

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

ÚSTAV ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bc. Jan VODIČKA

**Model šíření spontánní vegetace na nerektivovaných částech velké
podkrušnohorské výsypky**

Model of spontaneous vegetation development in post-mining heap

Diplomová práce

Vedoucí závěrečné práce: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Srpen 2015

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 14. 8. 2015

Podpis

Poděkování

Chtěl bych poděkovat mé rodině za to, že mě po celou dobu vřele podporovala. Dále bych chtěl velmi poděkovat mému školiteli Prof. Ing. Mgr. Janu Frouzovi, Csc. za jeho čas, trpělivost, cenné rady a metodické vedení po celou dobu této práce . V neposlední řadě bych rád poděkoval panu doc. Luboši Matějčkoví za spoustu technických rad a čestnou pomoc při práci s programem Matlab.

Abstrakt

Predikce primární sukcese vegetace na vytěžených substrátech je klíčová pro vhodný výběr způsobu ekologické obnovy. Nedostatek historických dat o charakteru prostředí v takovýchto územích však prediktabilitu značně limituje. Tato práce modeluje osmnáctiletou primární sukcesi sokolovské výsypky pouze na základě prostorových vztahů dřevin s využitím historických leteckých snímků a geo-analytických metod. Letecké snímky byly georeferencovány a manuálně klasifikovány do šesti kategorií dle míry zarostení. Tři prostorové modely byly vytvořeny v prostředí Matlab aplikující různé rovnice populačního růstu dřevin a difúzi semen z blízkého okolí. Použité modely dovedly se značnou přesností predikovat směr vývoje dřevin v prostoru, ačkoli míra úspěšnosti v čase klesala. Nejlepší výsledky dosahovaly shody až 40% v průměru za všechny roky a v některých letech i přes 50%.

Klíčová slova: spontánní sukcese, prostorové modely, výsypky

Abstract

Predictability of primary succession in post-mining sites is needed for choosing appropriate restoration method. This study models 18 years of spontaneous succession on a post mining heap in Sokolov in the Czech republic with using historical aerial photographs and spatially – analytical methods. Each photograph has been georeferenced and classified manually into several categories based on the tree density. Three spatial models that applied different population growth equations and seed diffusion from the near neighbourhood has been developed. All models were able to predict spatial distribution of trees with solid accuracy, however, predictability were decreasing with time. The best results corresponded with 40% agreement on average from all years and more than 50% for some individual years.

Keywords: spontaneous succession, spatial models, post-mining sites

Obsah

1	Úvod.....	1
1.1	Sukcese.....	3
1.2	Spontánní sukcese vegetace na výsypkách.....	5
1.3	Možnosti dálkového průzkumu a GIS pro studium spontánní sukcese	7
1.3.1	Podstata dálkového průzkumu	7
1.3.2	Platformy.....	8
1.3.3	Letecké snímkování.....	8
1.3.4	Satelitní snímkování	8
1.3.5	Zpracování snímků dálkového průzkumu	9
1.3.6	Dálkový průzkum a GIS metody pro mapování sukcese vegetace.....	10
1.3.7	Metody studia spontánní sukcese pomocí dálkového průzkumu	10
1.4	Modely sukcese dřevinné vegetace	11
1.4.1	Empirické modely.....	12
1.4.2	Mechanistické modely	13
1.4.3	Hybridní modely.....	13
1.4.4	Prostorové explicitní modely	15
2	Metodika.....	18
2.1	Lokalita	18
2.2	Přírodní poměry	19
2.3	Zdroje dat.....	19
2.4	Charakteristika snímků.....	20
2.5	Příprava snímků před klasifikací.....	24
2.6	Klasifikace.....	24
2.7	Příprava dat pro vstup do modelu	25
2.8	Model spontánní sukcese	26
2.8.1	Použité proměnné.....	26
2.8.2	Rovnice modelu.....	27
2.8.3	Postup výpočtu modelu	29
2.8.4	Validace modelu.....	30
2.8.5	Hodnocení prostorové heterogenity	31
3	Výsledky	33
3.1	Georeferencování	33
3.2	Klasifikace.....	33
3.3	Vývoj území během 18 let.....	35

3.4	Modelování vývoje dřevinné vegetace	36
3.4.1	Vizualizace výpočetního procesu	36
3.4.2	Porovnání modelů	38
3.4.3	Hodnocení růstové heterogenity	43
4	Diskuze	45
4.1	Prediktabilita spontánní sukcese na výsypce	45
4.1.1	Srovnání modelů	45
4.1.2	Vliv abiotických faktorů	46
4.1.3	Vliv prostorových veličin	47
4.1.4	Význam parametrů a rovnic	47
4.2	Využití leteckých snímků	48
5	Závěr	49
6	Seznam použité literatury	50

1 Úvod

Povrchová těžba je významný zásah do krajiny zanechávající vytěženou oblast bez vegetace a s velmi chudým půdotvorným materiálem pro vývoj nových ekosystémů. V České republice je nejvýznamnější především povrchová těžba hnědého uhlí, v jejímž důsledku dochází ke vzniku rozsáhlých výsypek (Štýs, 1981). Tyto plochy jsou v současnosti nejčastěji rekultivovány, čímž dochází ke vzniku lesních či zemědělských ploch s primárně produkční funkcí. Vzniklé rekultivované plochy jsou však kromě vysoké finanční nákladnosti také velmi chudé na přítomnost hodnotných přírodních stanovišť. Alternativou tomuto přístupu jsou projekty či programy zaměřené na obnovu přírodě blízkých ekosystémů na těchto plochách. Cílem takových programů je snaha vytvářet nová samoudržitelná přírodní společenstva, která jsou podobná těm které byly přítomny před těžební aktivitou (Alday a kol., 2011).

Jedním ze způsobů jakým lze obnovné zásahy provádět je ponechání výsypky spontánní sukcesí. Takovéto plochy se časem mohou vyvinout v zajímavá stanoviště osídlována vzácnými a ohroženými druhy rostlin a živočichů (Frouz a kol., 2007). Jedním z limitů užití spontánní sukcese je však nízká předvídatelnost jejího průběhu na takovýchto stanovištích, např. určení která plocha výsypky zaroste při ponechání samovolnému vývoju a která nikoli. Schopnost predikce se odvíjí od míry porozumění vnitřních mechanismům sukcese na těchto stanovištích a tato znalost je zase značně závislá na dostupnosti dlouhodobých empirických pozorování o přírodních podmínkách na daných stanovištích spolu s daty o intenzitě a rychlosti zarůstání. Takovýchto dlouhodobých pozorování je však dnes velmi málo.

Jednou z možností, jak predikovat vývoj disturbovaných území bez použití informací o přírodních charakteristikách je použití modelů založených pouze na datech s informací o prostorové struktuře dané vegetace. Takováto data mohou mít například podobu snímků

pořízených různými metodami dálkového průzkumu. Hlavním cílem této práce je zhodnotit, do jaké míry je možné předpovídat spontánní sukcesí na výsypkách právě na základě prostorových charakteristik vegetace.

Výzkumné otázky

1. Je možné modelovat primární sukcesí pouze na základě prostorových vztahů dřevin?
2. Byl vývoj vegetace na vybrané výsypce determinován dálkovým transportem semen z lesů v okolí výsypky nebo měla zásadní podíl na vývoji přítomnost skautských druhů na počátku vzniku výsypky?

Dílčí úkoly

1. Zhodnotit a vysvětlit vývoj dřevinné vegetace na nerekulturních částech vybrané podkrušnohorské výsypky.
2. Zhodnotit možnost modelování vývoje primární sukcese dřevinné vegetace pouze na základě leteckých snímků a za použití pouze prostorových proměnných.
3. Vytvořit prostorový model vývoje dřevinné vegetace kombinující vliv přítomnosti okolní vegetace a samovolného růstu v již osídlených částech.
4. Nalézt takovou kombinaci vstupních parametrů, která nejlépe vystihuje vývoj dřevin.
5. Posoudit význam jednotlivých prostorových parametrů na výsledek modelu.

1.1 Sukcese

Ekologická sukcese je významný koncept pomáhající porozumět ekologickým systémům. Může být definována jako sled změn v populaci, společenstvu a ekosystému katalyzovaných náhlou disturbancí. Tato disturbance posléze otevírá prostor pro příchod nových druhů. Clements (1916) navrhl šest fází sukcese: disturbance, migrace, uchycení, kompetice, reakce, stabilizace. Tento koncept je obvykle nazýván klasickou ekologickou teorií. Disturbancí je myšlen proces obnažení vegetací osídlené plochy nebo vytvoření nového substrátu, na kterém může započít sukcese (Pickett a kol., 2008). Takové místo ovšem nemusí být zcela obnažené, neboť některé druhy jsou schopné odolat i velmi silným disturbancím (Moral, 1993). Během migrace dochází k přísunu diaspor na disturbovanou lokalitu a k následnému uchycení dochází v případě, že migrující diaspora je ve stavu schopném klíčení. Reakcí jsou míněny změny disturbované plochy způsobené vlivem příchozích migrantů. To se děje zejména interakcí vegetace s půdním substrátem a půdními mikroorganismy (Bradgett & Walker, 2004). Výsledkem těchto dějů je pak pozměněný charakter půdní anorganické a organické hmoty, což může vést k vytvoření nové ekologické niky pro další organismy. Ve stádiu kompetice dochází k potlačování možnosti příchodu nových druhů již uchycenými druhy. V současném pojetí se již nemusí jednat pouze o kompetici, ale o komplexní soubor interakcí, ve kterém vystupují predátoři semen, býložravci, nemoci a patogeny. Může naopak docházet i k pozitivním interakcím (mutualistická symbióza), proto termín interakce lépe vystihuje podstatu této fáze. Celý proces je zakončen stádiem stabilizace, který je do značné míry shodný s fází reakce, ovšem ve stabilizační fázi mění druhy prostředí nikoli ve prospěch dalších druhů, ale ve prospěch svůj vlastní a tedy zvyšují šanci uchycení vlastního druhu.

Clementsovy teorie se zdála být uspokojivou a její obecná platnost byla akceptována po desetiletí. Současně však již od počátku jejího vzniku zaznívaly kritické hlasy na obecnou

platnost některých fází. Zejména pojetí poslední – stabilizační fáze bylo předmětem pochyb, neboť vegetační dynamika je v přírodě jen vzácně zakončena stabilizací. Také samotný vývoj ekosystému je velmi komplexní a mnohem méně deterministický než jaké byly dosavadní představy. Postupně se tak začala rozvíjet myšlenka, že v přírodě mohou vzniknout různé směry, po kterých se může vývoj společenstva ubírat. Přesto však neúspěšně snahy pokusit se předvídat směr vývoje, po kterém se dané společenstvo vydá, případně popsat faktory, které indikují ten či onen směr vývoje. Například Bazzaz (1996) popsal vliv prostorové škály daného území jakožto významný faktor, který ovlivňuje do jaké míry je sukcese prediktabilní. V jeho práci usuzuje, že v mnoha případech platí převážně stochastické řízení sukcese maloplošných disturbovaných celků, zatímco v oblastech regionálního měřítka lze trend do jisté míry predikovat.

Coner a Slatyer (1977) pomohli lépe objasnit mechanismus sukcese, když navrhli tři alternativní modely sukcesního vývoje – facilitační, toleranční a inhibiční model.

Facilitační model staví na předpokladu, že v raných stádiích sukcese mohou území osidlovat pouze raně-sukcesní druhy, které připravují podmínky pro příchod druhů pozdějších fází sukcese. Tyto pionýrské organismy se vyznačují vysokou efektivitou šíření, schopností setrvat ve stádiu dormance po dlouhou dobu a vysokou růstovou rychlostí. Často jsou tyto druhy méně odolné v oblastech hustě osídlených kvůli zastínění či vysoké koncentraci kořenů v půdě.

Toleranční model předpokládá, že raně sukcesní druhy ani nezhoršují ani nevylepší podmínky pro další druhy. Pozdně sukcesní společenstvo potom sestává z nejvíce tolerantních druhů, které jsou schopné koexistence s dalšími druhy v hustě osídlených územích.

Inhibiční model je založen na předpokladu, že raně sukcesní druhy inhibují růst druhů pozdějších sukcesních fází a druhů, které jsou již na území přítomny. Z pionýrských druhů se tak stávají dominantní organismy, zastíňující ostatní konkurenty a snižující možnost osídlení dalšími kolonizátory.

1.2 Spontánní sukcese vegetace na výsypkách

Spontánní sukcese je v ekologii obnovy jednou z variant, jakým způsobem je možno navrátit zdevastovanou část krajiny do přírodě blízkého stavu. Výsypky utvořené z nevytěženého důlního materiálu jsou v oblastech střední Evropy vhodnými stanovišti, na kterých je možné aplikovat a studovat spontánní sukcesi (Wiegleb & Felinks, 2001). Vzhledem k faktu, že na nově utvořených výsypkách nejsou uchycené druhy ani vyvinuté trofické vazby, je možno takovou sukcesi považovat za primární. Vlastností studia primární sukcese je možnost zkoumání společenstev bez vlivu historie a antropogenních disturbancí. Tento fakt zvyšuje šanci nalezení obecných ekologických principů sukcese (Wiegleb & Felinks, 2001).

Fyzikálně chemické podmínky pro sukcesi na výsypkách jsou velmi odlišné od přírodních či přírodě blízkých ekosystémů. Často je antropogenní disturbance natolik silná, že dochází ke vzniku zcela nových ekosystémů. Vegetace takovýchto ekosystémů se tak může radikálně lišit od běžných lesních stanovišť.

S výjimkou velmi suchých a velmi vlhkých lokalit se sukcese na výsypkách ubírá zpravidla směrem k vytvoření lesa (Prach, 1987). Tento směr je významně předurčen charakterem okolní krajiny, disturbancemi, lidským zásahem a dalšími mechanismy (Wiegleb & Felinks, 2001). Primární kolonizace výsypky je potom silně ovlivněna přítomností zdroje diaspor v blízkém okolí a to jak v okrajových částech výsypky tak i ve vnitřních částech, kde už sukcese probíhá po nějakou dobu. Některé druhy mohou ovšem na území proniknout

disperzí diaspor také ze vzdáleného okolí (Kirmer et al, 2008). Poschlod a kol. (1996) usuzuje, že různá disperzní schopnost rostlinných druhů významně ovlivňuje průběh sukcese. Kolonizace nově vytvořené výsypky rozmanitými druhy flóry i půdní fauny probíhá již první rok od jejího vzniku. Zahrnuje také řadu mykorrhizních hub a dusík fixujících bakterií. Nejvíce druhů je přítomno během prvních pěti let sukcese, během následného vývoje dochází vlivem silné kompetice travních druhů k poklesu druhové rozmanitosti (Prach 1987).

Z hlediska morfologie jsou deprese výsypek mnohem příznivější pro rozvoj vegetace než hřebeny a malé kopečky. To je zapříčině zejména skutečností, že diaspory se akumulují v depresích zásluhou transportu srážkové vody. Počet diaspor v těchto depresích může po třech letech sukcese přesahovat i 60 tisíc. Mezidruhová a vnitrodruhová kompetice tak probíhá z většiny v úzlabinách zatímco hřebeny jsou často zcela holé (Prach, 1987).

Z hlediska typu vegetace vyskytující se v různých periodách vývoje převažují jednoleté a dvouleté druhy v počátečním období vývoje výsypky přibližně do patnáctého roku, kde trvalé dominantní druhy začínají vytvářet kompaktní porosty. S tím souvisí i druhová diverzita, která se od vzniku výsypky postupně zvyšuje až dosáhne svého maxima kolem dvanáctého až patnáctého roku. V následujících letech se zásluhou vzrůstajícího vlivu dominantních druhů začíná druhová diversita snižovat (Hadočová & Prach, 2003). Běžnými druhy počáteční fáze sukcese výsypek ve středoevropských podmínkách jsou například třtina křovištní (*Calamagrostis epigeios*), vratič obecný (*Tanacetum vulgare*) či z travin například ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*). V druhé fázi vývoje (přibližně po 15. roku) začínají stanoviště obsazovat náletové dřeviny, například vrba jíva (*Salix caprea*) či topol osika (*Populus tremola*). Kolem 25. roku dochází k postupné přestavbě společenstva, přičemž ruderalní druhy jsou nahrazovány náročnějšími lesními a lučními druhy (Trnková a kol., 2010). Tato změna souvisí především s aktivitou žížal, jejichž zásluhou je vytvořen hluboký a

promíchaný organický horizont (Frouz, 2008). Vývoj po 25. roku je výrazně pozvolnější a dochází zejména ke kvantitativním změnám ve společenstvu.

1.3 Možnosti dálkového průzkumu a GIS pro studium spontánní sukcese

Dálkový průzkum je významný nástroj při studiu přírodních jevů napříč mnoha vědeckými disciplínami. Tradiční metody terénního průzkumu ve vědeckých pracích, jakými jsou například inventarizace území, jsou vzhledem k časové náročnosti a vysoké finanční zátěži značně neefektivní. Technologie dálkového průzkumu tak nabízejí praktický i ekonomický význam při studiu změn vegetačního pokryvu, zejména ve velkoplošných územích (Langley a kol., 2001). Metody dálkového průzkumu navíc svou podstatou mají schopnost systematicky a dlouhodobě sledovat zemský povrch v různém měřítku a s vysokou pokryvností, což umožňuje zkoumat krajinné změny lokálního i globálního charakteru.

1.3.1 Podstata dálkového průzkumu

Podstatou dálkového průzkumu je získávání informace o zemském povrchu bez přímého fyzického kontaktu s ním. Informace o povrchu jsou získávány v podobě světelného záření o různých délkách vlnového spektra. Detekce a rozpoznání různých objektů povrchu tak probíhá na základě detekce a záznamu odraženého či vyslaného záření těmito objekty. Různé objekty odráží či vyzařují různé množství energie v různých vlnových pásmech, což umožňuje jejich odlišení. Intenzita a kvalita této energie závisí především na strukturních, fyzikálních a chemických vlastnostech materiálu, hrubosti povrchu, a úhlu dopadajícího záření (Aggarwal, 2004). Detekované záření je zachyceno senzorem upevněným na nosiči nějaké platformy a poté převedeno na elektrický signál. Tato digitální podoba snímané oblasti je poté převedena na vizuální podobu ve formě digitální fotografie.

1.3.2 Platformy

Zařízení přenášející senzory dálkového snímání se nazývají platformy. Ty mohou být na bázi pozemních nosičů, leteckých zařízení nebo oběžných družic. Letecké platformy mohou být pilotované (letoun) či bezpilotní (drony, vzducholodě apod.).

1.3.3 Letecké snímání

S výjimkou období druhé světové války probíhá na různých letecké snímání již od 30. let 20. století, což je historicky nejdelší a časově i prostorově nejkompletnější záznam krajinných změn. Tyto záznamy jsou dnes hodnotným zdrojem informací o změnách vegetačního pokryvu. Výhodou leteckého snímání je zpravidla vyšší prostorové rozlišení v porovnání s většinou současných družicových senzorů. Proto je použití leteckých snímků vhodné zejména pro mapování maloplošných ekosystémů nebo objektů malého měřítka, např. individuálních dřevin. Stále narůstající rozšíření satelitního snímání za poslední desítky let zásadně ovlivnilo využití leteckých fotografií. Vysoká pokryvnost družicových snímků a relativně vysoké temporální rozlišení postupně vedly k převažující aplikaci právě těchto technologií. Vzhledem k delší časové pokryvnosti jsou však letecké snímky stále nezastupitelným zdrojem informací o krajinných změnách (Morgan a kol., 2010).

1.3.4 Satelitní snímání

Od vypuštění první družice landsat v roce 1972 jsou k dispozici kontinuální data o celém zemském povrchu v hrubém a středním rozlišení. Postupná diverzifikace spektrálního, prostorového, temporálního a radiometrického charakteru senzorů vytvořila z družicového dálkového průzkumu vhodný nástroj pro rozmanité účely mapování vegetace. Největší pokrok nastal zejména v oblasti prostorového rozlišení. Dnešní družice jsou již schopny snímat v rozlišení pod 1m, což umožňuje mapování v měřítcích 1:5 000 až 1:10 000 (Gisat). Zasluhou velké dostupnosti dat a relativně nízkých pořizovacích nákladů se tak satelitní

snímky postupně staly klíčovým zdrojem informací pro mapování krajinných změn (Xie a kol., 2008).

Tabulka 1. Porovnání leteckého a družicového snímání podle Morgan, 2010.

	Výhody	Nevýhody
Letecké snímky	Delší časové pokrytí Často vyšší prostorové rozlišení Jednodušší pořízení Menší vliv atmosféry (nižší nadmořská výška snímání)	Omezená pokrývnost Kvalita snímku je více variabilní Vysoká časová investice do zpracování snímků
Družicové snímky	Vyšší temporální rozlišení Systematický sběr dat Vyšší pokrývnost Vyšší spektrální rozlišení Vyšší cenová dostupnost Lepší radiometrická kalibrace	Nižší časová pokrývnost Zpravidla horší rozlišení Snímky s vysokým rozlišením jsou finančně nákladné Potřeba atmosférických korekcí (vyšší vliv atmosféry)

1.3.5 Zpracování snímků dálkového průzkumu

Pro kvantifikování změny vegetačního pokryvu na základě série snímků pořízených metodou dálkového průzkumu je třeba získat informaci o objektech snímku. Extrakce informací ze snímků pořízených dálkovým průzkumem je proces založený na interpretaci charakteristik daného snímku, jakými jsou například barva, textura, tón, pravidelné vzorce ve struktuře, asociace apod. (Xie a kol., 2008). Tyto charakteristiky mohou být posouzeny a vyhodnoceny manuálně vizuálním zkoumáním snímku nebo prostřednictvím metod automatické klasifikace. Ty mohou být rozděleny na dva základní druhy, řízené a neřízené. U neřízené klasifikace uživatel ovlivňuje pouze kolik kategorií má být výstupem klasifikace, ovšem rozřídění jednotlivých tříd je v režii daného algoritmu. Nejběžnějším algoritmem neřízených klasifikací jí metoda K-means clustering, založená na principu shlukové analýzy,

tzn. statistické rozřídění pixelů do K skupin na bázi barevné segmentace. V případě řízené klasifikace jsou použity tzv. trénovací plochy, vybrané uživatelem, což jsou reprezentativní vzorky každé sledované třídy, na jejichž základě se daný algoritmus naučí identifikovat třídu každého pixelu snímku. Algoritmus maximum likelihood je často používaným při řízených klasifikacích. V současnosti se stále více aplikují metody objektové klasifikace, které neklasifikují každý pixel snímku individuálně, ale nejprve snímek segmentují do objektů na základě pixelů s podobnými charakteristikami a objekty následně klasifikují do předem definovaného počtu tříd. Snímek může být segmentován na základě mnoha znaků, např. spektrálních, tvarových, texturálních velikostních či kontextuálních. Výsledné homogenní celky reprezentující objekty jsou podrobeny klasifikačnímu modelu, který rozřídí objekty do předem definovaného počtu tříd, ať už řízeným či neřízeným postupem (Xie a kol., 2008).

1.3.6 Dálkový průzkum a GIS metody pro mapování sukcese vegetace

Mapování a klasifikace snímků vegetace pořízené různými metodami dálkového průzkumu je v současnosti významný, ne-li nezbytný nástroj při studiu spontánní sukcese vegetace umožňující získat nezkrácený a kvantitativní přehled o zkoumaném území v různých časových a prostorových měřítcích. Zvolení vhodné technologie dálkového průzkumu pro danou studii je závislé na mnoha faktorech, např. výběr optimálních parametrů senzoru bývá často kompromisem mezi prostorovým a temporálním rozlišením, dostupností a cenou pořízení snímků (Willis, 2015).

1.3.7 Metody studia spontánní sukcese pomocí dálkového průzkumu

Dlouholetá sukcese dřevin zachycená na snímcích pořízených dálkovým průzkumem může být zkoumána různými způsoby. Jednou z možností je jednoduché porovnání série snímků různého stáří, kdy vybraná lokalita je pravidelně a dlouhodobě snímána. Takový způsob je nejpřesnější a nejspolehlivější, avšak kvalita výstupu je omezena dostupností a

kvalitou snímků. V případě, že taková data k dispozici nejsou, je možno snímkovat a porovnat lokality, které se liší svým stářím, ale zato se vyznačují podobnou geologií, klimatem a dostupností pro sukcesní druhy. Takováto substituce časových dat za data prostorová se nazývá chronosequence a je velmi používaným nástrojem zkoumání ekologické sukcese (Drake & Dombois, 1993). Výhodou tohoto způsobu je možnost podrobit zkoumání časové změny o velkých škálách, např. až tisíce let. Limitem této metody je její podstata samotná, a sice, že je to metoda nepřímá. Často se tak stává, že je použita nevhodným způsobem, což vede ke zkreslení výsledků ekologických procesů. V současnosti je tak chronosekvence podrobena časté kritice. Při jejím použití je zásadní mít spolehlivý důkaz o tom, že všechny lokality různého stáří se vyvíjejí stejným směrem. Nejvhodnější použití této metody je v případech, kdy se sukcese vyvíjí konvergentně, má nízkou biodiverzitu a nízkou frekvenci disturbancí.

1.4 Modely sukcese dřevinné vegetace

Mnoho ekologických prací se v minulosti zabývalo možností predikovat a vysvětlit vývoj lesních společenstev, což dalo vzniknout velkému množství prediktivních a deskriptivních modelů.

Sukcesi je možno modelovat kvalitativně, tzn. že jednotlivé kroky sukcese jsou zobrazeny na diagramu s popisem mechanismů ovlivňující přechod z jednoho kroku do druhého. Výsledný diagram může mít podobu jednosměrné sukcese (single-pathway) či je charakterizován několika různými směry kterými se sukcese může ubírat (multi-pathways). Kvalitativní modely poskytují obecná a zjednodušující vysvětlení empirických pozorování bez kvantitativního zhodnocení spolehlivosti odhadů a slouží především k podpoře či tvorbě teoretických hypotéz (Taylor a kol. 2009).

Jinou možností je použití tzv. kvantitativních modelů, které pro popis vývoje využívají matematické rovnice a stavové a systémové veličiny. Taylor a kol. (2009) rozlišuje modely empirické, mechanistické a hybridní.

1.4.1 Empirické modely

Empirické modely jsou vytvářeny na základě naměřených dat o druhovém složení měnícím se v průběhu času a využívají tzv. stálých a přechodných stavů. Narozdíl od mechanistických modelů nevyžadují robustní množství vstupních dat a také operují s menším počtem parametrů. Vstupní data musí mít ovšem multi-temporální charakter. Taková data mohou být získána prostřednictvím opakované inventarizace sledovaného území, chronosekvenčních dat, dendrochronologických dat či prostřednictvím historických záznamů v podobě leteckých či satelitních snímků. Hlavní předností těchto modelů je nalezení co možná nejlepšího vztahu mezi naměřenými daty a vysvětlujícími proměnnými.

Stavové přechody empirických modelů je možné popisovat deterministicky nebo stochasticky. Deterministický způsob znamená, že výsledný stav nevznikl v důsledku či za přispění náhodnosti, ale je zcela vysvětlitelný. Deterministické modely sukcese dřevin se snaží popsat změnu druhového složení v čase v závislosti na vstupních podmínkách (klíma, druhové složení apod.). Pomocí matematických funkcí je potom popsán vztah mezi populacemi či vztahy uvnitř jedné populace vedoucí k přechodům mezi jednotlivými stavy v čase.

Stochastické modely se naopak snaží odhadnout pravděpodobnost přechodu z jednoho sukcesního stádia do druhého. Velmi rozšířeným modelem tohoto typu je Markovův řetězec, který předpokládá, že stav systému vyvíjejícího se v pravidelných časových krocích je v jakémkoli časovém kroku zcela určen vlastnostmi kroku předchozího. Markovův řetězec potom popisuje pravděpodobnosti přechodů mezi jednotlivými stavy. Veškeré možné

pravděpodobnosti přechodů mezi dvojicí stavů jsou popsány tzv. přechodovou maticí. Tyto přechodové pravděpodobnosti se odhadují na základě pozorovaných dat, tedy v případě vegetačního mapování z klasifikovaných digitálních snímků (Taylor a kol., 2009).

Jiným často užívaným nástrojem pro stochastické modelování sukcese je logistická regrese. Ta se používá v případech, kdy počet kategorií je vysoký relativně k celkovému objemu dat. Některé kategorie poté v takových případech mohou být zastoupeny v příliš malém množství na to, aby z nich mohly být odhadnuty přechodové pravděpodobnosti. Při logistické regresi se namísto přechodových pravděpodobností modeluje pravděpodobnost změny funkcí jedné nebo více vysvětlujících proměnných (Augustin a kol., 2001).

1.4.2 Mechanistické modely

Mechanistické modely v ekologii sukcese se snaží simulovat vývoj ekosystému na základě fyzikálních a fyziologických principů. Například chceme-li sledovat růst lesní vegetace mechanisticky, můžeme vytvořit vysoce parametrizovaný model simulující fotosyntézu, transpiraci a asimilaci živin na úrovni jednotlivých listů ve stanovených časových krocích. Takovýto přístup je ovšem výpočetně velmi náročný. Proto se vzrůstajícím časovým a prostorovým měřítkem zpravidla klesá komplexita těchto modelů a zároveň se zvyšuje závislost na empirických vztazích. Celkově je hlavní výhodou mechanistického přístupu jeho deskriptivní povaha umožňující vysvětlit vnitřní mechanismy ekologické sukcese (Taylor a kol., 2009).

1.4.3 Hybridní modely

Na rozhraní mechanistického a empirického přístupu jsou hybridní modely kombinující techniky obou těchto směrů. V porovnání s empirickými modely jsou tyto méně specifické vůči zájmovému území a mohou být modifikovány při změně environmentálních podmínek. Zásadou menší závislosti na pozorovaných datech a vyšší deskriptivní povaze

v porovnání s empirickými modely jsou hybridní modely vhodné k simulaci sukcese ovlivněné širokou škálou environmentálních a antropogenních podmínek. Nevýhodou hybridního přístupu je vysoká míra komplexity při modelování vícero ekologických procesů. Každá přidaná veličina exponenciálně zvyšuje obtížnost kalibrace a validace modelu. Přemíra komplexity může klást vysoké nároky na výpočetní výkon počítače, ztrátu přesnosti odhadů parametrů a v neposlední řadě i obtížnou interpretaci výsledků (Makela a kol., 2000).

Hybridní modely používané v ekologii jsou dvojího typu – modely zaměřené na menší, relativně homogenní oblasti s podobným druhovým složením, věkovou strukturou a prostorovým rozložením (stand-level modelling) a modely krajinného typu zaměřené na disturbance široké prostorové škály (landscape-level modelling).

Příkladem prvního typu jsou tzv. Gap modely založené na modelování jednotlivců a interakcí mezi nimi. Prvním významným gap modelem byl model JABOWA vyvinutý v roce 1972. Tento model uvažuje lesní plochu jako množinu malých homogeních buněk typicky o velikosti jedné koruny stromu. Jednotlivé buňky se potom od sebe liší stářím a sukcesním stádiem (Bugmann, 2001). Model se snaží na nejnižší úrovni popsat, do jaké míry okolní podmínky ovlivňují sukcesi jednotlivých dřevin a zároveň jakou mírou jednotliví jedinci tyto podmínky pozměňují. Uvažovanými parametry modelu jsou dvojího typu - parametry popisující samostatné jedince populace např. druh stromu, vztah mezi průměrem kmene a výškou porostu, věk porostu, z čehož je posléze odvozena rychlost růstu, a další ekologické charakteristiky. Dále potom parametry popisující interakci mezi jedinci, např. efekt stínění sousedními stromy, dostupnost vody apod. Úspěch tohoto modelu dal vzniknout dalším modifikacím v pozdějších letech, beroucí v potaz i vnitrodruhovou a mezidruhovou kompetici. Celkově jsou GAP modely používány při zkoumání odezvy porostu na měnící se environmentální podmínky, neboť odezva porostu vůči jeho okolním podmínkám není

limitována vegetačními vzorci předešlého stavu, tzn. že při náhlé změně okolních podmínek dokáže model rychle reagovat změnou vývoje sledovaných jedinců (Taylor a kol., 2009).

Příkladem hybridního modelu krajinného typu je model LANDIS, navržený pro provádění simulací vývoje lesních ekosystémů na široké časové a prostorové škále s použitím relativně nízkého počtu parametrů. Princip tohoto modelu spočívá v operacích s mapovými rastery a věkovou strukturou vegetace (Makela a kol., 2004). Ze vstupního rasteru je algoritmicky odvozen další časový krok a nově vytvořený raster slouží jako podklad pro výpočet další časové posloupnosti. Vývoj lesního porostu v každém časovém kroku je dán funkcí parametrů jakými jsou dostupnost semen, typ půdy, svah terénu, klimatické podmínky apod. Hybridní modely jsou stále více uplatňovány v managementu lesních ekosystémů (Taylor, 2009).

Ačkoli jsou hybridní modely považovány za nejvíce realistické, jejich nevýhodou je, že předpokládají adekvátní znalost vnitřních ekologických pochodů, které se snaží popsat. Často také postrádají dostatečnou empirickou validaci.

1.4.4 Prostorové explicitní modely

Dosud zmíněné modely se vyznačovaly tím, že ve svém přístupu neuvažovaly vliv prostorové struktury. Již v 50. letech minulého století však byla demonstrována zásadní role prostorové heterogenity na populační dynamiku. Od té doby tak vznikla řada modelovacích přístupů uvažující vliv prostorové struktury (Lopes a kol., 2009).

Jedním z přístupů je použití analogie reakcí a difúzí částic z chemické kinetiky. Základem jsou parciální diferenciální rovnice. Reaktivně-difúzivní rovnice byly aplikovány především na modelování populační dynamiky živočichů avšak mohou být použity i pro simulace vývoje vegetace (Czárán & Bartha, 1992). Například Acevedo a kol. (2012) úspěšně

modelovali čtyřicetiletou obnovu lesního porostu v Puerto Ricu na základě rovnic reakce difúze kombinovaných s rovnicí logistického růstu.

Jiným typem modelů jsou tzv. ploškové modely (patchy models). Ty staví na předpokladu, že populace rostou a interagují spolu v několika konečných a prostorově ohraničených regionech (ostrovy, ostrovní habitaty), které jsou mezi sebou odděleny spojitým a neprostupným prostředím redukujícím možnost výměny jedinců či šíření semen mezi jednotlivými ostrovy. Dynamika v jednotlivých ploškách je potom počítána klasickými rovnicemi populační dynamiky, např. Lotka-Voltera (Czárán & Bartha, 1992).

Dalším velmi rozšířeným typem prostorově explicitních modelů jsou tzv. celulární automaty, řadí se mezi dynamické modely s diskrétní povahou v čase i prostoru. Mohou být definovány jakožto prostorová mozaika identických buněk, kde každá buňka mozaiky se nachází v jednom z konečného počtu stavů (Baltzer a kol., 1998). Počáteční stavy buněk jsou dané vstupními daty a přechody mezi stavy v diskrétních časových krocích jsou dány přechodovou funkcí (Hogewec, 1988). Osud každé buňky závisí na stavu okolních buněk a na přechodové funkci. Okolí je definováno jako počet buněk rozprostřených kolem středové buňky. Například Moorovo okolí sestává z osmi buněk přilehlých kolem středové či pouze přilehlé 4 buňky kolem jedné středové (Neumannovo okolí). Přechodové pravidlo může mít jak stochastický tak i deterministický charakter. Stochastický přístup mívá často podobu markovových přechodových matic s introdukovanou prostorovou dimenzí.

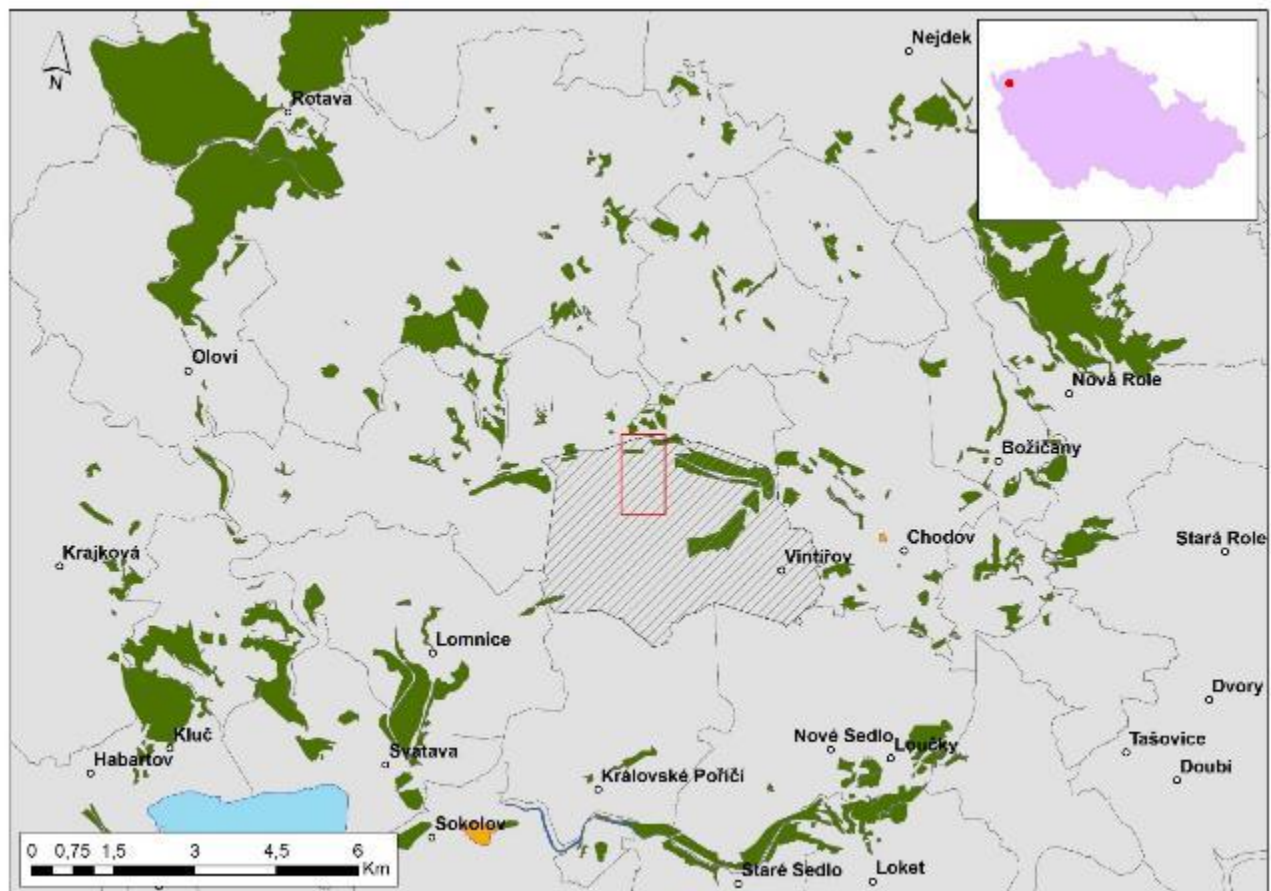
Posledním zmíněným typem jsou tzv. prostorové modely založené na jedincích, které jsou v současnosti stále používanějším nástrojem modelování populační dynamiky. Ty jsou založené na tom, že každému jedinci je přiřazena přesná lokalizace a parametry, na základě kterých jedinec interaguje s okolím (Lett a kol., 1999). Tímto se liší od předešlých přístupů bere v úvahu variability na úrovni jedinců (Grimm, 1999). Vliv každého jedince na

jeho okolí a dopad okolí na daného jedince je tak různý v různých částech území (Liu a kol., 1995). Specifické vlastnosti každého jedince jsou definovány na základě atributů (Slothower a kol., 1996). Kombinace informací o charakteristikách každého jedince a vlivu okolních jedinců potom umožňuje simulovat dynamiku populace v procesech uchycení, růstu a úmírání jednotlivých jedinců (Liu a kol., 1995).

2 Metodika

2.1 Lokalita

Velká podkrušnohorská výsypka je svým charakterem zajímavé územím pro studium primární sukcese vegetace. Nachází se přibližně 2,5 km severovýchodně od města Sokolov mezi obcemi Lomnice a Vintířov. Tvorba výsypky probíhala od 80. let minulého století a dosypání bylo ukončeno v roce 2002 (Vávrová, 2010).



Obr. 1. Schématická mapa území. Studovaná lokalita je vyznačena červeným obdélníkem.

2.2 Přírodní poměry

Studované území se nachází v nadmořské výšce 450 m.n.m s průměrnými ročními srážkami okolo 650mm, průměrnou roční teplotou 6,8°C, přičemž ve vegetačním období se teplota v průměru pohybuje okolo 13°C. Tělo výsypky je tvořeno především směsí cyprisových a uhelných jíílů, jíilovců, uhlí a posypových materiálů. V počátečních fázích vývoje se charakter výsypky vyznačoval vysokou mírou salinity, velkým obsahem fosilního organického materiálu a nízkým pH. Materiál byl rovněž obohacený o polétavý prach z uhelných elektráren. Vzhledem k tomu, že během tvorby výsypky nebyl její povrch mechanicky urovnán, uchovala se struktura povrchu této výsypky v podobě podélných depresí a vyvýšenin (Frouz & Nováková, 2005). Neurovnané povrchy tvoří převážnou většinu podkrušnohorských výsypek a tato heterogenita pozitivně ovlivňuje uchycení druhů při spontánní sukcesi. Nejlepší podmínky pro rozvoj vegetace se přitom nachází v depresích, kde vlivem akumulace půdní hmoty dochází k rozvoji mikrobioty a následně fermentační a humusové vrstvy. Během prvních let spontánní sukcese této výsypky převažoval růst bylinné a keřovité vegetace (přibližně prvních 15 let), např třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) či podběl lékařský (*Tussilago farfara*), zatímco po 15. roku začínaly dominovat stromový porost vrby jívy (*Salix caprea*), topolu osiky (*Populus tremula*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*) (Frouz, 2005).

2.3 Zdroje dat

Zdrojem dat pro tuto práci byla série leteckých snímků Velké podkrušnohorské výsypky, poskytnutá Vojenským geografickým a hydrometeorologickým úřadem v Dorušce (VGHMÚŘ) a Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním (ČUZK). Dostupné snímky byly pořízeny v letech 1980, 1984, 1986, 1990, 1993, 1998, 2005, 2008, 2011. Snímky z Dobrušky pokrývaly časové rozmezí 1980 až 1998, nicméně samotná výstavba sledované

výsypky byla dokončena až po roce 1986, proto byly pro účely této práce použity snímky od roku 1990. Snímky z ČUZK byly pořízené v letech 2005, 2008 a 2011.

2.4 Charakteristika snímků

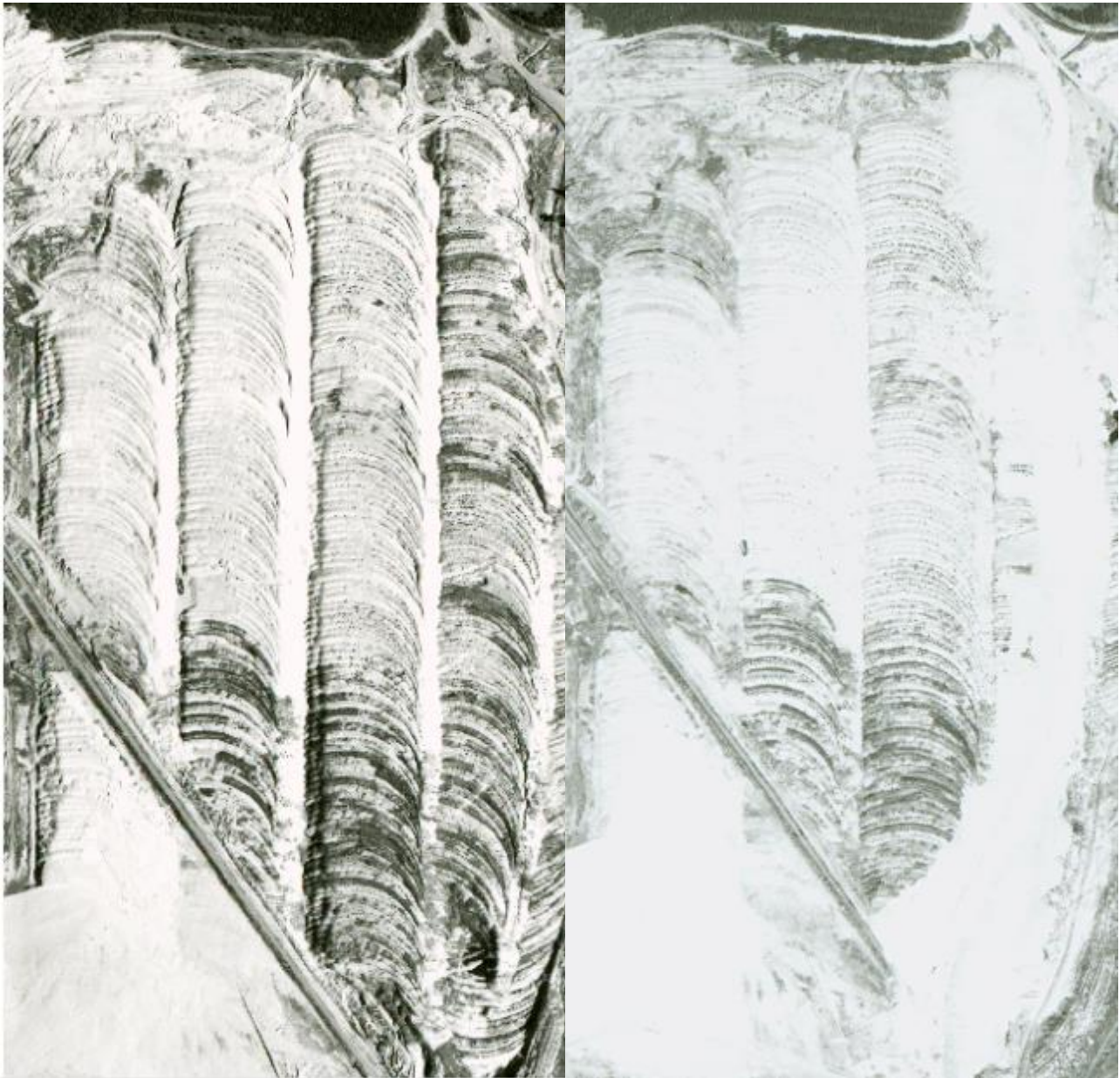
Letecké snímky z VGHMÚŘ byly k dispozici ve formátu 23x23 cm v černobílé podobě. Získ snímků proběhl na základě žádosti VGHMÚŘ v rámci předešlé studie na sokolovských výsypkách. Snímkování probíhalo v různých měsících, vždy však během vegetační sezóny, tedy v době olistění dřevin. Snímky z let 2005, 2008 a 2011 byly poskytnuty ČUZK na základě písemné žádosti. Jejich pořízení taktéž proběhlo ve vegetačních měsících. Produkt byl ve formě ortorektifikovaných snímků v projekci S-JTSK Křovák North-East. Specifikace použitých snímků je zobrazena v tabulce 1.

Tabulka 1. Informace o snímcích

Rok	Datum	Měřítko	Letová hladina (m.n.m)	Typ snímku	Poskytovatel
1990	22.7.	1:14220	2560	černobílý	VGHMÚŘ
1993	28.4.	1:22060	2450	černobílý	VGHMÚŘ
1998	18.8.	1:26760	1470	černobílý	VGHMÚŘ
2005	20.5.	1:9557	1200-1400	barevný	ČUZK
2008	2.7.	1:9557	1200-1400	barevný	ČUZK
2011	16.9.	1:9557	1200-1400	barevný	ČUZK

1990

1993



1998



2005



2008

2011



Obrázek 2. Snímky výsypky od 1990 do 2011.

2.5 Příprava snímků před klasifikací

Veškeré snímky z dobrušky byly v podobě oskenovaných digitálních fotografií bez souřadnicového systému a bylo tedy nutné je upravit.

Jednalo se především o georeferencování v prostředí ArcGIS, kde jako referenční snímky byl použit ortorektifikovaný snímek z ČUZK z roku 2005 s přesnou informací o poloze sledovaného území. Při georeferenci byla použita metoda polynomiální transformace druhého řádu, která se používá při relativně velkém zkreslení. Vzhledem k absenci digitálního modelu reliéfu z let, kdy probíhalo pořizování snímků z dobrušky nebylo možné provést ortorektifikaci těchto snímků a tím tak přesně ošetřit geometrické zkreslení těchto snímků plynoucí z pozice objektů na snímku či terénním nerovnostem.

2.6 Klasifikace

Snímky byly převedeny do pravidelné čtvercové matice o velikosti hrany 8m a klasifikovány do šesti tříd vegetačního zárůstu podle podílu zárůstu vegetací v každé buňce matice, jak je zobrazeno v tabulce 2.

Tabulka 2. Klasifikační třídy použitých snímků.

Značení tříd	Třídy zarostení v procentech
0	Mimo plochu výsypky
1	0%
2	1-20%
3	20-40%
4	40-60%
5	60-80%
6	80-100%

Velikost hrany buňky byla zvolena arbitrárně, jakožto kompromis mezi mírou zachyceného detailu a průměrnou odchylkou mezi body dvou překrývajících se snímků. Tím bylo

zajištěno, aby se odpovídající se buňky z různých snímků z většiny jejich plochy překrývaly. Každá buňka byla manuálně zařazena do jedné z vegetačních tříd. Důvodem použití manuálního přístupu na místo automatickému způsobu klasifikace byl zejména charakter snímků z Dobrušky. Vzhledem k tomu, že tyto snímky byly panchromatické, na mnoha místech tak bylo obtížně detekovatelné, zda-li daná část indikuje přítomnost porostu, či zda-li se nejedná o jiný objekt, např. uhelnou sloj, často přítomnou na snímcích. K rozpoznání dané třídy bylo mnohdy zapotřebí uvažovat kontext dané oblasti, či porovnat danou oblast se snímky z jiného časového období.

Klasifikované snímky byly oříznuty na jednotnou velikost, tak aby novější snímky pokrývaly pouze ty oblasti, které byly součástí nejstaršího výchozího snímku. Zároveň místa, na kterých v čase proběhly terénní úpravy byly z prevence zkreslení výsledků vynechány.

2.7 Příprava dat pro vstup do modelu

Klasifikované snímky v podobě čtvercové matice ve formátu shapefile byly konvertovány do rastrového formátu .bil, který je snadno použitelný v programu Matlab. Po načtení do programu Matlab se tyto rastery pronásobily maskovací maticí, čímž se z nepravidelného rasteru stal pravidelný čtyřúhelník s nulovými hodnotami v místech, která neobsahovala klasifikované pixely. Tímto postupem dostala vstupní data podobu pravidelné matice s hodnotami 0-6, podle podílu zárůstu v jednotlivých polích matice.

Vzhledem k relativně krátkému časovému období, které tato práce pokrývá, byl umožněn vývoj buňek pouze ve směru zvyšujícího se zárůstu, tzn. že jakmile se objeví nová dřevina v dané buňce, již zde zůstane po celou dobu vývoje.

2.8 Model spontánní sukcese

Jedním z cílů této práce je zjistit možnosti použití modelu, který operuje s prostorovými proměnnými při studiu primární sukcese. Pro tento účel byly identifikovány veličiny, které mohou mít významný vliv na vývoj dřevin v reálném prostředí.

2.8.1 Použité proměnné

Model pracoval s těmito proměnnými – rozsah difúze z okolních buňek, rychlost této difúze, rychlost samovolného růstu a práh procentuálního pokryvu, od kterého se začíná uplatňovat samovolný růst. Během optimalizační procedury pro nalezení nejlepší kombinace vstupních parametrů. Přehled informací o vstupních proměnných jsou znázorněny v tabulce 2.

Tabulka 2. Hodnoty použitých parametrů

Parametr	Rozmezí hodnot	Krok
Rychlost spontánního růstu	0,1 - 1	0,1
Velikost okolí	3 - 9	2
Rychlost difúze	0,5 - 2	0,5
Práh	1 - 3	1
Kapacita	6	
Parameter a	0,1 - 1	0,1
Parametr b	1 - 5	1

Pro nalezení nejvhodnější kombinace parametrů byla použity vybraná rozmezí hodnot s daným krokem.

Parametr rozsahu difúze, tedy jak velkým okolím bude daný pixel ovlivněn má význam pro hledání míry vlivu větrného přenosu diaspor z okolí cílové buňky. Některé druhy rozšiřují svá semena pouze do nejbližšího okolí, zatímco lehká semena některých druhů mohou být transportována na velké vzdálenosti. Difúze je počítána jako čtvercové okolí

kolem sledované buňky, např. plocha 3x3 pixely, tedy středový pixel, pro který je počítán vliv transportu semen a 8 okolních buňek.

Parametr rychlosti difúze reflektuje míru, s jakou je sledovaný pixel ovlivněn okolní migrací diaspor. Vyšší hodnota tohoto parametru znamená rychlejšího zvýšení procentuální zarostení daného pixelu, v případě, že průměr z okolních hodnot je vyšší, než hodnota zarostení tohoto pixelu.

Rychlost samovolného růstu nastává v případě, že daná buňka je již z části pokryta vegetací. Intenzita samovolného zárůstu je potom dána růstovou rovnicí. Jednotlivé modely použité v této práci se liší právě a pouze v těchto rovnicích popsaných níže.

Prahový parametr, byl zvolen pro případ, že samovolný růst diaspor se začne projevovat až od určitého množství vegetace na dané čtvercové ploše.

Parametr kapacity určuje míru zarostení, kterou žádná z buňek nesmí překročit. Nabývá tak pouze hodnoty 6 odpovídající kategorii nevyššího zarostení.

Parametry a a b se vztahují pouze k modelu s Smith-Slatkinovou rovnicí vysvětleném níže.

2.8.2 Rovnice modelu

Model je založen na kombinaci transportu semen z okolí (difúze), který je zdrojem nových semenáčků v místech, kde dosud žádná vegetace není přítomna a rychlost, s jakou již z části zarostlé buňky uplatňují svůj samovolný růst. Růstové rovnice popisující samovolný růst nemají přímý prostorový aspekt, ovšem jejich použití zcela závisí na prostorových vztazích na dané ploše. Tři různé modely samovolného byly použity v této práci: model exponenciálního a logistického růstu a rovnice podle Smithe a Slatkina vycházející právě z logistické rovnice, ovšem jejíž podoba má obecnější charakter. Všechny tyto rovnice

rovnice byly vytvořeny pro popis vnitrodruhové konkurence a tedy předpokládají stejný konkurenční mechanismus pro každého jednice. Ačkoli ve studované oblasti bylo přítomno více druhů dřevin, vzhledem k podobným ekologickým nárokům těchto druhů je však možné předpokládat podobný konkurenční vliv.

Exponenciální růst

Exponenciální růst je nejjednodušším způsobem, jakým lze popsat růst populace. Jeho diskrétní forma použitá v této práci má tvar: $N_{(t+1)} = N_{(t)} + N_{(t)}r$

kde $N_{(t+1)}$ je počet jedniců v čase $t + 1$ je počet jedniců v čase t a r je rychlost růstu.

Předností této rovnice je snadná interpretace, avšak tato výhoda je značně kompenzována praktickými nedostatky v reálných podmínkách. Staví totiž na předpokladu nulové konkurence a neomezeném počtu zdrojů, který vede k nekonečnému růstu populace. Tento předpoklad je však nereálný, proto byl v modelu omezen růst do kapacitní hodnoty odpovídající stoprocentnímu zárůstu buňky.

Logistický růst

Diskrétní forma rovnice logistického růstu má tvar:

$$N_{(t+1)} = N_{(t)} + N_{(t)}r\left(1 - \frac{N_{(t)}}{K}\right)$$

kde K představuje tzv. nosnou kapacitu prostředí, to znamená hranici početnosti kam může populace dospět.

Logistický růst oproti exponenciálnímu modelu již bere v úvahu vliv omezenosti zdrojů a konkurence a růst populace tak probíhá jen do určité kapacitní hodnoty. Zároveň je rychlost

zvětšování dané populace zpomalována v čase s tím jak se okamžitá velikost přibližuje ke kapacitní hodnotě.

Smith-Slatkinův model růstu

Smith-Slatkinova rovnice vychází z logistického růstu, ovšem má obecnější charakter.

$$\text{Její tvar je: } N_{(t+1)} = \frac{N_{(t)} + N_{(t)}r}{1 + (aN_{(t)})^b}$$

kde parametry r a b pozitivně ovlivňují rychlost růstu populace. Výhodou této rovnice je možnost ovlivnit směrnici křivky při vyšších hustotách (směrnice se blíží hodnotě parametru b). Při vhodné kombinaci parametrů a, b, r je možno modelem zachytit stav nedostatečné kompenzace ($b < 1$), dokonalé kompenzace ($b = 1$) a překompenzovanosti ($b > 1$). Vzhledem k absenci informace o druhovém složení na studované ploše neuvažují použité modely vliv změny druhového složení v průběhu let. Takováto změna může posléze výrazně změnit rychlost i způsob šíření dřevin. Rovnicí s více variabilním průběhem je tak možné lépe zohlednit změny růstových rychlostí v průběhu vývoje.

2.8.3 Postup výpočtu modelu

Algoritmus prochází po řádcích každý pixel zkoumaného snímku v podobě matice. Každému procházenému pixelu se začne prohledávat jeho čtvercové okolí rovnoměrně rozložený do všech světových stran. Počet prohledávaných pixelů se rovná $(1 + 2X)^2 - 1$, kde X znamená, do jaké vzdálenosti od středového pixelu je okolí uvažováno. Tzn., že např. u okolí 3x3 jsou uvažovány pouze pixely v nejtěsnějším sousedství, tedy $X = 1$, u matice 5x5 $X = 2$ apod. Hodnoty procentuálního zárůstu okolních buněk jsou poté zprůměrovány a hodnota průměru porovnána s hodnotou středového pixelu. V případě že je hodnota průměru nižší než zárůst středového pixelu, hodnota středové buňky zůstává nezměněna. V opačném

případě je hodnota středového pole zvýšena v závislosti na rozdílu mezi průměrem a hodnotou středového pole a také v závislosti na nastavené rychlosti difúze podle vzorce $p_{i+1} = p_i + d(p_o - p_i)$, kde p_{i+1} je nová hodnota pixelu, p_i značí původní hodnotu, p_o je průměr z okolí a d parametr rychlosti difúze. Ze vzorce je tedy patrné, že s vyšší hodnotou rychlosti difúze se zvyšuje hodnota, která se přičte k hodnotě p_i a tedy rychlost difúze je vyšší.

Vedle difúzního procesu se na vývoji podílel samovolný růst. Ten byl aplikován v okamžiku, kdy podíl zarostlé buňky přesáhl stanovenou prahovou hodnotu. Jakmile nově vypočtená hodnota buňky přesáhla hodnotu 6 (80-100%), byla tato hodnota automaticky nastavena na 6 ve všech třech typech modelů.

2.8.4 Validace modelu

Pro nalezení nejlepších parametrů modelu byla vypočtena nejnižší hodnota odmocniny ze střední kvadratické chyby (root mean squared error, RMSE) pro každý snímek dle vzorce:

$$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2$$

,kde \hat{Y}_i představuje hodnotu i -té buňky modelované matice, Y_i je skutečná hodnota této buňky na klasifikovaném snímku a N je celkový počet buňek matice. Nízká hodnota RMSE signalizuje, že model vykazuje vysokou míru shody se skutečným pozorováním. Pro zhodnocení celkové chyby za celé období, byla vypočtena průměrná hodnota RMSE ze všech modelovaných let.

Výpočet RMSE poskytuje představu o míře shody modelu a skutečného pozorování, což umožňuje relativní srovnání výsledků různých simulací, ovšem už neposkytuje informaci o absolutní kvalitě modelu. Pro tento účel byla použita metoda klasifikační matice (Congtalton, 1991), která vyčísluje přesnost klasifikace modelu. Výstupem klasifikační

matice je tzv. produkční a uživatelská přesnost klasifikace. První jmenovaná udává pravděpodobnost, že pixel jedné třídy na skutečném klasifikovaném snímku bylo zařazeno do stejné třídy modelovým snímek. Uživatelská přesnost klasifikace udává pravděpodobnost, že třída pixelu modelového snímku reprezentuje tu stejnou kategorii na skutečném snímku (Congtalton, 1991). Podíl správně klasifikovaných pixelů a celkový počet pixelů potom udává celkovou přesnost klasifikace.

Kvalita přesnosti modelu byla dále zhodnocena tzv. váženým index kappa, který vyjadřuje míru shody mezi kategorickými veličinami. Index nabývá hodnot -1 až 1 , přičemž vyšší hodnota indikuje vyšší míru shody. Podrobnější popis velikosti shody je v tabulce x. Výhodou použití kappa indexu je skutečnost, že bere v úvahu míru nepřesnosti klasifikace u ordinálních kategorických proměnných. To ve výsledku znamená, že např. v případě, kdy šestá třída zarostení buňky skutečného snímku byla klasifikována modelem do páté třídy, má tato chyba menší váhu než kdyby model klasifikoval buňku do první třídy.

Tabulka x. Vyjádření míry shody pro různé hodnoty indexu kappa (Landis & Koch, 1977).

Kappa index	Velikost shody
<0,00	Slabá
0,00-0,20	Mírná
0,21-0,40	Přiměřená
0,41-0,60	Střední
0,61-0,80	Velká
0,81-1	Absolutní

2.8.5 Hodnocení prostorové heterogenity

Pro identifikaci rozmanitého vývoje vegetace v prostoru byl vytvořen model mapující heterogenitu růstu dřevinné vegetace. Ten spočívá v aplikování parametrů růstové rovnice zvlášť pro každou klasifikovanou buňku. Tzn, že pro každou buňku snímku budu hledat

takovou hodnotu parametru rychlosti růstu, aby RMSE bylo co nejnižší. Tím je možné získat představu o heterogenitě vývoje dřevin v odlišných částech výsypky.

Pro každý parametr byl dále vytvořen graf závislosti kappa indexu na různých hodnotách tohoto parametru a to tak, že pro každou hodnotu vybraného parametru byl znázorněn krabicový diagram výsledků kappa v závislosti na kombinaci osatních parametrů. Tento postup byl aplikován pro logistický, exponenciální i Smith-Slatkinův model. Vzhledem k relativně malému množství parametrů a intervalů hodnot které byly v modelu použity, byly simulovány všechny kombinace hodnot.

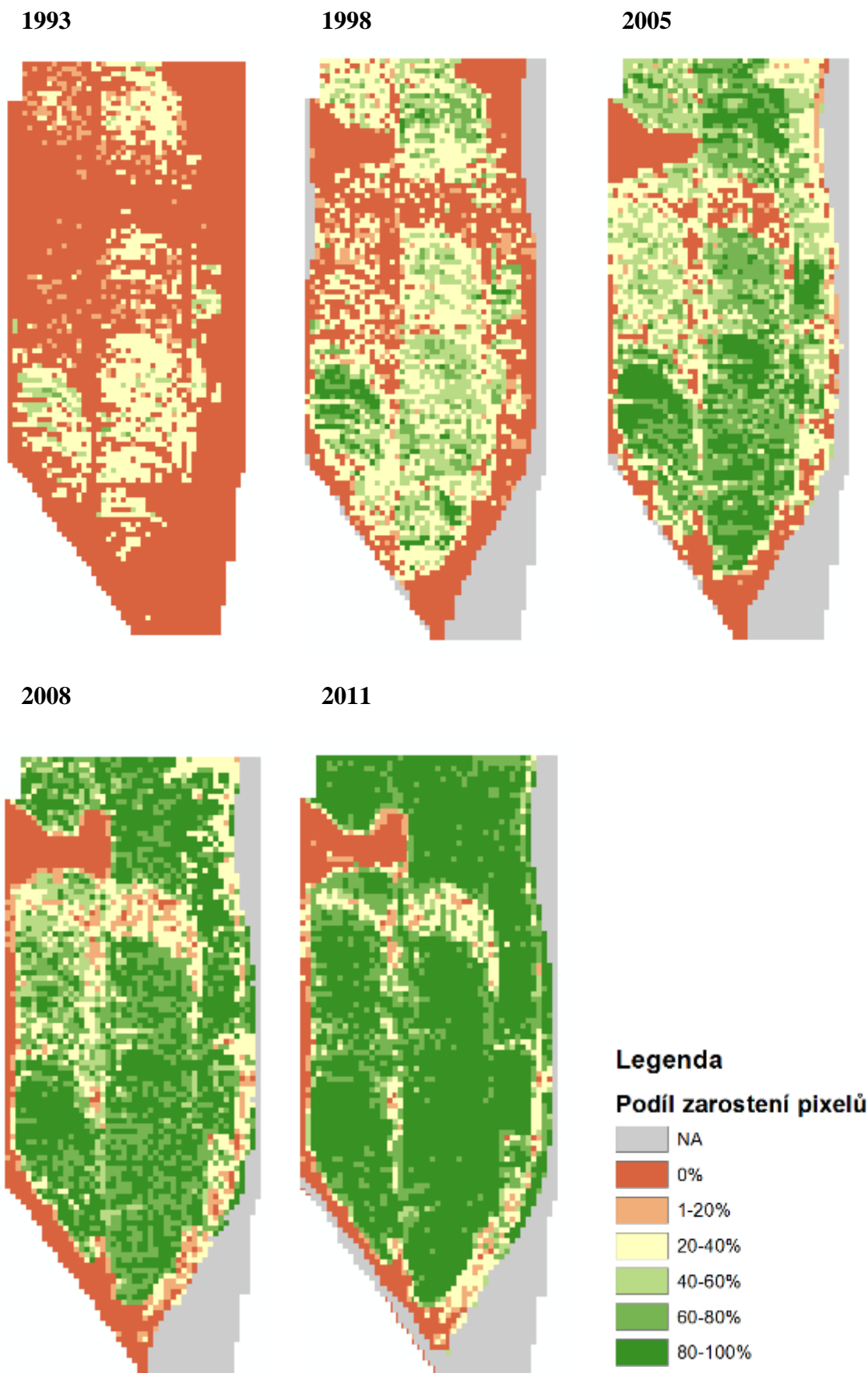
3 Výsledky

3.1 Georeferencování

Při georeferencování snímků z let 1990, 1993 a 1998 bylo použito alespoň 10 lícovacích bodů, přičemž výsledná chyba u snímků 1993 a 1998 nepřesáhla vzdálenost 3,5m s výjimkou severního cípu výsypky, který ležel na samotném okraji snímku a podléhal tak nejvyššímu zkreslení. Tato oblast byla proto vyjmuta z dalšího postupu. V případě georeferencování snímku z roku 1990 dosahovala chyba vysokých hodnot. Vzhledem k tomu že nejstarší snímek má zásadní vliv na celý modelovací proces, byl tento snímek vynechán z klasifikace a jako základní snímek pro simulace byl použit ten z roku 1993.

3.2 Klasifikace

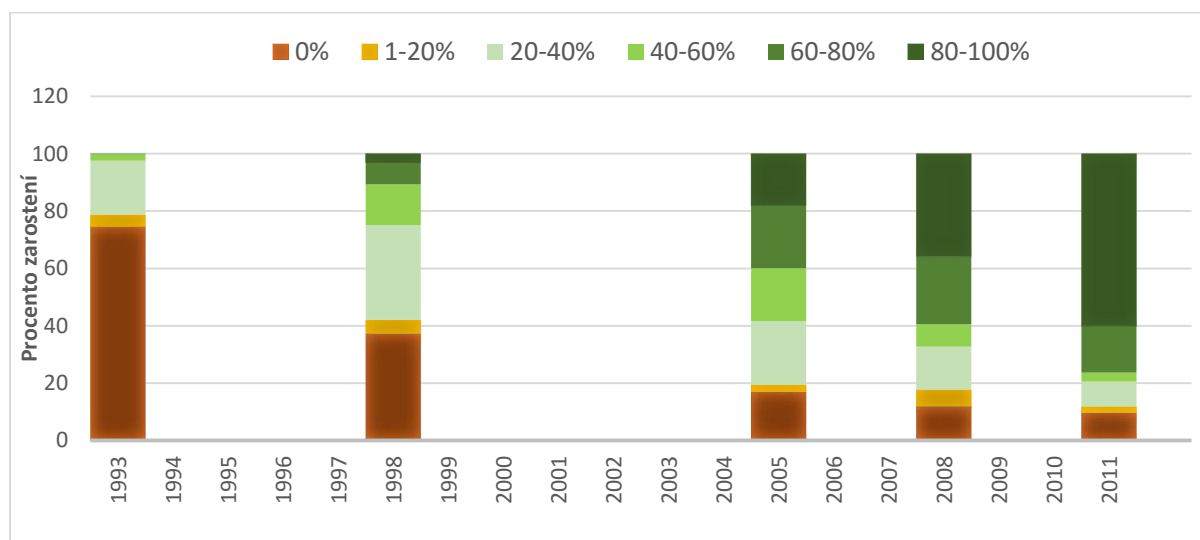
Manuální způsob klasifikace do čtvercové matice umožnil efektivní odlišení objektů s podobným odstínem šedi u černobílých leteckých snímků na základě tvarových charakteristik, případně na základě porovnání s novějšími snímky, což by jinak bylo v případě automatických klasifikačních metod velmi obtížné. Nicméně v některých oblastech bylo i přesto takřka nemožné rozeznat přítomnost či nepřítomnost vegetace, zejména v jihovýchodní části snímku z roku 1993. Výsledek klasifikace leteckých snímků je na obrázku 2.



Obr. 2. Výsledek klasifikace leteckých snímků

3.3 Vývoj území během 18 let

Během sledovaných 18 let došlo k výrazné proměně studované plochy. Z původních soliterních keříků a mladých dřevin které tvořily nesouvislý pokryv výsypky došlo během osmnácti let k vytvoření velkých celků zápojeného porostu napříč celým územím. Změna podílů jednotlivých kategorií zarostení během osmnáctileté spontánní sukcese je znázorněna na obrázku 3.



Obr. 3. Změny podílu zarostení během 18 let spontánní sukcese.

Z klasifikovaných snímků je patrné, že nejvýraznější zarůstání probíhalo na plochách, které byly na předchozích snímcích již částečně osídleny. Sumou absolutních hodnot průměrných ročních změn je možno získat představu o celkové dynamičnosti v jednotlivých etapách vývoje (tabulka 3). Z tabulky je tak patrné, že rychlost sukcese pozvolně narůstala, ovšem s výjimkou časového období 1999-2005, kdy nastalo značné zpomalení.

Tablka 3. Průměrné roční změny podílu jednotlivých tříd.


































	1993-1998	1999-2005	2006-2008	2009-2011
0%	-7.44	-3.39	-1.65	-0.74
1-20%	0.10	-0.39	1.09	-1.22
20-40%	2.84	-1.81	-2.43	-2.09
40-60%	2.39	0.71	-3.53	-1.58
60-80%	1.46	2.39	0.58	-2.41
80-100%		2.49	5.93	8.04
suma absolutních hodnot	14.24	11.18	15.20	16.09

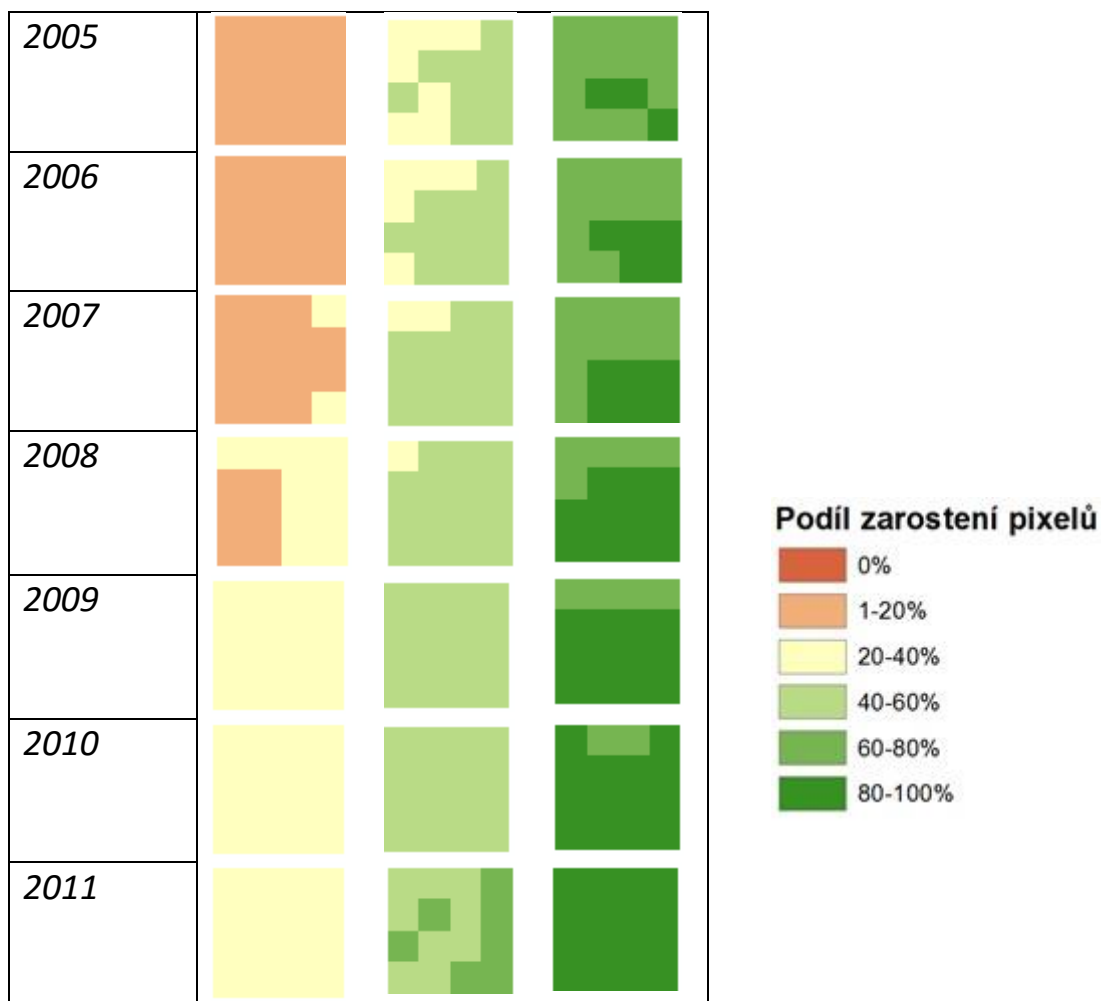
3.4 Modelování vývoje dřevinné vegetace

3.4.1 Vizualizace výpočetního procesu

V tabulce 4. je graficky zobrazen modelovaný vývoj vegetace pro 3 různě osídlené čtvercové plochy o 16 buňkách na příkladu rovnice logistického růstu. Plocha nalevo odpovídá části výsypky vegetací zcela neosídlené a to jak na samotné ploše tak i v blízkém okolí. Dynamika vývoje v této ploše je nižší, neboť v počátečních letech je vývoj odkázan pouze na difúzi z okolí, která dosáhla této oblasti po přibližně osmi letech. Následně se začíná projevovat samovolný růst, který je vzhledem k míře osídlení pozvolný. Nejvyšší dynamika je na ploše ve středním sloupci, která byla již od počátku lehce osídlená vegetací. Tím bylo již od počátku umožněno použití logistické rovnice, kdy v průběhu 18 let došlo z větší části neosídlené plochy k 60-80% procentnímu zarostení. Na ploše v pravém sloupci tabulky byl vývoj plochy o něco nižší než u plochy středové. To je dáno tím, že v tomto případě se nejvíce projevuje brzdící vliv logistické křivky právě z důvodu vysoké hustoty počátečního osídlení.

Tabulka 4. Vizualizace modelu pro tři rozdílně osídlené plochy.

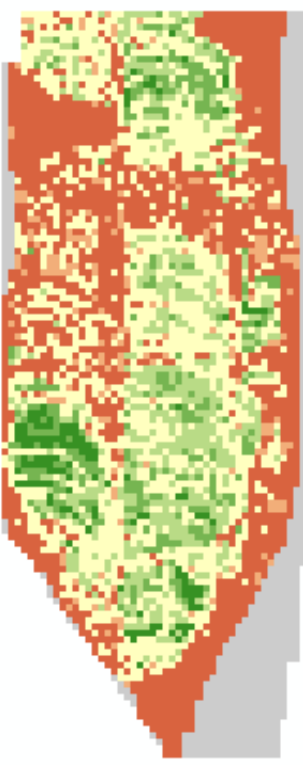


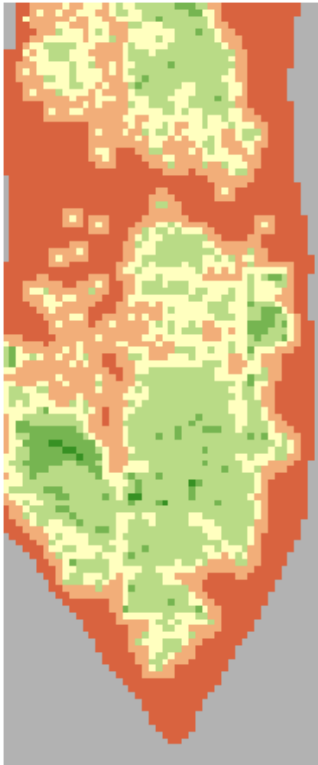
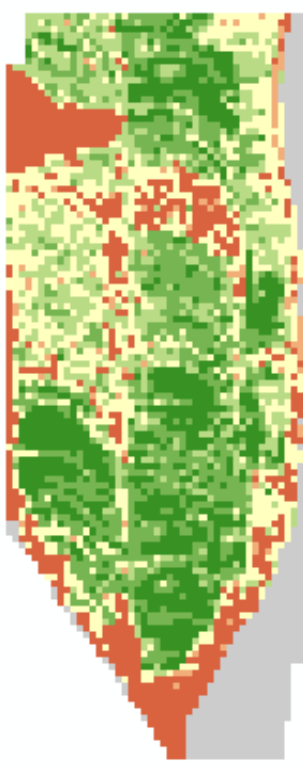

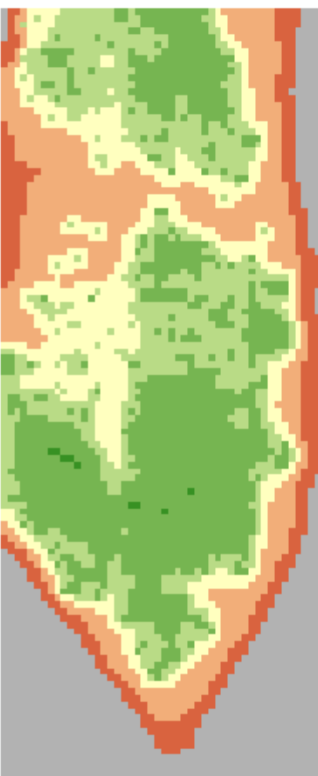
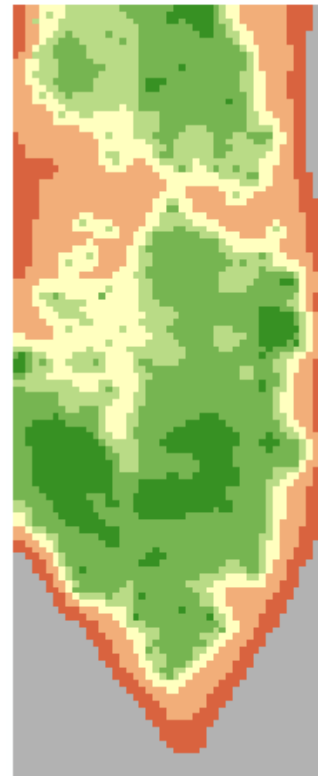
Rok	Nezarostlá oblast	Mírně zarostlá oblast	Silně zarostlá oblast
1994			
1995			
1996			
1997			
1998			
1999			
2000			
2001			
2002			
2003			
2004			



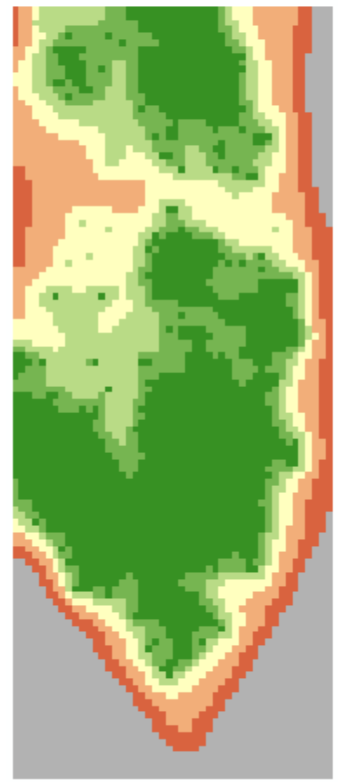
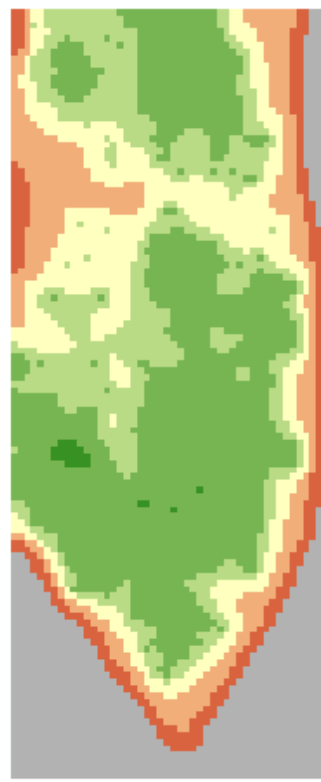
3.4.2 Porovnání modelů

Tabulka 5. zobrazuje nejlepší dosažené výsledky pro všechny 3 typy použitých modelů. Z obrázků je patrné že exponenciální model celkově produkuje nejvíce homogenní výsledky. V posledním sledovaném roce tak model odpovídá celistvé homogenní ploše napříč celou výsypkou s výjimkou jejích okrajů. Heterogenita výsledků zbylých dvou modelů je podstatně vyšší než u exponenciálního modelu. Všechny použité modely zachycují skutečné šíření dřevin na výsypce s výjimkou některých úseků, např. žlabů výsypky.

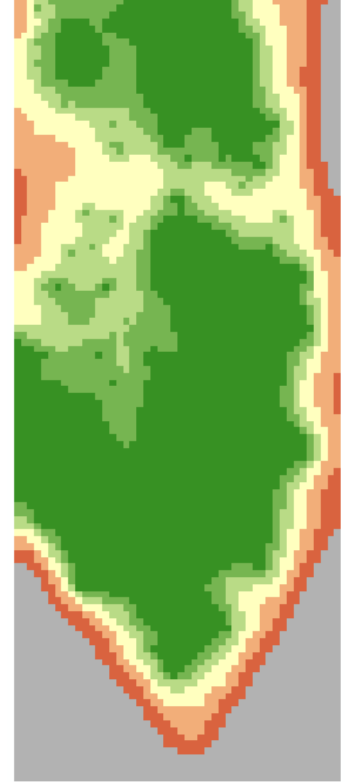
Tabulka 5. Modely vývoje dřevinné vegetace.

<i>Skutečný stav</i>	<i>Exponenciální model</i>	<i>Logistický model</i>	<i>Smith-Slatkinův model</i>
1998			
			
2005			
			

2008



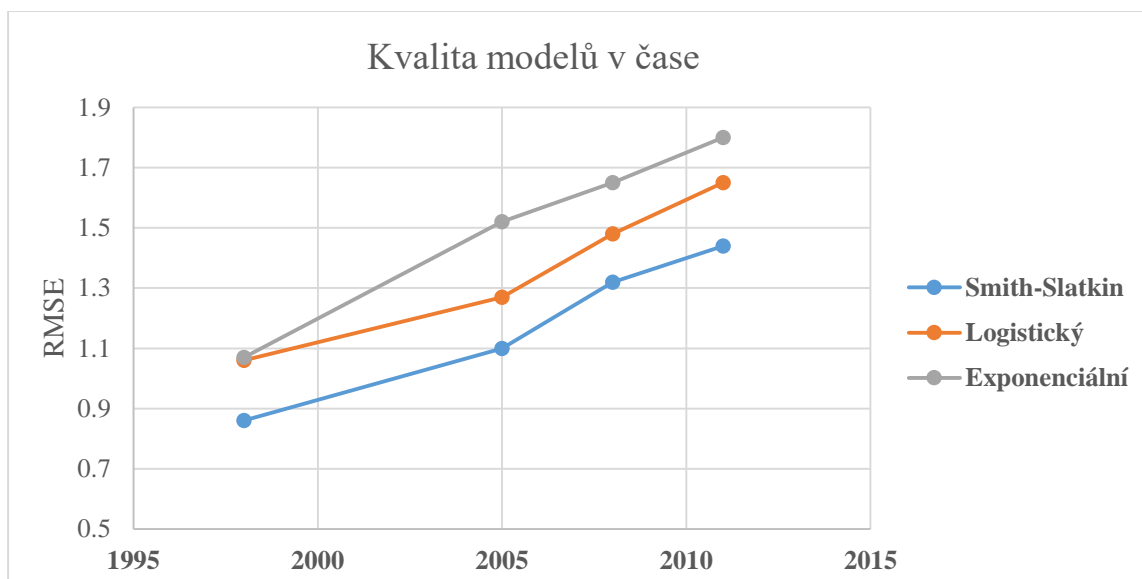
2011



Tabulka 6. Výsledky přesnosti modelů.

Typ modelu	Rok	RMSE	% správné klasifikace	Kappa
<i>Smith-Slatkinův</i>	1998	0,86	44,51	0,53
	2005	1,10	32,51	0,46
	2008	1,32	36,86	0,40
	2011	1,44	48,27	0,31
	Celkový průměr	1,18	41,16	0,43
<i>Logistický</i>	1998	1,06	35,84	0,47
	2005	1,27	32,46	0,40
	2008	1,48	30,10	0,32
	2011	1,65	39,37	0,24
	Celkový průměr	1,36	34,44	0,36
<i>Exponenciální</i>	1998	1,07	38,37	0,50
	2005	1,52	29,02	0,39
	2008	1,65	38,49	0,33
	2011	1,80	56,08	0,22
	Celkový průměr	1,51	40,62	0,36

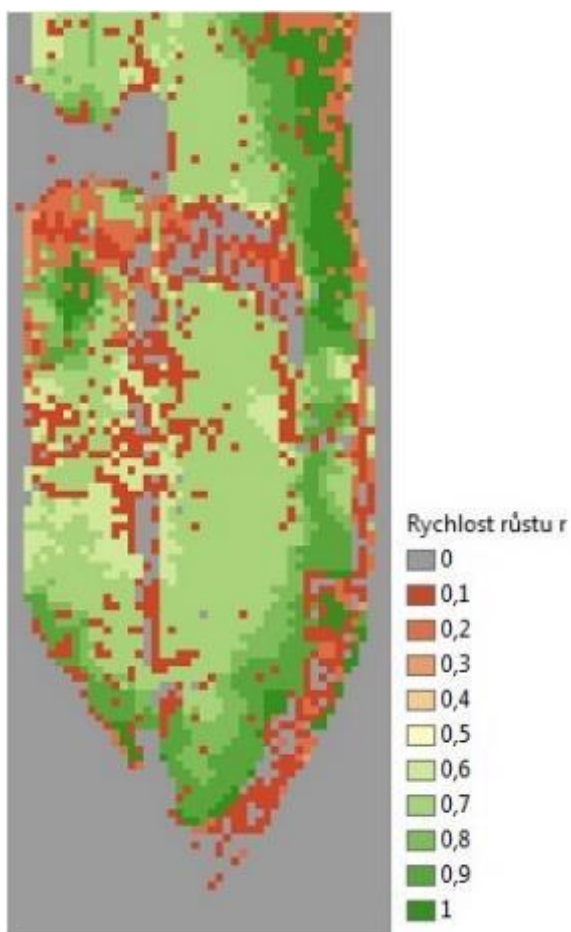
Nejlepších výsledků dosáhl Smith-Slatkinův model, který měl v průměru nejnižší RMSE, nejvyšší procento správně klasifikovaných buňek (41%) i nejvyšší hodnotu kappa indexu (0,43). Model aplikující logistickou rovnici růstu měl nižší průměrnou RMSE v porovnání s exponenciálním modelem, ovšem hodnota průměru správně klasifikovaných pixelů byla nejnižší ze všech modelů (34%). Exponenciální model produkoval o něco horší výsledky než ostatní dva modely. Zejména relativně vysoká hodnota RMSE vypovídá o vyšší míře neshody, která v průměru odpovídá odchylce o jednu a půl třídy na jeden pixel.



Obr. 3. Graf vývoje střední chyby modelů v čase.

Na obrázku 3. je vidět mírně odlišný průběh stoupající chybovosti modelů u exponenciálního a zbylých dvou modelů. Zatímco logistický a Smith-Slatkinův model vykazovaly pozvolnější nárůst RMSE mezi 1998 a 2005 (0,21 respektive 0,24.), exponenciální model vzrostla chybovost o hodnotu 0,45.

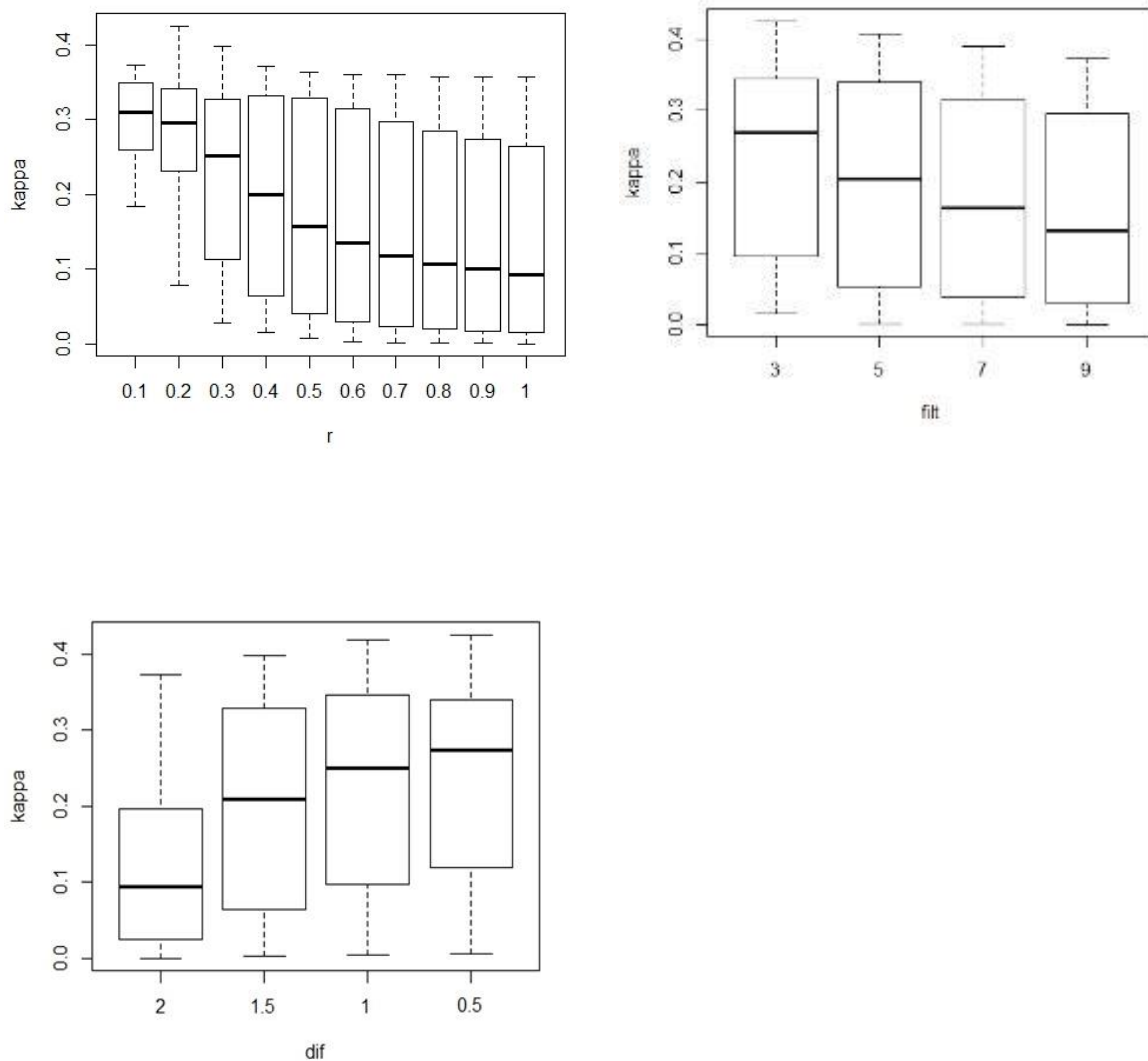
3.4.3 Hodnocení růstové heterogenity



Obr. 2. Růstová heterogenita výsypky.

Z výsledku hledání nejlepší růstové rychlosti na základě nejnižší RMSE pro každý pixel jsou vidět významné rozdíly s ostrými hranicemi v rychlostech mezi plochami hroboů a úžlabin. Nejrychleji vegetace rostla při východním a jižním okraji výsypky, naopak v úžlabinách a středové části výsypky byly hodnoty velmi nízké až nulové. Významné rozdíly jsou také v horní polovině střední vlny.

Z grafů závislosti parametrů na kappa vyplývá, že všechny parametry měly významný vliv na výslednou hodnotu kappa indexu ve všech modelech. V případě proměnné rychlosti růstu byly nejlepší výsledky dosaženy při hodnotě 0,1 až 0,2 s nejvyšším mediánem i nejnižším rozptylem výsledků. Od hodnoty 0,3 parametru r došlo k výraznému nárůstu variability výsledků a snížení mediánu. Parametr okolí (rozsah difúze) se vyznačoval klesající hodnotou kappa s rostoucí velikostí čtvercové matice. Tento trend platil pro medián, horní i dolní hranici krabicového diagramu i pro odlehlé hodnoty. Parametr rychlosti difúze měl zvyšující se hodnoty mediánu i maximální kappa se snižující se rychlostí difúze. Nejvyšší hodnota mediánu i maximální kappa byla pro poloviční rychlost difúze 0,5.



Obr. 4. Velikost shody mezi skutečným a modelovaným územím při změnách hodnot parametrů. Grafy jsou pro tyto parametry: rychlost logistického růstu r , rozsah difúze $filt$ a rychlost difúze dif . Grafy pro ostatní modely byly pobodné, proto zde nejsou uvedeny.

4 Diskuze

4.1 Prediktabilita spontání sukcese na výsypce

Výsledky ukazují, že vývoj primární sukcese je do značné míry vysvětlitelný na základě prostorových veličin daného území, jakými jsou migrace semen z přilehlých ploch a rychlost s jakou se tato semena uchycují. To ukazuje na to, že vývoj území je tak spíše determinován přítomností původních soliterních dřevin a jejich šířením, než vlivem dálkového přenosu semen z okolní krajiny. Tento výsledek je v dobrém souladu s pracemi Dvorščíka (2012) a Reischmidové (2015), jejichž výsledky také ukazují na to, že šíření vrby jívy je silně ovlivněno výskytem skautů soliterních křovin přítomných na ploše výsypky, než dálkovým šířením. To je podpořeno výsledky z posledních let modelované sukcese, kdy nezarostlá plocha střední vlny výsypky zůstala řídce osídlena i na modelových snímcích. Příčinou nezarostení plochy i po 18 letech sukcese je tak pravděpodobně úplná absence skautských jedinců.

4.1.1 Srovnání modelů

Nejpřesnějších výsledků bylo dosaženo modelem s uplatněním růstové rovnice podle Smith Slatkina, jejíž výhodou je aplikace většího počtu parametrů a tudíž větší možnost volby průběhu růstové křivky (Begon a kol., 1997). Tím tak bylo možné lépe zohlednit potenciální změny mechanismů šíření dřevinného společenstva v průběhu sukcese. Naopak nejnižší míra shody korespondovala s modelem aplikujícím exponenciální rovnici růstu. Zejména pak odmocnina ze střední kvadratické chyby dosahovala v průměru hodnoty 1,5 třídy na pixel, což je o 11% horší výsledek než u logistického modelu a o 28% horší než model Smith-Slatkinův. Tyto výsledky pravděpodobně souvisí s nesouladem, který spočíval ve stále exponenciálně rostoucí míře zarůstání modelu vyjádřenou touto rovnicí, zatímco skutečná rychlost zarůstání plochy výsypky byl spíše lineární. Ačkoli exponenciální model vykazoval

vysoký nesoulad a velkou RMSE, procento správně klasifikovaných pixelů bylo značně vysoké a v posledním modelovaném roce dokonce nejvyšší. To je pravděpodobně zapříčiněno tím, že v roce 2011 bylo skutečné území již téměř zcela zarostlé a tudíž tento model, který celé území pokrýval kompletním zarostlím, měl velký podíl správně zařazených pixelů. Ovšem na skutečném klasifikovaném snímku se stále vyskytovaly řídké či zcela neosídlené okrsky bez vegetace a i ty byly modelem určeny jako zcela zarostlé, což mělo významný vliv na celkovou míru shody a RMSE. Model logistického růstu produkoval o něco horší výsledky než model Smith-Slatkinův a to ve všech sledovaných indikátorech, ale zároveň měl značně spolehlivější výsledky než model exponenciální.

Největší nesoulad všech modelů v porovnání s realitou byl zaznamenán v posledních letech pozorování. Lze se domnívat, že to může souviset s tím, že zatímco na začátku sukcese byla vegetace dominována keři, zejména jívami, ke konci byly tyto keře přerosteny břízami a osikami, což mohlo vést ke změně dynamiky zarůstání.

4.1.2 Vliv abiotických faktorů

Prostorové rozmístění vegetace na výsypce je po 18 letech podstatně heterogenitější než ve výsledku simulací. Jedním z možných vlivů je absence zahrnutí abiotických faktorů do výpočetního procesu. Na druhou stranu současné výsledky jiných prací ukazují, že vliv abiotických půdních charakteristik jakými jsou pH, toxicita či dostupnost živin při modelování vývoje na vytěžených lokalitách nemají významný efekt na spontánní vývoj vegetace na výsypkách (Wiegand & Birgit, 2001). Významným faktorem prostředí byl však reliéf (Frouz a kol., 2011). To dokládá výsledek modelu růstové heterogenity, který ukazuje, že v různých částech výsypky se dřeviny vyvíjely s různou rychlostí. Nízké hodnoty růstových rychlostí korespondovaly s oblastmi úžlabin, které i po 18 letech vývoje byly jen řídké osídlené zatímco vrcholky vln byly z většiny souvisle zarostlé. To může být do jisté míry zapříčiněno vlivem vodní eroze v těchto úsecích, neboť svažitost a s ní související

stružková eroze zásadně ovlivňuje uchycení a vývoj vegetace na obnovených stanovištích (Heras a kol., 2008). Při budoucí tvorbě prostorově explicitních modelů by tak bylo vhodné aplikovat rozdílné mechanismy vývoje pro tyto plochy. To je možné provést i bez použití modelu reliéfu neboť oblasti vrcholků vln žlabů jsou jasně rozpoznatelné i z leteckých snímků.

4.1.3 Vliv prostorových veličin

Počátek primární sukcese na výsypkách bývá determinován lokalizovnou disperzí vedoucí k tvorbě shlukovitých plošek osídlených vegetací. Tento agregovaný mechanismus šíření podléhá zejména prostorovým vlastnostem mezi jedinci a jejich okolím (Baasch a kol., 2009). To je podporováno výsledky této práce, neboť model vývoje prvních pěti let vykazoval zdaleka nejlepší výsledky.

Klesající trend úspěšnosti použitých modelů s postupujícím časem může být způsoben řadou faktorů. Jedním z možných vysvětlení je právě postupná změna v dominanci vzrostlých stromů nad keři v pozdějších letech, které se vyznačují odlišnými mechanismy šíření. V takovém případě potom kombinace prostorových parametrů, která dobře vystihovala ranou sukcesí keřů již nedokázala reflektovat změnu tohoto trendu. To se shoduje i s výsledky Baasch a kol, (2009), kteří zaznamenaly snižující se vliv prostorových veličin v čase při modelování spontánní sukcese na výsypkách. Jiným vysvětlením může být vzrůstající vliv půdních a jiných abiotických faktorů v průběhu času. Takovou hypotézu ale vzhledem k absenci těchto dat nelze potvrdit ani vyvrátit.

4.1.4 Význam parametrů a rovnic

Všechny použité prostorové parametry i růstové rovnice se významně podílely na vysvětlení skutečného vývoje území. Z výsledků citlivostní analýzy je patrné, že simulace

s nízkou rychlostí samovolného zarůstání dřevinami vedly k nejvyšší shodě s pozorovanými daty a zároveň variabilita výsledků byla podstatně nižší.

Prahový parametr s hodnotami 1 až 2, po jejímž překročení se začal uplatňovat spontánní růst, produkoval v průměru nejvyšší míru shody pro všechny tři typy modelů. To napovídá, že i dřevinami řídké osídlené plochy dokázaly postupem času zarůst po celé ploše buňky. Je tak pravděpodobné, že lokální transport diaspor má především funkci iniciátoru rozvoje na dosud neobydlených plochách, zatímco spontánní růst přebírá funkci hlavního faktoru rozvoje již od počátku osídlení ploch vegetací.

V průměru nejvyšší míra shody při nejnižším možné hodnotě parametru rozsah okolí (tedy 3x3 pixelů) svědčí o klesajícím vlivu přenosu semen se vzdáleností od středové buňky. To může být způsobeno tím, že ačkoli jsou druhy jako jiva schopné disperze semen na velké vzdálenosti, absolutní množství těchto semen na velikost plochy se se vzdáleností exponenciálně snižuje (Gage & Cooper, 2005) a tudíž i šance na uchycení jsou nižší.

4.2 Využití leteckých snímků

Série historických leteckých snímků byly vhodným zdrojem informací pro popis vývoje spontánní vegetace na výsypce. Neortorektifikované snímky z Dobrušky se metodou 2. polynomiální transformace povedlo upravit tak, aby s nízkou polohovou chybou lícovaly s ortorektifikovanými snímky z ČUZK. Nízká polohová odchylka potom umožnila klasifikovat území do čtvercové matice v dostatečně velkém měřítku, aby to umožnilo popsat mechanismy šíření dřevinné vegetace. Jedním z limitů použití leteckých snímků mohlo být značné časové rozpětí v datu snímkování (140 dní), což mohlo ovlivnit přesnou kvantifikaci zarostení buňek při manuální klasifikaci, neboť při sledování vývoje dřevin by se data snímkování neměla lišila o více jak 100 dní (GFW, 2006).

5 Závěr

Na základě leteckých snímků byl vytvořen prostorově explicitní model vysvětlující vývoj dřevinné vegetace během osmnáctileté spontánní sukcese na Sokolovské výsypce. Výsledky modelu ověřily možnost popsat vývoj výsypek ponechaných spontánní sukcesí pouze na základě prostorových proměnných. Vývoj území je tak spíše determinován přítomností skautských jedinců v počátcích sukcese, než dálkovým přenosem diaspor ze vzdáleného okolí.

Přenos semen z blízkého okolí hrál významnou roli u nezarostlých ploch. Nejlepší výsledky dosahovaly až 40% shody v průměru pro všechny modelované roky a nad 50% v některých letech. Smith-Slatkinův růstový model byl v tomto ohledu nejlepší, neboť dokázal reflektovat změny v intenzitě vývoje způsobené možnými změnami v mechanismech šíření dřevin v pozdějších letech.

Úspěšnost všech modelů klesala v čase, což poukazuje na klesající vliv prostorových závislostí během primární sukcese na výsypkách. Úspěšnost budoucích modelů může být zvýšena zahrnutím dalších prostorových charakteristik, jako například aplikováním odlišných mechanismů šíření pro žlaby a vrcholy neurovnaných výsypek a zahrnutím převažujícího vlivu stromů nad keři v pozdějších letech sukcese.

6 Seznam použité literatury

1. Acevedo, M.A., Marcano, M., Fletcher, R.J. (2012). A diffusive logistic growth model to describe forest recovery. *Ecological modelling*, 244, 13-19.
2. Aggraval, S. (2004). Principles of remote sensing. *Satellite remote sensing and GIS applications in agricultural meteorology*.23-38.
3. Alday, J.G., Pallavicini, Y., Marrs, R.H., Ruiz,C.M. (2011). Functional groups predicting vegetation dynamics on reclaimed mines. *Plant ecology*,212, 1759-1775
4. Augustin, N. H. (2015). Exploring spatial vegetation dynamics using logistic regression and a multinomial logit model, *Journal of applied ecology*, 38(5), 991–1006.
5. Baasch, A., Kirmer, A., & Tischew, S. (2012). Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*, 49(1),
6. Baasch, A., Tischew, S., Bruelheide, H. (2009). Insights into succession processes using temporally repeated habitat models : results from a long-term study in a post-mining landscape, *Journal of vegetation science*, 20, 629–638.
7. Balzter, H., Braun, P. W., & Ko, W. (1998). Cellular automata models for vegetation dynamics, *Ecological modelling*, 107, 113–125.
8. Bardgett, R. D., & Walker, L. R. (2004). Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(3), 555–559.
9. Bazzaz, F.A. (1996). Plants in changing environments:linking physiological, population, and community ecology. Cambridge University Press, New York.
10. Begon M., Harper J. L. a Townsend C. R. (1997). Ekologie. Jedinci, populace a spolecenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.

11. Bugmann, H. (2001). A review of forest gap models. *Climatic change*, 51, 259–305.
12. Clements, F. (1916). Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie institution of Washington, Publication no 242.
13. Congalton, R.G. (1991). Review of assessing accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37, 35-46.
14. Connell, J. H., Slatyer, R. O., Naturalist, T. A., & Dec, N. N. (1977). Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization, *The American naturalist*, 111(982), 1119–1144.
15. Drake, D.R. & Dombois, D.M. (1993). Population Development of Rain Forest Trees on a Chronosequence of Hawaiian Lava Flows. *Ecology* 74:1012–1019
16. Dvorščík, P. (2012). Biomasa vegetace různě starých. Diplomová práce. Universita Karlova v Praze.
17. Czaran, T. and S. Bartha (1992) Spatiotemporal dynamic models of plant populations and communities. *TREE* 7: 38-42.
18. Frouz, J. (2008). The effect of litter type and macrofauna community on litter decomposition and organic matter accumulation in post-mining sites. *Biologia* 63: 249–253.
19. Frouz, J., Nováková, A. (2005). Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma*, 129, 54–64.
20. Frouz, J., Popperl, J., Přikryl, I., Štrudl, J., (2007). Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s. Sokolov, 26.
21. Frouz, J., Kalčík, J., Velichová, V. (2011). Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecological engineering*, 37(11), 1910-1913.

22. Gage, E.A., Cooper, D.J. (2005). Patterns of willow seed dispersal, seed entrapment, and seedling establishment in a heavily browsed montane riparian ecosystem. *Can. J. Bot.*, 83, 678-687.
23. Global forest watch (GFW) (2006). Frequently asked questions.
24. Grimm, V. (1999). Ten years of individual-based modelling in ecology : what have we learned and what could we learn in the future ? *Ecological modelling*, 115, 129–148.
25. Hodacová, D., Prach, K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*, 11: 385–391.
26. Hogeweg, P. (1988). Cellular Automata as a Paradigm for Ecological Modeling. *Applied mathematic and computation*, 27, 81–100.
27. Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W. A., Lampe, M. Von, Baasch, A., & Groenendael, J. M. Van. (2008). Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes : predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems, *Journal of applied ecology*, 45, 1523–1530.
28. Landis, R., Koch, G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174.
29. Langley, S.K., Cheshire, H.M., Humes, K.S. (2001). A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. *J Arid Environment*, 49,401–11.
30. Lett, C., Silber, C., & Barret, N. (1999). Comparison of a cellular automata network and an individual-based model for the simulation of forest dynamics, *Ecological modelling*, 121, 277–293.
31. Liu, J., & Ashton, P. S. (1995). Individual-based simulation models for forest succession and management, 73, 157–175.
32. Mäkelä, A., Landsberg, J. O. E., Ek, A. R., Burk, T. E., Ågren, G. I., Oliver, C. D., & Puttonen, P. (2000). Process-based models for forest ecosystem management : current

- state of the art and challenges for practical implementation, *Tree physiology*, 20, 289–298.
33. Mladenoff, D. J. (2004). LANDIS and forest landscape models. *Ecological Modelling*, 180(1), 7–19
 34. Moral, R. (2007). Limits to convergence of vegetation during early primary succession. *Journal of vegetation science*, 18, 479–488.
 35. Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J. M., & Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*, 34, 168-178.
 36. Morgan, J. L., Gergel, S. E., & Coops, N. C. (2010). Aerial Photography: A Rapidly Evolving Tool for Ecological Management. *BioScience*, 60(1), 47–59.
 37. Picket, S.T.A., Cadenasso, M.L., Meiners, S.J. (2008). Ever since Clements : from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention, *Applied vegetation science*, 9–21.
 38. Poschlod, P., Bakker, J., Bonn, S., Fischer, S. (1996). Dispersal of Plants in Fragmented Landscapes. *The GeoJournal Library*, 35, 123-127
 39. Prach, K. (1987). Succession of vegetation on dumps from brown coal mining. N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22: 339 – 354.
 40. Reitschmied, E. (2015). Uchycování spontánní dřevité vegetace na sokolovských výsypkách. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze.
 41. Slothower, R.L., Schwarz, P.A, Johnston, K.M. (1996). Some Guidelines For Implementing Spatially Explicit, Individual-Based Ecological Models Within Location-Based Raster GIS. *Papers from the Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, New Mexico.
 42. Štýs, S., (1981). Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL Nakladatelství technické literatury, Praha.

43. Trnková, R., Řehounová, K., Prach, K. (2010). Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries, *Preslia*, 82, 333–343.
44. Vávrová, A. (2010). Historický rozvoj spontánní vegetace na výsypkách v okolí Sokolova. Bakalářská diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze.
45. Wiegleb, G., Felinks, B. (2001). Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia , Germany, (1998), 5–18.
46. Wiegleb, G., Felinks, B., Leipzig, U., Gmbh, H., & Naturnahe, P. (2001). Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia — chance or necessity, *Ecological engineering*, 17, 199–217.
47. Willis, K. S. (2015). Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. *Biological Conservation*. 182, 233-242.
48. Xie, Y., Sha, Z., & Yu, M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1), 9–23.