

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



BcA. Vojtěch Šálek

Modelování časoprostorového vývoje vegetace
Modelling of spatiotemporal development of vegetation
Diplomová práce

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

Praha 2022

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, 2022

Podpis:

Abstrakt:

Data o parametrech samoředění a shlukovitosti dominantních druhů dřevin uplatňujících se během spontánní sukcese na výsypkách jsou jedním z klíčových předpokladů pro její porovnání s lesnickými rekultivačními metodami, hospodářskými lesy a ostatními lokalitami post-těžebního prostředí.

Pro účely této studie byla provedena a získána měření čítající přes 2500 jedinců na více než 11 hektarech lesa na velké podkrušnohorské výsypce, a ta následně použita ke zjištění indexu shlukovitosti (HSI – Hopkins-Skellam Index) a modelování samoprosvětlovacích funkcí (SDI – Stand Density Index). Studie obsahuje data z porostu v různých stádiích v rozpětí 16-90 let od počátku sukcese. Vzhledem k povaze dat jsou zde detailně vyhodnoceny hodnoty primárně pro přirozenou populaci břízy bělokoré, která se stala na mnoha plochách dominantní a referenční hodnoty pro její zakmenění jsou v literatuře široce dostupné.

V rámci analýzy indexů zakmenění jsou vypočítány sklony samoředících funkcí dřevin v rámci studovaných ploch a analyzována závislost indexu shlukovitosti na průměrné výčetní tloušťce, stáří, indexu zakmenění a druhovému složení.

Analýzou výsledných hodnot pro plochy s dominantní břízou bylo zjištěno nižší celkové zakmenění oproti maximálním hodnotám používaným jako hospodářský referenční rámec v zahraničí (o 42%), a o 18% a 4% nižší oproti srovnatelným plochám spontánní sukcese s podobným druhovým složením v lesním prostředí, kde jsou přirozené přítomné organické půdní horizonty. Analýzou samoprosvětlovacích funkcí byla zjištěna tendence všech a ploch s dominantní břízou k pomalejšímu samoprosvětlování. Tato tendence neodpovídá standartní rychlosti dané Reinekeho konstantou, ačkoli se v rámci konfidenčního intervalu překrývají. I při hypotetickém stejném počátečním zakmenění tedy vznikají v rámci sukcese na výsypkách relativně hustší porosty, než je standardem u produkčních dřevin v hospodářských lesích, ačkoli tento trend může být způsoben nižším absolutním zakmeněním.

Zajímavým výsledkem je hodnota při protnutí pouze nejvyšších naměřených hodnot, kdy tato funkce pouze 1.1% rozdíl ve sklonu oproti Reinekeho konstantě. Tento výsledek lze interpretovat jako znak dobré predikovatelnosti maximálního zakmenění sukcesních ploch pomocí standartních metod, nehledě na změnu jejich druhového složení v čase.

Data o indexu shlukovitosti vykazují hodnoty náhodného až shlukovitého rozložení se odlehlými hodnotami s extrémní shlukovitostí, průměrná hodnota Hopkins-Skellam indexu je 1.766, tedy zhruba mezi hodnotami na srovnatelných plochách (0.748 a 3.099) a podstatně více než v dospělých hospodářských lesích (0.543). Hodnoty HSI nevykazují žádnou prokazatelnou lineární souvislost s ostatními sledovanými parametry.

Informované rozhodování o osudu těchto oblastí je klíčové pro přicházející otázky, související se stále častějším uzavíráním fosilních provozů a vracení těchto ploch do zemědělského fondu, případně mezi pozemky určené k plnění funkcí lesa. Mapování vlastností sukcesních mechanismů na tomto specifickém území je příležitostí pro pochopení možné budoucí podoby těchto území.

Abstract:

Gathering quantitative data on stand density and aggregation of the most abundant woody species present during spontaneous succession on spoil heaps is of the essence in situations, when we need to compare it with man-made silviculture stands and other areas of post-mining environment.

For the scope of this study a large dataset, containing over 2500 trees on more than 11 hectares of spontaneous forest succession on spoil heaps, was measured and acquired. These entries were used to calculate indices of self-thinning, specifically Reineke's stand density index (SDI) and an index of clustering using Hopkins statistics (HSI). Data consists of stand measurements ranging from 16 to 90 years of continuous succession. Taking species composition into account, the study focuses mainly on population of silver birch, which reached dominant abundance on many of the studied areas and reference data on silver birch SDIs are common in literature.

Along with stand density indices, the slopes of its functions were calculated and compared with the reference values. The correlations of clustering index values with site age, species composition, diameters at breast height, and density indices were analysed.

Analysing the resulting values of stand-density indices for areas where birch was dominant, spontaneous succession showed lesser density per hectare than maximum values in forestry references for same species composition. A 42% less density was recorded when comparing to US forestry services database, but only 18% and 4% less density compared to spontaneous succession in forests, where topsoil layers are naturally present. The function slopes for areas with dominant birch were more gentle than Reineke's constant for self-thinning, meaning that even with same starting species and density as in silviculture practice, quite dense forest would likely develop in time of birch succession, unless this fact is caused by the lower absolute density itself.

Important conclusion arises when calculating with all species composition across all ages of succession and plotting curve for two maximum densities of observed areas. The resulting function, taking natural change of composition in spontaneous succession into account, has a slope almost identical (1.1% steeper) to reference curve of Reineke's law of 1.605. We can interpret this result as a demonstration of good predictability of maximum stand density in succession areas, even though abrupt changes in species composition are recorded as they develop.

Data on aggregation shows random to clustered distribution with outliers showing extreme aggregation, mean value of Hopkins-Skellam index was 1.766, lying in between of succession sites in reference datasets (0.748 to 3.099) and way higher than values for adult silviculture stands (0.543). Aggregation index values do not exhibit any linear correlation or dependency on other recorded parameters.

Informed decision-making about the future of these areas is essential for upcoming time of more frequent, more widespread closing of coal mining assets and returning these areas back from industrial to agricultural, forestry and natural processes.

Obsah

1. Úvod.....	6
1.1. Obsah práce	6
1.2. Cíle a Hypotézy	7
2. Přehled literatury	8
2.1. Těžba uhlí a obnova poškozených ekosystémů.....	8
2.1.1. Těžba uhlí a její environmentální dopady	8
2.1.2. Ekologické podmínky na výsypkách.....	8
2.1.3. Vývoj ekosystémů na výsypkách v okolí Sokolova	9
2.1.4. Rekultivace výsypek.....	10
2.2. Vývoj lesa a role pionýrských dřevin.....	11
2.2.1. Ekologická sukcese v rámci lesních cyklů	11
2.2.2. Ekologie dominantních pionýrských Dřevin.....	11
2.2.3. Bříza bělokorá - Betula pendula	12
2.2.4. Topol osika - Populus tremula.....	13
2.3. Sledování samoředění a prostorové distribuce stromů	13
2.3.1. Konkurence stromů, princip samoředění a jeho metriky	13
2.3.2. Faktory ovlivňující prostorové rozmístění porostu	14
2.3.3. Data o samo-prosvětlovacích mechanismech u pionýrských druhů.....	14
2.3.4. Modelování procesu samoředění v lesnické praxi.....	15
3. Metodika.....	16
3.1.1. Studované lokality	16
3.1.2. Geologické a klimatické poměry v lokalitě.....	16
3.1.3. Metodika sběru	17
3.1.4. Metody studia samoprosvětlovacích mechanismů	19
3.1.5. Metody studia prostorového rozmístění stromů	19
3.1.6. Zpracování dat pro vyhodnocení stand density index	20
3.1.7. Zpracování dat pro analýzu shlukovitosti Hopkins Skellam index:	21
4. Výsledky.....	23
4.1. Výsledky pro Stand density index.....	23
4.2. Výsledky analýzy shlukovitosti Hopkins-Skellam index.....	26
5. Diskuze.....	27
6. Přehled termínů a zkratk.....	30
7. Seznam literatury.....	31

1. Úvod

1.1. Obsah práce

Ukončování činnosti provozů těžby a zpracování uhlí je v současnosti jednou z prostorově nejvýznamnějších změn průmyslové krajiny v Evropě. Vzhledem k poklesu produkce uhlí v EU o 80% za posledních 30 let (Eurostat 2022) se jedná o rozsáhlé plochy vznikajícího post-těžebního prostředí, které je v našich podmínkách nejčastěji transformována lesnickou a vodní rekultivací.

Kromě těžebních prostor a zpracovatelských závodů tvoří často srovnatelně rozsáhlou plochu i výsypky těžební skrývky a hlušiny, které vzhledem k těžebnímu postupu často přestávají být aktivními dříve než samotné dobývací prostory. (Štýs 1981). Tyto plochy jsou v současnosti vzácnými prostředím pro studium primární sukcese a šíření druhů na substrátu bez přítomnosti svrchních půdních horizontů. Studium parametrů primární sukcese v širokém časovém rozpětí může výrazně přispět k informovanosti rozhodování o osudu post-těžebních prostředí. Modelování ekologických parametrů sukcesních ploch na základě těchto dat je základním prostředkem ke srovnání rozdílných přístupů k prostředí.

Měření produkčních parametrů smíšených porostů vzniklých samovolným uchycením a sukcesí není v literatuře široce dostupné především kvůli nízkému zastoupení těchto území v hospodářské praxi a malému překryvu zájmových oblastí. K porovnání sukcese a rekultivace nicméně nelze přistupovat striktně ekonomickým poměřením nákladů a výnosu. Je nasnadě brát v potaz schopnost poskytovat habitat dalším druhům, ekosystémové funkce, služby (Ignatyeva et al. 2020), kulturní hodnotu krajiny, ale i potenciál pro naplnění spravedlivého přechodu, případně nepropásnout ojedinělou možnost vytvoření území nové divočiny a nadprůměrné biodiverzity.

Ve studované oblasti historicky probíhaly environmentálně i ekonomicky nákladné rekultivační procesy s cílem maximalizovat produkční hodnoty území. Tyto zásahy zpravidla vrátily vývoj území o několik let přirozeného vývoje nazpět a přes velké náklady jsou v mnoha parametrech s nerektivovaným územím srovnatelné (Frouz et al. 2015a). Tato práce navazuje na předchozí studie Reitschmidtové, Dvorščíka a Kotápišové, které se věnovaly analýze produkčních parametrů spontánní sukcese a jejímu porovnání s rekultivovanými oblastmi.

Cílem práce je změřit, a na širším datasetu, kombinujícím předchozí práce a vlastní měření, spočítat indexy hustoty porostu a agregační indexy pro vybraná území primární sukcese na velké podkrušnohorské výsypce. Tyto údaje následně porovnat s parametry z literatury a s indexy pro hlavní hospodářské dřeviny.

1.2. Cíle a Hypotézy

C1

Zjistit, zda Stand density index (SDI) pro vícedruhovou spontánní sukcesi vykazuje srovnatelný sklon jako Reinekeho konstanta samoprosvětlení, tady -1.605.

H1

Vzhledem k plynulé návaznosti sukcesní proměny druhového složení a absenci výchovných zásahů. je předpoklad, že sukcese bude vykazovat pomalejší tendenci samoporsovětlování, než je běžná hodnota při analogickém druhovém složení.

C2

Zjistit míru zakmenění pro vícedruhová stanoviště spontánní sukcese a porovnat ji s hodnotou SDI_{max} pro analogická měření v dostupné literatuře.

H2

Předpokládáme, že míra zakmenění bude, vzhledem k absenci organické hmoty, přirozených půdních horizontů a lesnických výchovných zásahů, výrazně nižší. Minimálně o 100 bodů indexu pod SDI_{max} udávaného pro hospodářské lesy analogického složení.

C3

Provést analýzu shlukovitosti podle Hopkins Skellam Index (HSI) ve vztahu k věku a složení porostu.

H3

V iniciálních fázích sukcese předpokládáme náhodné rozmístění způsobené stochastickou variabilitou převážně anemochorní disperze semen na velkou vzdálenost, po 20. roce je předpoklad tendence k relativně rovnoměrnému uspořádání jedinců. Ke shlukovitosti by z principu sukcesních ploch, na strojově urovnaných územích s homogenním podložím bez hospodářských zásahů, nemělo v dlouhodobém hledisku docházet, vzhledem k samo-organizaci vegetace k maximálnímu využití mezer v zápoji.

2. Přehled literatury

2.1. Těžba uhlí a obnova poškozených ekosystémů

2.1.1. Těžba uhlí a její environmentální dopady

Těžbou uhlí se narušují podmínky půdní, mikroklimatické, hydrologické a vegetační. Pravidelně v jejím důsledku dochází ke ztrátám či degradaci půdy, kontaminaci či snížení hladin spodních vod a záboru území (Patejdl 1970). Důsledky těžby na Sokolovsku ovlivnily nejen dotčenou plochu, ale kvůli změnám využití rozsáhlých oblastí v údolí i podmínky v přilehlých horských oblastech. Tímto vlivem změny vlhkostního a tepelného režimu v nižších polohách je celá oblast je postižena zvýšeným výskytem přirozených i průmyslových inverzí (Krajíček a Rothbauer 2003).

Území hnědouhelné pánve na severozápadě ČR je dlouhodobě nejvíce postižené povrchovou těžbou. Na Sokolovsku probíhá těžba od 17. století, kdy se jednalo o hlubinné dobývání suroviny, v druhé polovině 20. století začíná těžba povrchová, která dává vzniknout výsypkám hlušiny.

Výsypky, tedy deponie skrývky, původem z nadloží uhelné pánve, zakládáné při povrchové těžbě jsou doprovodným jevem tohoto druhu dobývání surovin. Dělí se na vnitřní a vnější, přičemž vnější jsou z povahy procesu vždy nadúrovňové a přispívají k záboru a devastaci dalších ploch, zatímco vnitřní mohou být pod, na úrovni, či nad úroveň báňského provozu. Na Sokolovsku je velká část vnějších výsypků v současné době uzavřena a skrývka z největšího provozu v lomu Jiří je nasypávána na vnitřní výsypku, vyplňující odtěžené prostory lomu.

Navezení skrývky může probíhat pomocí rypadla nebo nověji pásovými dopravníky, případně kolejovými zakladači. Mechanismus vršení zakladačem dává vzniknout charakteristickým prstovým výsypkům s terénními vlnami, znesnadňujícími rekultivaci, nicméně vytvářejícími heterogenní stanoviště, které dávají vzniknout druhové diverzitě při ponechání spontánní sukcese. (Moradi et al. 2020).

2.1.2. Ekologické podmínky na výsypkách

Terén, půdní podmínky a mikroklima na výsypkách se liší podle způsobu zakládání, profilu skrývky, ze které byla navršena a následnou technickou úpravou, která je na nich pro účely rekultivace a meliorace provedena. Ve stavu po navršení se jedná o členitý terén s charakteristickými vlnami vytvořenými zakladačem, a jejichž rozmístění a orientace jsou způsobeny trajektorií zakládání, tvořící dohromady již zmíněnou „prstovou“ strukturu. V rámci zakonzervování výsypky probíhá sesedání a jsou vytvořeny meliorační kanály a odkaliště. Povrch po zakonzervování je zarovnan a v případě velké podkrušnohorské výsypky je z velké části bez navezení substrátu osazen dřevitou vegetací, částečně druhy, které mají podpořit tvorbu půdních horizontů a fixovat makroživiny. Z vysazovaných dřevin převládá jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), javor klen a mleč (*Acer pseudoplatanus*, *platanoides*), lípa malolistá (*Tilia cordata*) a nepůvodní modřín opadavý (*Larix decidua*) a javor jasanolistý (*Acer negundo*) (Hodačová a Prach 2003).

V literatuře, popisující metodologie přípravy těchto ploch pro rekultivaci, se doporučuje zarovnávat povrch výsypky tak, aby povrchové nerovnosti nepřesahovaly rozdíl ± 1 m od srovnávací roviny (Patejdl 1970), nicméně je nasnadě zmínit negativní vlivy zarovnávaní terénu, a to z hlediska destrukce cenných

mikrostanovišť, ekonomické nákladnosti, častému transportu a rozprostření zeminy a přerušení kolonizačního procesu, který probíhá v době od navršení až do konce osmileté ochranné lhůty sesedání výsypky. (Štýs 1981)

Historicky se v první fázi rekultivace používalo na dopravené sprašové zemině výsevu melioračních travin jako Jetele a vojtěšky, které připravily půdu pro následnou rekultivaci lesnickou. (Patejdl 1970)

V dobových pramenech se v rámci urychlení půdotvorných procesů pro potřeby rekultivace zmiňuje, že půdotvornou roli průkopnických rostlin mohou zastat monokultury jen částečně, v rámci přípravy pro hospodářskou rekultivaci se doporučuje jetelotrávní kombinace komonice bílé, jetelu plazivého a úročníku lékařského. V rámci technických meliorací se doporučovalo zvýšit granularitu jílovitých půd přidáním vhodných zrnitých materiálů, ale i odpadních plastických hmot. Benefity přidávání hrubšího materiálu jsou viditelné, dřevitá vegetace přesně kopíruje přítomný kamenitý podsyp pod někdejšími kolejemi zakladače (Patejdl 1970). Toto tvrzení potvrzuje fakt, že dominance dřevin na několika měřených plochách je zjevně podmíněna vyšší granularitou podloží způsobenou přítomností bývalých kolejnicových násypů.

2.1.3. Vývoj ekosystémů na výsypkách v okolí Sokolova

Primární sukcese na sokolovských výsypkách probíhá na několika plochách, z nichž největší souvislá má plochu 300ha a celková výměra činí vyšší stovky hektarů s rozdílnými vstupními podmínkami jako je míra zmíněná granularita podloží, svažitost, vzdálenost od zdrojové populace, v mnoha případech právě dodatečné zarovnění terénu, blízkost umělých odvodňovacích kanálů, atp.

K nejvýznamnějším vstupním podmínkám v tomto ohledu patří míra zachování původních násypových vln, jež vyplývá z práce několika autorů (Frouz et al. 2015a) poloha na vlně se průkazně podílí na pravděpodobnosti uchycení jedince i celých kolonií, směr vlny má vliv na druhové zastoupení. Plochy mimo teréní vlny a původní pozice zakladače, jsou dominované třtinou křovištní, případně téměř prosty vegetace. S dobou trvání sukcese, v důsledku hromadění opadu, spontánní introdukce hub a půdních mikroorganismů, se zvyšuje podíl půdního C a půdní respirace (Markowicz et al. 2015). Nedávne práce potvrdily průkaznou závislost mikrobiální aktivity na typu vegetačního porostu a kvalitě opadu větší, než na kvalitě půdy v rámci rekultivovaných ploch. (Šourková et al. 2005) Jedním z klíčových benefitů sukcese je prokazatelně její okamžitý počátek, kterým o 5-8 let zákonné lhůty sesedání deponie, předbíhá počátku technologické obnovy a následnému růstu hospodářských dřevin. Vliv tohoto faktoru na chronosekvence druhového složení bylinného patra i dřevin byl analyzován na výsypkách v Německu, Maďarsku a České republice. Napříč všemi studovanými plochami v druhové diverzitě dominovaly spontánně rekultivované plochy, v pozdějších fázích dominance vzrostlých dřevin má nezanedbatelný vliv nízké rozpětí sazebního sponu u rekultivovaných ploch, jako faktoru limitujícího osvit bylinného patra (Šebelíková et al. 2019).

Nejvýraznějším benefitem historicky měřených sukcesních ploch je však její schopnost poskytovat až dvojnásobnou druhovou bohatost oproti plochám rekultivovaným, s nulovým zaznamenaným zastoupením nepůvodních invazních druhů (Hodačová a Prach 2003). Druhová diverzita se přitom netýká pouze rostlin, ale například i skupiny obojživelníků a půdní bioty (Vojar et al. 2016). Preferenci k hnízdění na sukcesních plochách projevují i některé druhy drobného ptactva i létajících dravců například Krahujce (Šálek et al. 2010).

Široce prozkoumaným tématem ve studované oblasti je limitace sukcese vlivem zarovnávání povrchu a následné riziko dominance travních společenstev, převážně třtinou křovištní, která zastavuje sukcesní mechanismy pro pionýrské druhy dřevin. Mikrobiální respirace na těchto plochách je však analogická respiraci jak na rekultivovaných, tak sukcesních plochách zarostlých dřevinami. (Čížková et al. 2018). Analogické studie potvrzují tento trend i na plochách výsypek po těžbě černého uhlí na Kladensku, kde se na nerektivovaných plochách nacházely druhy z červeného seznamu IUCN, zatímco na rekultivovaných plochách zcela chyběly. (Tropek et al. 2012)

Proběhlo několik analýz rychlosti tvorby půdy a vlivu ponechání sukcese na půdní biodiverzitu, rychlost vývoje svrchních půdních horizontů. (Markowicz et al. 2015; Frouz et al. 2001) Samovolný vznik fermentačního horizontu vlivem rozkladu opadu je oproti rekultivovaným plochám pomalejší, nicméně po 40. roce se hodnoty vyrovnávají, a vlivem přítomnosti terénních vln je koncentrovanější v nižších polohách. (Šourková et al. 2005; Frouz et al. 2007)

Existují konkrétní doklady vlivu ponechání původního násypového terénu na heterogenitu a abundanci půdních členovců a hmyzu, je doložena zvýšená půdní aktivita a preference heterogenního terénu ohroženými druhy. Kdy původní terénní vlny pravděpodobně vlivem vysoké heterogenity biotických a abiotických podmínek dokážou poskytnout vysoce specifické habitaty (např. pravidelně obnažované substráty) (Moradi et al. 2020; 2018)

Legislativně problematickou oblastí v ČR je nemožnost vést sukcesní plochy v hospodářských porostech jako zalesnění (Vacek 2009) a tím ukončit jejich dočasné vyjmutí ze ZPF, potažmo PUPFL, pro potřeby těžby. Toto dočasné vyjmutí tedy stále není možné ukončit bez provedení některé z forem rekultivace, výjimka pro permanentní vyjmutí z těchto fondů je zpoplatněna a je možné ji provést pouze v případě, že na pozemcích není možné obnovit jejich zemědělskou či lesnickou funkci.

2.1.4. Rekultivace výsypek

V současnosti probíhá diskuse o osudu oblastí uhelných výsypek na mnoha místech světa, kromě Evropy, Ameriky a východní Austrálie, také v jižní Africe a částech Asie (Svobodova et al. 2019).

Rekultivací se rozumí změna využití plochy zpět k produkčním nebo jiným kulturním a člověkem řízeným účelům. Varianty rekultivace jsou hydrická, hospodářská a lesnická, která je nejrozšířenější právě v oblasti sokolovské hnědouhelné pánve. Pod rekultivační plochy může nebo nemusí být navezen substrát, vždy však probíhá zarovnání terénních vln těžkou technikou a v jeho důsledku odstranění dosavadní vegetace. (Frouz et al. 2015a)

Rekultivace je jednou z možností využití post-těžebního prostoru, jejíž možnými alternativami, respektive variantami je umělá renaturalizace, nebo ponechání spontánní sukcese. Při porovnání biomasy dřevin ve 25 letech od vysazení, resp. ponechání sukcese, jsou hodnoty na stejné úrovni. (Frouz et al. 2015a).

Symptomatickou vlastností uhelných výsypek je relativně vysoký obsah uhlíku v částicích zbytkového uhlí, který je však nedostupný pro půdní mikrobiotu. Půdní diverzita a aktivita s časem roste a existuje korelace mezi její biomasou a dominantním rostlinným druhem (Markowicz et al. 2015). Ponechání části území bez rekultivace je cenné tvorbou přirozených společenstev oproti rekultivacím, často využívajícím nepůvodní druhy, např. negativní vliv *Robinia pseudoaccacia*, historicky používaného pro rekultivační účely. (Šebelíková et al. 2019), nebo nejednoznačný vliv dusík fixujících dřevin (Frouz et al. 2015b).

V rámci možností managementu nově uvolněných území existují i kompromisní přístupy, které doporučují praktikovat výchovné zásahy, případně nízkonákladovou lokální setbu, drobné technické zásahy, případně selektivní těžbu usměrňující přirozený vývoj lesa v souladu se společenskou, ochrannou i ekonomickou poptávkou (Prach a Hobbs 2008; Prach et al. 2011).

2.2. Vývoj lesa a role pionýrských dřevin

2.2.1. Ekologická sukcese v rámci lesních cyklů

Ekologická sukcese je definována jako přirozený proces vývoje ekosystémů po disturbanci. Tento vývoj je procesem změny zastoupení druhů a jejich početnosti v dané oblasti a zároveň změna podmínek prostředí, zpětně ovlivňující příhodnost pro dotčené druhy. Primární sukcese je kolonizace těžce disturbované plochy, například na lávových polích, písčitých dunách, ve skalách nebo po antropogenní aktivitě jako je těžba (Frouz a Frouzová 2021). Společnou charakteristikou výchozího prostředí primární sukcese je minimální přítomnost organických horizontů v substrátu, minimální počet živých organismů a semenné banky na disturbované ploše (The Editors of Encyclopaedia Britannica 2019).

Sukcesní plochy hypoteticky směřují ke klimaxovému stadiu, kde se složení společenstva ustálí v rovnováze s místními podmínkami půdy a klimatu. Populace může být limitována půdními poměry nebo v případě příznivých půdních poměrů primárně klimatickými podmínkami (edafická a klimatická klimaxová společenstva), v některých případech nemusí klimaxového stadia dosáhnout, například vlivem turbulentních vnějších podmínek, disturbancí člověka či cyklickou predací. Primární sukcese má několik předpokladů, a to přítomnost vhodného půdotvorného substrátu, přítomnost zdrojové populace v dosahu semenné disperze, příhodné klimatické podmínky atp.

V rámci sukcesních cyklů se mění nároky na živiny a v rozdílné míře se projevují akumulace i ztráty makroživin z ekosystémů. V případě N jeho spotřeba v úvodních fázích sukcese prudce roste a po období nejrychlejší akumulace biomasy v rostlinách dochází k útlumu a pozvolně přechází ve fázi zpětné depozice a re-akumulace v půdě (Lovett et al. 2018). Přirozené sukcesní cykly lesa dělíme na malý a velký, ve velkém cyklu je přítomné klimaxové stadium a následný katastrofický rozpad vlivem abiotických nebo biotických faktorů jako přemnožení herbivorů, požáry nebo rozsáhlé holoseče. V rámci malého cyklu jsou charakteristická stadia postupného rozpadu a dorůstání, jeho nejstabilnější fázi nazýváme optimum.

Specifická fáze sukcese je definována třemi hlavními faktory a to mechanismy, fází a trajektorií. Mezi mechanismy řadíme disperzi a uchycení druhů, kompetici a facilitaci. Fáze jsou rozděleny mezi úvodní, brzkou, střední a pozdní. Trajektorií rozumíme vektor vývoje zastoupení druhů a jejich trvání, tedy konvergentní, divergentní, paralelní, cirkulární anebo komplexní složenou trajektorii. Mezi studia sukcese neřadíme opakující se sezónní disturbance nebo dlouhotrvající procesy náležící paleoekologii (Prach 2001).

2.2.2. Ekologie dominantních pionýrských Dřevin

Pionýrské druhy, R-stratégové (oproti klimaxovým druhům – K stratégům), přežívají na rozsáhlých holých plochách, mají krátký životní cyklus a vytváří velké počty semen, kromě zmiňované břízy bělokore a topolu osiky mezi ně Briezinský pro mírný pás identifikoval pomocí tabulky bionomických strategií ještě břízu pýřitou, olši lepkavou a šedou, topol bílý a černý, vrbu bílou a vrbu jívu (Brzezicki a Kienast 1994). V rámci kolonizačních procesů je častá i přítomnost stres tolerantních S-stratégů,

vzhledem k méně stabilním a relativně extrémním podmínkám na plochách primární sukcese. Specifikem pionýrských dřevin je schopnost rychlé kolonizace po disturbanci a rychlého přírůstku v prvních letech po vyklíčení, kdy jsou narozdíl od klimaxových schopny přerůst patro buřně na obnažených plochách.

Connell & Slatyer definovali model ekologické sukcese o třech možných mechanismech, konkrétně facilitačním, tolerančním a inhibičním. Facilitační mechanismus počítá s jedním dominantním druhem, který má nejlepší předpoklady uchycení v dané lokalitě, nicméně v průběhu sukcese změny podmínky prostředí natolik, že pro něj přestávají být ideální a nastupuje druh další. V tolerančním režimu neprobíhají interspecifické mechanismy, zpětnovazebně ovlivňující příhodnost výchozích podmínek pro jeden druh ostatními. Jedná se o sukcesní proces se stejnou příhodností podmínek uchycení po jeho dobu trvání. V tomto případě druhy pozdějších fází dříve nebo později redukuje počet pionýrských druhů kompeticí. V inhibičním modelu mění pionýrské druhy podmínky prostředí ve prospěch pozdějšího druhového složení, dobrým příkladem je praxe výsadby smrků spolu s osikami vytvářejícími lepší podmínky pro cílovou dřevinu. (Connell a Slatyer 1977; Myking et al. 2011)

Hospodářské využití pionýrských dřevin spočívá nejen v produkčních vlastnostech, ale i v neproduktivních melioračních účincích na půdní a vodní režim například na rozsáhlých holinách vzniklých po smrkových alochtonních monokulturách (Kulla a Sitková 2012). Dalším možným využitím je přípravný les (nj. Vorwald, aj. Advance forest) nebo systém nepasečného lesa (Continual cover forestry). Okrajové využití tyto dřeviny pro svou vedlejší produkci nedřevních produktů poskytnout i v tzv. farm forestry, kde mohou nalézt využití plody, míza, proutí, atp (Martiník 2018; Pommerening a Murphy 2004).

2.2.3. Bříza bělokorá - *Betula pendula*

Bříza bělokorá patří mezi pionýrské dřeviny, R-stratégy, je rozšířena v oblastech severního mírného pásu a tajgy. Přirozeně se vyskytuje v nížinách až po úpatí hor ((Novák 2017), v příloze č. 4 vyhlášky 83/1996 Sb. je vedena jako meliorační a zpevňující dřevina pouze pro přirozená borová stanoviště, exponovaná kyselá stanoviště a vodou ovlivněná stanoviště nižších poloh. Faktorem limitujícím vzrůst jsou kromě půdních a klimatických podmínek také buřň, okus zvěří, Václavka a defoliátoři. Oproti topolu a olši preferuje sušší a minerálně chudší stanoviště (Giagli et al. 2019).

V produkčních lesích se začíná uplatňovat hybridizace břízy, např. břízy Karelské (Hynynen 1993a) a provádění specifických pěstebních opatření jako je vyvětřování v průběhu růstu, ke kterému vede relativně špatná schopnost břízy ztrácet spodní větve. Za kritérium výchovy je obecně považována délka koruny cílových stromů, která by neměla poklesnout pod cca 50% z celkové délky kmene (Giagli et al. 2019). Narozdíl od některých ostatních pionýrských dřevin plodí ve střední Evropě téměř každým rokem, kolonizace tedy probíhá dostatečně rychle a pravidelně (Slodičák a Novák 2008; Martiník 2018). Solitérní jedinci začínají dosahovat mateřské zralosti už v 10-15 roce, v porostech o 10 až 15 let později (Martiník 2018; Svoboda 1957). Kmen čítá v dospělosti zhruba 62% celkové biomasy (Novák 2017). V případě hospodářského využití břízy je střední doba obmýti 40-60 let (Martiník et al. 2018). Je používána k výrobě překližky, dřevovláknitých desek a kvalitní papírenské dřevoviny.

V České republice zastupuje bříza 2,8% lesních porostů a podle dat Ministerstva zemědělství převyšuje hodnotu svého teoretického přirozeného zastoupení 0,8% (MZE 2016), což je dáno její preferencí při obnově lesů zničených imisemi v druhé polovině 20. století v tzv. porostech náhradních dřevin (Slodičák a Novák 2008; Tesar 2011). Analogicky se využívá i na mýtinách po smrkových produkčních lesích, kde je součástí procesu tzv. dvoufázové obnovy. Podle dat z rozsáhlého měření alometrických údajů

vzrostlého letého březového porostu se kmenová zásoba (kmen s kůrou) pohybovala od 111-159 m³/ha, odkorněný kmen potom 95-139 tun na hektar (Novák 2017).

2.2.4. Topol osika - *Populus tremula*

Je dvoudomý druh s velmi širokou ekologickou valencí, je příbuzný druhu *Populus alba* s kterým má schopnost se křížit a vzniká topol šedý. Anemochorie semen probíhá na vzdálenosti až několika stovek metrů. Dožívá se 60-80 let, výjimečně až 200 let, nejvyšší přírůstky zaznamenává do 30-60 roku. (Martiník 2018; Svoboda 1957). Roční produkce v severní Evropě je při 4-10 m³/ha ročně srovnatelná s ostatními listnatými dřevinami (Worrell 1995). Porosty osiky ve střední a západní Evropě nevytvářejí souvislé vyspělé porosty a sukcesně ustupují bučinám, pro osiku je typickým stanovištěm požářiště (Myking et al. 2011). Topol osika je schopen vegetativní obnovy, kdy kořenový systém může dosahovat až 40m od paty kmene a po odstranění matečního porostu výmladky rychle dorůstají. Vegetativní přírůstky mohou v prvním roce dosahovat až 2m výšky oproti cca 50cm po prvním roce v případě generativních (Martiník et al. 2018a; Svoboda 1957).

V produkčních porostech je zajímavý mechanismus doplňkového zastoupení ve smrkových kulturách, kde vytváří topol horní etáž, příznivě zpomaluje růst smrku, který naopak dává vzniknout čistějším kmenům osiky a prokazatelné je i menší zastoupení houbových chorob v těchto dvouetážových lesích (Martiník et al. 2018a; Svoboda 1957). V porostech dokáže plnit stabilizační funkci proti poškození větrem a obecně je odolná vůči abiotickým faktorům, na druhou stranou je hojně vyhledávána zvěří a v lesnické praxi je nutné počítat s vysokým rizikem okusu. Osika je v současnosti používána v produkci energetické štěpky a potravinářských přepravků, historicky byla pěstována a vyhledávána k výrobě sirek, kolébek a rakví (Martiník 2018).

2.3. Sledování samoředění a prostorové distribuce stromů

2.3.1. Konkurence stromů, princip samoředění a jeho metriky

Vliv na hustotu porostu v čase má několik faktorů, vegetace si konkuruje o světlo, vodu, živiny, nezřídka i aktivně získává prostor pro uchycení vlastních semen a znevýhodňuje podmínky pro ostatní druhy. Konkurence je mechanismem boje o prostředky, kdy jedna rostlina znesnadňuje přístup nebo vyčerpává prostředky potřebné pro růst na úkor jiných a tyto prostředky investuje do vlastní fitness. Jedním paralelních mechanismů je alelopatie, neřadí se mezi mechanismy konkurence, vzhledem k tomu, že přidává proměnné, nikoli vyčerpává zdroje. Jedná se o vliv chemických látek uvolňovaných rostlinou na okolí, ten může být pozitivní pro růst obecně, nicméně může i potlačovat konkurenční jedince a druhy. Tyto látky může rostlina uvolňovat opadem, kořenovými exudáty, případně výparem z listů apod. (Rice 1994)

Index hustoty porostu podle Reinekeho (1933) je široce adoptovaná metodika vysoce generalizujícího vyjádření hustoty porostu, vzhledem k průměrné výčetní tloušťce, je jednou z mnoha metrik vyjádření prostorové struktury porostu a vyjadřuje vývoj samovolného prosvětlování (self-thinning) dřevin v čase. (Reineke 1933) Přínos této metriky spočívá v objeveném vztahu, kdy je exponenciální snižování počtu stromů vzhledem k kvadratickému průměru DBH, prokazatelně vysvětlitelné lineární funkcí v přirozeném log-log měřítku vstupních hodnot a funkce má stejný sklon (-1.605) pro všechny druhy dřevin.

Udává se většinou pro jednotlivé druhy dřevin a v porovnání s ostatními metrikami je specifický primárně zástupnou hodnotou pro stáří porostu, a to právě výčetní tloušťkou. V lesnické praxi můžeme odhadnout pozitivní nebo negativní odchylku hustoty konkrétního zápoje od standartních tabulkových hodnot změřením DBH a počtu jedinců v transektu cílové plochy. Hodnota Stand density indexu (SDI) není bezjednotková, její hodnoty se liší při požití metrických a imperiálních jednotek a hodnota indexu jako taková není přímo převoditelná. (Vanderschaaf 2013)

Reineke tuto metodu primárně definoval v reakci na rozšířenou metodu vyjádření hustoty porostu pomocí výpočtu celkové plochy průřezu kmenů v závislosti na stáří porostu. Oproti zmíněné metodě argumentuje Reineke minimalizací chyb propagovaných výpočtem plochy průřezu a nestejnoměrným nebo neověřeným věkem starších porostů.

Výčetní tloušťku lze v tomto případě chápat jako zástupný parametr pro věk, v případě spontánně sukcesních ploch je tato zástupnost obzvlášť vhodná vzhledem k nestejnoměrnému stáří porostu v porovnání s produkčními lesy.

2.3.2. Faktory ovlivňující prostorové rozmístění porostu

Mezi faktory ovlivňující prostorovou strukturu přirozeně regenerovaného porostu dřevin se řadí v první řadě ekologické podmínky stanoviště a z nich vyplývající druhové složení matečních populací, potažmo mechanismus disperze. Z předchozích faktorů vyplývá i závislost na počtu semen vyprodukovaných v jedné generaci a závislost na vzdálenosti od mateřských populací. Roli hraje samozřejmě intenzita a přítomnost bariér, potažmo disperzních sil, jako je výskyt druhů umožňujících zoochorii, síla větru, reliéf okolního terénu, ale i překážek. (Chudomelová 2020).

V lesním prostředí jsou v úvodních fázích sukcese zpravidla s největší četností zastoupeny semenáčky K-strategů, produkujících velké množství semen. Jejich prostorové uspořádání, za předpokladu malé vzdálenosti zdrojových populací, je výrazně shlukovité, vzhledem k jejich společnému původu a společným a/biotickým i způsobům disperze. Hodnoty na přirozeně zmlazených lesních stanovištích v ČR dosahovaly v prvních 30 letech až 0.972 na škále Hopkins-Skellam indexu, (Vacek et al. 2010), v rámci přehledového datasetu o 10 měřených stanovištích v 1. zóně NP Krkonoše se při 25cm průměrného DBH pohybovaly hodnoty ve všech případech nad 0,65 (Houšková a Jan 2019)

2.3.3. Data o samo-prosvětlovacích mechanismech u pionýrských druhů

Ačkoli data o SDI při spontánní sukcesi nejsou v literatuře široce zastoupena, v datasetech vydávaných vládními agenturami existují extenzivní datasety pro stanoviště pionýrských druhů dřevin. Signifikantním referenčním rámcem v tomto ohledu je souhrnný dataset inventarizace dřevin vydávaný americkým federálním úřadem pro lesnictví, obsahující maximální hodnoty SDI pro smíšená stanoviště podle podílu sledovaných dřevin odstupňované po 20% zastoupení (Woodall et al. 2005).

Cenná data přinesl extenzivní výzkum severských stanovišť břízy na 30-let monitorovaných plochách, kde byla na chronologicky zaznamenávána právě odchylka jednotlivých druhů od sledovaného sklonu samoprosvětlovací křivky, zde Hynynen u mnoha druhů našel prokazatelnou odchylku, nikoli však u břízy bělokoré. Odchylka zde nesplňovala podmínku průkaznosti $p < 0.05$ (Hynynen 1993b).

Geograficky blízká data pro zkoumaný druh břízy byla publikována ve studii zabývající se alometrickými parametry přirozeně regenerovaného dospělého porostu, a právě jejich výčetními hodnotami. Data zveřejněná (Giagli et al. 2019) byla použita jako referenční k porovnání růstových vlastností na disturbované ploše. Srovnávaná data se týkají oblastí po rozpadu smrkových monokultur a je tak možné odečíst vliv substrátu a úživných parametrů prostředí v případě sekundární sukcese.

Pro sukcesní druhy a smíšená stanoviště nejsou v odborné literatuře široce rozšířena data o maximálních hodnotách indexu hustoty porostu, nicméně např. (Woodall et al. 2005) uvádí na datasetu s několika desítkami tisíc sledovaných stanovišť tyto indexy pro 8 sledovaných druhů v severní Americe, mezi nimi i topol osikovitý a břízu papírovitou. Tyto hodnoty jsou maximálním naměřením v hospodářských lesích na celých Spojených Státech a vykazují zajímavou tendenci, kdy v případě břízy byl nejmenší pozorovaný efekt smíšených stanovišť a SDImax s jejím rostoucím podílem klesá, narozdíl například od topolu osikovitého a ostatních druhů které projevují daleko menší self-intolerance, tedy větší riziko mortality jedince se vzrůstající dominancí vlastního druhu.

Autoři (Maleki a Kiviste 2016) bříze přisuzují největší sklon samoprosvětlování ze studovaných druhů (bříza, borovice, smrk) a navazují na termín sebe-intolerance, tedy tendence k rychlému prosvětlení a ke zploštění křivky samoprosvětlení v log-log měřítku, a to tím intenzivnější, čím více je procentuálně v porostu zastoupena bříza. Tento termín a okamžik zastavení samo-prosvětlovacího mechanismu souvisí s kapacitou prostředí a dospělostí jedince daného druhu, kdy dosáhnou jeho alometrické parametry maxima a přestává probíhat konkurenční vyřazování. (Forrester et al. 2021)

2.3.4. Modelování procesu samoředění v lesnické praxi

Metodikou Ministerstva zemědělství pro výpočet porostních zásob jednotlivých dřevin ve vztahu k bonitě stanoviště, nejvíce používanou taxační charakteristikou pro určení tzv. vnitřní struktury porostu, je výpočet zakmenění podle kruhové základny porostu a výpočet zásoby dřeviny. Výpočet zásoby dřeviny se udává jako tabulkový přepočtení zásoby dřeviny s kůrou na zásobu dřeviny bez kůry, výpočet zakmenění se v ČR udává jako poměr skutečné hodnoty porostní veličiny na 1ha k normované hodnotě stejné porostní veličiny. (Ministerstvo zemědělství 2013; Mendelova Univerzita 2021)

V akademické praxi a metrikách federálních úřadů Spojených států je míra zakmenění podle Reinekeho relativně rozšířenou metrikou především kvůli možnosti přímého porovnání bez ohledu na lokální taxační a výnosové tabulky, které mají metodiku a referenční rámec v rámci národních států často odlišnou.

Pro vyhodnocování efektivity hospodaření na pozemcích určených pro plnění funkcí lesa se v současnosti používá několik metrik vyhodnocujících využití potenciálu pro jednotlivé dřeviny. Hlavním referenčním rámcem jsou v tomto případě růstové taxační tabulky, konkrétně Růstové a taxační tabulky hlavních dřevin ČR (smrk, borovice, buk a dub) a Růstové tabulky dřevin ČR (modřín, jedle, jasan, bříza, olše černá, topol, habr, akát, douglaska), které jsou vedené primárně pro stejnověké jednodruhé porosty (Ministerstvo zemědělství 2013).

3. Metodika

3.1.1. Studované lokality

Měření byla provedené na celkem 6 dílčích lokalitách převážně velké podkrušnohorské výsypky v okrese Sokolov v Karlovarském kraji (obr. 1). Hlavní část velké podkrušnohorské výsypky je tvořena skrývkou vytěženou v sokolovské uhelné pánvi v lomu Jiří s ložisky tercierního původu. Oblasti měření odpovídají 3 výsypkám podle doby od navršení. Nejstarší oblastí je 90 let stará výsypka na jižním okraji obce Svatava (50°11'57" N, 12°36'48" E), navršená ve 30 letech minulého století. Další samostatnou oblastí je plocha s dobou od navršení 27 let na jihovýchodním okraji Smolnické výsypky (50°15'18" N, 12°44'12" E), jejíž je starší součástí. Nejmladší lokalita s dobou od navršení mezi 17-45 lety se rozkládá mezi bývalými obcemi Dolní Rozmyšl, Lipnice a skládkou TKO a PO Chodov (50°14'21" N, 12°40'12" E)

Faktory rozptýlenosti sukcesních ploch s dřevní vegetací ovlivňují možnosti jejich výběru, zároveň pokrývají poměrně širokou paletu stanovištních parametrů od jižních svahů, přes roviny, vyvýšeniny, vlnovitý terén i stanoviště severních svahů. V rámci jednotlivých stanovišť považujeme kohorty za stejnověké, ačkoli v přirozené sukcesi bez výchovných zásahů není tento fakt pravidlem, většina jedinců pochází z období primárního osidlování z doby po navršení výsypky.



Obr. 1 - Přehled zkoumaných ploch a jejich parametry (podkladová vrstva OSM) (OpenStreetMap 2022)

3.1.2. Geologické a klimatické poměry v lokalitě

Sokolovské uhelné nadloží, tedy i výsypka, je strukturálně vysoce homogenní, převážně tvořeno mírně alkalickými sedimentárními cyprisovými jíly třetihorního původu (Rojík 2004), z nichž některé –

břidličnatě zpevněné, se označují jako vhodné pro přímý biologický zásah, ostatní však pro přímou rekultivaci nevhodné. (Patejdl 1970)

Cyprisové jíly vznikly sedimentací v jezeře rozkládajícím se na akumulární rovině chebské a sokolovské pánve. Jméno dostaly podle přítomných fosilí miocéního ostrakoda *Cypris angusta*. (Rojík 2004) Navezená skrývka se vyznačuje s přirozeně nízkou biologickou aktivitou, vzhledem k nízkému obsahu biologicky dostupného N a P.

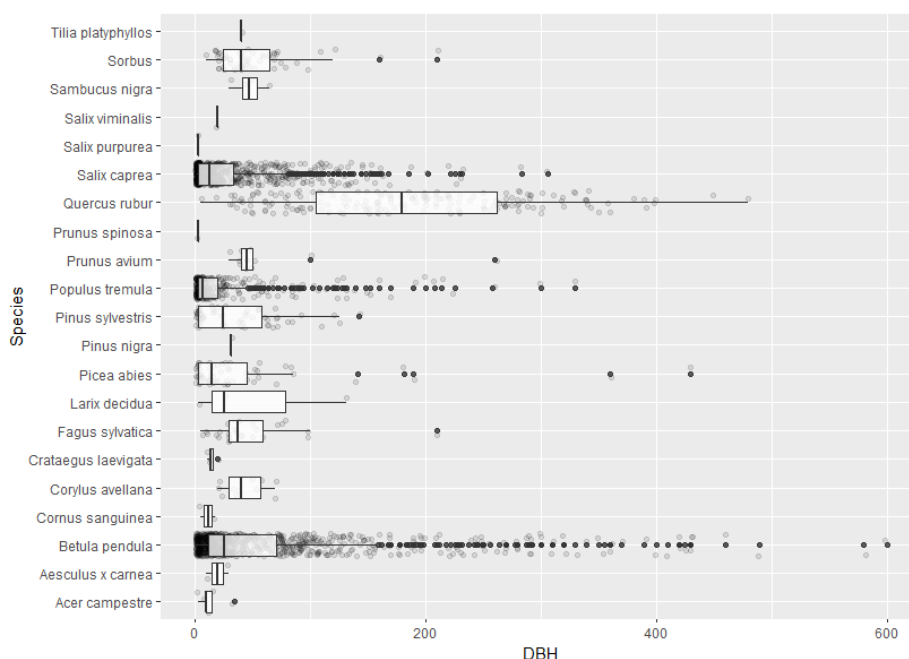
Hlavní lokalita má rozlohu 2,5 x 10km v průměrné nadmořské výšce 520m n.m., průměrný roční úhrn srážek je 650mm, průměrné pH ~ 8 a aritmetický průměr měření teploty za rok je 6,8°C. Výsypka na všech lokalitách kromě 90A a 90B byla průběžně vršena od 60. let minulého století do roku 2012 (Frouz et al. 2015a).

3.1.3. Metodika sběru

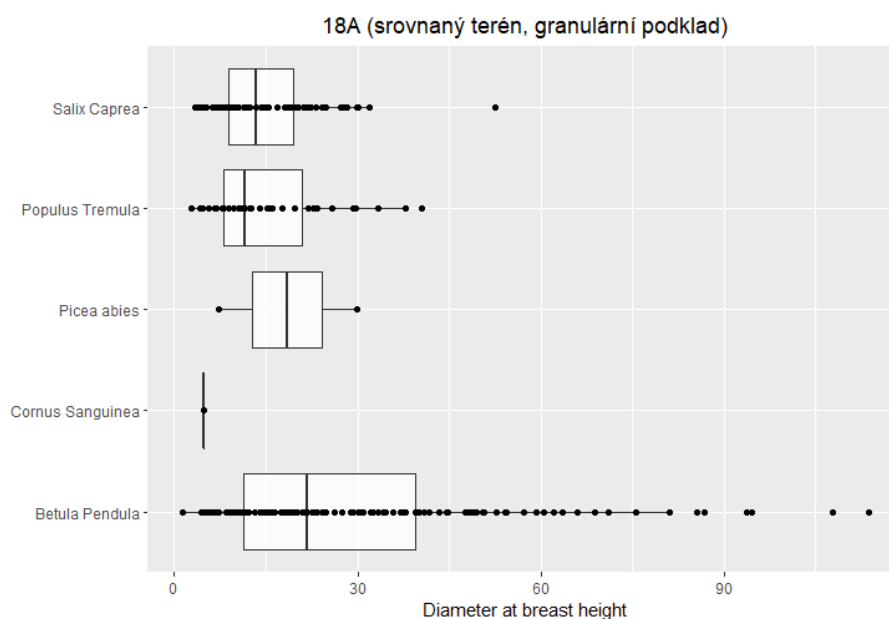
Celkem byla změřena data čítající 2500 pozorování (obr. 2) na 11150 m² ze 3 zdrojů, z toho 850 jedinců na 1600m² pochází z vlastního měření. Vybrány byly plochy se souvislým porostem dřevin, plochy okrajů dřevitých porostů a oblasti s dominantními travinami nebo bez vegetace nebyly zahrnuty. Ze zbývajících oblastí byly vybírány primárně takové, kde transekt neprochází výrazným terénním, vlhkostním nebo jinak zřetelným gradientem či změnou podmínek, která by mohla fungovat jako faktor ovlivňující homogenitu datasetu. Podle parametrů fáze sukcese a doby od navršení byly vybrány plochy zahrnující jejich co největší a nejrovnoměrnější zastoupení v čase.

Velikosti transektu a měřených oblastí se pohybovaly v rozmezí 80 až 1939m², s aritmetickým průměrem 1015m² na jednu zkoumanou plochu. Tento rozsah odpovídá, případně převyšuje podobné velikosti transektu analogických publikovaných studií (Hynynen 1993b).

Měřen byl počet jedinců na plochu a, GPS poloha jednotlivých pozorování na všech lokalitách kromě 18A (obr. 3) a 18B, druh dřeviny a průměr ve výšce hrudi (diameter-at-breast-height, DBH). Zaměřeny byly také GPS souřadnice okrajových bodů pozorovaných oblastí.



Obr. 2 - Přehled všech pozorování s druhovým složením a naměřeným DBH.



Obr. 3 - ukázka jedné z ploch čítající dohromady 225 pozorování se zanesením DBH a druhu.

Měřeny byly dřeviny s průměrem nad 2.5mm a zároveň dosahující výšky pro vyhodnocení DBH, tzn. 130cm od země. Data byla měřena lesnickou průměrkou pro větší diametry a digitální průměrkou s přesností 0.2mm pro menší dřeviny. Druhy dřevin a průměry byly diktovány hlasem pomocí apikace pro zápis pomocí rozpoznávání hlasu v MS Office 365 pro Android OS.

Měření z datasetu 90A a 90B byla pořízena měřením pomocí Trimble GeoExplorer 2005 (Frouz et al. 2015b). Pro spárování druhu a GPS pozice byl použit editor pro zápis v TerraSync. Poziční data byla následně zpřesněna k referenčním bodům České geodetické služby pomocí proprietárního systému. GPS lokalita byla měřena zařízením Trimble Geo2008 pro lokality 18A,18B,27B,27C a 45A. Převzatá data pro plochu 27A byla pořízena skenerem Leica P20 a následně zpracována v programech Leica Cyclone, ArcMap a 3DForest.

V části datasetu, konkrétně na plochách 16A a 16B mladého porostu v hustém zápoji, kde malá vzdálenost jedinců negativně ovlivňuje výpovědní hodnotu vlivem nedostatečné přesnosti měření pomocí GPS, nebyl měřen údaj o poloze, pouze o DBH a druhu porostu. Tyto plochy nebyly použity pro výpočet Hopkins Skellam indexu (HSI), pro výpočet SDI tvořily signifikantní část datasetu.

Limitací výzkumu je absence dat pro výšku stromu, nelze tedy spočítat i odhad vytěžené kubatury, dále nestejná metodika sběru dat, zde se však dá předpokládat obdobná přesnost zaměření pozice i DBH jedinců, vzhledem k analogické strojové chybě udávané výrobcem. Další limitací vyplývající z povahy přirozené sukcese je druhová nestejnorodost a proměnlivost druhového složení v průběhu času, je tedy nasnadě nelimitovat se na jednotlivé druhy jako v případě lesnických tabulek, ale přistupovat porostu pionýrských dřevin a jeho parametrům jako k celku.

Sběr dat probíhal v roce 2022 v případě ploch 18A, 18B, 27B, 27C a 45A, v roce 2013 pro plochy 16A a v letech 2018-2019 pro plochy 27A, 28A a 38A. U ploch 90A a 90B byl sběr proveden v roce 2014.

3.1.4. Metody studia samoprosvětlovacích mechanismů

Pro vyjádření sklonu funkce je definován exponent Reinekeho rovnice -1.605 , její sklon se tedy neliší pro různé druhy, nicméně liší se její umístění na svislé ose (počet jedinců na hektar), definované právě hodnotou SDI, vyjadřující maximální hustotu zákmenění pro danou výčetní tloušťku. Ačkoli křivka průměrných hodnot ve většině případů odráží skutečný stav nejlépe, lineární funkce Reinekeho indexu je vynesena na nejvyšší naměřené hodnoty, kde podle Reinekeho vyjadřuje právě biologické limity druhu a jeho použití namísto průměrných hodnot očišťuje data od stochastické variability a neuniformity stanovišť při velkém počtu měření (Vanderschaaf a Burkhart 2010; Shaw 2005).

Exponent -1.605 pro počet na hektar, nebo také analogická konstanta pro přírůstek biomasy ve sklonu $-3/2$ mocniny (Yoda 1963), je unikátní právě svou nezávislostí na druhu stromu, lokální bonitě stanoviště nebo zeměpisné šířce. Pozdější studie (Ducey a Larson 2003; Weller 1987; Pretzsch a Biber 2005) toto tvrzení zpochybňují a publikují detailnější analýzu pro jednotlivé druhy a stanoviště, přesto však autoři přiznávají schopnost původní konstanty účinně předpovídat míru prosvětlení. (Hynynen 1993b)

Reinekeho index je původně vyhodnocen v imperiálních jednotkách a vyjadřuje korelaci maximálního počtu jedinců na akr s jejich průměrnou výčetní tloušťkou v palcích, referenční křivka je nastavena na hodnotu indexu takovou, že při průměrném DBH 10 palců, dosahuje počtu 10000 jedinců na akr.

Reinekeho SDI tedy hodnotou indexu vyjadřuje počet jedinců s kvadratickým průměrem DBH 25cm na hektar.

Reinekeho index vypočítáme následovně:

$$SDI = N \left(\frac{Dq}{10} \right)^b$$

Analogicky Pro výpočet SDI v metrických jednotkách platí následující vzorec:

$$SDI = N \left(\frac{Dq}{25} \right)^b$$

Kde SDI = je Reinekeho index hustoty porostu Nm je rovno počtu stromů na hektar (Ni počtu stromů na akr) a Dq je kvadratický průměr naměřených DBH (v inches, případně cm), b je exponent Reinekeho konstanty -1.605 . Pozn. některé zdroje uvádějí pro metrický výpočet hodnotu v cm 25,4.

3.1.5. Metody studia prostorového rozmístění stromů

Metod vyhodnocení uspořádání dvourozměrného rozmístění bodů je několik, a jejich aplikace je často podmíněna oborem výzkumu, tyto metody nalézají uplatnění v biologii, chemii, ale i lesnické praxi. V akademické praxi při studiu struktury porostu se nejčastěji využívají indexy Pielou, Clark-Evans a

právě Hopkins-Skellam, (Bilek et al. 2011). Nejkomplexnější z nich – Pielou z roku 1959, v principu pracuje i s rozložením prázdného prostoru (Stauffer a Pielou 1977).

HSI je test horizontální, případně jakékoli dvourozměrné shlukovitosti, uniformity a náhodnosti rozložení jednotlivců, v ploše, nicméně jeho funkce může být zobecněna i na trojrozměrný prostor. Mezi jeho alternativy se řadí například Clark Evans test

Pro vyhodnocení náhodnosti byl zvolen Hopkins-Skellam test pro jeho kompatibilitu s metodikou sběru dat. Hopkins-Skellam test oproti většině ostatních metod nevyžaduje kvadráty při měření, naopak, pro odstranění okrajového efektu lze využít kruhového půdorysu zkoumané plochy pro zmenšení délky obvodu v poměru k ploše.

Vstupní data pro Hopkins-Skellam index jsou dána následovně:

Pro n bodů na ploše X nejdříve spočítáme vzdálenosti $P_1, \dots, P_n$ k nejbližšímu dalšímu bodu, na ploše následně vygenerujeme n náhodných bodů a vypočítáme vzdálenost $U_1, \dots, U_n$ k nejbližšímu bodu náležícímu X .

Vzorec Hopkins-Skellam indexu je definován jako:

$$H = \frac{\sum_{i=1}^n u_i^d}{\sum_{i=1}^n u_i^d + \sum_{i=1}^n w_i^d}$$

V praxi se používá několik variací na tento test, byla vybrána konvence, kdy výsledná hodnota:

$$H = \frac{\sum_{i=1}^n u_i^d}{\sum_{i=1}^n w_i^d}$$

Index HSI se tedy pohybuje na škále od 0 do nekonečna, kde při hodnotách okolo 0,5 vykazuje dataset vysoce náhodné rozložení, čím více se hodnota blíží 1 a více, jsou body rozmístěny shlukovitě a pod 0.5 vzrůstá tendence k uspořádanému rozložení. V literatuře, především v případě analýz horizontální struktury porostu je tento konsenzus pravidlem a figuruje i v referenčních studiích s kterými byly výsledné hodnoty srovnány (Vacek et al. 2010; Zahradník et al. 2010).

3.1.6. Zpracování dat pro vyhodnocení stand density index

Data z GPS byla importována do programu QGIS, kde byla očištěna od N/A hodnot a terminologie unifikována, vzhledem rozdílnému označení vyplývající z různého původu předchozích měření. Byly označeny hranice měření a vypočítána rozloha měřených ploch. Počet sledování byl převeden z rozsahu plochy měření s přesností na 0.1m^2 na odpovídající počet jedinců na hektar.

Následně byla data importována do programu R Studio, kde byla provedena základní exploratorní analýza, a pro účely použití lineární regrese ve vztahu počtu stromů/ha a výčetní tloušťky provedena

kontrola odlehklých hodnot a zvážena linearita vztahů, normalita residuálů, homogenita variance a prozkoumány odlehklé hodnoty s neúměrným vlivem.

Byla provedena analýza zastoupení jednotlivých druhů, zaokrouhlení procentuálního zastoupení břízy, osiky a vrby na reálná čísla a přepočet DBH na kvadratický průměr, ověřena správnost jednotek a hodnoty zaokrouhleny na desetinu centimetru

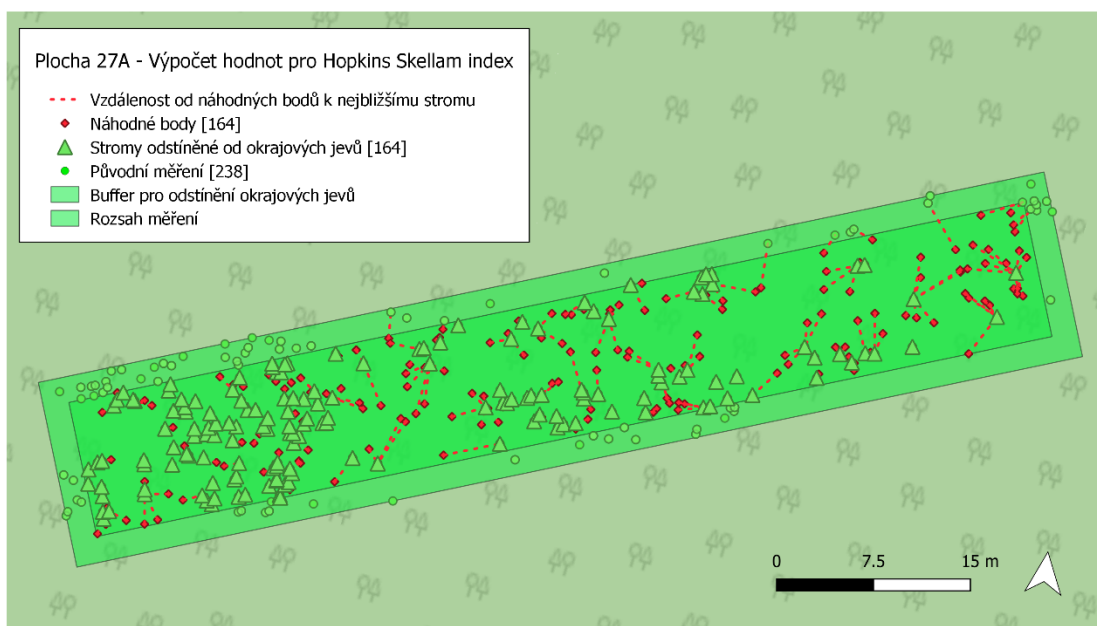
Pro výpočet hodnot Stand Density Index byl použit vlastní R skript, jehož výsledné hodnoty byly ověřeny s výsledky StandView, skriptem vytvořeným a používaným agenturou FSDA pod ministerstvem zemědělství spojených států, specificky jeho metrická mutace.

Pro porovnání sklonů křivek byla použita lineární regrese metodou nejmenších čtverců, vzhledem k absenci dat o konfidenčních intervalech Reinekeho konstanty nebylo možné porovnat jiný parametr těchto dat než sklon.

3.1.7. Zpracování dat pro analýzu shlukovitosti Hopkins Skellam index:

Data byla nejdříve zpracována v programu QGIS, kde byla data očištěna od N/A hodnot a pomocí funkce Distance Matrix vypočítána vzdálenost k nejbližšímu jedinci, výsledky byly porovnány a shodovaly se s výsledky funkce Shortest Line. Pro měřené oblasti byla vytyčena hranice sledování pomocí příkazu Minimum Bounding Geometry a typem geometrie Minimum oriented rectangle v případě pravoúhlých transektů, typem geometrie Convex hull v případě nepravidelných konvexních tvarů a funkcí Concave Hull v případě násypových vln na plochách 28A, 38A, 90A a 90B.

Funkce, kterou bylo vytvořeno ohrazení zkoumané oblasti generuje i přesný výpočet plochy oblasti, díky které byl později extrapolován počet jedinců na hektar.



Obr. 4 - Výpočet vzdálenosti k nejbližšímu sousednímu bodu (podkladová vrstva OSM) (OpenStreetMap 2022)

Pro odstranění okrajových bodů, kde je nalezení nejbližšího jedince ovlivněno přítomností hranice měření, byla vytyčena pufrovací zóna 2m od okraje vytyčeného čtverce. Výsledky jedinců z hraniční zóny byly z datasetu odstraněny, přesto v této oblasti mohl jedinec z vnitřní zóny nalézt nejbližšího souseda.

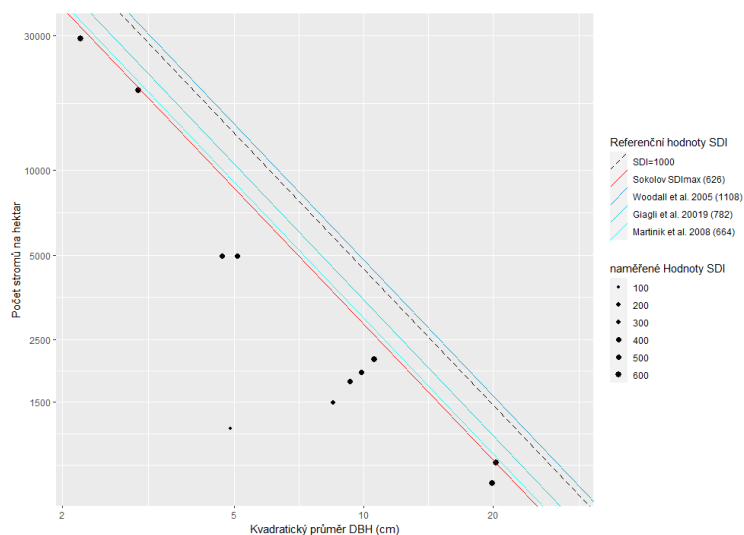
V rámci vytyčení náhodných bodů bylo pomocí funkce Random points in layer bounds pro každou plochu stanoveno stejně náhodných bodů jako jedinců na ploše měření zmenšené o plochu ochranného pásma. Tyto náhodné body mohly hledat nejbližšího souseda v celé ploše měření, analogicky k metodě pro stanovení hodnoty nejkratší vzdálenosti ve skupině stromů.

Výsledná data byla importována do programu Rstudio, kde byla provedena základní exploratorní analýza a vypočítána suma druhých mocnin hodnot vzdálenosti od nejbližšího sousedícího bodu jak pro datovou sadu samotných stromů, tak náhodných bodů. Následně byla z dat vypočítána hodnota HSI indexu podle vzorce uvedeného v metodice. Pro hledání vztahů mezi intenzitou shlukovitosti a sledovanými proměnnými byly nasazeny modely lineární regrese metodou nejmenších čtverců.

4. Výsledky

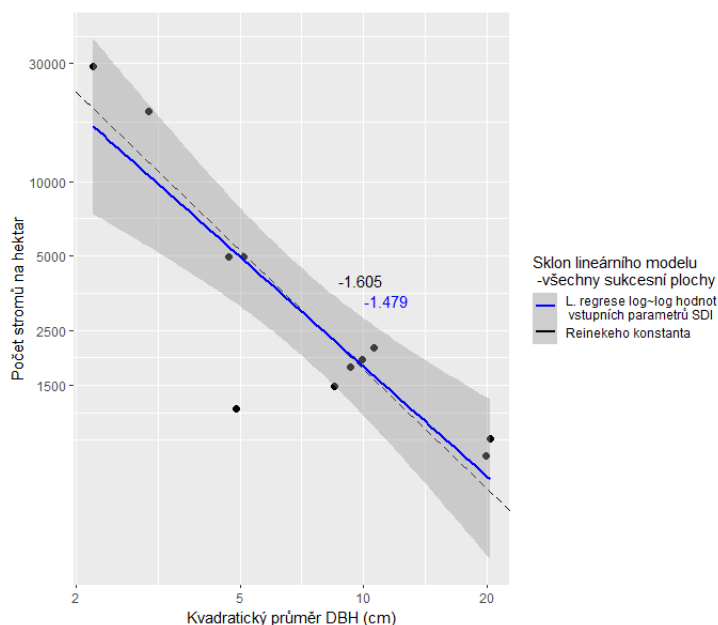
4.1. Výsledky pro Stand density index

Ve výsledcích hodnot SDI (obr. 5) jsou viditelné rozdíly mezi dosažením míry zakmenění pro jednotlivá stanoviště, nejvyšší úroveň zakmenění (652) vykazuje jedna nejstarších ploch 90A, nejvyšší SDI, konkrétně 639, z ploch první fáze sukcese dosahuje plocha 18A, dominantně zastoupena je zde převážně bříza a osika.



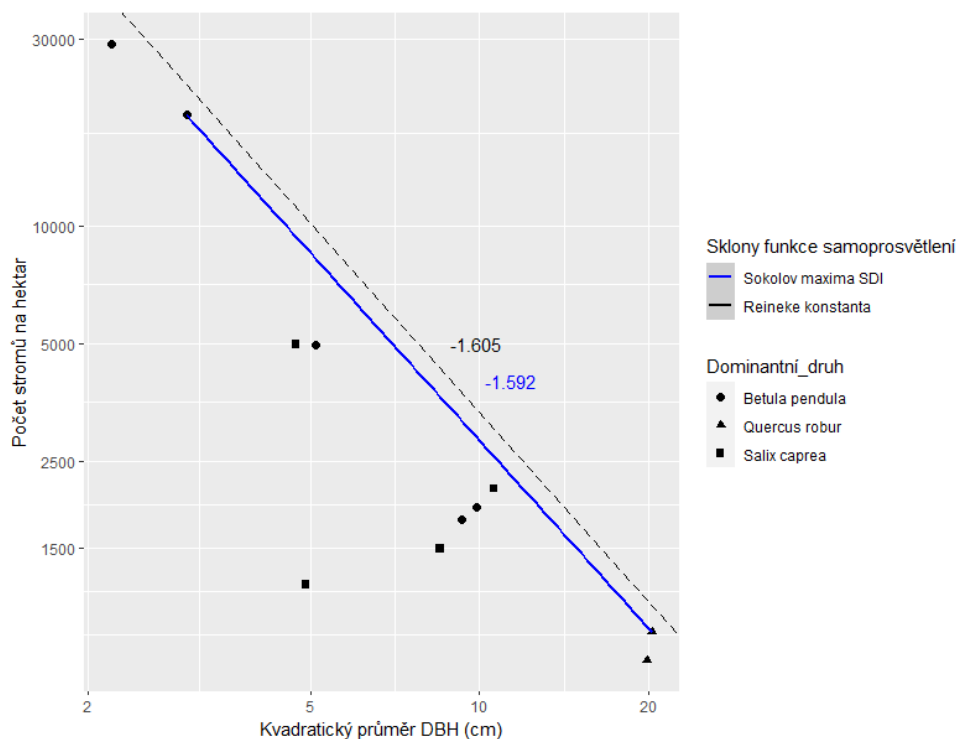
Obr. 5- Vyhodnocení indexu SDI na zkoumaných plochách pomocí.

Při analýze celého datasetu je byl testován vztah mezi logaritmem výčetní tloušťky a logaritmem počtu stromů na hektar (obr.6), při použití klasické lineární regrese metodou nejmenších čtverců je model průkazný (koeficient vícenásobné determinace = 0.776, $p < 0.05$). Ačkoli výsledný sklon je rozdílný (-1.479, oproti -1.605), v rámci konfidenčního intervalu bezpečně potvrzuje Reinekeho hypotézu.



Obr. 6 – Lineární regrese logaritmu počtu stromů na hektar a log. kvadratického průměru DBH.

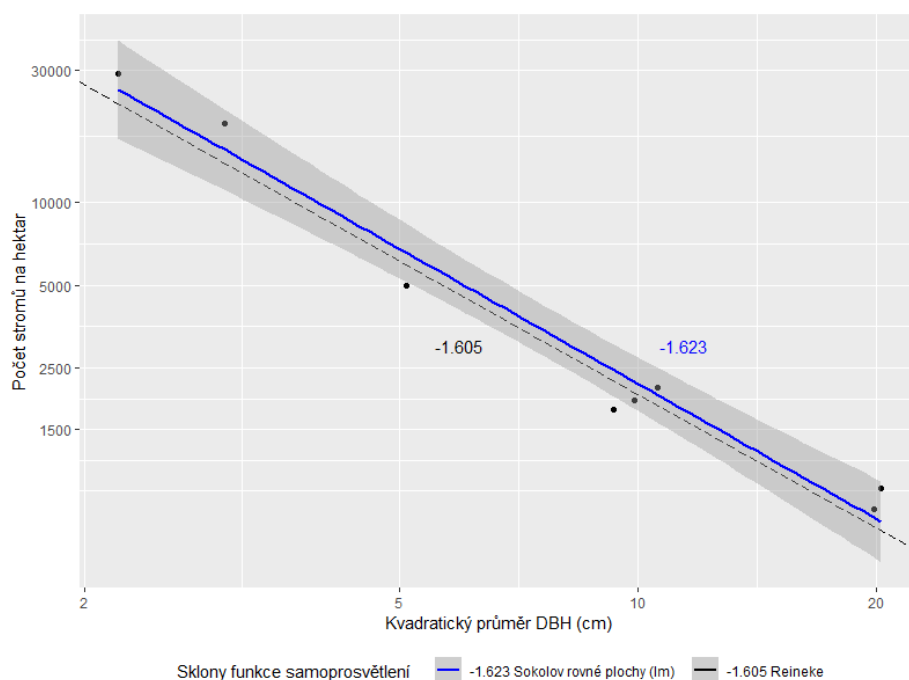
Vyhodnocením sklonu mezi maximálními naměřenými hodnotami SDI na celém datasetu (obr. 7) vychází velice blízká shoda (1.1% rozdíl sklonu) mezi konstantou Reinekeho a celkovým samoprosvětlením na měřených plochách.



Obr. 7 – Přímka vynesená na maximální naměřené hodnoty v celém datasetu.

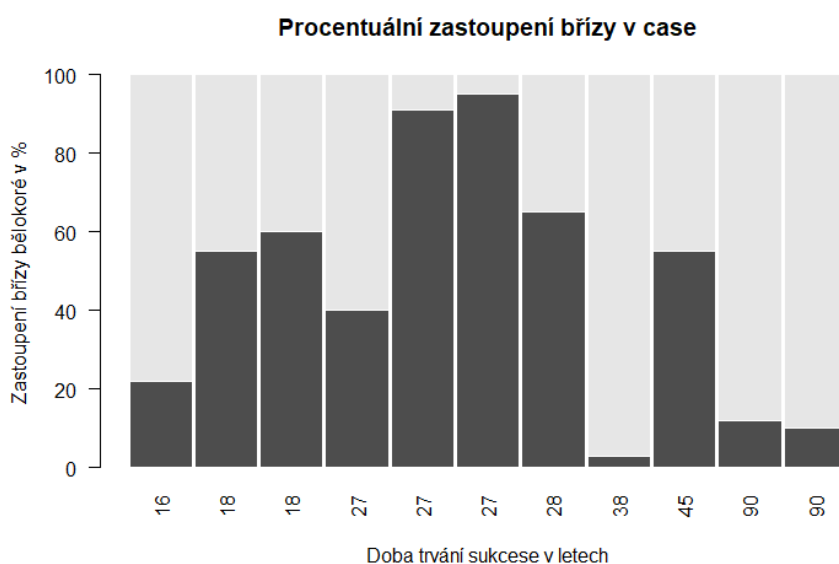
Pro studium prvního stadia sukcese byly ze vzorku odstraněny nejstarší plochy, kde dominují duby a buky. Zde mezi stářím výsypky a podílem břízy není prokazatelná lineární souvislost, paradoxně zde ani věk nevysvětluje kvadratický průměr výčetní tloušťky.

Dataset o první části sukcese byl očištěn o výsledky z ploch, které mají vlnitý terén, a po ověření platnosti modelu lineární regrese (koeficient vícenásobné determinace=0.971, $p < 0.05$) na logaritmech počtu stromů/ha a logaritmu kvadratického průměru DBH (obr. 8), vycházel sklon samoprosvětlování na hodnotu 1.623, tedy o 1.1% rozdílnou, než je Reinekeho konstanta. Vzhledem k absenci dat o konfidenčních intervalech Reinekeho konstanty nelze provést ANCOVA, která by otestovala další vztahy modelů.



Obr. 8 – Vyhodnocení sklonu lineární regrese na plochách bez terénních vln (resp. měřených transektem) v porovnání s Reinekeho konstatnou

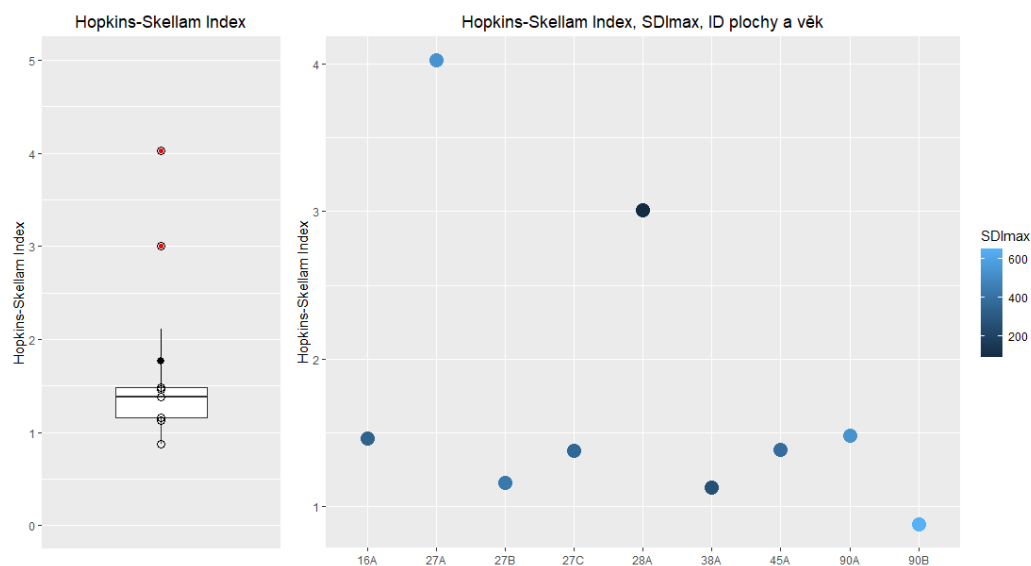
Zastoupení břízy v procentech (obr. 9), naopak vykazuje znaky nelineární závislosti na stáří plochy, v kontextu měřených ploch ukazuje na schopnost břízy dominovat zejména okolo 30. roku od ponechání spontánní sukcese, i přesto, že v úvodních fázích sukcese není její zastoupení v druhové směsi zdaleka dominantní. Průměry břízy v dominantní fázi dosahují kvadratického průměru (efektivní průměr) okolo 10cm DBH, v pozdějších fázích její zastoupení klesá. Obr. X



Obr 9. Procentuální zastoupení břízy v čase.

4.2. Výsledky analýzy shlukovitosti Hopkins-Skellam index

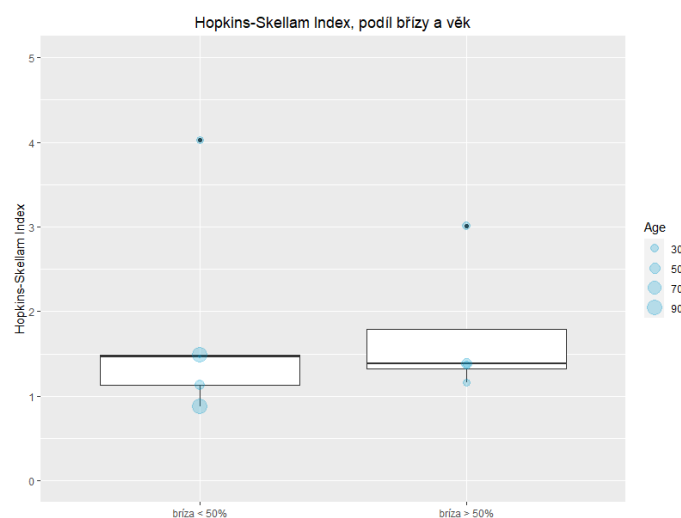
Výsledné hodnoty HSI (obr. 10) všech sledovaných stromů na podkrušnohorské výsypce shlukovitě rozložené a odlehlé hodnoty vykazují tendenci ke extrémní shlukovitosti, v rámci průměru všech zkoumaných ploch dohromady. Jejich (± 0.01) aritmetický průměr je 1.774, mediánovou hodnotu 1.382 a kvadratický průměr 1.766. Nejvyšších odlehlých hodnot nabývaly plochy 27A, SDI= 4.03 a 28A, SDI=3.00.



Obr. 10 – Přehled rozptylu hodnot pro HSI a jejich porovnání s věkem a SDI.

Z výsledků můžeme pozorovat existenci shlukovitěho rozložení v úvodních fázích sukcese a vzrůstající úroveň náhodného rozložení se stoupajícím věkem. Závislost HSI na věku však lineární regresí není prokazatelná (p -hodnota > 0.05) a to ani po odebrání odlehlých hodnot.

Lineární závislost HSI na podílu břízy se neprokázala (lineární model, $p > 0.05$), stejně tak ani žádné sledované hodnotě, při vynesení ploch s podílem břízy nad 50% mají pozorování tendenci se nadpolovičním podílem blížit shlukovitějšímu rozložení (obr. 11), ani v oddělených částech datasetu není závislost HSI na věku prokazatelná.



Obr. 11 – Data o HSI rozdělena podle podílu břízy a vykresleným věkem.

5. Diskuze

Výsledky SDI pro zkoumané plochy vykazují nižší úroveň zakmenění, než jsou maxima z referenčních datasetů. V případě porovnání s maximální naměřenou úrovní SDI (tabulka X) pro analogické zastoupení břízy v referenčním datasetu ze Spojených států (Woodall et al. 2005), je zakmenění na měřených plochách o 42% nižší. V porovnání s daty spontánní sukcese s analogickým zastoupením břízy v lesích na Jesenicku (Giagli et al. 2019) je o 20% nižší.

Tabulka č. 1 – Údaje o maximální naměřené míře zakmenění v referenčních datasetech (Martiník et al. 2018a; Giagli et al. 2019; Woodall et al. 2005):

Původ dat	SDI _{max}	%	Způsob obhospodaření	Metoda
Sokolov	626	56%	Sukcese na výsypce (ČR)	zastoupení břízy > 50%
Martiník et al. 2018a	664	60%	Sukcese v lese (ČR)	zastoupení břízy > 95% (aritmetický průměr DBH)
Giagli et al. 2019	782	71%	Sukcese v lese (ČR)	zastoupení břízy > 50% (aritmetický průměr DBH)
Woodall et al. 2005	1108	100%	Intenzivní obhospodaření (USA)	průměr z hodnot pro 40-100% (i=20) b. papírovité

Tento rozdíl na geograficky a druhově srovnatelnějších lokalitách je podstatně menší než v hospodářských stanovištích ve Spojených státech, kde maximální SDI přesahuje hodnotu 1174 při podílu 40-60%.

V případě porovnání s datasetem z východu ČR (Martiník et al. 2018b), v rozdílných ekologických podmínkách prostředí, ovšem na extrémně bonitních stanovištích s bohatými půdami, je sukcese na výsypkách pouze o 38 jednotek indexu SDI méně zakmeněná. Tyto datasety monitorovaly přirozenou regeneraci lesa po větrné kalamitě Antonín, hurikánu Kyrill a těžbě soukromými společnostmi. (Martiník et al. 2018b). Tyto výsledky vypovídají v rozporu s předpokladem, že absence organické hmoty a svrchních půdních horizontů negativně ovlivní hustotu porostu a jeho zakmenění.

Co se týká rychlosti prosvětlování, ukázala se hypotéza o pomalejším prosvětlení jako platná, z rozdílu sklonu (obr. č. 6) je patrné, že při platnosti lineární regrese by v dospělém porostu zůstalo více jedinců, než by se dalo podle Reinekeho pravidla očekávat. Vliv může mít jak nižší celkové zakmenění oproti hospodářskému lesu, tak dorůstání jedinců na volných plochách v průběhu sukcesního procesu. Tyto výsledky také ukazují, že v tomto ohledu, podobně jako ve výsledcích ostatních studií (Frouz et al. 2015a), je platná tendence sukcesních ploch dohánět rekultivovaná stanoviště. Ačkoli se ve výsledcích projevuje sklon břízy k self-intolerance, tato vlastnost je převážena nástupem druhé fáze sukcese, která svou hustotou celkovou hodnotu SDI v modelu zvyšuje.

Odpověď na hypotézu o absolutním rozdílu hodnot SDI pro spontánní sukcesí na výsypkách oproti referenčním hodnotám je dvojznačná, porost zde zdaleka nedosahuje maximálních hodnot zakmenění jako v největším datasetu, skládajícím se z desítek tisíc jednotlivých měření v hospodářských výsadbách

v USA, dosahuje však téměř analogických hodnot jako maximální hodnoty na sukcesních stanovištích v ČR.

Rozdíl odchylek sklonu od Reinekeho konstanty je v případě dvou nejméně se odchylojících datasetů (plochy bez terénních vln a průsečík 2 naměřených maxim SDI) pouze o 1.1% rozdílný v přepočtu na naměřené hodnoty SDI, tento rozdíl je možné považovat za zanedbatelný v rámci chyby měření. A můžeme tedy potvrdit platnost Reinekeho hypotézy o všeobecné platnosti konstantního sklonu samoprosvětlení na log-log škále (Reineke 1933).

Vzhledem k rozdílným vstupním parametrům terénu můžeme i na relativně malém datasetu provést porovnání typů terénu ve vztahu k výslednému SDI. Zde na nejnižších dvou hodnotách zakmenění umístily jediné dvě vzorkovací plochy s terénními vlnami, a naopak nejvyšších hodnot dosahovaly plochy se srovnáním terénem a vysoce granulárním podloží. Korelace je zde jednoznačná, nicméně dataset nesledoval tyto parametry dostatečně na vyvození závěrů. Na rozdílných výsledcích se do jisté míry pravděpodobně podílí i metodika sběru, kdy transekt na těchto plochách nesledoval linii terénem, ale přítomné terénní vlny (Frouz et al. 2015a).

V rámci analýzy nenáhodnosti rozložení nebyla prokázána lineární závislost na žádné sledované proměnné, která by prostorové uspořádání ovlivňovala. Míra shlukovitosti na ploše s nejvýraznějšími terénními vlnami vykazovala podle očekávání jednu z největších hodnot HSI, nicméně na ploše s méně výraznými vlnami, jsou všechny hodnoty indexu mezi 1 a 3 kvantilem v rámci všech měření. Dodatečná kontrola vzdálenosti od zdrojů diaspor, potažmo okrajů výsypek, nevykazuje souvislost s mírou shlukovitosti, posloupnost hodnot je rozmístěná napříč lokalitami bez zjevné souvislosti (obr. č. 10).

Tabulka č. 2 - Srovnání průměru naměřených HSI a porovnání průměrů dat z přirozené regenerace v lesním hospodářství a v národních parcích:

Původ dat	HSI	%	Způsob obhospodaření
Sokolov	1.766	57%	Sukcese na výsypce (ČR)
(Zahradník et al. 2010)	0.748	25%	Sukcese v NP (ČR a PL)
(Bílek et al. 2011)	0.543	17%	Dospělý hosp. les (ČR)
(Slanař et al. 2017)	3.099	100	Sukcese CHKO (ČR)

Prostorová struktura spontánní sukcese na měřených plochách je podle očekávání více shlukovitá než v uměle vysázených lesích, nicméně variabilita struktury je v rámci referenčních sukcesních ploch vysoká, v prvním případě podstatně náhodnější než na výsypkách, zatímco v datasetu z CHKO Jizerské hory podstatně shlukovitější. Vzhledem k odlehlým hodnotám ve vlastním měření můžeme tyto hodnoty odstranit a průměrný HSI zbylých ploch je 1.266. Tyto plochy, ačkoli stále vykazují tendenci k shlukovitosti, nejsou běžným pohledem porostem s výraznými mezerami, především s přihlédnutím k využití mezer v zápoji ve vegetační sezóně. Nižší shlukovitost porovnávaných datasetů může být způsobena druhovým složením (větší podíl buku), věkem, který je srovnatelný s vlastním datasetem, nicméně převážně vlivem odlehlých hodnot, nebo celkově příhodnějšími a homogennějšími podmínkami terénu a vlhkostního gradientu.

Stále nejsignifikantnější proměnou v celkové shlukovitosti porostu je zarovnání terénu. Měření probíhala z velké části na zarovnaných územích, ovšem z granulárním podloží po náspu pro kolejnice zakladače. V místech, kde se kamenité podloží chybí, se dřevinná vegetace neuchytává, probíhá ruderalizace a dominují travní společenstva. Tam kde stromy samovolně vzejdou, není jejich shlukovitost signifikantní v porovnání s vlivem zarovnání terénu (Moradi et al. 2018).

Hypotéza o náhodném rozmístění na mladších plochách s tendencí k samo-organizace směřující uspořádanému k využití mezer v zápoji se ukázala jako neplatná, nejen že shlukovitost na věku není průkazně závislá, ale všechny plochy nevykazují ani náhodné, natož rovnoměrné zastoupení. Je možné že na pravděpodobnosti uchycení se podílejí vlastnosti mikoreliéfu, případně gradienty zdrojů, které nebyly ve studii sledovány, je však možné vyloučit, že by se na shlukovitosti podílela hustota zakmenění, vzhledem k tomu, že její vztah s HSI nebyl prokazatelný.

V případě porovnání rozsahu použitých měření s dostupnou literaturou jsou počty měřených jedinců i rozlohy jsou v této studii o 1-2 řády četnosti výše, než v odborných publikacích a literatuře. V případě řešerše dat z literárních zdrojů bylo nutné část publikací vyřadit z porovnání vzhledem k rozporuplným výsledkům o hodnotách SDI, převyšujících několikanásobně maxima z federálního datasetu (Woodall et al. 2005), pravděpodobně kvůli vysoké míře extrapolace (malé měřené ploše) na počty stromů/ha (Špulák et al. 2010). Výpovědní hodnota rozsahu měření a relativně nízká míra extrapolace na počet jedinců/ha svědčí o validitě použitého datového podkladu pro navazující studie.

Nabízí se otázka, jak proběhne počátek druhé fáze sukcese, kde se snižuje dominance břízy, tato část chronosekvence (45-90let), v použitých datasetech chybí. Tyto plochy jsou mimo dosahy mechanické semenné diaspory listnatých druhů pozdějších fází sukcesní řady, ačkoli jsou dostupná data o širokém dosahu barychorie a zoochorie obecně (Frouz et al. 2015b). V tuto chvíli se na nejstarších plochách první fáze (45 let) sporadicky objevují mladé jehličnany a relativně hojně staré vrby (Frouz et al. 2015a). Je tedy nasnadě se v této otázce soustředit na monitorování výskytu semenáčků pozdějších fází sukcese, aby mohlo být dosaženo podložených odhadů ohledně budoucího druhového složení těchto ploch.

Výsledky výzkumu dávají ojedinělý pohled na sukcesi z hlediska analýzy možností hospodářského využití spontánně sukcesních ploch. V rámci solidní datové základny o zakmenění spontánně sukcesních porostů se nabízí možnost přepočtu na výslednou kubaturu a její uvedení do souvislosti s běžnými hospodářskými výnosy pro sledované druhy. Data o vrcholu období dominance břízy by mohla efektivně sloužit pro případné rozhodování o selektivní těžbě, výchovných zásazích nebo kombinovaném přístupu k vytvoření společensky přijatelné podoby výsypek.

6. Přehled termínů a zkratk

SDI-Stand Density Index (Reineke 1933)

Analogie termínu zakmenění, nebo relativní míra zakmenění

HSI-Hopkins-Skellam index (Hopkins a Skellam 1954)

Index horizontální struktury, nenáhodnosti, shlukovitosti.

DBH – Diameter-at-Breast-Height – Výčetní průměr- Výčetní tloušťka

Hodnota průměru stromu naměřená lesnickou průměrkou ve výšce 130cm nad zemí.

Sebe-in/tolerance – Self-in/tolerance (Zeide 1985)

Rozdíl mortality jedinců na smíšených a jednodruhových stanovištích. Též odchylka sklonu křivky SDI od konstanty 1.605 a její případná míra zakřivení směrem k nelineárnímu zpomalení prosvětlovacího procesu na logaritmické škále vlivem druhového složení.

7. Seznam literatury

BILEK, L, J REMES a D ZAHRADNIK, 2011. Managed vs. unmanaged. Structure of beech forest stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 years of development, Central Bohemia. (1), 122–138.

BRZEZIECKI, Bogdan a Felix KIENAST, 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimean model. *Forest Ecology and Management*. 69, 167–187.

CONNELL, Joseph H a Ralph O SLATYER, 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *Source: The American Naturalist*. 111(982), 1119–1144.

ČÍŽKOVÁ, Barbara, Bartłomiej WOŚ, Marcin PIETRZYKOWSKI a Jan FROUZ, 2018. Development of soil chemical and microbial properties in reclaimed and unreclaimed grasslands in heaps after opencast lignite mining. *Ecological Engineering*. 123, 103–111.

DUCEY, Mark J a Bruce C LARSON, 2003. Is There a Correct Stand Density Index? An Alternate Interpretation. *WJAF*. 18(3), 2003.

EUROSTAT, 2022. *Supply, transformation and consumption of solid fossil fuels* [vid. 2022-07-11]. Dostupné z: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Coal_production_and_consumption_statistics

FORRESTER, David I., Thomas G. BAKER, Stephen R. ELMS, Martina L. HOBI, Shuai OUYANG, John C. WIEDEMANN, Wenhua XIANG, Jürgen ZELL a Minna PULKKINEN, 2021. Self-thinning tree mortality models that account for vertical stand structure, species mixing and climate. *Forest Ecology and Management*. 487.

FROUZ, Jan, Petr DVORŠČÍK, Alena VÁVROVÁ, Olga DOUŠOVÁ, Štěpánka KADOCHOVÁ a Luboš MATĚJÍČEK, 2015a. Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecological Engineering*. 84, 233–239.

FROUZ, Jan a Jaroslava FROUZOVÁ, 2021. *Aplikovaná ekologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum.

FROUZ, Jan, Beate KEPLIN, Václav PIŽL, Karel Tajovský a TAJOVSKÝ, Josef Staryá STARYÁ, Alena LUKEŠOVÁ, Alena NOVÁKOVÁ, Vladimír BALÍK, Ladislav HÁNĚL, Jan MATERNA, Christian DÜKER B, Josef Chalupský a CHALUPSKÝ, Josef RUSEK a Thomas HEINKELE, 2001. *Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences*. Dostupné z: www.elsevier.com/locate/ecoleng

FROUZ, Jan, Václav PIŽL a Karel TAJOVSKÝ, 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology*. 43(SUPPL. 1).

FROUZ, Jan, Veronika VOBOŘILOVÁ, Ivana JANOUŠOVÁ, Štěpánka KADOCHOVÁ a Luboš MATĚJÍČEK, 2015b. Spontaneous establishment of late successional tree species english oak (*Quercus robur*) and european beech (*fagus sylvatica*) at reclaimed alder plantation and unreclaimed post mining sites. *Ecological Engineering*. 77, 1–8.

- GIAGLI, Kyriaki, Hanuš VAVRČÍK, Marek FAJSTAVR, Jakub ČERNÝ, Kateřina NOVOSADOVÁ a Antonín MARTINÍK, 2019. Stand factors affecting the wood density of naturally regenerated young silver birch growing at the lower altitude of the czech republic region. *WoodResearch*. 64(6), 1011–1022.
- HODAČOVÁ, Darina a Karel PRACH, 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology*. 11(3), 385–391.
- HOPKINS, Brian a J G SKELLAM, 1954. A New Method for determining the Type of Distribution of Plant Individuals, WITH AN APPENDIX BY J. G. SKELLAM. *Annals of Botany*. 18(70), 213–227.
- HOUŠKOVÁ, Kateřina. a David JAN, 2019. *Proceedings of Central European silviculture : [sborník vědeckých prací u příležitosti 20. mezinárodního setkání pěstitelů lesa střední Evropy a 100 let založení Mendelovy univerzity v Brně = proceedings of scientific studies on the occasion of the 20th international meeting of Central European silviculturists and the 100-year anniversary of establishment of the Mendel University in Brno : Brno 3.-5. 9. 2019]*. B.m.: Mendelova univerzita.
- HYNYNEN, Jari, 1993a. Self-thinning models for even-aged stands of pinus sylvestris, picea abies and betula pendula. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 8(1–4), 326–336.
- HYNYNEN, Jari, 1993b. Self-thinning models for even-aged stands of pinus sylvestris, picea abies and betula pendula. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 8(1–4), 326–336.
- CHUDOMELOVÁ, Markéta, 2020. *Determinants of spatial patterns in the composition of plant communities*. Brno. Disertační práce. Masarykova Univerzita.
- IGNATYEVA, Margarita, Vera YURAK a Natalia PUSTOKHINA, 2020. *Recultivation of post-mining disturbed land: Review of content and comparative law and feasibility study*. 1. červen 2020. B.m.: MDPI AG. Dostupné z: doi:10.3390/RESOURCES9060073
- KRAJÍČEK, Libor a Ivan ROTHBAUER, 2003. *Územní prognóza území dotčeného těžbou hnědého uhlí na sokolovsku - průzkumy a rozbor*.
- KULLA, Ladislav a Zuzana SITKOVÁ, 2012. Rekonštrukcie nepôvodných smrekových lesov: poznatky, skúsenosti, odporúčania. *Lesnícky časopis - Forestry Journal*. 3(58), 195–200.
- LOVETT, Gary M., Christine L. GOODALE, Scott v. OLLINGER, Colin B. FUSS, Andrew P. OUIMETTE a Gene E. LIKENS, 2018. Nutrient retention during ecosystem succession: a revised conceptual model. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 16(9), 532–538.
- MALEKI, Kobra a Andres KIVISTE, 2016. Individual tree mortality of silver birch (Betula pendula roth) in Estonia. *IForest*. 9(4), 643–651.
- MARKOWICZ, Anna, Gabriela WOŹNIAK, Sławomir BORYMSKI, Zofia PIOTROWSKA-SEGET a Damian CHMURA, 2015. Links in the functional diversity between soil microorganisms and plant communities during natural succession in coal mine spoil heaps. *Ecological Research*. 30(6), 1005–1014.

- MARTINÍK, Antonín, 2018. Předpoklady hodnotové produkce břízy bělokoré. *Zprávy lesnického výzkumu*. 63(3), 165–172.
- MARTINÍK, Antonín, Robert KNOTT, Jan KREJZA a Jakub CERNÝ, 2018a. Biomass production of *Betula pendula* stands regenerated in the region of allochthonous *Picea abies* dieback. *Silva Fennica*. 52(5).
- MARTINÍK, Antonín, Robert KNOTT, Jan KREJZA a Jakub CERNÝ, 2018b. Biomass production of *Betula pendula* stands regenerated in the region of allochthonous *Picea abies* dieback. *Silva Fennica*. 52(5).
- MENDELOVA UNIVERZITA, 2021. *Hospodářská úprava lesů, skripta*.
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 2013. Metodický postup výpočtu porostních zásob jednotlivých dřevin metodou kvalifikovaného odhadu s použitím taxačních tabulek a ověření správnosti výpočtu porostních zásob stanovených s využitím jiných metod. https://eagri.cz/public/web/file/210331/_13192_metodika_kontroly_zasob_22032013_.pdf.
- MORADI, Jabbar, Kingsley JOHN, Fabio VICENTINI, Hana VESELÁ, Jakub VICENA, Masoud M. ARDESTANI a Jan FROUZ, 2020. Vertical distribution of soil fauna and microbial community under two contrasting post mining chronosequences: Sites reclaimed by alder plantation and unreclaimed regrowth. *Global Ecology and Conservation*. 23.
- MORADI, Jabbar, Pavel POTOCKÝ, Petr KOČÁREK, Martin BARTUŠKA, Karel TAJOVSKÝ, Filip TICHÁNEK, Jan FROUZ a Robert TROPEK, 2018. Influence of surface flattening on biodiversity of terrestrial arthropods during early stages of brown coal spoil heap restoration. *Journal of Environmental Management*. 220, 1–7.
- MYKING, Tor, Fredrik BØHLER, Gunnar AUSTRHEIM a Erling J. SOLBERG, 2011. Life history strategies of aspen (*Populus tremula* L.) and browsing effects: A literature review. *Forestry*. 84(1), 61–71.
- MZE, 2016. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství*. [vid. 2022-08-01]. Dostupné z: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2016 (PDF, 6 MB)
- NOVÁK, Jiří, 2017. *Pěstební postupy pro březové porosty 1. a 2. lesního vegetačního stupně*. Strnady : Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.
- OPENSTREETMAP, contributors, 2022. OpenStreetMap database [PostgreSQL via API]. OpenStreetMap Foundation: Cambridge, UK; 2021 [cited 22 Dec 2021]. © OpenStreetMap contributors. Available under the Open Database Licence from: openstreetmap.org. *OpenStreetMap database [PostgreSQL via API]*.
- PATEJDL, Ctirad, ed. a, 1970. *Agrotechnické zásahy na převýšených výsypkách v SHR*.
- POMMERENING, A a S.T MURPHY, 2004. History of continuous cover forestry. *Forestry: An International Journal of Forest Research*. 77(1), 27–44.
- PRACH, Karel, 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science*. (4), 111–114.

- PRACH, Karel a Richard J. HOBBS, 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*. 16(3), 363–366.
- PRACH, Karel, Klára ŘEHOUNKOVÁ, Jiří ŘEHOUNEK a Petra KONVALINKOVÁ, 2011. Ecological restoration of central european mining sites: A summary of a multi-site analysis. *Landscape Research*. 36(2), 263–268.
- PRETZSCH, Hans a Peter BIBER, 2005. A Re-Evaluation of Reineke's Rule and Stand Density Index. *Forest Science*. 51(4), 305–320.
- REINEKE, L H, 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forests'. *Journal of Agricultural Research*. (46), 627–638.
- RICE, E L, 1994. Overview of Allelopathy. In: S S NARWAL a P TAURO, ed. *ALLELOPATHY IN AGRICULTURE AND FORESTRY*.
- ROJÍK, 2004. New stratigraphic subdivision of the Tertiary in the Sokolov Basin in Northwestern Bohemia. *Journal of the Czech Geological Society*. 3–4(49), 173–189.
- SHAW, John D, 2005. Reineke's Stand Density Index: Where Are We and Where Do We Go From Here? In: *Proceedings: Society of American Foresters 2005 National Convention*.
- SLANAŘ, Jiří, Zdeněk VACEK, Stanislav VACEK, Daniel BULUŠEK, Jan CUKOR, Igor ŠTEFANČÍK, Lukáš BÍLEK a Jan KRL, 2017. Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: Dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal*. 63(4), 212–224.
- SLODIČÁK, Marian a Jiří NOVÁK, 2008. *Výchova porostů náhradních dřevin : recenzovaná metodika*. B.m.: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.
- STAUFFER, Howard B a Of PIELOU, 1977. *Application of The Indices of Nonrandomness*.
- SVOBODA, Pravdomil, 1957. *Lesní dřeviny a jejich porosty: Část III*. Prague: Státní zemědělské nakladatelství.
- SVOBODOVA, K, A LITTLEBOY, J OWEN, M EDRAKI a R HIGGINS, 2019. Thinking beyond closure: toward a mine closure database. In: *9th International Conference on Sustainable Development in the Minerals Industry*.
- ŠÁLEK, Miroslav, Markéta HENDRYCHOVÁ a Michal ŘEHOŘ, 2010. Breeding habitat of sparrowhawks, *Accipiter nisus* on spoil heaps after coal mining. *Acta Oecologica*. 36(2), 197–201.
- ŠEBELÍKOVÁ, Lenka, Gábor CSICSEK, Anita KIRMER, Kamila VÍTOVCOVÁ, Adrienne ORTMANN-AJKAI, Karel PRACH a Klára ŘEHOUNKOVÁ, 2019. Spontaneous revegetation versus forestry reclamation—Vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. *Land Degradation and Development*. 30(3), 348–356.
- ŠOURKOVÁ, M., J. FROUZ, U. FETTWEIS, O. BENS, R. F. HÜTTL a H. ŠANTRŮČKOVÁ, 2005. Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*. 129(1–2), 73–80.

ŠPULÁK, Ondřej, Jiří SOUČEK, J BARTOŠ a D KACÁLEK, 2010. Potential of young stands with birch dominance established by succession on abandoned agricultural land. *Zpravy Lesnického Vyzkumu*. 165–170.

ŠTÝS, Stanislav, 1981. *Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin*. Řada hornické lit. Praha: SNTL - Státní nakladatelství technické literatury.

TESAŘ, Vladimír a kol., 2011. *Přestavba lesa zasaženého imisemi na Trutnovsku*. Brno : Mendelova univerzita.

THE EDITORS OF ENCYCLOPAEDIA BRITANNICA, 2019. „primary succession”.

TROPEK, Robert, Tomas KADLEC, Martin HEJDA, Petr KOCAREK, Jiri SKUHROVEC, Igor MALENOVSKY, Stepan VODKA, Lukas SPITZER, Petr BANAR a Martin KONVICKA, 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*. 43, 13–18.

VACEK, S., I. NOSKOVÁ, L. BILEK, Z. VACEK a O. SCHWARZ, 2010. Regeneration of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. *Journal of Forest Science*. 56(11), 541–554.

VACEK, Stanislav, 2009. *Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce.

VANDERSCHAAF, Curtis L, 2013. Reineke's stand density index: a quantitative and non-unitless measure of stand density. In: *Proceedings of the 15th biennial southern silvicultural research conference*.

VANDERSCHAAF, Curtis L a Harold E BURKHART, 2010. Comparing methods to estimate Reineke maximum size-density relationship. In: *Gen. Tech. Rep. SRS-121*. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/333420183>

VOJAR, Jiří, Jana DOLEŽALOVÁ, Milič SOLSKÝ, Daniela SMOLOVÁ, Oldřich KOPECKÝ, Tomáš KADLEC a Michal KNAPP, 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering*. 90, 278–284.

WELLER, Donald E, 1987. A Reevaluation of the -3/2 Power Rule of Plant Self-Thinning. *Ecological Monographs*. 57(1), 23–43.

WOODALL, Chris W., Patrick D. MILES a John S. VISSAGE, 2005. Determining maximum stand density index in mixed species stands for strategic-scale stocking assessments. *Forest Ecology and Management*. 216(1–3), 367–377.

WORRELL, R, 1995. European aspen (*Populus tremula* L.): a review with particular reference to Scotland I. Distribution, ecology and genetic variation. *Forestry: An International Journal of Forest Research*. 68(2), 93–105.

YODA, Kaori, 1963. Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions (Intraspecific competition among higher plants. XI). In: .

ZAHRADNÍK, D., S. VACEK, L. BÍLEK, I. NOSKOVÁ a Z. VACEK, 2010. Horizontal structure of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. and its development. *Journal of Forest Science*. 56(11), 531–540.

ZEIDE, Boris, 1985. Tolerance and self-tolerance of trees. *Forest Ecology and Management*. 13(3), 149–166.