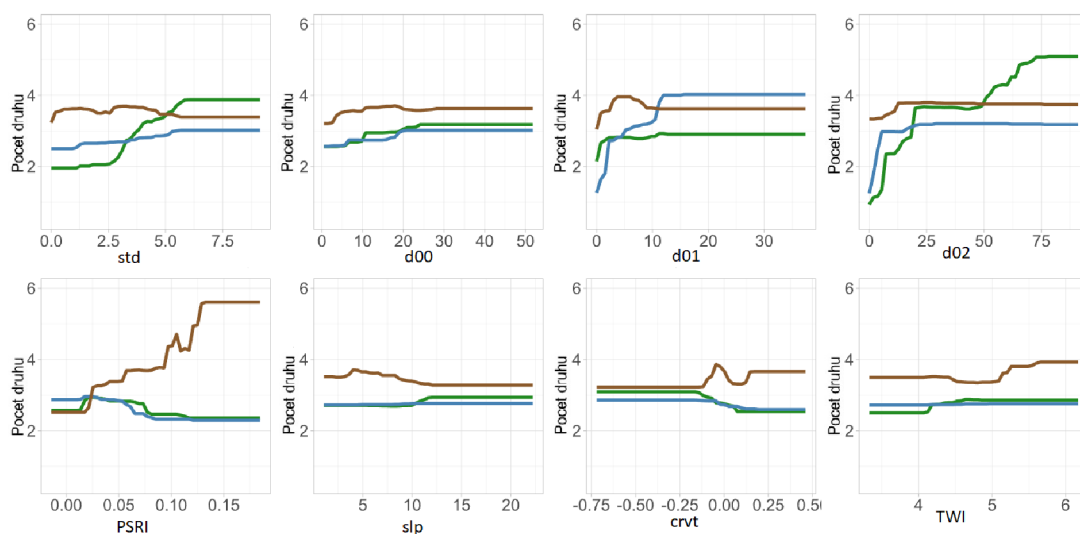


Obrázek 6: Srovnání počtu druhů jednotlivých gild. Celé území (CU), mimo výsypku (MV), pouze na tělese výsypky (V)

4.1 Celé území

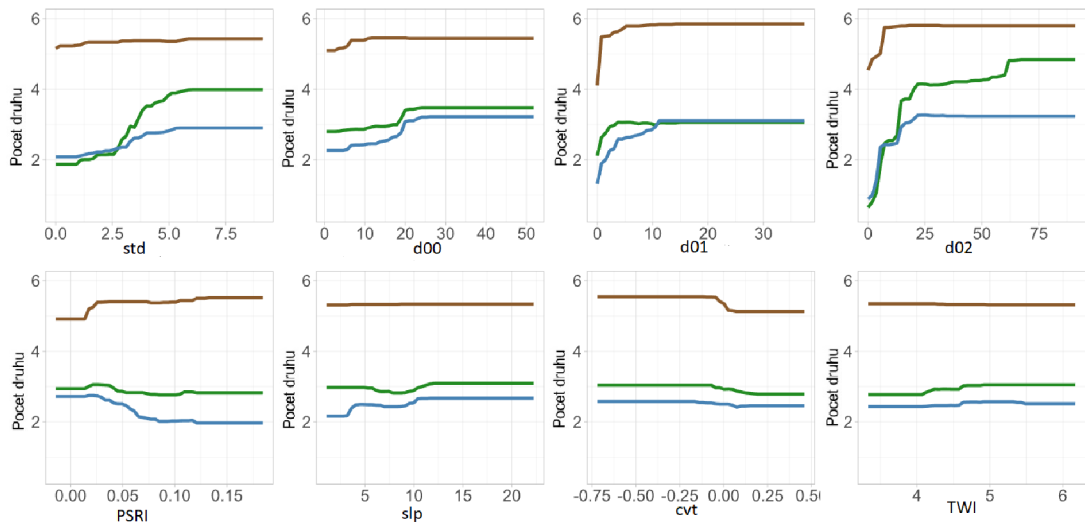
Pro gildu *Hnízdo_zem* činí vysvětlená deviance modelu 17,8 % (tab. 3), nejvýznamnější proměnnou je *PSRI*, kde je vysvětlená variabilita 43,9 %. U gildy *Hnízdo_keř* je modelem vysvětleno 56,1 %. Nejvýznamnějším prediktorem je denzita vegetace v keřovém patře (*d01*), s vysvětlující hodnotou 44,8 %. Vysokých hodnot dosahuje také proměnná denzita vegetace ve stromovém patře (*d02*), která činí 30,1 %. Pro skupinu *Hnízdo_strom* model vysvětluje 59,8 % variability

s nevýznamnějším prediktorem denzity vegetace ve stromovém patře (*d02*), která činí 53,9 %. Vysokých hodnot nabývá také směrodatná odchylka vegetace (*std*) 31,1 % (viz obr. 7)



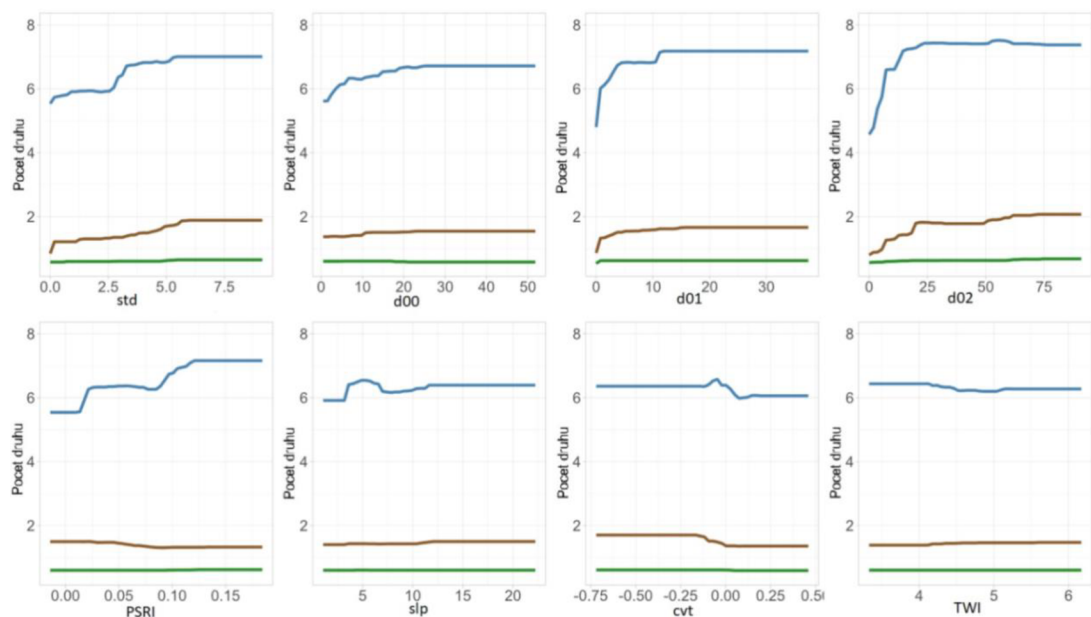
Obrázek 7: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Hnizdo_zem (hnědá), Hnizdo_ker (modrá) a Hnizdo_strom (zelená)

Pro gildu *Potr_zem* model vysvětluje 31,6 % deviance, přičemž nejvýznamnějším prediktorem je diversita v keřovém patře (*d01*) s 38 %, druhým nejvýznamnějším prediktorem pak diversita ve stromovém patře (*d02*) s 33 %. Pro gildu *Potr_ker* je vysvětlená deviance modelu 57,7 %. Nejvýznamnějším prediktorem je denzita ve stromovém patře (*d02*) s 52,1 %, druhým méně významným prediktorem se ukázala denzita v keřovém patře (*d01*) s 20 %. Gilda *Potr_strom* je modelem vysvětlena vysokou hodnotou deviance 71,3 %. Nejvýznamnějšími prediktory jsou *d02* (57,9) % a *std* (30,9 %), patrné z obr. 8.



Obrázek 8: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_zem (hnědá), Potr_ker (modrá) a Potr_strom (zelená)

Pro gildu *Potr_byl* činí vysvětlená deviance modelu pouze 1,6 %, model tedy není úspěšný. Model pro gildu *Potr_ziv* vysvětluje 54,4 % variability. Významnými prediktory je densita vegetace ve stromovém patře (*d02*) s 43,7 % a densita vegetace v keřovém patře (*d01*) s 25,1 %. Pro gildu *Potr_mix* je vysvětlená deviance modelu 43,2 % s nejvýznamnějšími prediktory densita vegetace ve stromovém patře (*d02*) s 52,5 % a směrodatná odchylka heterogenity prostředí (*std*), která činí 20,1 % (obr. 9).



Obrázek 9: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_by (hnědá), Potr_ziv (modrá) a Potr_mix (zelená)

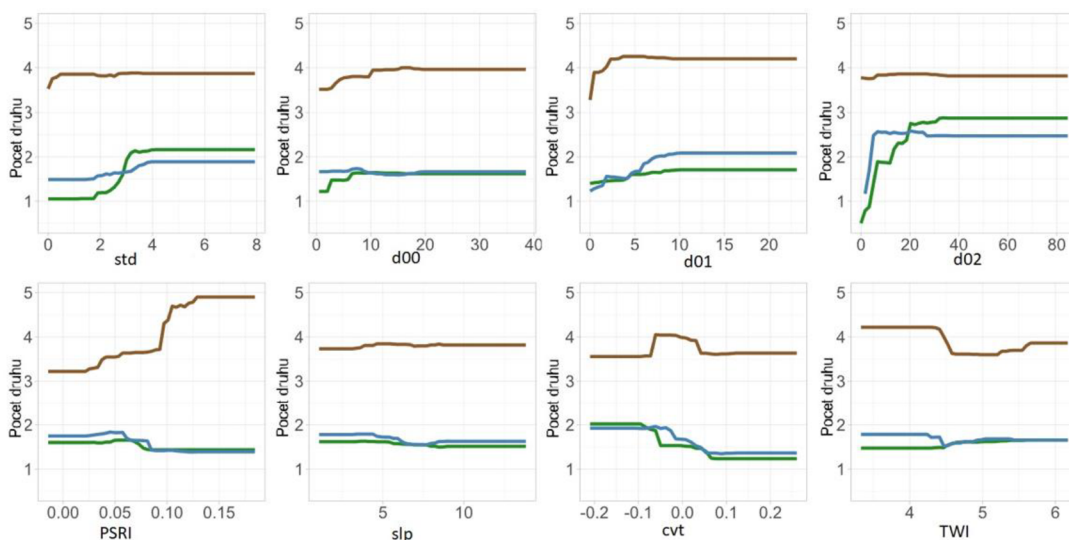
Tabulka 3: Hodnoty výsledných modelů vysvětlené deviance na celém území

Druhová diverzita	Relativní vliv prediktorů (%)								Parametry a validace modelu			
	Heterogenita prostředí				Primární produkce	Topografické proměnné			Počet stromů	Průměrná celková průměrná deviance	Průměrná cv. residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	STD	BP	KP	SP	PSRI	SL	CVT	TWI				
Hnízdo - zem	7,6	7,5	11,0	5,3	43,9	4,9	12,2	7,5	1480	0,957	0,787	17,8
Hnízdo - keř	5,1	5,2	44,8	30,1	8,8	1,2	3,2	1,2	890	2,347	1,031	56,1
Hnízdo - strom	31,1	2,6	2,9	53,9	3,4	4,8	2,6	1,7	810	3,156	1,269	59,8
Potrava - zem	4,7	5,2	38,0	33,0	8,9	0,9	7,6	1,6	400	1,087	0,744	31,6
Potrava - keř	8,1	6,7	20,0	52,1	7,4	3,2	1,4	1,0	720	2,572	1,089	57,7
Potrava - strom	30,9	2,2	3,4	57,9	2,1	1,7	0,8	1,0	820	3,311	0,950	71,3
Potrava - bylinná	19,9	3,7	20,0	34,9	9,5	1,1	7,9	2,7	1220	1,056	1,039	1,6
Potrava - živočišná	9,0	4,4	25,1	46,7	5,9	3,6	3,8	1,6	770	1,585	0,722	54,4
Potrava - mix	20,1	2,2	12,1	52,5	3,9	2,4	5,9	0,9	490	1,330	0,755	43,2

4.2 Výsypka

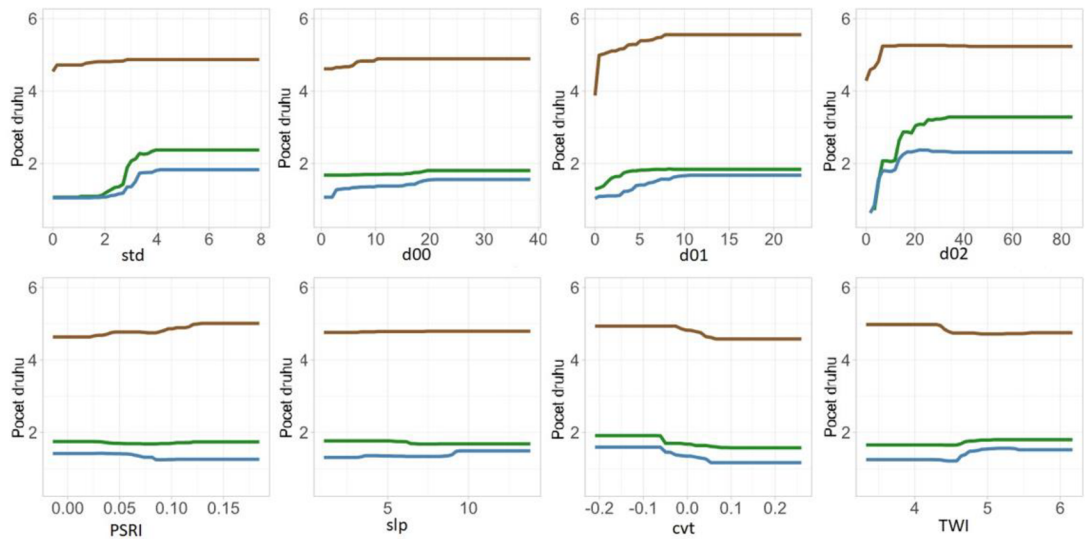
Při použití bodů pouze pro výsypku model gildy *Hnízdo_zem* vysvětluje 18 % variability (tab. 4) s nejvýznamnější proměnnou *PSRI* 42,7 %, jako významný prediktor se ukázala proměnná *cvt* (křivost terénu) s 34,5 %. U gildy *Hnízdo_ker*

je vysvětlená míra deviance 55 %. Nejvýznamnějším prediktorem je denzita vegetace ve stromovém patře (*d02*), která činí 50,6 %. Pro gildu *Hnizdo_strom* činí vysvětlená deviance modelu 60,4 % s nejvýznamnějšími prediktory denzita vegetace ve stromovém patře (*d02*) s 53,7 % a směrodatnou odchylkou heterogenity vegetace (*std*) s 30,3 % (viz obr. 10).



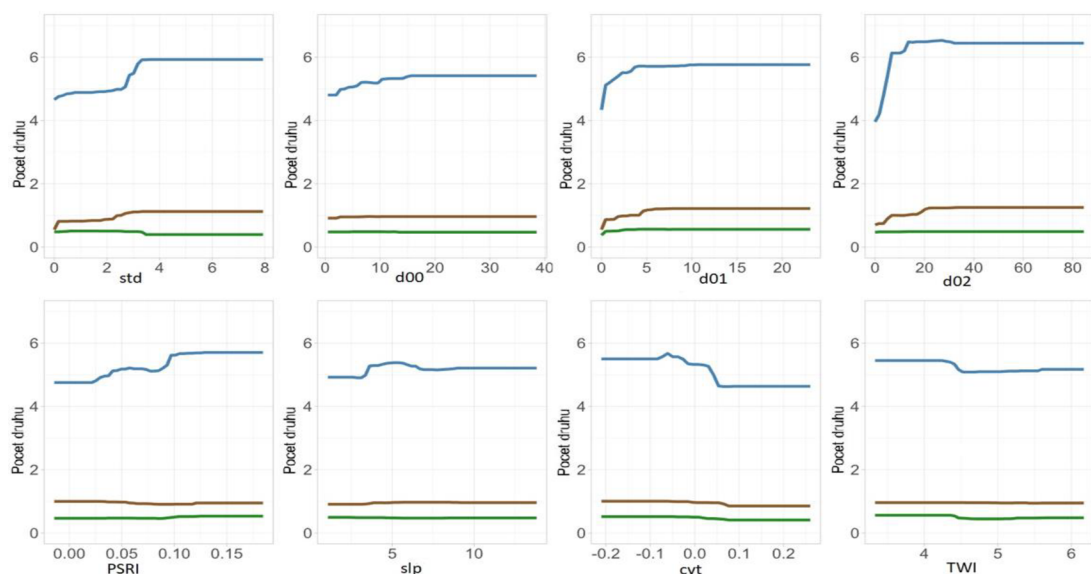
Obrázek 10: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Hnizdo_zem (hnědá), Hnizdo_ker (modrá) a Hnizdo_strom (zelená)

Pro gildu *Potr_zem* je celková deviance modelu 28,5 %, s nejvýznamnějším prediktorem denzita vegetace v keřovém patře (*d01*), která dosahuje 39,1 %. *Potr_ker* má vysvětlenou devianci modelu 53 %, nejvýznamnější prediktor se ukázal jako denzita vegetace ve stromovém patře (*d02*) s 50,9 %, významné jsou také hodnoty směrodatné odchylky vegetace (*std*) s 18,9 % a denzita vegetace v keřovém patře (*d01*) s 16 %. Pro gildu *Potr_strom* model vysvětluje 68,4 % variability. Významný prediktor je především denzita vegetace ve stromovém patře (*d02*) s 63,9 %, v menší míře má vliv také směrodatná odchylka heterogenity vegetace (*std*) s 24,6 %, grafické znázornění viz obr. 11.



Obrázek 11: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_zem (hnědá), Potr_ker (modrá) a Potr_strom (zelená)

Po gildu *Potr_byl* je vysvětlená variabilita modelu pouze 0,6 %. Pro gildu *Port_ziv* je vysvětlená deviance modelu 51,4 %. Nejvýznamnějším prediktorem je *d02* 43,5 %, dále pak *d01* 17,7 %. Hodnota vysvětlené deviance pro gildu *Potr_mix* činí 31,3 %, významnými prediktory jsou *d02* a *d01* (46 %, 32,9%), viz obr. 12.



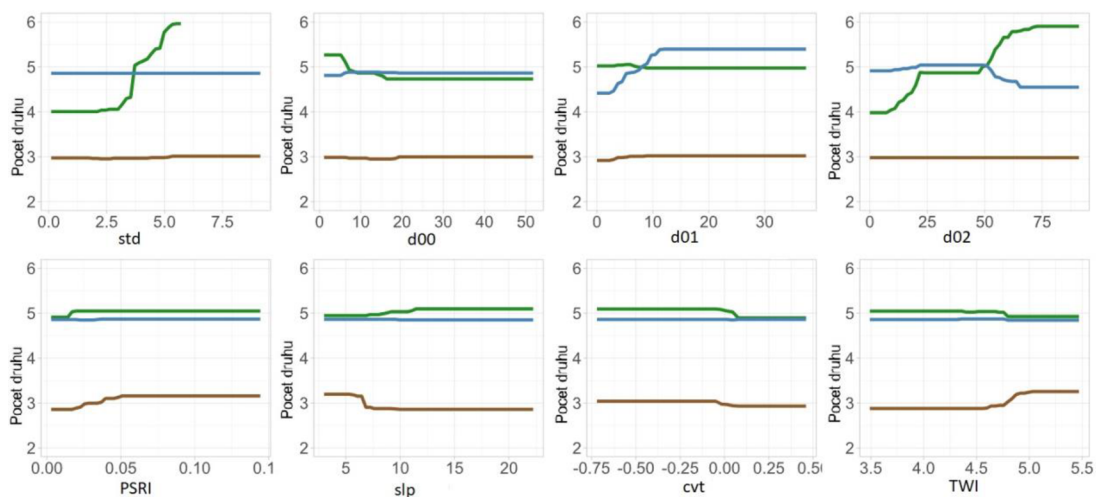
Obrázek 12: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_by (hnědá), Potr_ziv (modrá) a Potr_mix (zelená)

Tabulka 4: Hodnoty výsledných modelů vysvětlené deviance pro výsypku

Druhová diverzita	Relativní vliv prediktorů (%)								Parametry a validace modelu			
	Heterogenita prostředí				Primární produkce	Topografické proměnné			Počet stromů	Celková průměrná deviance	Průměrná cv. residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	STD	BP	KP	SP	PSRI	SL	CVT	TWI				
Hnízdo - zem	7,5	7,5	11,1	5,3	42,7	5,6	34,5	7,8	1540	0,957	0,785	18,0
Hnízdo - keř	7,1	1,4	24,1	50,6	4,0	2,1	6,4	4,4	750	2,084	0,938	55,0
Hnízdo - strom	30,3	2,9	2,9	53,7	3,7	1,9	2,7	1,9	900	3,156	1,249	60,4
Potrava - zem	4,1	5,3	39,1	6,3	6,3	0,8	8,1	5,8	350	1,124	0,804	28,5
Potrava - keř	18,9	2,4	16,0	50,9	1,5	1,9	4,8	7,8	700	2,271	1,068	53,0
Potrava - strom	24,6	0,9	5,6	63,9	0,8	0,5	2,6	1,0	580	2,876	0,908	68,4
Potrava - bylinná	5,5	2,6	32,2	2,8	15,2	3,7	14,1	23,9	780	0,947	0,941	0,6
Potrava - živočišná	10,5	4,6	17,7	43,5	7,2	4,6	7,8	4,1	930	1,533	0,745	51,4
potrava - mix	13,2	0,7	32,9	46,0	4,2	0,6	2,3	0,2	250	1,200	0,827	31,1

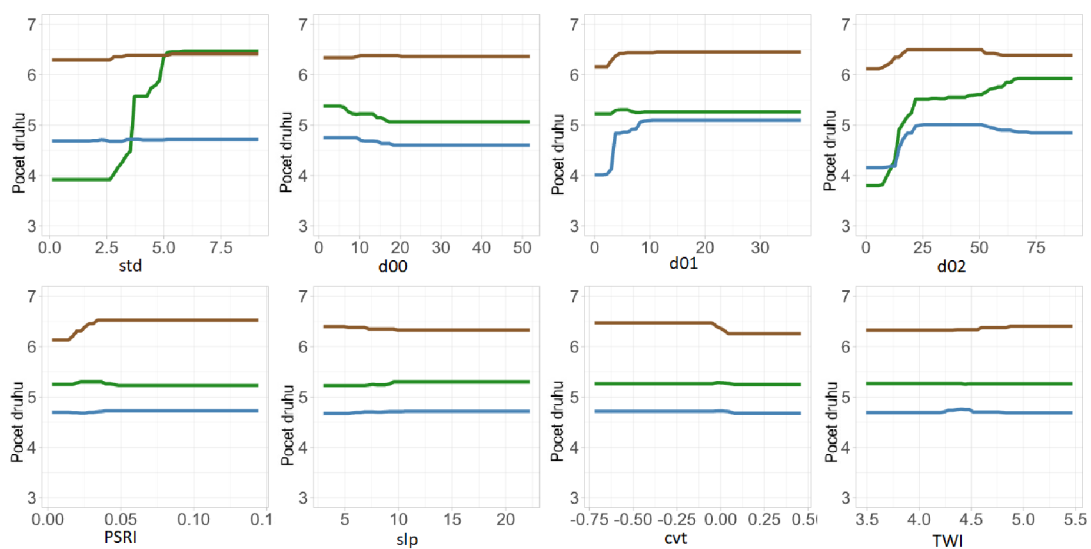
4.3 Okolí výsypky

Při použití bodů pouze mimo výsypku model pro *Hnízdo_zem* vysvětluje pouze 5 % variability (tab. 5) s nejvýznamnějšími proměnnými *slope* (27,1 %), *PSRI* a *TWI* (shodně 21,9 %). Pro *Hnízdo_keř* model vysvětluje 15 % variability, vysokých hodnot dosahují 2 proměnné: denzita odrazu v keřovém patře (*d01*) s 40,3 % a denzita odrazu ve stromovém patře (*d02*) s 36,4 %. Hodnota vysvětlené deviance pro *Hnízdo_strom* činí 34,6 %, nejvýznamnější proměnná je směrodatná odchylka heterogenity vegetace (*std*) 43,2 % a denzita odrazu v stromovém patře (*d02*), která vysvětluje 33,9 % variability, grafické znázornění viz obr. 13.



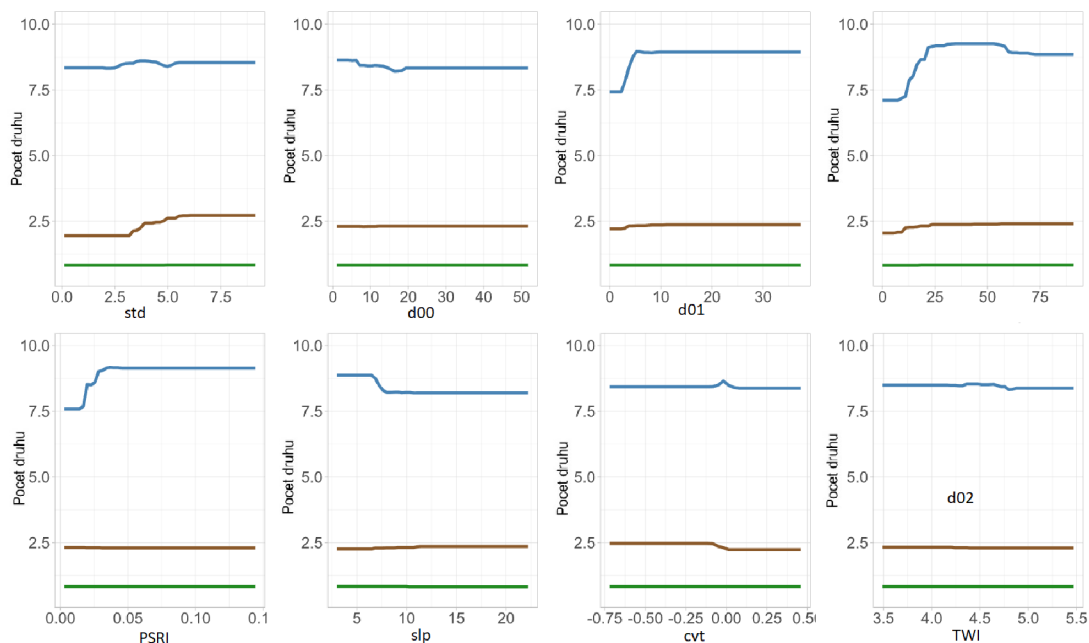
Obrázek 13: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Hnizdo_zem (hnědá), Hnizdo_ker (modrá) a Hnizdo_strom (zelená)

Hodnota vysvětlené deviance pro gildu *Potr_ker* je 20,1 %, nejvýznamnějšími prediktory jsou zde denzita odrazu v keřovém patře (*d01*) s 45 % a denzita odrazu ve stromovém patře (*d02*) s 41,1 % vysvětlené variability. Pro gildu *Potr_strom* hodnota vysvětlené deviance je 55 %, s významnými prediktory *std* 58,3 % a *d02* 33,8 % (obr. 14).



Obrázek 14: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_zem (hnědá), Potr_ker (modrá) a Potr_strom (zelená)

Pro gildu *Potr_ziv* je hodnota vysvětlené deviance 19 %. Významné prediktory se ukázaly jako *d02* (32,5 %), *d01* (21,5 %) a *PSRI* (20,9 %). Poslední zkoumanou gildou je *Potr_mix*, pro kterou vysvětlená deviance činí 16,2 %, hlavními prediktory jsou *std* s 43,8 % a *d02* s 22,1 %, viz obr. 15.



Obrázek 15: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy *Potr_by* (hnědá), *Potr_ziv* (modrá) a *Potr_mix* (zelená)

Tabulka 5: Hodnoty výsledných modelů vysvětlené deviance pro okolí výsypky

Druhová diverzita	Relativní vliv prediktorů (%)								Parametry a validace modelu			
	Heterogenita prostředí				Primární produkce	Topografické proměnné			Počet stromů	Celková průměrná deviance	Průměrná cv. residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	STD	BP	KP	SP	PSRI	SL	CVT	TWI				
Hnízdo - zem	3,2	5,7	7,0	3,7	21,9	27,1	9,4	21,9	240	0,942	0,895	5,0
Hnízdo - keř	3,8	5,4	40,3	36,4	2,6	4,3	3,0	4,0	320	0,585	0,493	15,8
Hnízdo - strom	43,2	9,1	2,0	33,9	2,9	2,9	3,6	2,5	320	1,788	1,169	34,6
Potrava - zem	7,9	6,4	16,1	21,3	23,2	3,7	15,6	5,7	1500	0,729	0,7423	-1,8
Potrava - keř	2,0	4,1	45,0	41,1	2,4	1,8	1,6	2,0	210	0,459	0,3668	20,1
Potrava - strom	58,3	3,6	1,4	33,8	1,0	1,2	0,6	0,2	275	1,469	0,661	55,0
Potrava - bylinná	26,1	12,2	25,1	8,2	5,3	5,5	2,8	14,8	750	1,162	1,176	-1,2
Potrava - živočišná	5,4	4,6	21,5	32,5	20,9	6,7	5,9	2,4	430	0,613	0,497	19,0
Potrava - mix	43,8	2,8	6,9	22,1	2,6	6,7	13,7	1,5	230	0,768	0,644	16,2

Pro gildy *Potr_zem* a *Potr_byl* modely selhaly, patrně z důvodu nedostatku dat (viz příloha č. 2; tab. 5).

5. Diskuze

5.1 Přínos proměnných LiDARu k predikci druhové diverzity

Dálkový průzkum Země hraje stále důležitější roli při hodnocení ekosystémů a při jejich managementu a ochraně. Letecké laserové skenování poskytuje podrobné informace o vertikální struktuře lesa a jeho prostorové variabilitě, lze tak odvodit klíčová měřítká strukturální složitosti ptačích stanovišť (Bradbury et al., Cordell et al. 2016, 2005; Goetz et al., 2007, Hill et Hinsley 2015, Vogeler et al. 2014, Weisberg et al. 2014). V kombinaci s terénními údaji o biologické aktivitě druhu (hledání potravy, lov, reprodukce aj.), lze hodnotit kvalitu stanoviště na úrovni druhu na základě toho, jak struktura vegetace ovlivňuje tuto konkrétní biologickou aktivitu (Hill et Hinsley 2015). Úspěšnost vysvětlení ekologie ptáků může záviset nejen na kvalitě dat z LiDARu, ale také na kvalitě ekologických dat (Bakx et al. 2019).

V případě této studie časová prodleva mezi mapováním druhů a leteckým laserovým skenováním činila zhruba 5 let. Vzhledem k pořizovací ceně ALS dat je to poměrně běžné. Z dostupných studií (Goetz et al. 2007, Hill et Hinsley 2015, Lesak et al. 2011, Vierling et al. 2014) vyplývá, že časová prodleva nemusí mít významný vliv, jelikož ve vyspělých lesních ekosystémech je změna ve vegetační struktuře obvykle relativně pomalá (Moudrý et al. 2021). Nabízí se otázka, zda je tento rozdíl přijatelný v tak dynamickém typu území jako je posttěžební lokalita.

5.2 Proměnné heterogenity prostředí

V této práci byl hodnocen vliv heterogenity vegetace, suché vegetace a charakteristiky terénu na vybrané ptačí gildy, které obývají stanoviště po těžbě uhlí a jeho blízkého okolí. Tyto charakteristiky hrají významnou roli při vyhledávání vhodného habitatu pro hnízdění a tedy úspěšné rozmnožování, který zároveň zajistí nízké riziko predace a možnost nalezení dostatku úkrytů. Struktura porostu přímo souvisí také se schopností pohybu a úspěšností při hledání potravy (Bradbury et al. 2005, Lesak et al. 2011, Vogeler et al. 2014).

5.2.1 Charakter vegetace

Denzita vegetace stromového patra se ukázala jako jedna z nejvýznamnějších proměnných vysvětlující počet zaznamenaných ptačích druhů pro téměř všechny ptačí gildy, na výsypce i v jejím okolí. Jak se předpokládalo, tato proměnná se ukázala jako důležitý prediktor pro ptačí gildy využívající k hnízdění stromové patro, ale také pro ptačí druhy hnízdící v keřovém patře. Je také důležitým prediktorem pro gildy dle složení potravy i dle lokace shánění potravy. Významnosti nenabývá pouze u druhů hnízdící na zemi a na výsypce v gildě shánějící potravu na zemi. Vysoké stromy obvykle slouží jako potravní místa, jsou také ale důležité pro hnízdění (Vierling et al. 2014). Podobného výsledku dosáhli ve své studii také Lesak et al. (2011), kde diverzita gildy hnízdící v korunách stromů pozitivně souvisela s denzitou vegetace stromového patra. Hodnoty stromového patra odpovídaly také vysoké druhové bohatosti keřové hnízdní gildy. Dle jejich studie, význam stromového patra pro druhy shánějící potravu na zemi, může odrážet spíše obecné požadavky druhu na stanoviště, například jsou zde vhodné podmínkami pro bezobratlou potravu ptactva.

Méně, ale přesto významným prediktorem je denzita vegetace v keřovém patře. Podle předpokladu nabývá významnosti pro ptačí gildy hnízdící v keřovém patře mimo výsypku, pro gildy shánějící potravu na zemi a v keřovém patře, ale také pro druhy s živočišným složením potravy. Vogeler et al. (2014) ve své studii využili také vegetační patra, jejich bylinné patro (1 – 2,5 m nad zemí) odpovídá spíše námi definovanému keřovému patru (1 – 3 m). Hustota tohoto patra u nich vykazovala silný pozitivní vliv na druhovou diverzitu gildy hnízdícího na zemi/v keřovém patře, poukazují na význam keřového patra pro podporu produkce bezobratlých, což je důležitý zdroj potravy pro mnoho druhů ptáků. Dle Waugh et Hails (1981) se navíc směrem k zemi zvyšuje hustota a diverzita polétavého hmyzu, proto je jeho abundance v keřovém patře vyšší, než v patře stromovém. Wiesberg et al. (2014) ve své studii uvádí, že keřové patro je důležité také pro gildy *Potr_zem* i *Hnizdo_zem*, jelikož druhy v těchto gildách vyžadují stanoviště s hustou vegetací v podrostu a nízkým až středními vrstvami zápoje. Na vlastním tělese výsypky se ovšem pro druhy hnízdící v keřovém patře ukázal jako významnější prediktor denzita vegetace ve stromovém patře. Tomu odpovídá studie od autorů Lesak et al. (2011), kde je popsán úbytek diverzity keřové hnízdní gildy v oblastech s vyšším

poměrem keřového k stromovému patru. Připisují to nárokům konkrétních druhů na prostředí, kdy druhy preferují stanoviště s otevřenějším podrostem, jelikož je příznivější z hlediska dostupnosti kořisti nebo riziko predace. Alternativním vysvětlením dle Lesaka et al. (2011) je, že lesy s vysokým, hustým zápojem můžou maskovat hustotu keřového patra v LiDARových datech.

Variabilita ve výšce porostu vyjádřená jako směrodatná odchylka výšky vegetace se ukázala jako jedna z nejvýznamnějších proměnných především pro gildy hnízdících ve stromovém patře, ale také pro gildu *Potr_mix*. Toto zjištění potvrzuje obecný předpoklad, že ve strukturovaném porostu, který se vyznačuje bohatým podrostem, nachází vhodné prostředí pro hnízdění zpravidla širší spektrum druhů. Dle Cooper et al. (2020) vertikální heterogenita vegetace poskytuje více nik, které mohou pro hledání potravy využívat různé druhy z různých gild. V rámci gildy tak dochází ke snížení konkurence, a tím ke zvýšení alfa (lokální) diverzity. Holmes et al. (1979) potvrzuje, že u hmyzožravých ptáků větší heterogenita prostředí zvyšuje šanci při hledání kořisti. Pozitivní vztah mezi směrodatnou odchylkou heterogenity vegetace a druhovou bohatostí ptáků potvrdili ve své studii také Flaspohler et al. (2010). Jsou však známy i studie ukazující trend opačný (Davies et Asner 2014). Záleží mimo jiné na tom, zda se skupina druhů zahrnutá v dané studii nevyznačuje specifickými nároky na prostředí. Ve své studii Huber et al. (2016) zjistili, že i když se zdá, že opatření zaměřená na zvýšení strukturální rozmanitosti v lesních ekosystémech podporují druhovou diverzitu ptáků, pro specializované druhy, které preferují homogenně strukturované lesy, nebudou prospěšná.

Index suché vegetace (PSRI) se ukázal jako jeden z nejvýznamnějších prediktorů pro druhy hnízdící na zemi, překvapivě také pro gildu *Potr_ker* v okolí výsypky. V práci Moudrý et al. (2021) uvádí, že PSRI byl prediktorem spíše pro vzácné druhy. Suchá vegetace představuje možnost hnízdění, úkryt před predátory, materiál a také zdroj potravy.

5.2.2 Charakter terénu

Proměnné charakteristiky terénu měly obecně nižší významnost než heterogenita vegetace. Jako významný prediktor pro gildu hnízdící na zemi na vlastním tělese výsypky se ukázala křivost povrchu, v okolí výsypky pak kromě PSRI i sklon a TWI. Vlivem sklonu terénu na gildu hnízdící na zemi se zabývali i již zmiňovaní Huber

et al. (2016), kteří výskyt druhu hnízdící na zem pozitivně spojili se sklonem svahu. Vysvětlení pozorovaného vztahu lze dle nich nalézt v hnízdní ekologii, vstup do hnízda je u tohoto druhu typicky orientován horizontálně, hnízda postavená na svažitéch místech se vstupy obrácenými od svahu mohou tedy pomoci jedinci uniknout z hnízda, aniž by se zapletl do vegetace. Vogeler et al. (2014) se zabývali také sklonem terénu na 2 stanovištích. Na jedné byl sklon bez významu, ovšem na druhé ploše byl silným prediktorem diverzity ptačích druhů. Na této lokalitě byl vyšší rozsah hodnot sklonu, na několika místech s extrémně strmými svahy. Svah měl zde významný negativní vliv na počet druhů v hnízdních gildách, což dle Vogelera může být způsobeno vlivem svahu na složení a strukturou vegetace, jelikož může působit jako tzv. nepřímá proměnná. Ta diverzitu přímo neovlivňuje, ale vyznačuje se vlivem na jiné gradienty prostředí a ovlivňují tak například charakter vegetace, který je pro distribuci a diverzitu ptáků určující.

5.2.3 Srovnání výsypky a okolí

Při srovnání vlastního tělesa výsypky s jeho okolím je z boxplotu je zřejmé, že v okolí výsypky se nachází téměř ve všech gildách větší počet druhů. Výsypka na druhou stranu může představovat útočiště pro specializované nebo konkurenčně slabé druhy, především pokud se území ponechá spontánní (či řízené) sukcesí. Heterogenitu druhů snižují na výsypce také lesnické rekultivace s vysázenými stejnověkými porosty. Přestože biologickou rozmanitost může ovlivnit řada faktorů, struktura vegetace je v lokálním měřítku často identifikována jako důležitá hnací síla (Goetz et al. 2007, Vogeler et al. 2014). Diverzita ptačích druhů je kromě vertikální struktury porostu a terénu patrně ovlivněna řadou dalších faktorů, které v této práci nejsou zahrnuty. U některých gild modely přesto dosahovaly vysoké míry vysvětlené variability (50 - 70 %). Pro srovnání vysvětlená variabilita druhové diverzity u předchozích studií, které kombinovaly data LiDARu s indexy odvozenými z hyperspektrálních dat, se pohybovala mezi 15 % a 55 % (Goetz et al., 2007; Jones et al., Lesak et al. 2011, Moudrý et al. 2021, 2013; Vogeler et al., 2014).

Vztah heterogenity vegetace a diverzity je silně závislý na měřítku (Cooper et al. 2020, Wiesberg 2014). Druhové vlastnosti, jako je výška hnízdění nebo způsob hledání potravy, ovlivňují získávání zdrojů, výběr stanovišť a převádějí se do jedinečných funkcí trojrozměrného prostoru. V analýzách heterogenity

stanovišť s důrazem na vertikální vegetaci od Wiesberg et al. (2014) autoři naznačují, že u určitých gild (hledající potravu v listech, hnízdící v dutinách, lesní specialisté) je pravděpodobnější než u jiných (hledající potravu na zemi, hnízdící na zemi nebo v keřích) pokles v místní druhové diverzitě, pokud dojde ke ztrátě funkčních prvků heterogenity stanovišť.

6. Závěr

Pro úspěšný management posttěžebních lokalit je důležité pochopení hnacích sil distribuce druhů v obnovené krajině a identifikace oblastí, které mají potenciál podporovat vysokou druhovou bohatost, zranitelné nebo vzácné druhy. Výsledky této práce potvrzují, že data získaná z dálkového průzkumu Země jsou dobře využitelná pro popis struktury prostředí výsypek a umožňují výpočet charakteristik, které mohou ovlivňovat zaznamenaný počet ptačích druhů v jednotlivých gildách. Výsledky ukazují, že mezi proměnné vysvětlující nejvíce variability v diverzitě patří ze skupiny vegetačních charakteristik denzita vegetace ve stromovém patře, denzita vegetace v keřovém patře, směrodatná odchylka heterogenity vegetace a pro druhy hnízdící na zemi také PSRI. To potvrzuje předpoklad, že při obnově lokalit je důležitá mozaika stanovišť s heterogenní strukturou vegetace. Topografické charakteristiky odvozené z digitálního modelu terénu měly spíše doplňující charakter, významné byly ale pro druhy hnízdící na zemi. Nejúspěšnějším modelem bylo vysvětleno 71,3 % variability (ptačí gilda shánějící potravu ve stromovém patře), tato hodnota lze považovat za velmi vysokou, jelikož druhovou diverzitu této gildy jistě ovlivňuje řada dalších faktorů, které nebyly v této práci zahrnuty. Další možné rozšíření této práce by mohlo zahrnout jiné typy gild nebo konkrétní vybrané druhy ptáků, které by mohlo přispět k lepšímu porozumění jejich biotopových nároků.

7. Použitá literatura

- Bakx T. R. M., Koma T., Seijmonsbergen A. C., Kissling W., 2019: Use and categorization of Light Detection and Ranging vegetation metrics in avian diversity and species distribution research. *Diversity and Distributions* 00: 1–15.
- Brown L. B., Maya J. T., Rehn A. C., Ode P. O., Waitec I. R., K. 2012: Predicting biological condition in southern California streams. *Landscape and Urban Planning* 108: 17–27.
- Campbell J. B., Wynne R. H., 2011: *Introduction to remote sensing* 5th. ed. The Guildfor press.
- Cooper, W. J., W. J. McShea, T. Forrester, and D. A. Luther. 2020. The value of local habitat heterogeneity and productivity when estimating avian species richness and species of concern. *Ecosphere* 11(5).
- Cordell S., Questad E. J., Asner G. P., Kinney K. M., Thaxton J. M., Uowolo A., Brooks S., Chynoweth M. W. 2016. Remote sensing for restoration planning: how the big picture can inform stakeholders. *Restoration Ecology*. 25: S147 – S154.
- Davies A. B., 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.
- 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 .
- Elith J., Leathwick J. R., Hastie T. 2008: A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802–813.
- Evans J. S., Hudak A. T., Faux R., Smith A., 2009: Discrete return lidar in natural resources: Recommendations for project planning, data processing, and deliverables. *Remote Sensing* 1(4): 776–794.

- Flaspohler D. J., Giardina Ch. P., Asner G. P., Hart P., Price J., Lyons C. K., Castaneda X. 2010: Long-term effects of fragmentation and fragment properties on bird species richness in Hawaiian forests. *Biological Conservation* 143 (2): 280 – 288.
- Fraštia M., Řehoř M., 2014: Zahlazování následků hornické činnosti – rekultivace Radovesické výsypky. *Symposium Hornická Příbram ve vědě a technice 2014*, dostupné z: <https://slon.diamo.cz/hpvt/2014/Z/Z%2010.pdf>.
- Goetz S., Steinberg D., Dubayah R., Blair R., 2007: Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment* 108 (3): 254 – 263.
- Govender M., Chetty K., Bulcock H., 2007: A review of hyperspectral remote sensing and its application in vegetation and water resource studies. *Water SA* 33(2): 145–151.
- Hanuš J., Fabiánek T., Fajmon L., 2016: Potential of airborne imaging spectroscopy at Czechglobe. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences XLI-B1* 15 – 17.
- Hendrychová M., Šálek M., Řehoř M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45.
- Hendrychová M., Svobodova, K., Kabrna, M., 2020: Mine reclamation planning and management: Integrating natural habitats into post-mining land use. *Resources Policy*, 69.
- Hill, R.A., Hinsley, S.A., 2015: Airborne Lidar for Woodland Habitat Quality Monitoring: Exploring the Significance of Lidar Data Characteristics when Modelling Organism-Habitat Relationships. *Remote Sens* 7(4): 3446-3466.
- Holmes R. T., Bonney Jr, R. E., Pacala S. V., 1979: Guild Structure of the Hubbard Brook Bird Community: A Multivariate Approach. *Ecological Society of America* 60(3): 512-520.

- Huber N., Kienast F., Ginzler Ch., Pasinelli G., 2016: Using remote-sensing: data to assess habitat selection of a declining passerine at two spatial scales. *Landscape Ecol.* 31: 919–1937.
- John J., 2011: Letecké laserové skenování (ALS/LIDAR) a možnosti jeho využití v archeologii – úvodní informace o projektu. *Počítačová podpora v archeologii* 3: 24–28.
- Jones T. G., Arcese P., Sharma T., Coopsa N. C. 2013: Describing avifaunal richness with functional and structural bioindicators derived from advanced airborne remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 34(8): 2689–2713.
- Klaschka J., Kotrč E., 2004: Klasifikační a regresní lesy. *Robust*: 177–184.
- Lesak A. A., Radeloff V. C., Hawbaker T. J., Pidgeon A. M, Gobakken T., Contrucci K., 2011: Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure, *Remote Sensing of Environment* 115(11):2823 – 2835.
- Míkita M., Klimánek M., Cibulka T., 2013: Hodnocení metod interpolace dat leteckého laserového skenování pro detekci stromů a měření jejich výšek. *Zprávy lesnického výzkumu* 58(2): 99–106.
- Moudrý V., Moudrá L., Barták V., Bejček V., Gdulova K., Hendrychová M., Moravec D., Musil P., Rocchini D., Šťastný K., Volf O., Šálek M, 2021: The role of the vegetation structure, primary productivity and senescence derived from airborne LiDAR and hyperspectral data for birds diversity and rarity on a restored site. *Landscape and Urban Planning* 210.
- Leathwick J. R., Elith J., Francis M. P., Hastie T., Taylor P. 2006: Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress series* 321: 267–281.
- Pettorelli N., Laurance W. F., O'Brien T. G, Wegmann M., Nagendra H., Turner W., 2014: Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology.* 51(4): 839–848.

- Prach K., Pyšek K., 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Prach K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková P., Koutecká V., Mudrák O., Novák J., Řehounek J., Řehouňková K., Tichý L., Trnková R., Tropek R., 2009: Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68–72.
- Ren S., Chen X., An S., 2016: Assessing plant senescence reflectance index-retrieved vegetation phenology and its spatiotemporal response to climate change in the Inner Mongolian Grassland. *International Journal of Biometeorology* 61 (4): 601–612.
- Shippert P., 2003: Introduction to Hyperspectral Image Analysis. *Online Journal of Space Communication* 2(3):article 8.
- Šálek M., 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49(6): 1417–1425.
- Verner J., 1984: The Guild Concept Applied to Management of Bird Populations. *Environmental Management* 8: 1–13.
- Vierling, K. T., Swift Ch. E., Hudak A. T., Vogeler J. C., Vierling L. A., 2014. How much does the time lag between wildlife field-data collection and LiDAR-data acquisition matter for studies of animal distributions? A case study using bird communities. *Remote Sensing Letters*. 5(2): 185-193.
- Vogeler J. C., Hudak A. T., Vierling L. A., Evans J., Green P., Vierling K. T., 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., Sokolský 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.

Wachendorf M., Fricke T., Mockel T., 2017. Remote sensing as a tool to assess botanical composition, structure, quantity and quality of temperate grasslands. *Grass and Forage Science* 00: 1–14.

Waugh D. R., Hails C. J., 1981: Foraging ecology of a tropical aerial feeding bird guild. *Ibis* 125(2): 200–217.

Weisberg P. J., Dilts T. E., Becker M. E., Young J. S., Wong-Kone D. C., Newton W. E., Ammon E. M., 2014: Guild-specific responses of avian species richness to LiDAR-derived habitat heterogeneity. *Acta Oecologica* 59: 72 – 83.

Seznam odkazů

URL 1: <<https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/curvature-function.htm> /> [cit. 03. 02. 2022].

8. Seznam obrázků a tabulek

Seznam obrázků

Obrázek 1: Koncepční kategorizace dat získaných z LiDARu (převzato z Bakx et al. 2019).....	7
Obrázek 2: Orientační mapa s vyznačením Radovesické výsypky, podklad ortofotomapa	9
Obrázek 3: Mapový výstup rastru sklonu povrchu na Radovesické výsypce.....	13
Obrázek 4: Mapový výstup zobrazující rastr křivosti povrchu na Radovesické výsypce.....	14
Obrázek 5: Mapový výstup zobrazující rastr TWI na Radovesické výsypce	16
Obrázek 6: Srovnání počtu druhů jednotlivých gild. Celé území (CU), mimo výsypku (MV), pouze na tělese výsypky (V)	19
Obrázek 7: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Hnizdo_ zem (hnědá), Hnizdo_ ker (modrá) a Hnizdo_ strom (zelená). 20	
Obrázek 8: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_ zem (hnědá), Potr_ ker (modrá) a Potr_ strom (zelená).....	21
Obrázek 9: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_ by (hnědá), Potr_ ziv (modrá) a Potr_ mix (zelená).....	22
Obrázek 10: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Hnizdo_ zem (hnědá), Hnizdo_ ker (modrá) a Hnizdo_ strom (zelená). 23	
Obrázek 11: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_ zem (hnědá), Potr_ ker (modrá) a Potr_ strom (zelená).....	24
Obrázek 12: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_ by (hnědá), Potr_ ziv (modrá) a Potr_ mix (zelená).....	24
Obrázek 13: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Hnizdo_ zem (hnědá), Hnizdo_ ker (modrá) a Hnizdo_ strom (zelená). 26	
Obrázek 14: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_ zem (hnědá), Potr_ ker (modrá) a Potr_ strom (zelená).....	26
Obrázek 15: Graf vztahu počtu druhů a hodnocených charakteristik terénu a vegetace pro gildy Potr_ by (hnědá), Potr_ ziv (modrá) a Potr_ mix (zelená).....	27

Seznam tabulek

Tabulka 1: Vysvětlované proměnné ptačích gild.....	11
Tabulka 2: Přehled vysvětujících proměnných.....	18
Tabulka 3: Hodnoty výsledných modelů vysvětlené deviance na celém území.....	22
Tabulka 4: Hodnoty výsledných modelů vysvětlené deviance pro výsypku.....	25
Tabulka 5: Hodnoty výsledných modelů vysvětlené deviance pro okolí výsypky....	27

9. Přílohy

Příloha I: Výsledné hodnoty jednotlivých modelů	I
Příloha II: Orientační mapy zobrazující počet druhů v okolí 100 m od jednotlivých pozorovacích bodů, podklad ortofotomapa.	VI

Příloha I: Výsledné hodnoty jednotlivých modelu

Hnízdění – celé území

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Proměnné z LIDARu			Hyperspektrální data	Topografické proměnné			Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
		Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Hnízdo-zem												
Run 1	7,6	8,1	10,5	5,5	42,9	5,1	12,8	7,6	1550	0,957	0,787	17,8
Run 2	6,4	5,9	10,4	5,5	46,8	4,2	12,9	7,7	1100	0,957	0,794	17,0
Run 3	9,4	8,4	11,7	5,2	39,6	6	11,7	8,1	2050	0,957	0,777	18,8
Run 4	6,5	7,5	11,7	4,4	46,9	4,3	12,1	6,5	1100	0,957	0,783	18,2
Run 5	8,1	7,4	10,9	5,7	43,5	5,1	11,5	7,8	1600	0,957	0,794	17,0
Average	7,6	7,5	11,0	5,3	43,9	4,9	12,2	7,5	1480	0,957	0,787	17,8
Hnízdo-ker												
Run 1	4,1	4,5	44,9	34,5	8,8	0,3	2,2	0,8	550	2,347	1,020	56,5
Run 2	5,4	5,6	43,5	28,9	9,6	1,3	4,2	1,5	1050	2,347	0,996	57,6
Run 3	4,6	4,2	50,4	28,1	8,9	0,8	2,4	0,7	600	2,347	1,103	53,0
Run 4	5,6	6,8	41,5	28,8	7,6	2,2	3,9	1,6	1350	2,347	1,019	56,6
Run 5	5,6	4,9	43,5	30,4	9,3	1,6	3,5	1,3	900	2,374	1,019	57,1
Average	5,1	5,2	44,8	30,1	8,8	1,2	3,2	1,2	890	2,347	1,031	56,1
Hnízdo-strom												
Run 1	31,3	2,8	2,6	54,2	3,5	1,6	2,4	1,7	850	3,156	1,296	58,9
Run 2	32	2,6	3,3	52,3	3,7	1,9	2,4	1,6	800	3,156	1,236	60,8
Run 3	32,3	2,3	2,7	54,4	2,7	1,7	2,5	1,6	700	3,156	1,268	59,8
Run 4	30,7	3,1	2,9	52,5	3,6	2,1	2,9	2,2	1000	3,156	1,272	59,7
Run 5	29,3	2,4	3	56,3	3,7	1,2	2,6	1,5	700	3,156	1,272	59,7
Average	31,1	2,6	2,9	53,9	3,4	4,8	2,6	1,7	810	3,156	1,269	59,8

Hnízdění – výsypka

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Proměnné z LIDARu			Hyperspektrální data	Topografické proměnné			Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
		Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Hnízdo-zem												
Run 1	7,6	7,7	10,9	5,2	40,1	6,2	13,2	8,7	2100	0,957	0,757	20,9
Run 2	7,8	7,7	12,0	5,2	42,1	5,5	12,2	7,7	1550	0,957	0,794	17,0
Run 3	7,3	7,1	10,9	5,2	43,7	5,4	12,9	7,7	1300	0,957	0,807	15,7
Run 4	7,1	8,2	11,5	5,6	41,8	5,9	122,0	7,7	1500	0,957	0,783	18,2
Run 5	7,7	6,6	10,1	5,3	45,8	5,0	12,2	7,4	1250	0,957	0,782	18,3
Average	7,5	7,5	11,1	5,3	42,7	5,6	34,5	7,8	1540	0,957	0,785	18,0
Hnízdo-ker												
Run 1	7,1	1,6	25,4	49,6	4,2	2,1	6,6	3,5	700	2,084	0,945	54,7
Run 2	6,0	0,7	24,7	53,3	3,6	2,2	6,2	3,3	600	2,084	0,931	55,3
Run 3	8,0	1,6	25,2	47,6	4,3	2,1	6,3	4,9	800	2,084	0,949	54,5
Run 4	7,1	1,6	22,0	50,8	3,9	2,3	6,5	5,9	900	2,084	0,932	55,3
Run 5	7,1	1,7	23,3	51,5	3,8	1,9	6,3	4,6	750	2,084	0,934	55,2
Average	7,1	1,4	24,1	50,6	4,0	2,1	6,4	4,4	750	2,084	0,938	55,0
Hnízdo-strom												
Run 1	29,7	3,2	2,6	54,7	3,5	1,8	2,5	1,9	850	3,156	1,242	60,6
Run 2	30,8	2,9	2,4	53,4	3,9	1,7	2,9	1,9	900	3,156	1,244	60,6
Run 3	29,6	3,1	3,6	52,5	3,8	2,1	2,8	2,5	1050	3,156	1,249	60,4
Run 4	29,5	3,1	3,5	53,4	4,1	1,9	2,6	2,0	1000	3,156	1,256	60,2
Run 5	32,0	2,4	2,2	54,4	3,2	1,8	2,7	1,3	700	3,156	1,252	60,3
Average	30,3	2,9	2,9	53,7	3,7	1,9	2,7	1,9	900	3,156	1,249	60,4

Hnízdění – mimo výsypku

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LIDARu				Hyperspektrální data		Topografické proměnné		Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Deviance explained (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Hnízdo-zem												
Run 1	2.6	3.9	7.3	3.5	25.2	28.8	8.9	19.7	200	0.942	0.888	5.7
Run 2	4.4	5.8	8.8	4.4	20.1	24.5	11.9	20.2	350	0.942	0.865	8.2
Run 3	2.8	7.3	7.1	3.1	21.2	29.6	6.1	22.8	200	0.942	0.930	1.3
Run 4	3.1	4.8	5.3	3.5	23.2	25.9	7	27.2	200	0.942	0.889	5.6
Run 5	2.9	6.9	6.6	4.2	19.8	26.6	13.1	19.8	250	0.942	0.905	3.9
Average	3.2	5.7	7.0	3.7	21.9	27.1	9.4	21.9	240	0.942	0.895	4.9
Hnízdo-ker												
Run 1	1.8	5.3	43.5	36.9	2	5.3	2.9	2.3	250	0.585	0.477	18.5
Run 2	6.9	5.5	32.4	36.5	3.9	6.5	4	4.3	550	0.585	0.471	19.5
Run 3	2.1	5.9	43.1	35.7	1.1	4.1	2.2	5.5	200	0.585	0.523	10.6
Run 4	4.8	4.9	39.4	36.7	3.6	2.5	3.1	4.9	350	0.585	0.501	14.4
Run 5	3.4	5.5	43.1	36.4	2.6	3.3	2.9	2.8	250	0.585	0.491	16.1
Average	3.8	5.4	40.3	36.4	2.6	4.3	3.0	4.0	320	0.585	0.493	15.8
Hnízdo-strom												
Run 1	42.1	8.5	1.8	36.4	3	2.3	3.2	2.7	300	1.788	1.184	33.8
Run 2	40.4	9.6	2.6	33.8	3.8	2.7	3.6	3.5	350	1.788	1.167	34.7
Run 3	41.1	9.6	2.4	32.8	3.9	4.2	3.5	2.4	350	1.788	1.178	34.1
Run 4	45.1	8.4	2.6	29.8	2.7	3.7	4.6	3.1	400	1.788	1.153	35.5
Run 5	47.3	9.5	0.6	36.5	0.9	1.6	2.9	0.7	200	1.788	1.161	35.1
Average	43.2	9.1	2.0	33.9	2.9	2.9	3.6	2.5	320	1.788	1.169	34.6

Potrava 1 – celé území

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LIDARu				Hyperspektrální data		Topografické proměnné		Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Potrava-zem												
Run 1	5,7	5,8	32,9	32,5	11,1	1,8	8,1	2,2	500	1,087	0,748	31,2
Run 2	3,6	5,2	41,7	35,6	7,1	0,3	5,8	0,6	300	1,087	0,751	30,9
Run 3	4,9	4,8	39,9	30,4	9,2	0,5	8,3	2,1	400	1,087	0,737	32,2
Run 4	5	5,5	40,4	32,8	6,9	0,7	7,3	1,4	350	1,087	0,739	32,0
Run 5	4,5	4,9	35,3	33,5	10,1	1,1	8,6	1,9	450	1,087	0,743	31,6
Average	4,7	5,2	38,0	33,0	8,9	0,9	7,6	1,6	400	1,087	0,744	31,6
Potrava-ker												
Run 1	7,9	6,7	19,3	52,6	7,6	3,5	1,4	0,9	750	2,572	1,051	59,1
Run 2	7,9	6,6	20,9	51,1	7,9	3	1,7	0,9	700	2,572	1,101	57,2
Run 3	8,6	7,1	18,3	52	7,6	3,6	1,7	1	800	2,572	1,113	56,7
Run 4	8,3	6,3	20,8	53,4	6,8	2,5	1	0,9	650	2,572	1,061	58,7
Run 5	8	6,8	20,7	51,3	7,2	3,2	1,4	1,5	700	2,572	1,118	56,5
Average	8,1	6,7	20,0	52,1	7,4	3,2	1,4	1,0	720	2,572	1,089	57,7
Potrava-strom												
Run 1	31,7	2,2	3,4	56,7	2	1,9	0,9	1,1	850	3,311	0,980	70,4
Run 2	31,2	2,2	4,2	56,5	2,3	1,7	0,8	1,1	850	3,311	0,974	70,6
Run 3	31,2	2,1	3,3	58,2	1,9	1,6	0,7	0,9	800	3,311	0,935	71,8
Run 4	30,1	2,3	2,7	59,2	1,9	1,9	0,8	0,9	850	3,311	0,923	72,1
Run 5	30,4	2	3,5	58,9	2,2	1,5	0,7	0,9	750	3,311	0,940	71,6
Average	30,9	2,2	3,4	57,9	2,1	1,7	0,8	1,0	820	3,311	0,950	71,3

Potrava 1 - výsypka

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LIDARu				Hyperspektrální data		Topografické proměnné		Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Potrava-zem												
Run 1	4,2	4,3	44,7	26,5	4,2	0,9	7,8	7,6	300	1,124	0,809	28,0
Run 2	4,7	5,3	39,4	32,2	5,3	0,6	8,9	3,7	350	1,124	0,789	29,8
Run 3	4,2	5,6	34,0	30,4	9,6	0,9	8,5	6,9	450	1,124	0,793	29,4
Run 4	4,5	6,2	36,5	31,6	6,3	1,1	7,2	6,6	350	1,124	0,812	27,8
Run 5	2,9	5,0	40,9	32,2	5,9	0,6	8,3	4,3	300	1,124	0,816	27,4
Average	4,1	5,3	39,1	30,6	6,3	0,8	8,1	5,8	350	1,124	0,804	28,5
Potrava-ker												
Run 1	20,2	2,3	17,0	50,3	1,2	1,7	4,6	2,7	550	2,271	1,101	51,5
Run 2	19,6	2,6	15,7	51,2	1,5	1,6	4,5	3,3	650	2,271	1,045	54,0
Run 3	19,3	2,1	15,8	54,2	1,0	1,0	4,3	24,0	500	2,271	1,062	53,2
Run 4	17,2	2,4	15,3	51,9	1,5	2,7	4,8	4,2	800	2,271	1,049	53,8
Run 5	18,4	2,8	16,0	47,1	2,4	2,7	5,6	4,9	1000	2,271	1,084	52,3
Average	18,9	2,4	16,0	50,9	1,5	1,9	4,8	7,8	700	2,271	1,068	53,0
Potrava-strom												
Run 1	24,2	1,0	5,7	64,6	0,4	0,4	2,7	1,0	550	2,876	0,926	67,8
Run 2	25,6	0,8	5,8	63,0	0,6	0,5	2,6	1,0	550	2,876	0,883	69,3
Run 3	22,8	0,8	6,4	66,0	0,7	0,4	2,3	0,6	500	2,876	0,887	69,2
Run 4	24,8	1,1	4,9	62,8	1,4	0,9	2,8	1,2	700	2,876	0,920	68,0
Run 5	25,7	0,9	5,2	63,2	0,7	0,5	2,7	1,1	600	2,876	0,923	67,9
Average	24,6	0,9	5,6	63,9	0,8	0,5	2,6	1,0	580	2,876	0,908	68,4

Potrava 1 - mimo výsypku

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LIDARu				Hyperspektrální data		Topografické proměnné		Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Potrava-zem												
Run 1	8,3	6,9	16,1	21,97	22,1	4,1	14,3	6,3	1700	0,729	0,745	-2,2
Run 2	8,1	6,6	16,2	20,7	24	3,5	15,5	5,4	1400	0,729	0,734	-0,7
Run 3	8,6	6,1	16,4	21,7	21,5	4,1	15,9	5,6	1850	0,729	0,74	-1,5
Run 4	7,2	6,5	16,3	21,3	23,4	3,1	16,7	5,5	1400	0,729	0,767	-5,2
Run 5	7,5	5,8	15,5	20,9	25	3,9	15,8	5,7	1150	0,729	0,73	-0,1
Average	7,9	6,4	16,1	21,3	23,2	3,7	15,6	5,7	1500	0,729	0,7432	-1,9
Potrava-ker												
Run 1	2,0	6,1	43,7	41,7	2,8	2,2	0,5	1,0	200	0,459	0,374	18,5
Run 2	3,8	4,0	48,0	37,2	2,4	2,2	1,2	1,2	200	0,459	0,375	18,3
Run 3	1,0	3,2	44,7	43,5	1,8	2,3	2,0	1,5	200	0,459	0,375	18,3
Run 4	0,7	3,7	43,6	42,3	2,5	1,2	2,4	3,6	200	0,459	0,352	23,3
Run 5	2,7	3,6	44,8	40,6	2,7	0,9	1,9	2,8	250	0,459	0,358	22,0
Average	2,0	4,1	45,0	41,1	2,4	1,8	1,6	2,0	210	0,459	0,367	20,1
Potrava-strom												
Run 1	56,5	4,4	1,4	35,2	0,7	1,0	0,9	0,1	250	1,469	0,716	51,3
Run 2	59,3	3,5	1,7	32,0	1,5	1,2	0,5	0,3	300	1,469	0,697	52,6
Run 3	58,7	3,1	1,3	34,9	0,7	1,0	0,2	0,2	250	1,469	0,544	63,0
Run 4	58,8	3,3	1,3	33,1	0,9	1,8	0,6	0,3	300	1,469	0,686	53,3
Run 5	57,4	4,1	1,6	33,2	1,1	1,6	0,6	0,3	300	1,469	0,689	53,1
Average	58,3	3,6	1,4	33,8	1,0	1,2	0,6	0,2	275	1,469	0,661	55,0

Potrava 2 – celé území

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LiDARu				Hyperspektrální data		Topografické proměnné		Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Sklon	Křivost	TWI				
Potrava-Byl												
Run 1	20,3	3,8	18,3	34,3	9,6	1,3	8,8	3,6	1550	1,056	1,041	1,4
Run 2	19,4	3,9	18,8	33,9	12,0	0,7	7,9	2,6	1150	1,056	1,028	2,7
Run 3	19,5	3,7	19,9	36,6	8,6	1,5	8,2	1,9	1350	1,056	1,036	1,9
Run 4	19,1	2,9	25,5	36,8	6,6	1,0	5,9	2,3	600	1,056	1,056	0,0
Run 5	21,4	4,3	17,7	32,7	10,6	1,2	8,8	3,2	1450	1,056	1,034	2,1
Average	19,9	3,7	20,0	34,9	9,5	1,1	7,9	2,7	1220	1,056	1,039	1,6
Potrava-Ziv												
Run 1	10,1	4,0	25,7	45,3	6,0	3,9	3,8	1,2	750	1,585	0,715	54,9
Run 2	8,1	3,8	24,5	53,4	4,2	2,7	2,4	1,0	500	1,585	0,737	53,5
Run 3	8,3	4,2	27,4	45,1	6,0	3,4	3,8	1,7	750	1,585	0,716	54,8
Run 4	9,6	5,2	24,8	41,0	7,3	4,7	5,0	2,4	1100	1,585	0,707	55,4
Run 5	9,0	4,8	23,0	48,7	5,8	3,1	4,1	1,5	750	1,585	0,736	53,6
Average	9,0	4,4	25,1	46,7	5,9	3,6	3,8	1,6	770	1,585	0,722	54,4
Potrava-Mix												
Run 1	21,3	1,6	12,6	51,2	4,1	2,5	6,0	0,6	450	1,330	0,765	42,5
Run 2	19,9	2,5	11,6	52,8	3,8	3,0	5,8	0,7	500	1,330	0,743	44,1
Run 3	18,4	2,8	11,6	53,4	3,9	2,8	6,2	0,9	550	1,330	0,747	43,8
Run 4	20,7	2,4	11,9	51,7	4,2	2,2	5,6	1,4	500	1,330	0,762	42,7
Run 5	20,3	1,8	12,7	53,3	3,7	1,7	5,8	0,8	450	1,330	0,756	43,2
Average	20,1	2,2	12,1	52,5	3,9	2,4	5,9	0,9	490	1,330	0,755	43,3

Potrava 2 – výsypka

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LiDARu				Hyperspektrální data		Topografické proměnné		Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Slope	Curvature	TWI				
Potrava-Byl												
Run 1	4,8	3,3	36,3	3,1	14,6	2,9	11,9	23,1	550	0,947	0,947	0,0
Run 2	5,3	2,3	34,3	2,7	12,4	3,1	14,7	25,2	500	0,947	0,945	0,2
Run 3	7,5	2,8	29,1	2,2	17,7	3,7	15,2	22,0	1250	0,947	0,934	1,4
Run 4	5,7	2,1	29,5	3,6	15,5	5,0	14,1	24,6	850	0,947	0,938	1,0
Run 5	4,4	2,4	31,8	2,6	16,0	3,9	14,5	24,4	750	0,947	0,940	0,7
Average	5,5	2,6	32,2	2,8	15,2	3,7	14,1	23,9	780	0,947	0,941	0,6
Potrava-Ziv												
Run 1	10,4	5,6	15,0	40,5	9,3	5,9	8,8	4,4	1350	1,533	0,714	53,4
Run 2	11,1	4,6	17,3	46,1	6,2	3,6	6,9	4,1	750	1,533	0,746	51,3
Run 3	10,2	4,8	18,5	44,2	7,2	3,6	7,4	4,2	850	1,533	0,755	50,8
Run 4	10,5	3,7	18,9	45,7	6,4	4,0	7,4	3,4	700	1,533	0,742	51,6
Run 5	10,4	4,5	18,7	40,8	6,9	5,9	8,5	4,3	1000	1,533	0,770	49,8
Average	10,5	4,6	17,7	43,5	7,2	4,6	7,8	4,1	930	1,533	0,745	51,4
Potrava-Mix												
Run 1	13,2	0,3	32,5	49,8	2,0	0,4	1,5	0,4	200	1,200	0,822	31,5
Run 2	13,6	0,8	27,9	50,3	4,3	0,9	2,7	0,0	250	1,200	0,810	32,5
Run 3	15,1	1,1	33,4	41,2	5,2	1,0	2,7	0,4	300	1,200	0,849	29,3
Run 4	11,4	0,9	34,4	44,7	5,6	0,5	2,3	0,2	250	1,200	0,825	31,3
Run 5	12,8	0,3	36,3	43,8	3,9	0,4	2,4	0,2	250	1,200	0,827	31,1
Average	13,2	0,7	32,9	46,0	4,2	0,6	2,3	0,2	250	1,200	0,827	31,1

Potrava 2 – mimo výsypku

	Relativní vliv prediktorů								Parametry a validace modelu			
	Proměnné z LIDARu				Hyperspektrální data	Topografické proměnné			Počet stromů	Průměrná celková deviance	Průměrná residuální deviance	Vysvětlená deviance (%)
	Směrodatná odchylka heterogenity vegetace (%)	Bylinné patro (%)	Keřové patro (%)	Stromové patro (%)	PSRI (%)	Slope	Curvature	TWI				
Potrava-Byl												
Run 1	27,8	12,3	26,1	7,2	6,2	6,2	2,2	12,1	900	1,162	1,158	0,3
Run 2	24,9	13,6	24,2	8,7	5,1	6,4	2,5	14,6	500	1,162	1,167	-0,4
Run 3	27,4	11,6	24,7	7,9	3,9	3,7	3,5	17,3	700	1,162	1,207	-3,9
Run 4	26,5	11,0	25,9	8,4	4,5	5,9	2,7	14,9	450	1,162	1,193	-2,7
Run 5	23,7	12,5	24,6	9,0	6,9	5,3	2,9	15,1	1200	1,162	1,153	0,8
Average	26,1	12,2	25,1	8,2	5,3	5,5	2,8	14,8	750	1,162	1,176	-1,2
Potrava-Zivl												
Run 1	5,5	4,5	20,6	31,9	21,5	8,8	4,2	2,9	500	0,613	0,496	19,1
Run 2	6,7	4,8	21,3	31,3	19,5	7,2	6,8	2,3	450	0,613	0,486	20,7
Run 3	5,8	6,0	23,4	31,3	20,0	4,9	6,1	2,5	450	0,613	0,496	19,1
Run 4	4,3	3,9	20,8	34,4	23,3	6,2	5,7	1,4	350	0,613	0,512	16,5
Run 5	4,9	4,0	21,5	33,8	20,0	6,5	6,5	2,8	400	0,613	0,494	19,4
Average	5,4	4,6	21,5	32,5	20,9	6,7	5,9	2,4	430	0,613	0,4968	19,0
Potrava-Mix												
Run 1	41,9	2,1	6,5	23,5	2,2	8,7	14,3	0,8	250	0,768	0,619	19,4
Run 2	41,8	4,1	5,6	22,5	3,3	7,3	13,4	2,1	200	0,768	0,636	17,2
Run 3	46,1	2,7	8,0	20,1	2,3	7,4	12,9	0,6	200	0,768	0,660	14,1
Run 4	47,9	1,3	5,3	22,7	2,0	4,2	15,0	1,6	200	0,768	0,663	13,7
Run 5	41,4	3,7	9,1	21,5	3,2	5,9	12,8	2,4	300	0,768	0,641	16,5
Average	43,8	2,8	6,9	22,1	2,6	6,7	13,7	1,5	230	0,768	0,644	16,2

Příloha II: Orientační mapy zobrazující počet druhů v okolí 100 m od jednotlivých pozorovacích bodů, podklad ortofotomapa.

