

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie



Jakub Hanč

Environmentální faktory ovlivňující vstup diaspor na stanoviště v průběhu sekundární sukcese
vegetace

Environmental factors influencing the entry of diaspores into habitats during secondary
succession of vegetation

Bakalářská práce

Vedoucí práce: RNDr. Jan Novák, Ph. D.

Praha, 2024

Abstrakt

Ekologická sukcese je komplexní ekologický fenomén studovaný už od samotného počátku ekologie jako vědy. Její průběh a výsledek se může výrazně lišit s ohledem na typ okolní vegetace, zastoupení typu přenosu semen, půdních podmínek dané lokality apod. Významnou roli zde hraje také časový sled, kdy se na danou lokalitu dostane. Pokud se jedná o druh pionýrský, je pro něj klíčové to, že se na dané místo dostane mezi prvními, aby se vůbec mohl projevit. Naopak kompetičně silnější druhy se projeví po určité stabilitě dané lokality. Tato práce popisuje jednotlivé faktory, které hrají roli v tomto procesu. Všechny mají signifikantní úděl, v tom, kam se bude lokalita dál ubírat. Kromě přirozených faktorů je v práci uváděn i faktor člověka, ať už přímý nebo nepřímý, který jednotlivé faktory sám ovlivňuje a upravuje jejich dopady na lokalitu. Je zde zvlášť věnovaná pozornost opuštěným polím, jakožto sukcesnímu stádiu, které se dá dobře výzkumem sledovat a zjišťovat, v jakých časových sledech se dané vegetace na něm vyskytují. Navíc z důvodů historických konsekvencí se tato pole vyskytují na území České republiky ve velkém počtu.

Klíčová slova: sekundární sukcese, diaspory, environmentální faktory, okolní vegetace

Abstract

Ecological succession is a complex ecological phenomenon studied since the very beginning of ecology as a science. Its course and result can differ significantly with regard to the type of surrounding vegetation, representation of the type of seed transfer, soil conditions of the given location, etc. The time sequence when it reaches the given location also plays an important role here. If it is a pioneer species, it is crucial for it to be among the first to reach a given location in order to be able to express itself at all. On the contrary, competitively stronger species will manifest themselves after a certain stability of the given locality. This work describes individual factors that play a role in this process. All of them have a significant stake in where the location will go next. In addition to natural factors, the work also mentions the human factor, whether direct or indirect, which influences individual factors and modifies their impact on localities. Here, special attention is paid to abandoned fields, as a successional stage that can be well monitored by research and to find out in what time sequences the given vegetation occurs on it. Moreover, due to historical consequences, these fields are found in large numbers on the territory of the Czech Republic.

Key words: secondary succession, diasporas, environmental factors, surrounding vegetation

Poděkování:

Chtěl bych poděkovat Janu Novákovi, za jeho vřelý přístup, snahu mi pomoci a čas na průběžné konzultace. Velké díky patří mé matce Janě Hančové, za pročtení celé práce a finální editaci.

Prohlášení:

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

V Praze, 04.08.2024

Jakub Hanč

Obsah

1.	Úvod	1
2.	Primární sukcese	2
2.1.	Primární sukcese – příklady	3
3.	Sekundární sukcese	3
3.1.	Teorie klimaxu a potenciální přirozené vegetace	3
4.	Vstup druhů na lokalitu	4
4.1.	Anemochorie	4
4.2.	Zoochorie	5
5.	Změna druhové vegetace na časové škále	6
5.1.	Faktor invazivních druhů a absence managementu	8
6.	Typy rostlin dle životního cyklu	9
7.	Typy blokové sukcese a kompetiční zvýhodnění	9
8.	Environmentální faktory ovlivňující průběh sukcese	12
8.1.	Vlhkost	12
8.2.	Hodnoty pH	13
8.3.	Biotické faktory a jejich vliv na sukcesi	14
9.	Vliv vzdálenosti od zdroje diaspor.	16
9.1.	Sukcesní pochody v lesní vegetaci na bývalém bezlesí	19
10.	Fenomén opuštěných polí	20
10.1.	Československo	20
11.	Diskuze	22
12.	Závěr	24
13.	Zdroje	25

1. Úvod

Sukcese je přirozený ekologicko-vegetační proces, měnící strukturu pokryvu krajiny. Už od počátků samotného výzkumu se dělí na primární a sekundární. Toto rozdělení souvisí s (ne)-přítomností obohaceného a organického půdního horizontu. Ty pak vznikají až činností organismů. Primární sukcese probíhá tudíž tam, kde se tyto horizonty nevyskytují. Typickým příkladem výskytu procesů primární sukcese jsou nově vzniklé ostrovy vytvořené sopečnou činností či dlouholetá obnova krajiny po velké katastrofě – opět například sopečnou činností (Coradini et al., 2022).

Většina procesů spojená s ekologickou sukcesí je však spojena se sekundární sukcesí, kdy k ní dochází například u přirozeného cyklu obnovy lesa, nebo čím dál více je spojována s využitím krajiny člověkem, ať už u rekultivace krajiny či naopak jiným zabráním k určitému intenzivnímu využití civilizací. Samotná sukcese, jak již bylo uvedeno, je proces naprosto přirozený. Při něm dochází k druhovému či vegetačnímu obsazení nějaké opuštěné lokality, a to z míst buď blízkých či vzdálených (Adamowski et al., 2011). V tomto může hrát roli mnoho faktorů – ať už od samotných půdních vlastností daného místa, jaké je tam pH, o jaký typ a druh půdy se jedná (Bose et al., 2014), přes faktory krajinné a reliéfní – o jakou svahovou expozici se jedná – dle míry sklonu v procentech, či polohy (severní, jižní atd.) (Peña-Angulo et al., 2019), přes klimatické – v jaké fyto geografické oblasti se vyskytují – tudíž úhrn srážek, nadmořská výška apod (Neuhäuslová et al., 1997). Toto jsou klíčové abiotické faktory, ovlivňující sukcesní pochody.

Mezi biotické faktory pochopitelně patří druhová skladba okolní vegetace (Sojneková et al., 2015). Včetně toho, v jakém sukcesním stadiu se právě nachází. Velkou roli hraje to, v jaké míře jsou zastoupeny rostliny dle RCS typů. Toto určení, i když je také poněkud starší, dokáže do velké míry ovlivnit to, jak se daní zástupci chovají a v jakém stavu je jejich ekologické a růstové optimum (Grime, 1974). Dalším klíčovým faktorem je typ šíření semen. To je jedno z hlavních témat této bakalářské práce. V temperátním pásmu se jedná především o anemochorii a určitý typ zoochorie (Prach, 1994) – například myrmekochorii, což je typ ektozoochore (Fokuhl et al., 2012), kromě ní se vyskytuje i endozoochorie (Prach, 1994). Pomocí šíření se na danou lokalitu mohou dostat druhy z relativně velké vzdálenosti, které by pozorovatel na první pohled nemusel díky okolní vegetaci očekávat. To je typické obzvláště pro druhy, které se šíří anemochorně na větší vzdálenost (Cain et al., 2000). Velký vliv na typ vegetace může sehrát i semenná banka, kdy semena uložená v půdě i několik desítek let mohou po nějaké disturbanci, která může způsobit

právě i samotný začátek sukcesních procesů, v uvolněných podmínkách vyklíčit, a tím celý proces obsazení lokality urychlit (Souza de Paula, 2023).

Mezi prvními se na dané místo dostanou takzvané pionýrské druhy, což jsou hlavně dvouděložné byliny – převážně jednoleté a s nimi pionýrské dřeviny. Toto platí pro případ u obsazení z okolní lesní vegetace při zonálním typu sekundární sukcese. Tyto dřeviny jsou světlomilné, rychle rostoucí. Po těchto druzích začnou v další fázi převažovat rostliny vytrvalejší, s větším příklonem ke stínomilnosti. Postupně dochází k trvalejšímu zákrytu, kdy lesní vegetace připomíná okolní původní vegetaci s dominancí jednoděložných vytrvalých trav, ostřic, bik a stínomilných dřevin (Dzwonko et al., 1992), a to můžeme tedy nazvat takzvaným klimaxovým stádiem (Clements, 1936), které však mnohé práce uvádějí pouze jako teoretický fenomén (Whittaker, 1953). V narušované krajině, ať už přirozené, nebo navíc i po přidání lidské stránky, tento jev spíše nikdy nenastane. Bereme proto spíše potenciální přirozenou vegetaci (Neuhäuslová et al., 1997). Změna vegetace během sekundární sukcese je spojena s obvyklou disturbancí – ať už pádem starého stromu či disturbancí vlivem orkánu (Tian et al., 2023). Dále v práci bude hlavně věnován prostor opuštěným polím, jelikož je to velmi zajímavý přechodný stav vegetace (Sojneková et al., 2015). Je navíc částečně spojen s historií střední Evropy, potažmo dnešní České republiky, poněvadž to souvisí například s poválečným odsunem Němců či zabráním půdy soukromým zemědělcům k využití v socialistickém zemědělském systému (Grešlova Kušková, 2013).

Tato práce se věnuje faktorům ovlivňujícím vstup druhů převážně na opuštěná pole pomocí diaspor. Právě zonální zalesnění je nejčastějším příkladem sukcesních pochodů na našem území. Cílem bakalářské práce je zhodnocení vlivu faktorů ovlivňujících vstup diaspor během sekundární sukcese.

2. Primární sukcese

Sukcese je proces, jehož studium započalo už v 19. století (Cowles, 1899). Od té doby vyšlo najevo velké množství pozoruhodných objevů, které ale stojí na základech prvotních poznatků. Samotná sukcese je souhrn procesů, které nastanou po disturbanci, ať už lokální či rozlohou obrovské. Primární sukcese nastává, pokud dojde k obměně či kompletně novému vzniku dvou vrchních půdních horizontů – organického a obohaceného. Tato výměna dává prostor novým místům a novým možnostem. Obzvláště procesy, způsobující primární sukcesí mohou mít velkou intenzitu. Ať už jde o vznik ostrova na středoocéánském hřbetu, či obří výbuch sopky (Cabrera Rodríguez et al., 2022). Obě tyto události dají vzniknout prostředí, do té doby naprosto novému a možnému vzniknout dosti odlišně od bližší trvalejší vegetace. (Prach et al., 2019)

2.1. Primární sukcese – příklady

Typickým příkladem těchto změn v přímém přenosu bylo sledování vzniku ostrova Surtsey v šedesátých letech minulého století (1963-67). Tento ostrov se doslova vynořil z moře a hned způsobil všeobecný zájem vědců i médií. (Magnússon et al., 2014)

V historii Země, i v té nedávné, proběhlo mnoho výbuchů tzv. supervulkánů (Chesner et al., 2012). Jedním z příkladů masivního ovlivnění velké části všech biomů naší planety je výbuch vulkánu Toba z období pozdního pleistocénu (asi 74 tisíc let) v poslední době ledové, kdy v oblasti do 30 000 km² byla oblast zasypána stovkou metru vyvržených částic (Blinkhorn et al., 2012).

Druhé vyznění obou sukcesních typů může být odlišné, jak ukazuje studie, prováděná na místech zaniklých lomů a opuštěných lokalit. Zaniklé lomy mají úplně jiné půdní podmínky, tudíž do hloubkových změn se dají zařadit. Oproti sekundární sukcesi je zde klíčovým faktorem, který zamezuje rychlost pochodů, vzdálenost od stálé vegetace (Prach et al., 2019). Je velmi důležité, které druhy se na novou lokalitu dostanou jako první. I proto zde nemusí platit to, co u sekundární sukcese, že zpočátku dominují náletové druhy. Důvodem toho je fakt, že ve vegetaci, která je v dosahu vzdálenosti možného pokryvu dané lokality, se tyto druhy nevyskytují. Následné sukcesní pochody mohou tedy nabrat časový sled primární sukcese jiných stádií, než by bylo možné očekávat (Prach et al., 2016). Obzvláště u vzniku úplně nového ostrova navíc zaniká možnost semenných bank, které by mohly pomoci urychlit sukcesní pochody a ve kterých častokrát bývají právě zakonzervována semena druhů, která dominují v iniciačních stádiích sukcesní vegetace. (Wasowicz et al., 2018)

3. Sekundární sukcese

3.1. Teorie klimaxu a potenciální přirozené vegetace

Sekundární sukcese nastává při nějaké relativně menší disturbanci, kdy nedojde k zásadní změně ve vlastnostech půdních horizontů. Jedná se tedy o nějaké uvolnění prostoru pro změnu v krajině (Prach et al., 2016). Velkou roli v přírodě zde hraje právě ona stabilita faktorů, která má vliv na to, jakým způsobem se budou sukcesní pochody projevovat. Samotná sekundární sukcese směřuje od krátko žijících R-stratégů k dlouho fungujícím společenstvům hlavně C či S-stratégům – až k bodu tzv. klimaxu (Grime, 1974). Fenomén klimaxu jako takový je v publikacích a literatuře zmiňován už přes stovku let (Cowles, 1899; Clements, 1936; Whittaker, 1953) ale stále jsou diskuse, zdali se jedná o pravý fenomén, nebo pokud to je jen uměle

vytvořený systém teoretického stavu, který nikdy nenastane. V přírodě se vyskytuje takové množství disturbancí, že kritici tohoto stavu si myslí, že „tento fenomén nemůže nastat, jelikož finální stádium daného sukcesního procesu se nikdy plně neprojeví“ (Whittaker, 1953). Tento závěr však pochopitelně všichni odborníci nesdílejí či nesdíleli (Cowless, 1899; Clements, 1936). Mnozí tomu odporují a berou klimaxové stádium jako fakt. Ale i ti, co klimaxové stádium neuznávají, tak berou v potaz potenciální přirozenou vegetaci, což je fenomén či stav, do kterého se sukcesní stádía většinou dostanou. Tento stav trvá v průměru, dle měření z mnoha lokalit v ČR, 250 let. Během této doby se může stav pochodu pochopitelně změnit a může dojít k úpravě výsledného procesu a celkovému opoždění tohoto finálního stádia. (Prach et al., 2014; Prach et al., 2016)

Tudíž od nesourodých vegetačních společenstev bez určitých vztahů se vegetace a s ní spojená živočišná složka spojí do soudržného kompaktního tělesa, které je navzájem propojené a na sobě závislé. (Grime, 1974)

4. Vstup druhů na lokalitu

4.1. Anemochorie

U sukcesně aktivních stanovištích je nutné vědět, jakým způsobem se na dané místo dostanou nové rostlinné druhy. Ty se dají rozdělit především na anemochorní a zoochorní. V Evropě je dle měření spousta lokalit, kde dominuje ať první či druhá skupina. V naprosté většině příkladů se pochopitelně obě skupiny vyskytují společně (Knapp et al., 2016). V případě anemochorie se vyskytují dva typy, a to primární anemochorie a sekundární anemochorie. Rozdíly jsou především v morfologii diaspor – samotných semen, či jako vektor fungující plody se semeny uvnitř.

Primární anemochorie zajišťuje přímý přenos obvykle na větší vzdálenost oproti primární. Rozdíl ale je především ve vyšší výšce, ve které je dané semeno při primární anemochorii unášeno. Při sekundární totiž většinou semeno už na zem přistane, a pak je nízce nad zemí poponášeno prouděním vzduchu či jinými faktory (popohnání zvířetem apod.) (Zhu et al., 2019). Můžeme říct, že nejpřirozenější je kompromis mezi oběma typy. Kromě anemochorie je i v naší přírodě velice obvyklá zoochorie, ať už endozoochorie či ektozoochorie. Zoochorie i anemochorie v některých lokalitách dokáže samostatně dominovat, ale spíše se na sukcesních stádiích podílejí obě skupiny těchto typů chorie (Knapp et al., 2016).

4.2. Zoochorie

1) Endozoochorie spočívá především ve sněžení plodu a přenosu semen exkrementy. Toto platí především u obratlovců, zvláště savců a ptáků. Endozoochorie má velký význam především v tropických oblastech, kdy spousta velkých stromů tropického deštného lesa spoléhá na rozšíření na dlouhou vzdálenost především pomocí zástupců hlodavců a dalších semenožravých/plodožravých savců. Ty můžeme nazývat jako frugivory (Sinu et al., 2020). Rostlina poskytuje část plodu, obvykle oplodí frugivorovi a ten takto přenese semena. Ale pochopitelně se tito zástupci vyskytují i v naší krajině. Sem můžeme zařadit i kopytníky naší přírody, jako jsou prase divoké (*Sus scrofa*), jelen evropský (*Cervus elaphus*) či introdukovaný jelen sika (*Cervus nippon*). Tyto druhy nám mohou svými exkrementy poskytnout informace, které rostlinné druhy upřednostňují a které nikoliv. Z dat následných vysemeněných semenáčků z exkrementů bylo zjištěno, že u jelenů výrazně převažuje kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), která se sice vyskytuje ve vysokém množství ve vegetaci, ale v trusu velmi dominovala. Za ní potom následovaly druhy jahodníku (*Fragaria*) (Lepková et al., 2018). Tyto velké druhy kopytníků mohou v dnešní době sloužit jako důležitý nástroj v uchování biodiverzity druhů, u kterých je endozoochorie nutná, jelikož nejsou tyto druhy omezovány mírou liniových staveb a dalších překážek. Máme doklady o skupině losů evropských (*Alces alces*), přicházející z větší populace v Polsku, mířící na menší teritorium do oblasti šumavského příhraničí (Janík et al., 2021). Endozoochorie je dodnes využívána mimo jiné, co se průmyslového využití v potravinářství týče k výrobě cibetkové kávy. Cibetky (Viverrinae), které žijí v tropických pralesích Afriky a jihovýchodní Asie jsou navyklé na plodožravost, a to i plodů kávovníku. Lidé se tudíž naučili vyhledávat cibetkové exkrementy a vysbírávat uvolněná kávová zrna. Z nich semletá káva má prý potom unikátní vlastnosti a je údajně velmi lahodná (Lachenmeier et al., 2021).

2) Ektozoochorie využívá především zachycení za tělo či tělní povrch živočicha (Reynolds et al., 2016). Specifickým příkladem ektozoochorie je například myrmekochorie, kterou se roznášejí semena například u zástupců čeledi Violaceae, u které je známo to, že jejich semena obsahují elaiosomy (tzv. masíčka), která vyhledávají mravenci a za vidinou potravy přesouvají tak celá semena blíže k mraveništím apod. Ještě větší extrémů mohou být v případě tropických společenstev, kdy se takto mohou nechat přenášet diaspory na škále až několika kilometrů (Fokuhl et al., 2012).

Ektozoochorie ale ve velké části probíhá u přenašeče nevědomky – samotný člověk může přesunout takhle hned několik rostlinných druhů během jedné své cesty do přírody. V okolí

lidských obydlí se pak často vyskytují druhy, které tento typ komenzalismu využívají (Lukács et al., 2024).

5. Změna druhové vegetace na časové škále

Procesy, které vedou k dalším společenstvím se tedy v mnohých případech primární sukcese dají odlišit od postupné sekundární sukcese, jelikož zde jsou půdní podmínky častokrát velmi podobné okolí. To pak výrazně i zrychluje procesy, kdy nastane druhové dorovnání s okolní vegetací. Dle různých studií je to v řádu několika desítek let (Coradini et al., 2022). Dle prací a výzkumů se dají na místech, kde probíhá sekundární sukcese, rozlišit různá stádia nejenom podle typu vegetace, ale i vztahem do časových podob (Prach, 1994). Na příkladu studie, která byla stanovována z měření na svazích Pavlovských vrchů a na tamních bývalých polích, se dají časové pochody rozdělit. Z těchto výsledků lze vyčlenit tři základní stádia rozvíjející se vegetace – prvním typem je plevelové, kdy dominuje asociace *Setario pumilae-Echinochloe cruris-galli*. V tomto stádiu bylo snímkováním zjištěno nejvíce druhů typických právě pro tato stádia, tudíž hlavně různé plevelové druhy a jiné archeofyty (Sojneková et al., 2015). Iniciační stádia jsou na počátku rozvíjející se sukcese pro tyto druhy na lokalitě klíčová (Prach et al., 2015). Nenastal zde ještě čas na úplnou dominanci druhy travin a jim podobnými jednoduchými druhy a ekologicky podobnými vytrvalými druhy. Tato oblast je typická pro období mezi šesti až devatenácti lety po opuštění dané lokality. Po této sekci přechází vegetace do podoby rudерální vegetace (Sojneková et al., 2015). Důležitým faktorem v tomto pokusu je i to, že dochází k výraznějšímu vysychávání, jelikož Pavlovské vrchy se vyskytují na vápenci (Stráník et al., 1998). I díky tomu převládají dvouleté byliny a trvalí travinní zástupci, ale i jiné byliny. I některé jednoleté druhy se mohou udržet delší časovou dobu, než by bylo na jiných lokalitách obvyklé. Tato stádia se dají zařadit do rudерální vegetace dvouletých až víceletých druhů na mělkých kamenitých substrátech do dvou asociací, a to *Dauco carotae-Melilotion* a *Convolvulo arvensis-Elytrigion repentis*. Toto stádium bylo v časové relaci dvaceti a padesáti šesti lety. V posledním stádiu, které bylo typické pro všechny tři zkoumané lokality v oblasti Pavlovských vrchů se jednalo o stádium suchých subkontinentálních druhově bohatých širokolistých xerothermních trávníků. V této fázi se zde vyskytuje méně zaznamenaných archeofytních druhů než u předchozích dvou časových obdobích. Tento typ převládá ve vegetaci padesát sedm až sedmdesát jedna let po opuštění bývalých polích. V této sekci dominují především víceleté travinné druhy, například *Bromus erectus*, ale přesto se zde v relativně hojném počtu vyskytují i jiné netravnní druhy bylin. Tyto vegetační typy patří do vegetace širokolistých subxerothermních travniku asociací *Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnanti* a *Polygalo majoris-Brachypodietum pinnanti*. Jak bylo již

zmíněno výše, tak kromě obecného zvýšení počtu druhů na daných lokalitách v tomto měření došlo i k tomu, že se velmi obměnilo druhové složení daných lokalit v závislosti právě na časových obdobích. Z měření se zjistilo, že počet druhů typických pro suché trávníky se prudce navýšil v posledním měřeném období z těchto tří. Při měření, probíhajícím snímkováním o rozměrech 16 m² se oproti prvnímu i druhému období, které mělo v průměru od osmi druhů na traviny nejchudším stanovišti (svahy přímo nad Pavlovem) až po patnáct na v počtu travinných a jim podobných druhů nejbohatším místě (svahy u Dolních Dunajovic), se počty zvedly na průměr kolem dvaceti travinných druhů. Celkově zde bylo kolem čtyřiceti druhů v průměru (Sojneková et al., 2015).

Tento proces můžeme měřit i z opačného pohledu, kdy vezmeme v potaz les a měřit druhovou složku dle stáří lesa na dané lokalitě (Brunet, 2007). Z mapování víme, jak starý les na onom místě je (Tian et al., 2023). Velká studie na toto téma proběhla v Itálii v provincii nazvané podle města Siena a tamních chráněných územích. Dle mapových podkladů lze rozdělit dané lesy na pět různých časových sekcí dle stáří. Rozdělení zde bylo na lesy mladší 22 let, v intervalu 22 až 38, v rozmezí 38 až 56 let, v rozmezí 56 až 77 a lesy starší 77 let. Analýzou poté byly na daném prostoru určeny druhy jako přímo lesní a nelesní a celý počet druhů na daném území. Bylo bráno 291 snímků, které byly pořízeny na několika různých ekosystémech, člověkem nevyužívaných přímo k výsadbě – bez plantáží. Nejčastějším typem ekosystému, kde bylo zaznamenáno nejvíce snímků, byly dubové lesy o smíšeném výskytu převážně dubu cer (*Quercus cerris*) a dubu pýřitého (*Quercus pubescens*). Na tamních 94 snímcích bylo zaznamenáno 339 druhů celkově. V průměru největší diverzita je u velmi mladých lesů, kdy jsou zde zastoupeny ještě ve velké míře nelesní druhy, což jsou hlavně druhy pastvin či plevelové skupiny. Tam pak dominují jednoleté druhy, zvyklé na narušované podmínky, tudíž diverzita je reálně větší než v lesích. Tento pokles platí i pro cesmínovité dubové lesy a smíšené širokolisté lesy, které dle dat prochází podobným trendem. U těchto dvou typů lesů je pokles nelesních druhů velmi výrazný. U cesmínovitých dubových lesů hraje roli navíc celoroční extenzivnější zákryt korunami stromů, který je z těchto tří typů nejvýraznější a má velký význam proti růstu světlomilných druhů. Právě trvalý zákryt hraje velkou roli (Amici et al., 2013). Zajímavým faktem je to, že i na okrajích těchto lesů se starším věkem lze nalézt druhy víceletých trávníků, podobných či stejných jako na jižní Moravě – například sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*) (Sojneková et al., 2015).

5.1. Faktor invazivních druhů a absence managementu

Lidský faktor může často hrát roli v tom, co se s danou lokalitou po opuštění stane. Ve většině příkladů se využije přirozený moment nechat pracovat sukcesní procesy. Zde ale nastává problém, zda je to v dnešní době správné. Obzvlášť nebezpečné to může být dnes, kdy se ve střední i celé Evropě dostávají do většiny vegetačních stupňů invazivní či šířící se rostlinné druhy – například pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) (Gómez-Aparicio et al., 2008) nebo netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*). Tyto a jim podobné druhy mohou způsobit samotnou zkázu celých tradičních ekosystémů (Rak, 2007). Kromě ale těchto nových překážek v boji za vyšší diverzitu v prostředí, je zde trvalý boj s dominantními druhy rostlin. Jak bylo zmíněno výše, stádia s těmito dominantními zástupci mohou mít celkově vyšší druhovou početnost (Sojneková et al., 2015). Samovolná sukcese ale pak může způsobit to, že se ztratí druhy přirozené či přímo vzácné. Proto ponechání procesů jen na přírodě může vlastně napáchat i škody. Navíc zde hraje roli i faktor změn klimatu a lidská činnost, kdy se mohou měnit půdní vlastnosti, které hrají významnou roli v tom, kam se budou sukcesní procesy ubíhat. Typickým příkladem těchto komplexních problémů může být například zalesnění extrazonálních stepů v oblasti severních a středních Čech. Díky absenci managementu, který bránil přirozeným sukcesním pochodům, navíc zrychleným v měnících se půdních podmínkách či vstupu druhů neobvyklých pro dané lokality, je čím dál obtížné udržovat dané pozoruhodné lokality pro další generace (Chytrý et al., 2007). Opětovný vstup spásáčů, v naší kultuře obvykle ovčím či kozám, ihned dokáže změnit směr trendu a nastolit nový směr procesům. Ty pak nevedou k zarůstání kompetičně silnějšími druhy. Jedná se o jeden z typů blokování sukcesního stádia, kdy zde je právě jako blokátor management v podobě spásáčů (Knappová et al., 2017). Podobným blokátorem můžou být například podmínky, které se vyskytují na azonálních stanovištích apod (Sieben, 2019).

Kromě volného ponechání dané lokality přírodě či možnosti kontrolovanému managementu je další variantou snaha o rekultivaci pro využití člověkem. Ať už se v malé míře jedná o opětovné intenzivní zemědělské využití, či snahu o jistou míru extenzivního zemědělství. Kromě agronomického využití může jít i o turistické využití (Fayet et al., 2022).

6. Typy rostlin dle životního cyklu

Potom, co se dané druhy dostanou na lokalitu, je klíčové, aby se mohly projevit a začít růst, potažmo se reprodukovat, ať už pohlavně či nepohlavně. Mezi prvními jsou to druhy velmi rychle rostoucí, krátkověké, které řadíme mezi takzvané R rostliny. Po nich následují druhy víceleté, které tvoří ucelenější společenstva. Tyto druhy jsou většinou obvyklé ve velké většině okolního prostředí a mohou být z podstaty tudíž kompetičně velmi silné. Většinou jsou pak tyto druhy na konci sukcesního procesu velmi dominantní a mohou celou lokalitu zastínit a přerůst. Dle stylu životního cyklu se tyto rostliny řadí mezi C nebo S rostliny. Rostliny buď kompetičně velmi silné, relativně rychle rostoucí a vytrvalé, mezi které právě náleží různé traviny a jim podobné skupiny apod – C rostliny. Či rostliny, které jsou především dlouhověké, ale moc za daný čas nevyrostou, ale jsou schopné čelit stresu a žít v podmínkách, kde by se často jiné skupiny rostlin neobjevily – S-rostliny. Obě skupiny jsou typické jako zástupci sukcesně velmi pokročilých lokalit, které jsou už blízko dosažení klimaxu či alespoň potenciální přirozené okolní vegetace (Grime, 1974), pochopitelně ovlivněné člověkem v dnešní době (Wilson et al., 2000). Právě kompetice o světlo je velmi klíčovým faktorem, na kterém je založena celá představa kompetičního boje rostlin. Druhy světlomilné s menší mírou kompetiční síly se tedy musí na dané místo dostat co nejdříve a vyrůst do takové výšky, aby druhy kompetičně silnější, které rostou rychle, je ihned nepřerostly a nezničily jejich předpoklad k přežití. Proto právě druhy, které zvládnou růst na větším portfoliu lokalit, jsou častokrát dominantní. (Craine et al., 2013)

7. Typy blokové sukcese a kompetiční zvýhodnění

1) *Vliv neobvyklých půdních podmínek*

Kromě obvyklého scénáře zonálního vývoje se v naší krajině můžeme setkat s azonální vegetací. Příkladem takovéto vegetace jsou hadcové stepi, které svými specifickými trvalými půdními vlastnostmi tvoří podmínky, za kterých nejsou některé dominantní druhy schopny vůbec vyrůst či pokud ano, tak ve formě například zakrslých jedinců (Mrázková-Štýbnarová et al., 2021).

Těmto jedincům chybí ve většině případů vápník, který se v serpentitech vyskytuje ve velmi malé míře, a místo něj se zde vyskytuje kation hořečnatý, který ho v rostlinné fyziologii může nahradit. Náhrada však není dokonalá. Rostliny, které pak na tuto výměnu nejsou evolučně dostatečně připravené, strádají. I proto se na těchto lokalitách vyskytuje vysoká míra specifických druhů, které tuto náhradu zvládají velmi dobře a dokážou se tedy velmi dobře projevit i na takovýchto

lokalitách. Není proto výjimkou i to, že se zde vyskytují i endemické druhy, které nezvládnou růst v podmínkách s menším zastoupením Mg^{2+} (Oze et al., 2008).

Podobné vlastnosti mohou vytvořit specifickou vegetaci i na jiných zvláštních půdních podmínkách. Mezi ně například mohou patřit slaniska, ve kterých je ve velké míře zastoupen kation Na^+ , který u některých velmi citlivých druhů je schopen při vstupu do rostliny velmi zamezit následný rozvoj prýtu. Naopak druhy, které náleží mezi halofyty, jsou schopny na těchto specifických půdních typech dominovat (Flowers et al., 2008; Flowers et al., 2015).

Kromě specifických půd se toto pravidlo může týkat i mnohem častějších půd. Půdy jsou pochopitelně chudší nebo bohatší na určité živiny (Bose et al., 2014). Rostliny často pak trápí buď deficiencie nebo zbytečně velké množství určitých minerálů ve svém těle. Tento fenomén hraje roli často při různých experimentech, kdy se zjišťuje, co je tím limitujícím či nadbytečným faktorem (Song et al., 2019). Z dat je zřejmé, že spousta rostlin reaguje na nedostatek významných látek změnou root/shoot ratio (R/S), který zaznamenává v datech, do jakých částí rostlinného těla rostlina investuje živiny pro růst (Mokany et al., 2006). Tento alokovaný růst a transport klíčových látek napříč rostlinným tělem je klíčovým faktorem života rostlin (Atkin et al., 1996).

2) *Kompetiční zvýhodnění – mykorrhiza*

I proto je ve středoevropské přírodě naprostá většina druhů schopna mykorrhizní symbiózy, kdy využití houbového symbionta (Glomeromycota) může velmi účelně usnadnit získání těchto klíčových chemických prvků pro rostlinu (van der Heijden et al., 2015). Mykorrhizní symbionti se mohou v některých případech, například u orchideoidní mykorrhizy, vyskytnout už v zárodku a zrychlit tím tak možnost syntézy těchto živin. Některé orchideje jsou na tomto procesu tak závislé, že bez účinné symbiózy by už jejich zárodku mohly zahynout a tím i celá rostlina (Chakraborty et al., 2023).

3) *Kompetiční zvýhodnění – alelopatie*

Jako takový faul pochodům sukcesním a kompetičnímu boji můžou některé rostliny být schopny alelopatie, která může oproti původním předpokladům zásadně daný druh zvýhodnit (Dakshini et al., 2023). Ze zahrad a postoupnou změnou klimatu je možným příkladem ořešák královský (*Juglans regia*), který se postupně šíří na lokality, a navíc mu vyhovuje právě měnící se klima. Vyšší teploty ani sucha nejsou jeho velkým problémem, navíc větších mrazů v Česku postupně také ubývá, což je asi největší zranitelnost tohoto druhu. Svými kořeny produkuje látku zvanou

juglon, ale i další, jejichž uvolňováním je ořešák schopen některé druhy údajně velmi oslabit a zamezit jejich růstu. Tyto úvahy o šíření jen pomocí alelopatie však jsou skryté dodnes pod řadou otazníků, jaký vliv tyto látky mají a zda-li se dají za pravou alelopatii považovat (Rietveld et al., 1983). Mezi druhy, u kterých se dá uvažovat o šíření pomocí alelopatie, patří i česnáček lékařský (*Alliaria petiolata*), který byl člověkem dovezen do Severní Ameriky a tam je považován za invazivní druh i právě kvůli skupinám glykosidů, které jejich uvolňováním mohou sloužit jako usnadnění v usazení na daném místě. Problémem těchto studií často je, že nemají úplně přímé záznamy jen o jedné látce nebo o přímém užití (Inderjit et al., 2001). Je otázkou, jak a v jakém nutném množství by tato exkrece sloužila jako faktor, kterým by se dala lokalita ovládnout jen pomocí alelopatie (Cheng et al., 2015; Cipollini et al., 2016). U invazivních rostlin totiž může hrát roli i introdukce nějakého parazita či infekce houbové, bakteriální apod., na které je onen druh imunní. V nové lokalitě u druhů, které se s daným patogenem setkají, může dojít až k vymření obrovského množství jedinců. Tudíž invazivní druhy nemají jen vlastní přímé zbraně, ale i klíčovou vlastnost imunity v symbiotickém vztahu – boji mezi rostlinou a jejich nákazami (Najberek et al., 2022).

4) Kompetiční zvýhodnění – vegetativní rozmnožování

Dalším zvýhodňujícím faktorem při vstupu nové rostliny na danou lokalitu může být vegetativní asexuální šíření pomocí stolonů, kořenových systémů apod. Tato schopnost podmanit si prostor díky jednomu jedinci a jeho klonům může zásadně zrychlit pokrytí dané plochy (Francis et al., 2005). Jistým problémem ale může být to, že se jedná o geneticky čisté linie, které vlastně jsou úplně shodné s původní rostlinou, což může vyvolat v důsledku dlouhodobý problém kvůli ztrátě genetické diverzity (Jesson, 2016). V případě příkladů takovýchto rostlin se jedná především o bylinné zástupce – z pěstovaných například jahodník (*Fragaria*) (Oosumi et al., 2006), ale i některé stromové druhy (Francis et al., 2005).

5) Kompetiční zvýhodnění – využití požárů

Jako blokátor může fungovat například i požár, či přímo opakující se období požárů, kdy některé druhy bez přítomnosti požárů ani nejsou schopny vyklíčit nebo se rozmnožit. Tento fenomén také brání obvyklému průběhu sukcesních procesů (Keane et al., 2004).

8. Environmentální faktory ovlivňující průběh sukcese

8.1. Vlhkost

Klíčovým faktorem, který dokáže určit, jaké druhy se projeví, je vlhkost. Při měření z osmdesátých let minulého století v Českém krasu a jeho okolí se právě dle vlhkosti přímo určily dva směry (X a M), kterými se sukcesní vegetace v této oblasti vydá. Za těmito písmeny byly číslovky jedna až tři, které určovaly, v jakém časovém sledu se daná stádia nacházejí. X1 a M1 jsou lokality podél řek, které byly opuštěny nejpozději, a tudíž vegetace tam připomíná stále svým způsobem polní plevelovou vegetaci. Rozdíly v těchto stádiích se liší zastoupením jen na druhové škále. Roli zde může hrát i to, že sekce „X“ se vyskytuje více ke středu Českého krasu, což znamená větší množství v zastoupení vápence, které souvisí s rychlejším vysycháváním půdy. Sekce „M“ na rozdíl od „X“ je na chemicky a půdně mesické lokalitě, která není tak spojená s vysycháváním. (Klaudisová et al., 1990)

Průměrný roční úhrn srážek může velmi ovlivnit to, jaká druhová skladba na dané lokalitě bude převažovat. Proto i v České republice, kde nejsou velké extrémy v hodnotách průměrného ročního úhrnu srážek, se dají najít velké rozdíly ve vegetaci, které jsou spojené právě s úhrnem. Ten většinou koreluje s nadmořskou výškou (Neuhäslová et al., 1997; Svoboda et al., 2015; Český hydrometeorologický ústav, 2022). Velkou roli zde ale může hrát i srážkový stín, který tuto korelaci může zásadně upravit. Ten nejvýraznější, co se Česka týká tvoří Krušné hory, které brání vstupu srážek do oblasti severozápadních Čech (Český hydrometeorologický ústav, 2022). I díky tomuto srážkovému stínu se ve zdejším vnitrozemí nachází extrazonální stepní vegetace, která by bez znatelného nedostatku srážek byla jinak nahrazena zonální vegetací, která je převážně expozičně orientovaná na jih (Chytrý et al., 2007). Druhy, které se zde vyskytují jsou zástupci elementu vegetace východní Evropy až střední Asie, tudíž v dnešní době se vegetace zde rostoucí udržuje jen ze svých zdrojů (Marhoul et al., 2007; Novák, 2024). Na extrazonálních stanovištích se pak rovněž může vyskytovat i zastoupení endemických druhů (Fekete et al., 2014), podobně i u těch azonálních (Essl et al., 2009). Díky zaplavení, ať už trvalému či přechodnému, v nivách řek dochází k tvorbě také speciálnější vegetace až už měkkých či tvrdých luhů. V těchto luzích pak i přes zonalitu dle nadmořské výšky se mohou objevit druhy, které by zde obvykle nerostly či naopak neobjevit (Pielech, 2021). Například buk (*Fagus*) spíše v těchto luzích, i když by to dle zonality bylo očekávané, růst nebude (Neuhäslová et al., 1997; Pielech, 2021).

8.2. Hodnoty pH

8.2.1. Člověk jako měnící faktor

Tento faktor je dalším klíčovým parametrem, který může ovlivnit, jaké druhy se na dané lokalitě projeví více. Druhy, které jsou na dané pH velmi citlivé, ať už striktně acidofilní či bazofilní se na lokalitě o pH s opačnými vlastnostmi pro jejich obvyklý růst většinou neprojeví vůbec. Projev pH je buď už v samotné matečné hornině, na jaké bázi se daná půda vyskytuje, či v průběhu času na daných lokalitách (Neina, 2019). Díky intenzivnímu zemědělství a lesnictví je využíváno například vápnění půdy, které má pH zvyšovat a vracet tak do původnějších stavů, hlavně kvůli vlivu lidské populace (Blomquist et al., 2018). Tento vliv je spojen především přímo s lidskou činností. Například v dobách minulého režimu bylo kvůli neodsířeným tepelným elektrárnám emisí oxidu siřičitého a jiných sloučenin síry v atmosféře tolik, že následné kyselé deště kompletně zničily vegetaci uměle vysazeného lesního společenstva v Krušných horách. Navíc se kromě umělého lesa vyskytovala i místa s relativně přirozenou vegetací – například častá rašeliniště, kde se lesníkům nevyplatilo vysazovat umělý les určený pro zisk. I v těchto lokalitách však došlo k poškození vegetace vlivem vysokých koncentrací sloučenin SO_x (Bridgman et al., 2002). Díky výsadbě především listnatých lesů v posledních letech však došlo k postupné změně pH blíže k přirozeným hodnotám. I díky tomu mohl rostlinný život v Krušných horách znovu rozkvést za relativně krátkou dobu (Hobza et al. 2008). Acidita atmosféry však stoupá i díky produkci jiných chemických látek, než je síra. Pochopitelným fenoménem dnešní doby jsou koncentrace oxidu uhličitého a také látky ze skupiny NO_x (Prakash et al., 2023). Kromě oxidu dusíku mohou zásadním způsobem změnit úživnost daného prostředí i využívání dusíkatých hnojiv. Toto je problém obzvláště poblíž lokalit, kde roste vegetace, která profituje z nedostatku živin). Tyto rostliny dokážou růst v lokalitách, kde je nepřeroste kompetičně silnější druh (Bengtsson-Lindsjö, 1991). Příval živin dominantní rostliny může posílit jejich expanzi na nová území, což znamená ústup druhů, které bychom na takovýchto lokalitách čekali. V dnešní době se to může týkat například rozmachu některých druhů náležejících mezi nitrofyty. Tyto rostliny přímo vyhledávají lokality bohaté na dusíkaté látky. Příkladem zástupce takovéto skupiny je kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*). V jejích vysokých počtech, ve kterých se v dané lokalitě vyskytuje, může naprosto lokalitu využít a dokáže vystrnadit kompetičně ne tak silné druhy. Tudiž často na úživných lokalitách vidíme jen vysoké porosty kopřiv a žádných jiných zástupců (Šrůtek et al., 1998). Velká množství jednoho úživného druhu pro frugivory na jednom místě jsou možným vysvětlením, proč je v exkrementech kopytníků takové velké množství právě kopřivy (Lepková et al., 2018). Podobným příkladem mohou být i travinné druhy typu třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) nebo ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) (Láníková, 2009). Dalším příkladem

rostliny dnes šířící se i kvůli větší koncentraci dusíkatých látek je netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), která jako invazivní druh, na níž není naše původní vegetace zvyklá, často pokryla zastíněné břehy převážně středních toků řek a potoků. Tento druh je zvýhodněný právě i díky růstu u tekoucí vody v tom, že i tato voda byla dosycena a dohodnocena látkami, které člověk vypouští či využívá (Pyšek et al., 1995).

8.2.2. Vliv intenzivního zemědělství

Intenzivní zemědělství změnilo i kvalitu a úživnost prostředí vodních společenstev v okolí. Zesílené hnojení, ať už tradiční trojicí NPK či podobnými typy hnojiv, v masivním měřítku způsobilo díky srážkám nad danými poli odtok do povodí blízkých řek a potoků. Velká část hnojiva se tedy vlastně nikdy v půdě neuloží a je spláchnuta pryč. Za tento efekt je zodpovědná převážně eroze (Hina, 2024). Díky tomu jsou vody silně eutrofizovány. Tyto látky se pak mohou vodou šířit právě na lokality, kde se díky nim dokáže netýkavka rozšířit. Netýkavka patří v dnešní době společně s kopřivou a jinými podobnými druhy mezi sciofyty, kdy ostatní menší druhy nemají šanci se zásadně projevit a vyrůst na eutrofních stanovištích díky silnému růstu těchto druhů. Právě eutrofizace krajiny z polí vlivem intenzivního zemědělství je faktorem, který hraje v dnešní makroekologii vodních toků výraznou roli (Pyšek et al., 1995). Díky postupnému ochuzování o živiny v půdách je využívání hnojiv v makroměřítku v dnešní době stále nutné, i když převažují dnes různé snahy o bioprodukcí plodin. Ty ve větší míře nahrazují chemické postřiky herbicidů a chemických hnojiv ze skupiny NPK. Právě moderní zemědělství, ve kterém se lidé snaží o změnu ve využití půdy, patří mezi důležitý pokrok ve vztahu člověka v přírodě. (Kumar et al., 2022)

8.3. Biotické faktory a jejich vliv na sukcesi

1) Opylovači

Využívání chemických látek v zemědělství, nejenom chemických hnojiv, herbicidů, ale i insekticidů velmi omezila společenství druhů rostlin, které nebyly zodpovědné za snížení úrody daných plodin a jejich oslabení v zisku. Naopak tyto druhy mohly mít funkci jako například opylovači či jeden ze dvou typů zoochorů, které byly uvedeny již výše. Biodiverzita těchto druhů může tudíž velmi souviset s následnou diverzitou například druhů tzv. polních plevelů, které také mizí, což může souviset samostatně s vlivem herbicidů či právě propojením s insekticidy (Geiger et al., 2010). Mezi tyto insekticidy ohrožené druhy bezobratlých, převážně ze skupin Coleoptera, Diptera a Hymenoptera, mohou patřit skupiny druhů, kteří slouží jako významní opylovači těchto druhů (Ewald et al., 2015; Hallmann et al., 2017). Od některých nebezpečných chemických látek už naštěstí bylo v průběhu let upuštěno. Nejznámějším příkladem je asi insekticid DDT, který byl

v padesátých letech velmi využíván, což ale vedlo k úhynu velkého množství mnoha ptačích druhů. Po protestech, kdy nejvýznamnější byly uvedeny v knize Rachel Carsonové „Tiché jaro“, ve které byl tento fenomén populárně zmíněn, bylo postupně ve většině zemí světa od tohoto insekticidu upuštěno (Epstein, 2014). Mezi oběti insekticidů patří i různí opylovači s průmyslovým významem pro člověka – je například dokázáno, že jejich používání je spojeno s úbytkem včel (Hallmann et al., 2017). Jak opylovači, tak různí zástupci ze skupiny disperserů jsou klíčovým biotickým faktorem vstupu druhů na nové lokality. Jelikož velké množství cévnatých rostlin, obzvláště krytosemenných je závislé na entomogamii, tak nedostatek těchto zástupců, u kterých se navíc může v některých případech vyskytovat velká druhová specifita (Ramos-Jiliberto et al., 2020) a vztah s právě jedním či malým počtem druhů opylovačů, může velmi omezit výskyt těchto zástupců. (Potts et al., 2010)

2) *Disperseři a neobvyklé typy chorie*

Podobný vztah jako u opylovačů se pojí i u druhů, u kterých se vyskytuje nutnost zoochorního šíření. Bez tohoto šíření by se populace daného druhu mohla geneticky velmi omezit. Díky šíření semen a plodů na větší vzdálenosti pomocí těchto druhů dochází k většímu genetickému promíchání populací. Je dost možné, že právě zoochorie mohla za rozšíření celých skupin i v makroměřítku pomocí disperze na dlouhou vzdálenost (LDD), kdy buď endo – či ektozoochorického transportu pomocí například ptáků či jiných již vymřelých letuschopných skupin bylo umožněno přesunout dané druhy přes moře i ve vzdálenosti několika stovek kilometrů (Jud et al., 2021). Tato schopnost se dá využít i v dnešní době, kdy právě tyto druhy nejspíše mohly za introdukci některých druhů na odlehlé ostrovy převážně v tropických oblastech (Cain et al., 2000). U těchto ostrovů se navíc vyskytuje faktor hydrochorie, která je v temperátních oblastech velmi vzácná (Higgins et al., 2003; Vargas et al., 2012). V centrální Evropě se tento typ přesunu vyskytuje hlavně u vodních rostlin, ať už plovoucích jako jsou leknín bílý (*Nymphaea alba*), kdy dochází ke sdílenému využití hydrochorie a zoochorie (Smits et al., 1989). Ta je uskutečněna například pomocí želvy bahenní (*Emys orbicularis*) (Calviño-Cancela et al. 2007). Podobné to je i u druhů rostoucích na břehu, kdy semena a plody se mohou nechat unášet proudem i několik desítek kilometrů, a pak mohou zakořenit na lokalitě, pokud je voda vyplaví na břeh (Nilsson et al., 2010). Kromě těchto typických typů chorie je například využit i faktor mechanochorie, což je typ vystřelení semene z rostliny. Tento typ se u nás v přírodě vyskytuje například u již zmíněných netýkavek, které dokážou v extrémech vystřelit semeno až na několik metrů. To se pak nechává unášet vodou, či větrem a je schopno zakořenit (Burton et al.,

2020). Dalším typem chorie je barochorie, která nevyužívá možnost výrazného přesunu, jelikož využívá čistě gravitaci a semena těchto rostlin tudíž většinou padají poblíž mateřské rostliny. Toto je typické například pro některé druhy stromů, obzvláště s většími semeny a menším počtem, například jírovec maďal (*Aesculus hippocastaneus*) (Thomas et al., 2019).

9. Vliv vzdálenosti od zdroje diaspor.

Velkou míru specializace i u rostlinných druhů může zajišťovat izolovanost lokalit, kdy dochází k oddělení druhů. Ať už k tomu došlo pomocí LDD či pomalejšímu oddělování kontinentů a ostrovů (Trakhtenbrot et al., 2005). Díky tomu jsou na ostrovech často specifické druhy, které se nevyskytují nikde jinde. Může zde docházet k podobným fenoménům, co jsou ostrovní nanismus a gigantismus jako u živočichů. Tento fenomén se může týkat pochopitelně i ostrovů; izolovaných lokalit v podobě hor či jezer na kontinentech. (Kirkby et al., 1968).

Obecně ale blízkost k nějakému bližšímu typu vegetace, právě třeba i k té vodní, může zásadně ovlivnit danou vegetaci. Sice je pravda, že platí určitý typ LDD, ale ten je i tak v menšině oproti druhům rostoucím v bližší vzdálenosti dané lokality. Proto se dá ze studií říct, že právě lokality zarůstají od okrajů do středu volného prostoru. Tyto procesy platí i ohledně velikosti polí či již zaniklých polí. Některé druhy se pak drží i jen na okrajích těchto polí (Knappová et al., 2015). Z měření je zjištěné, že právě menší pole zarůstají relativně rychle. Za několik desítek let bez managementu je krajina podobná té okolní a nejsou zde druhové zmínky o polních druzích (Knappová et al., 2012). Právě zárůst z druhů například okolních lesů se dá časově odvodit dle druhové stavby. Druhy jako olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) či bříza bělokorá (*Betula pendula*), když se na danou lokalitu pomocí diaspor dostanou, se dokážou díky velké rychlosti růstu a velké světlo milnosti rychle projevit a stát se dominantními druhy v dané lokalitě (Cojzer et al., 2014). Dle studie (Prach, 1994) lze říct, že zastoupení typů chorie těchto kolonizujících druhů nehraje ve velké míře úplně roli. Vyskytnou se příklady jak anemochorie, tak endozoochorie. Můžeme uvést, že zástupci například z čeledi břízovité (Betulaceae), kam kromě bříz budeme v tomto případě brát i druhy olší (*Alnus*), jsou anemochorní. Do této skupiny patří i zástupci bývalé čeledi „javorovité“ („Aceraceae“), a to jak naši původní zástupci klen a mléč, tak i invazivní zástupce javor jasanolistý (*Acer negundo*). Mezi listnaté stromy v této skupině patří i jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) či vrby (*Salix*). Do skupin druhů, jejichž semena jsou přenášena větrem, náleží u nás dominantní čeleď jehličnanů borovicovité (Pinaceae). Pro příklad uveďme borovici lesní (*Pinus sylvestris*), borovici černou (*Pinus nigra*) či smrk ztepilý (*Picea abies*).

Ostatní kolonizující druhy dřevin jsou v podstatě endozoochorní. Do této sekce druhů náleží hlavně nižší stromové či keřové druhy. Typickým příkladem takovéto čeledi jsou růžovité (Rosaceae), kdy se tímto způsobem roznášejí druhy jako hloh (*Crataegus*) nebo samotná růže (*Rosa*). Mezi další příklady patří svída krvavá (*Cornus sanguinea*), bez černý (*Sambucus nigra*) nebo z jehličnanů jalovec (*Juniperus*). Je zde ještě oddělení druhů, u kterých se vyskytuje i využití vegetativního šíření, a to až už v dominantní či zvýhodňující formě. Typickým příkladem využití obou možností, jak vegetativního, tak anemochorie je topol osika (*Populus tremula*) (Prach, 1994). Ten využívá opeřených semen v plodech, které se nechají snadno unášet na velké vzdálenosti. Poté, co na dané lokalitě topol vyrostl, se může díky komplikovanému kořenovému systému rozrůstat a tvořit tak další jedince – klony původní rostliny. Toto je velmi výhodné pro dřevinu, jež je závislá na ovládnutí prostoru jako jedna z prvních (von Wühlisch, 2009). Jsou ale i možnosti endozoochorie spojené s vegetativním šířením – příkladem takového keře je například trnka obecná (*Prunus spinosa*), která jako ostatní divocí zástupci využívá endozoochorii, kdy přesun zajišťuje její plod jako potrava. Je ale také možná i forma vegetativního množení (Prach, 1994). Zde je to příklad buď člověkem navozených kořenových výmladků či přirozeně vzniklých bočních výhonků z kořenového systému (McCosh, 2020). Podobným příkladem může být i trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), u něž byly zjištěny hned všechny tři možnosti. Je možné, že i to je jeden z faktorů, proč tento druh dokáže velmi dobře obsadit lokality, kde se začíná projevovat náznak nového lesa (Prach, 1994). Obzvláště trnovník může využít výhodu díky atmosférickým dusíkem fixujícím bakteriím, které, podobně jako ostatní zástupci čeledi Fabaceae, má ve speciálních nodech – hlízkách. Zisk dusíku může zásadně zrychlit tvorbu klíčových látek pro metabolismus či i samotnou stavbu rostlinného těla (Qureshi et al., 2010). I proto je dnešní pokrytí trnovníku, jako nepůvodního druhu, obzvláště v termofytiku střední Evropy. Kácením se navíc tento druh může výmladkově vegetativně šířit, tudíž je boj s ním často obtížný. (Vítková et al., 2017). Lze říct, že i dominantní stromy stádií sukcesního zalesňování můžou mít různé možnosti, jakými prostředky se budou šířit. Nelze říct, že by nějaká forma byla dominantní, což potvrzuje teorii práce z Německa (Knapp et al., 2016).

Podobnou práci bylo studium lokality z jihovýchodního Polska (Dzwonko et al., 1992), kde se uvažoval vztah typu – chorie a rychlosti uchycení druhu. Tento vztah se bral dle počtu jedinců na místě primárních lesů a na lokalitě, kam se druhy dostávají, aby vznikly sekundární lesy. Dle výsledků je zřejmé, že pro nejrychlejší usazení a na počet druhů, které rostly na místě primárního lesa, a i v sekundárním, jsou v nejbohatším zastoupení nejefektivnější druhy anemochorní s velmi lehkými semeny, které se nechávají snadno unášet nebo přímo tzv. létající anemochorní druhy. Dle jejich určení mezi unášející se anemochoristy patří hlavně druhy kapradin, které

využívají velkého množství spor, které se snadno vznášejí. Do skupiny létajících semen patří například rody, které mají okřídlené nažky jako například jestřábník (*Hieracium*). Výsledky ohledně stromových kolonistů byly podobné práci z Česka. I zde vyšli především zástupci anemochoristů – rody jako habr (*Carpinus*) a lípa (*Tilia*). Dalšími velmi úspěšnými kolonisty jsou endozoochorické rody – například brusnice (*Vaccinium*), konvalinka (*Convallaria*), jeřáb (*Sorbus*), krušina (*Frangula*) a jiné (Dzwonko et al., 1992).

Z uvedených prací lze očekávat dominanci těchto dvou typů. Projevují se ale i druhy, které se na lokalitu nových lesů nedostanou velmi rychle. Dá se tedy říct, že zástupci této skupiny budou brány spíše jako zástupci pozdějších sukcesních druhů. Do této skupiny náleží právě například i traviny lesního podrostu. Dle studie v Polsku jsou zde uvedeny jako tzv. těžcí anemochoristé, což jsou právě typické podrostní travní druhy, jako například metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) apod. Další skupinou jsou i zástupci čeledi miříkovité (Apiaceae), jako například bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*), což je příklad tzv. barochorie, která využívá jen svou vlastní tíhu a gravitaci. (Dzwonko et al., 1992)

Podobné výsledky potvrzuje i jiná polská práce (Adamowski et al., 2011), která ve svých datech v lokalitách nově vznikajícího lesa ukazuje, že druhy, které jsou jednoleté či dvouleté, rychle v začínající lesní lokalitě mizí. V těchto datech se z celkových šedesáti druhů v prvním roce měření už ve třetím roce udrželo jen dvacet druhů. Naopak je zde ale vidět vysoký nárůst lesních a víceletých druhů, navíc bez celkového ústupu v počtu všech druhů na lokalitě, která je podobná našim podmínkám na severovýchodní Moravě před umělým vysazováním. Jedná se totiž o data z vegetace polonských dubohabřin (asociace *Tilio-Carpinetum*), v tomto případě na území Bělověžského národního parku. V roce 1974 byla tato studovaná lokalita brána za pole, kde se pěstovalo zelí a brambory, tudíž čistě úžitkové druhy. Celý experiment, kdy se snímkovaly druhy v probíhajících sukcesních procesech, trval třicet šest let (Adamowski et al., 2011).

Oproti měření v Toskánsku (Amici et al., 2013), již výše uvedeném, lze tedy říct, že v pralesích střední Evropy se druhová diverzita postupem času nesnižuje. Vrchol druhové rozmanitosti je naopak zde uveden až kolem třicátého roku pokusu (Adamowski et al., 2011), což v Itálii byla průměrná hodnota v těch časových sériích, kdy už byl znatelný celkový pokles. Je tedy možné, že samotné xerothermní dubové (*Quercus ilex*) háje nejsou úplně dlouhodobě přirozené, a tudíž vedou k oslabení daného prostoru trvalým zákrytem. Je možné, že za jejich zavedení a udržení mohl spíše fenomén člověka, a i proto trvá zalesnění v tamní oblasti delší dobu než v Polsku (Amici et al., 2013). Velkou roli samozřejmě hrají i klimatické a půdní podmínky, kdy je velice pravděpodobné, že právě větší dostatek vláhy v Polsku může mít vliv na větší diverzitu

podrobných druhů. Navíc výhodou pro bylinné patro určitě je možnost efektu jarního květu, protože se v Polsku nevyskytují trvale zelené stromy, na rozdíl právě od Toskánska. Zajímavostí také může být to, v jakém období se nejvíce zvětšila diverzita druhů dřevin. Je zde vidět prudký nárůst kolem patnáctého až dvacátého roku, což může znamenat příchod i pozdějších dřevinných druhů na danou lokalitu (Adamowski et al., 2011).

Typická lesní bylinná vegetace se na danou lokalitu z těchto dat dostává až později. Reálné počty v těchto měřeních nejsou tak výrazné, spíše zvyšují druhovou bohatost. Tyto druhy ještě nemají takový klíčový ekologický význam pro vznikající les, jako budou později mít (Adamowski et al. 2011).

9.1. Sukcesní pochody v lesní vegetaci na bývalém bezlesí

9.1.1. Aktivita opadu

Kromě stromových druhů se při kolonizaci projeví druhy rychlého životního cyklu – jednoleté a dvouleté druhy. Opadem ze stromů se mohou změnit podmínky půdy a tím se připraví podmínky jiné, ve kterých se mohou později uplatnit jiné druhy, které by se v původních podmínkách neprojevily v tak výrazné míře jako v pozměněných podmínkách (Bergès et al. 2017). Roli může hrát i stáří a typ okolního lesa. Čím je menší diverzita daného druhu okolního lesa, tím se na lokalitě projeví spíše tyto druhy. Toto může být problém v případě uměle vysazených lesů – monokultur poblíž nějakého sukcesně aktivního stanoviště. Na dané místo se pak dostanou právě jedinci tohoto jediného druhu. To je problém například ohledně smrkových monokultur, které rozlohou byly dlouho největšími umělými lesy na území Česka (Souček et al., 2008). Vstupem těchto stromů do lokalit, kde nejsou přirozeně, se mohou velmi změnit podmínky dané lokality (Desie et al., 2019). To je problém, jelikož se tím může upravit kompletní struktura vrchních půdních horizontů – může dojít například k podzolizaci půd, které dříve podzoly nebyvaly (Lundström et al., 2000). Tato změna může zásadně změnit i následné procesy, jelikož po vytěžení dřeva a snaze o vysazení listnatého lesa, který se v daných lokalitách původně vyskytoval, budou podmínky jiné a první generace daných druhů mohou mít ztížené podmínky k růstu (Bergès et al. 2017). I proto je v případě uměle vysazeného lesa jako kompromis vhodný smíšený les, ve kterém listnaté lesy obvykle svojí mohutnější kořenovou soustavou jsou oporou pro ne tak hluboce zakořeněné smrkové lesy, ale zabraňují i velké změně v chemických vlastnostech půdy a proměně půdních horizontů (Souček et al., 2008). Už z mapy potenciální přirozené vegetace můžeme vidět, že by normálně převládal buk (Neuhäuslová et al., 1997). Ten by nebyl člověka v naší krajině totálně dominoval. Kromě něj se díky využití lesů lidmi začal uplatňovat v nižších polohách dub, buď samotný nebo společně s habrem (Neuhäuslová et al.,

1997). Introdukci smrku do těchto nižších poloh jsme úplně změnili systém, ve kterém se celá tato obrovská oblast budoucího Česka udržovala. Došlo k razantní změně. Acidifikací krajiny, způsobenou opadem pH-nízkého jehličí, která byla povýšena o trvalý opad, jsme změnili podmínky, díky kterým se změnil i podrost (Souček et al., 2008, Bergès et al. 2017). Navíc pokud se toto stalo v dubohabřinách, které jsou napohled prosvětlené, tak došlo k obrovskému postupnému zástínu, kterým se bylinné patro muselo změnit a zmenšit svou druhovou diverzitu (Novák et al., 2020). To navíc umocňuje faktor toho, že v české krajině obvykle bývá bohatší druhová pestrost bylinného patra na zásaditých půdách, což právě faktor acidifikace ještě zhoršuje a zmenšuje jejich prostor (Chytrý et al., 2013).

9.1.2. *Faktor změny klimatu*

Dle měření dat z modernějších prací lze zjistit i to, že právě změna klimatu může jako samostatná být environmentálním faktorem ovlivňujícím kolonizaci místa diasporami (Huang et al., 2023). Lze říct, že více xerothermní vlastnosti na lokalitách, na kterých nebyly obvyklé, mohou změnit druhovou skladbu vegetace. Změna klimatu může také udělat fyziologické úpravy na rovině jedince, a to například změnu některých vlastností okolní půdy. Tyto vlastnosti mohou velmi změnit využívání rostlinných enzymů při degradaci organických materiálů, které rostlina následně využívá (Kardol et al., 2010).

10. Fenomén opuštěných polí

10.1. Československo

Velká část opuštěných polí souvisí s vysídlením Sudet po odsunu obyvatelstva německé národnosti ještě před rokem 1948. Tehdy bylo vyhnání pětiny populace Československa velkým krokem, kterým Edvard Beneš ve svých dekretech změnil průběh dějin. Najednou byla většina vesnic a menších měst často úplně bez obyvatel (Grešlová Kušková, 2013; Lamontagne et al., 2017). Spousta bývalých obcí už nikdy nebyla zabydlena, jelikož se nacházela například dál od hlavních cest a silnic, či byla v krátkce nato vzniklé oblasti tzv. železné opony. Několik stovek kilometrů hranice s Bavorskem a Rakouskem byly několik desetiletí naprosto odloučeny od zbytku republiky ostnatými dráty a přísnou kontrolou pohraniční stráže (Grenville, 2005). I proto spousta obcí, které se svou lokací přiblížily této hranici, nemohla být obnovena (Minařík, 2006). Několik takovýchto sídel bylo ale i v pohraničí s tehdy socialistickými sousedy. Příkladem může být například obec Fukov ve Šluknovském výběžku. Tato obec byla ze tří stran obklopena Německou demokratickou republikou, ale přesto, i kvůli těžko dostupné lokaci v okraji republiky, se nepodařila obnovit (Tilke, 2000). Kromě úplně opuštěných obcí došlo i k razantnímu poklesu

obyvatel u většiny sudetských obcí. I kvůli tomu pole v jejich okolí přestala být využívána a začaly na nich sukcesní procesy vegetace. Tato aktivita přirozeného procesu byla ale častokrát narušována například již zmíněným managementem v podobě spásání, které v té době bylo obvyklejší než dnes (Grešlova Kušková, 2013). I tak se ale dá zjistit, že úbytek polí a luk, které přecházejí do přirozené vegetace, postupoval dál (Klaudisová et al., 1990). I toto je jeden z důvodů, že Česká republika má dnes velké zastoupení stromů na plochu. V měřítku Evropy zaostává jen za severskými zeměmi, ať už skandinávskými či pobaltskými, kde mohou být typické i tajgové lesy obrovských rozměrů (Milicevic, 2023).

Samozřejmě tento stav nastává jen na zonálních typech vegetace. Na extrazonálních či azonálních lokalitách často nejsou dřeviny kvůli specifickým podmínkám vůbec schopny vyrůst do takových rozměrů, aby v tamní krajině dominovaly. Příkladem může být právě výzkum z Českého krasu, kdy na X-lokalitách, těch na sušších místech, dochází spíše ke vzniku (leso-)stepi či travinné vegetace (Klaudisová et al., 1990)

Oblastí, kterých se dotkl odchod německého obyvatelstva, je i České středohoří, kde velká část obcí přišla o většinu obyvatel a některé obce, i přes pokusy ze strany komunistického režimu zůstaly nadobro opuštěné (Růžková et al., 2006). To znamenalo i zarůstání orné půdy a vznik sukcesních stádií. Z map lze doložit spoustu menších i větších polí, které postupně přerůstají především do okolního lesa, či do pastviny. V dnešní době je množství polí o dost menší, než bylo dříve. Odchodem lidí se totiž přestala udržovat pole ve vyšších nadmořských polohách nebo málo úživných lokalitách (Mapy.cz, 2022). Právě zde nejvíce vidíme změnu vegetace a porostu z historických map. Například vesnice Lbín (část obce Hlinná) je v relativně prudkém svahu, který dnes je buď plně zarostlý nebo jsou zde pastviny, kde se pase dobytek. Tato vesnice měla ale dříve kolem sebe velké množství polí, které se táhly až nad obec do nadmořské výšky kolem pěti set metrů. Byla to především menší pole blízko vsi, tudíž sukcesní pochody zde nabíraly vcelku vysokou rychlost (Mapa stabilního katastru, 1843).

Sukcesi vegetace na dlouhodobě opuštěných polích v Českém středohoří bych se chtěl věnovat ve své diplomové práci. Jejím cílem bude měřit druhovou variabilitu těchto mladých lesů, které jsou staré více než čtyřicet let a více vůči původnímu lesu, který je zanesen v mapách z devatenáctého století (Mapa stabilního katastru, 1843). Výzkum bude prováděn snímkováním vegetace na výškovém gradientu od okraje Litoměřic (180 m n. m.) až po hřeben Verneřického středohoří (cca 550 m n. m.). Celý gradient je na bazaltovém podloží. Velkou roli zde bude hrát také změna úhrnu srážek, která pozitivně koreluje se zvyšující se nadmořskou výškou.

11. Diskuze

Myslím si, že teorie sukcese na opuštěných polích je velmi důležitá problematika, jelikož těchto polí je po naší republice i po okolních státech velké množství. Studium těchto lokalit je velmi důležité, protože díky němu můžeme predikovat, jakým sukcesním směrem se daná lokalita bude v budoucnu ubírat. Některé názory se obávají, že přirozené pochody na těchto lokalitách mohou vést ke konečnému snížení druhové diverzity (Fayet et al., 2022). Myslím si, že pro oblast střední Evropy jsou tyto názory opodstatněné, protože se nacházíme na pomezí několika větších celků – často tvoříme hranici areálů apod. Proto šíření například invazivních či extenzivně rostoucích druhů může omezit naše často vzácné druhy rostlin a jejich areály. Díky možnosti managementu je ale důležité, že spásáním, ožerem apod. se může diverzita držet na vysoké úrovni. Tyto druhy se navíc často vyskytují na neobvyklých lokalitách, kde neprobíhají zonální sukcesní pochody. Vše je ale závislé na peněžní dotaci na tyto projekty.

Aktivní přítomnost člověka v krajině proto může velmi posílit druhovou rozmanitost a její vliv i na rozmanitost disperserů a opylovačů. Vytvoření blokad je tudíž velmi důležitou složkou. I proto si myslím, že systém klimaxové vegetace v přírodě není minimálně v dnešní době možný:

1) Veškerá krajina v našem státě je pod nějakou kontrolou člověka – ať už agrární, ochrannou, městskou zástavbou, těžarskou apod. I bezzásahové zóny v národních parcích musely být naplánovány na papíře a vytvořeny jejich hranice člověkem. Tento fakt potvrzuje, že reálná „divočina“ v naší zemi je vlastně nereálná. Klimaxová stádia by dle měření musela být kolem 200-250 let celou dobu bez lidského zásahu, což je prakticky nemožné. Jedinými místy, kde by toto mohlo fungovat jsou naše nejstarší chráněné rezervace, jako je Žofínský prales, či Boubín. Tyto lokality jsou chráněné už od 19. století.

2) Kromě člověka je zde navíc stále velký vliv blokad, ať už přítomností zvěře, které je v ČR dost, nebo nějakých abiotických událostí, jako změny vlhkosti půdy, silného orkánu apod. Tudíž po dobu více než dvou století by se nesmělo odehrát nic zásadního z toho. Toto samozřejmě platí obzvlášť u opuštěných polí, která vycházejí z lidského používání a přítomnosti lidské společnosti. Myslím si, že opuštěné pole i více než padesát let staré si zachovává specifické vlastnosti z bývalého intenzivního využití. Stále může mít jiné chemické vlastnosti než okolní vegetace. Rozdíly budou přetrvávat dost dlouho a za tu dobu se jistě nějaká blokáda vyskytne.

Otázkou práce bylo, které environmentální faktory mají vliv na vstup druhů na opuštěná pole. Práce, které jsem studoval se především věnovaly určitému jednomu faktoru, tudíž nějaké porovnávání vlivů není možné. Už z logiky věci spolu některé faktory na sobě kompletně závisí.

Pokud například měříme lokality ve vyšších nadmořských výškách, tak tam v naprosté většině případů v mírném střeoevropském podnebí prší více než někde v nížině, i když by se jednalo o stejnou zeměpisnou šířku. S tím souvisí i typ půd, na kterých se daná lokalita vyskytuje – výše budou více a více podzoly, tudíž méně a méně úrodnější lokalita pro pole. S tím souvisí i spíše chudší vegetace, která se zde může následně projevit. Tudíž určit, který z těchto faktorů – nadmořská výška, úhrn srážek, půdní podmínky, blízká okolní vegetace – je ten hlavní, je nemožné. Jedná se zpravidla o komplexní problematiku, kdy jednotlivé faktory tvoří dílky specifického systému, který je pro konkrétní lokalitu často unikátní. Pochopitelně okolní vegetace je klíčová. Je to rostlinný pokryv, který je schopen na podobných půdních a klimatických podmínkách vyrůst. Daná lokalita ale může být výrazně ovlivněna i diasporami, které jsou schopné šířit se na větší vzdálenost, navíc pokud to jsou druhy, které jsou schopné či naopak je pro ně nutné, aby to byla narušovaná půda (pozůstatek pracovní činnosti) apod. Podobně klíčovým faktorem je i to, o jaký typ chorie se jedná. Obzvláště u zoochorních druhů rostlin se navíc může vyskytovat jistá forma druhové specifity, která může být velmi důležitá z hlediska ochrany apod. Tudíž pro udržení biodiverzity a možného šíření těchto mnohdy ohrožených druhů je nutné chránit i jejich přenašeče a samozřejmě i opylovače, kteří jsou stejně zásadní pro tyto druhy rostlin.

Je zajímavé si všimnout rozdílu variability diverzity mezi novými lesy v Polsku (Adamowski et al., 2011) a Itálii (Amici et al., 2013), kde hrál klíčovou roli zástin jako faktor míry diverzity v nově vznikajícím lesním porostu. Myslím si, že tento fenomén, by mohl být také více studován – jak vznikl určitý druh lesa, jestli je za tím nutná historická přítomnost a management člověka, význam historického využívání krajiny na druhovou diverzitu atd.

Bohužel některé části mé části nemají zdroje například z prostředí Evropy, protože například ohledně rozdělení primární a sekundární anemochorie a jejího zastoupení v rostlin evropského temperátu není ještě moc podchyceno. I proto zde uvádím zdroje z Číny nebo z jiných částí světa.

Myslím si, že i z důvodu změn klimatu je možné, že čím dál víc polí v mírném pásmu bude postupně opuštěných z důvodu delších sušších období a s nimi spojených úbytků podzemních vod na zalévání těchto polí.

12. Závěr

Tato práce se věnovala environmentálním faktorům ovlivňujícím vstup diaspor na opuštěná pole. Byly zde uvedeny všechny hlavní faktory, které se dají podchytit. Klíčovou roli v introdukci druhů hrají všechny faktory. Nedá se reálně říct o některém, že by byl důležitější, či naopak méně důležitý než jiný. Signifikantní složku ve změně vegetace na těchto sukcesně aktivních lokalitách je čas. Díky studiu daných lokalit a znalostí o době od opuštění polí si dokážeme udělat představu, jak se daná lokalita vyvíjela, v jakém stádiu teď je, jaké druhy zde můžeme očekávat apod. Kromě času zde velkou roli hraje i to, jak se daný druh na lokalitu dostane. Od obvyklých typů jako anemochorie, či zoochorie zde byly uvedeny i méně obvyklé typy introdukce druhů na novou lokalitu, kde se mohou projevit. Semena či plody se semeny ale potřebují dané podmínky půdy, aby mohly zakořenit a stvořit rostlinu, která může vyrůst a reprodukovat. Za toto zodpovídají hlavně půdní podmínky, které se mohou na různých lokalitách velmi lišit. Roli zde hraje i míra úhrnu srážek a s ní (většinou) korelovaná nadmořská výška.

Faktory v názvu práce se sice jmenují environmentální, ale rozhodně nemůžeme opomenout vliv člověka na vegetaci, ať už přímý – introdukce nových druhů, úprava chemických podmínek půdy apod. Nebo nepřímý – člověkem způsobená změna klimatu, absence spásání apod.

Hlavním cílem práce bylo uvést, které faktory jsou spoluzodpovědné za vstup diaspor na lokality, které bývaly bývalými poli. Sukcese (nejen) na těchto místech je velmi komplexním procesem, ve kterém hraje roli spousta faktorů, navíc i často díl náhody či nepředvídatelných vlivů. Pokud se jedná o vznik lesa na bývalých polích, tak obvykle hraje roli pád určitého stromu a vytvoření dalšího unikátního prostoru apod.

13. Zdroje

- Adamowski, W., & Bomanowska, A. (2011). Forest Return on an Abandoned Field – Secondary Succession Under Monitored Conditions. *Folia Biologica et Oecologica*, 7. <https://doi.org/10.2478/v10107-009-0016-z>
- Amici, V., Santi, E., Filibeck, G., Diekmann, M., Geri, F., Landi, S., Scoppola, A., & Chiarucci, A. (2013). Influence of secondary forest succession on plant diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Journal of Biogeography*, 40(12). <https://doi.org/10.1111/jbi.12182>
- Atkin, O. K., Botman, B., & Lambers, H. (1996). The relationship between the relative growth rate and nitrogen economy of alpine and lowland Poa species. *Plant, Cell and Environment*, 19(11). <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1996.tb00011.x>
- Bengtsson-Lindsjö, S., Ihse, M., & Olsson, E. G. A. (1991). Landscape patterns and grassland plant species diversity in the 20th century. *The Cultural Landscape during 6000 Years in Southern Sweden*.
- Bergès, L., Feiss, T., Avon, C., Martin, H., Rochel, X., Dauffy-Richard, E., Cordonnier, T., & Dupouey, J. L. (2017). Response of understorey plant communities and traits to past land use and coniferous plantation. *Applied Vegetation Science*, 20(3). <https://doi.org/10.1111/avsc.12296>
- Blinkhorn, J., Parker, A. G., Ditchfield, P., Haslam, M., & Petraglia, M. (2012). Uncovering a landscape buried by the super-eruption of Toba, 74,000 years ago: A multi-proxy environmental reconstruction of landscape heterogeneity in the Jurreru Valley, south India. *Quaternary International*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.12.008>
- Blomquist, J., Simonsson, M., Etana, A., & Berglund, K. (2018). Structure liming enhances aggregate stability and gives varying crop responses on clayey soils. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*, 68(4). <https://doi.org/10.1080/09064710.2017.1400096>
- Bose, A. K., Schelhaas, M. J., Mazerolle, M. J., & Bongers, F. (2014). Temperate forest development during secondary succession: Effects of soil, dominant species and management. *European Journal of Forest Research*, 133(3). <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0781-y>
- Bridgman, H. A., Davies, T. D., Jickells, T., Hunova, I., Tovey, K., Bridges, K., & Surapipith, V. (2002). Air pollution in the Krusne Hory region, Czech Republic during the 1990s. *Atmospheric Environment*, 36(21). [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00317-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00317-5)
- Brunet, J. (2007). Plant colonization in heterogeneous landscapes: An 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 44(3). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01297.x>
- Burton, R. M., & Dehnen-Schmutz, K. (2020). *Plant atlas 2020 - Impatiens noli-tangere*. <https://plantatlas2020.org/atlas/2cd4p9h.597>
- Cabrera Rodríguez, F., Otto, R., & Fernández-Palacios, J. M. (2022). Changes in soil chemical properties and plant species composition during primary succession on an oceanic island. *Journal of Vegetation Science*, 33(3). <https://doi.org/10.1111/jvs.13137>
- Cain, M. L., Milligan, B. G., & Strand, A. E. (2000). Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, 87(9). <https://doi.org/10.2307/2656714>
- Calviño-Cancela, M., Ayres Fernández, C., & Cordero Rivera, A. (2007). European pond turtles (*Emys orbicularis*) as alternative dispersers of “water-dispersed” waterlily (*Nymphaea alba*). *Ecoscience*, 14(4). [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[529:EPTEOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[529:EPTEOA]2.0.CO;2)
- Cipollini, D., & Cipollini, K. (2016). A review of garlic mustard (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae) as an allelopathic plant. In *Journal of the Torrey Botanical Society* (Vol. 143, Issue 4). <https://doi.org/10.3159/TORREY-D-15-00059>
- Clements, F. E. (1936). Nature and Structure of the Climax. *The Journal of Ecology*, 24(1). <https://doi.org/10.2307/2256278>

- Cojzer, M., Diaci, J., & Brus, R. (2014). Tending of young forests in secondary succession on abandoned agricultural lands: An experimental study. *Forests*, 5(11). <https://doi.org/10.3390/f5112658>
- Coradini, K., Krejčová, J., & Frouz, J. (2022). Potential of vegetation and woodland cover recovery during primary and secondary succession, a global quantitative review. *Land Degradation and Development*, 33(3). <https://doi.org/10.1002/ldr.4166>
- Cowles, H. C. (1899). The Ecological Relations of the Vegetation on the Sand Dunes of Lake Michigan (Concluded). *Botanical Gazette*, 27(5). <https://doi.org/10.1086/327840>
- Craine, J. M., & Dybzinski, R. (2013). Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology*, 27(4). <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12081>
- Český hydrometeorologický ústav. (2022). *Průměrný roční úhrn srážek za období 1991-2020*. https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/charakteristiky_klimatu/img/SRA_normal9120.gif
- Dakshini, K. M. M., Foy, C. L., & Inderjit. (2023). Allelopathy: One Component in a Multifaceted Approach to Ecology. In *Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions*. <https://doi.org/10.1201/9780203742181-2>
- Desie, E., Vancampenhout, K., Heyens, K., Hlava, J., Verheyen, K., & Muys, B. (2019). Forest conversion to conifers induces a regime shift in soil process domain affecting carbon stability. *Soil Biology and Biochemistry*, 136. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107540>
- Dzwonko, Z., & Loster, S. (1992). Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography*, 19(2). <https://doi.org/10.2307/2845505>
- Epstein, L. (2014). Fifty years since silent spring. *Annual Review of Phytopathology*, 52. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-102313-045900>
- Essl, F., Staudinger, M., Stöhr, O., Schratt-Ehrendorfer, L., Rabitsch, W., & Niklfeld, H. (2009). Distribution patterns, range size and niche breadth of Austrian endemic plants. *Biological Conservation*, 142(11). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.027>
- Ewald, J. A., Wheatley, C. J., Aebischer, N. J., Moreby, S. J., Duffield, S. J., Crick, H. Q. P., & Morecroft, M. B. (2015). Influences of extreme weather, climate and pesticide use on invertebrates in cereal fields over 42 years. *Global Change Biology*, 21(11). <https://doi.org/10.1111/gcb.13026>
- Fayet, C. M. J., Reilly, K. H., van Ham, C., & Verburg, P. H. (2022). What is the future of abandoned agricultural lands? A systematic review of alternative trajectories in Europe. *Land Use Policy*, 112. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105833>
- Fekete, G., Molnár, Z., Magyari, E., Somodi, I., & Varga, Z. (2014). A new framework for understanding Pannonian vegetation patterns: Regularities, deviations and uniqueness. *Community Ecology*, 15(1). <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.1.2>
- Flowers, T. J., & Colmer, T. D. (2008). Salinity tolerance in halophytes. In *New Phytologist* (Vol. 179, Issue 4). <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02531.x>
- Flowers, T. J., & Colmer, T. D. (2015). Plant salt tolerance: Adaptations in halophytes. In *Annals of Botany* (Vol. 115, Issue 3). <https://doi.org/10.1093/aob/mcu267>
- Fokuhl, G., Heinze, J., & Poschlod, P. (2012). Myrmecochory by small ants – Beneficial effects through elaiosome nutrition and seed dispersal. *Acta Oecologica*, 38, 71–76. <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2011.09.007>
- Francis, R. A., Gurnell, A. M., Petts, G. E., & Edwards, P. J. (2005). Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.045>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., ... Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2). <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>

- Gómez-Aparicio, L., & Canham, C. D. (2008). Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *Journal of Ecology*, 96(3). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01352.x>
- Grenville, J. A. S. (2005). A history of the world from the 20th to the 21st Century. In *Europe Reshaped*.
- Grešlova Kušková, P. (2013). A case study of the Czech agriculture since 1918 in a socio-metabolic perspective - From land reform through nationalisation to privatisation. *Land Use Policy*, 30(1). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.009>
- Grime, J. P. (1974). Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250(5461). <https://doi.org/10.1038/250026a0>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Higgins, S. I., Nathan, R., & Cain, M. L. (2003). Are long-distance dispersal events in plants usually caused by nonstandard means of dispersal? In *Ecology* (Vol. 84, Issue 8). <https://doi.org/10.1890/01-0616>
- Hina, N. S. (2024). Global Meta-Analysis of Nitrate Leaching Vulnerability in Synthetic and Organic Fertilizers over the Past Four Decades. *Water (Switzerland)*, 16(3). <https://doi.org/10.3390/w16030457>
- Hobza, P., Mauer, O., & Pop, M. (2008). Current use of European beech (*Fagus sylvatica* L.) for artificial regeneration of forests in the air-polluted areas. *Journal of Forest Science*, 54(4). <https://doi.org/10.17221/788-jfs>
- Huang, E., Chen, Y., & Yu, S. (2023). Climate factors drive plant distributions at higher taxonomic scales and larger spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1233936>
- Chakraborty, O., Agrawala, D. K., & Chakraborty, A. P. (2023). *Studies on Orchidoid Mycorrhizae and Mycobionts, Associated with Orchid Plants as Plant Growth Promoters and Stimulators in Seed Germination*. https://doi.org/10.1007/978-981-99-0030-5_16
- Cheng, F., & Cheng, Z. (2015). Research progress on the use of plant allelopathy in agriculture and the physiological and ecological mechanisms of allelopathy. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 6, Issue NOVEMBER). <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.01020>
- Chesner, C. A. (2012). The Toba Caldera Complex. *Quaternary International*, 258. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.09.025>
- Chytrý, Milan (ed.). *Vegetace České republiky. 1, Travinná a keříčková vegetace*. Praha: Academia, 2007. ISBN 978-80-200-1462-7. (pp. 409-422)
- Chytrý, Milan & Douda, Jan & Roleček, Jan & Sádlo, Jiří & Boublík, Karel & Hédli, Radim & Vítková, Michaela & Zelený, David & Navrátilová, Jana & Neuhäuslová, Zdenka & Petřík, Petr & Kolbek, Jiří & Lososová, Zdeňka & Šumberová, Kateřina & Hrivnák, Richard & Michalcová, Dana & Žáková, Kristýna & Danihelka, Jiří & Tichý, Lubomír & Kočí, Martin. (2013). *Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace. Vegetation of the Czech Republic 4. Forest and scrub vegetation*. (pp. 263-266)
- Inderjit, & Weiner, J. (2001). Plant allelochemical interference or soil chemical ecology? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 4(1). <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00011>
- Janík, T., Peters, W., Šálek, M., Romportl, D., Jirků, M., Engleder, T., Ernst, M., Neudert, J., & Heurich, M. (2021). The declining occurrence of moose (*Alces alces*) at the southernmost edge of its range raise conservation concerns. *Ecology and Evolution*, 11(10). <https://doi.org/10.1002/ece3.7441>
- Jesson, L. (2016). Reproductive Strategies. In *Encyclopedia of Applied Plant Sciences* (Vol. 2). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394807-6.00045-9>
- Jud, N. A., & Gandolfo, M. A. (2021). Fossil evidence from South America for the diversification of Cunoniaceae by the earliest Palaeocene. *Annals of Botany*, 127(3). <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa154>
- Kardol, P., Cregger, M. A., Campanv, C. E., & Classen, A. T. (2010). Soil ecosystem functioning under climate change: Plant species and community effects. *Ecology*, 91(3). <https://doi.org/10.1890/09-0135.1>

- Keane, R. E., Cary, G. J., Davies, I. D., Flannigan, M. D., Gardner, R. H., Lavorel, S., Lenihan, J. M., Li, C., & Rupp, T. S. (2004). A classification of landscape fire succession models: Spatial simulations of fire and vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 179(1–2). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.03.015>
- Kirkby, M. J., MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1968). The Theory of Island Biogeography. *The Geographical Journal*, 134(4). <https://doi.org/10.2307/1796430>
- Klaudisová, A., & Osbornová, J. (1990). Abandoned fields in the region. In J. Osbornová, M. Kovářová, J. Lepš, & K. Prach (Eds.), *Succession in Abandoned Fields* (pp. 7–21).
- Knapp, S., Stadler, J., Harpke, A., & Klotz, S. (2016). Dispersal traits as indicators of vegetation dynamics in long-term old-field succession. *Ecological Indicators*, 65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.003>
- Knappová, J., Hemrová, L., & Münzbergová, Z. (2012). Colonization of central European abandoned fields by dry grassland species depends on the species richness of the source habitats: A new approach for measuring habitat isolation. *Landscape Ecology*, 27(1). <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9680-5>
- Knappová, J., & Münzbergová, Z. (2015). Low seed pressure and competition from resident vegetation restricts dry grassland specialists to edges of abandoned fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.008>
- Knappová, J., Hemrová, L., Knapp, M., & Münzbergová, Z. (2017). Establishment limitation may be more important than species dispersal: insights from dry grasslands and old-fields. *Journal of Vegetation Science*, 28(1). <https://doi.org/10.1111/jvs.12462>
- Kumar, S., Diksha, Sindhu, S. S., & Kumar, R. (2022). Biofertilizers: An ecofriendly technology for nutrient recycling and environmental sustainability. In *Current Research in Microbial Sciences* (Vol. 3). <https://doi.org/10.1016/j.crmicr.2021.100094>
- Lachenmeier, D. W., & Schwarz, S. (2021). Digested civet coffee beans (Kopi luwak)—an unfortunate trend in specialty coffee caused by mislabeling of *coffea liberica*? *Foods*, 10(6). <https://doi.org/10.3390/foods10061329>
- Lamontagne, E. (2017). A Post-World War II Tragedy: The Expulsion of Ethnic Germans From Poland and Czechoslovakia, 1945-49. *The General: Brock University Undergraduate Journal of History*, 2. <https://doi.org/10.26522/gbuujh.v2i0.1484>
- LÁNÍKOVÁ, Deana. *Diverzita vytrvalé ruderalní a sešlapávané vegetace České republiky*. Online. Disertační práce. Brno: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta. 2009. Dostupné z: <https://is.muni.cz/th/w6som/>. (p. 68)
- Lepková, B., Horčíčková, E., & Vojta, J. (2018). Endozoochorous seed dispersal by free-ranging herbivores in an abandoned landscape. *Plant Ecology*, 219(9), 1127–1138. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0864-9>
- Lukács, K., Tóth, Á., Kiss, R., Deák, B., Rádai, Z., Tóth, K., Kelemen, A., Bátor, Z., Hábczyus, A. A., Tölgyesi, C., Miglécz, T., Godó, L., & Valkó, O. (2024). The ecological footprint of outdoor activities: Factors affecting human-vectored seed dispersal on clothing. *Science of the Total Environment*, 906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167675>
- Lundström, U. S., van Breemen, N., & Bain, D. (2000). The podzolization process. A review. In *Geoderma* (Vol. 94, Issues 2–4). [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00036-1)
- Magnússon, B., Magnússon, S. H., Ólafsson, E., & Sigurdsson, B. D. (2014). Plant colonization, succession and ecosystem development on Surtsey with reference to neighbouring islands. *Biogeosciences*, 11(19). <https://doi.org/10.5194/bg-11-5521-2014>
- Mapa stabilního katastru - ČZÚK. (1843). AGS - Lbín dříve Welbine. 8629 Lbín - dříve Welbine. Online. GEOPORTÁL ČÚZK. 8629 Lbín - dříve Welbine. 1843. Dostupné z: https://ags.cuzk.cz/archiv/openmap.html?type=omc&idrastru=B2_a_4C_8629_2. [cit. 2024-08-01].*
- Mapy.cz. (2022, July 20). *Mapy.cz - Lbín*. <https://mapy.cz/letecka?source=ward&id=2627&ds=1&x=14.1377467&y=50.5805625&z=14>
- Marhoul Pavel, & Turoňová Danuše. (2007). *Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000 Praha, 2007.*

- McCosh, D. J. (2020). *Plant atlas 2020 - Prunus spinosa*. <https://plantatlas2020.org/atlas/2cd4p9h.cfv>
- Milicevic Vera. (2023). THE EUROPEAN UNION AND FORESTS. *Fact Sheets on the European Union*.
- Minařík, V. (2006). *Pleš - Zaniklé obce*. <http://www.zanikleobce.cz/index.php?obec=2887>
- Mokany, K., Raison, R. J., & Prokushkin, A. S. (2006). Critical analysis of root: Shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12(1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>
- Mrázková-Štýbnarová, M., Veselý, P., Čáp, J., Fiala, K., & Dufek, A. (2021). Evaluation of the floristic composition and soil properties of grasslands in the Mohelno Serpentine Steppe 20 years since the reintroduction of sheep grazing. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 69(1). <https://doi.org/10.11118/ACTAUN.2021.001>
- Najberek, K., Olszańska, A., Tokarska-Guzik, B., Mazurska, K., Dajdok, Z., & Solarz, W. (2022). Invasive alien species as reservoirs for pathogens. In *Ecological Indicators* (Vol. 139). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108879>
- Neina, D. (2019). The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. In *Applied and Environmental Soil Science* (Vol. 2019). <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>
- Neuhäuslová Z., Moravec J., Chytrý M., Sádlo J., Rybníček K., Kolbek J. & Jirásek J. (1997) Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky 1: 500 000 [Map of potential natural vegetation of the Czech Republic 1 : 500 000]. – Botanický ústav AV ČR, Průhonice.
- Nilsson, C., Brown, R. L., Jansson, R., & Merritt, D. M. (2010). The role of hydrochory in structuring riparian and Wetland vegetation. In *Biological Reviews* (Vol. 85, Issue 4). <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00129.x>
- Novák, J. (2024). *Vegetace střední Evropy V*.
- Novák, P., Willner, W., Zukal, D., Kollár, J., Roleček, J., Świerkosz, K., Ewald, J., Wohlgemuth, T., Csiky, J., Onyshchenko, V., & Chytrý, M. (2020). Oak-hornbeam forests of central Europe: A formalized classification and syntaxonomic revision. *Preslia*, 92(1). <https://doi.org/10.23855/preslia.2020.001>
- Oosumi, T., Gruszeński, H. A., Blischak, L. A., Baxter, A. J., Wadl, P. A., Shuman, J. L., Veilleux, R. E., & Shulaev, V. (2006). High-efficiency transformation of the diploid strawberry (*Fragaria vesca*) for functional genomics. *Planta*, 223(6). <https://doi.org/10.1007/s00425-005-0170-3>
- Oze, C., Skinner, C., Schroth, A. W., & Coleman, R. G. (2008). Growing up green on serpentine soils: Biogeochemistry of serpentine vegetation in the Central Coast Range of California. *Applied Geochemistry*, 23(12). <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.07.014>
- Peña-Angulo, D., Khorchani, M., Errea, P., Lasanta, T., Martínez-Arnáiz, M., & Nadal-Romero, E. (2019). Factors explaining the diversity of land cover in abandoned fields in a Mediterranean mountain area. *Catena*, 181. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.05.010>
- Pielech, R. (2021). Plant species richness in riparian forests: Comparison to other forest ecosystems, longitudinal patterns, role of rare species and topographic factors. *Forest Ecology and Management*, 496. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119400>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 25, Issue 6). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Prach, K. (1994). Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. *Ecological Engineering*, 3(1). [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(94\)90011-6](https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)90011-6)
- Prach, K., Řehounková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Študent, V., Vaněček, Z., Tichý, L., Petřík, P., Šmilauer, P., & Pyšek, P. (2014). Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: The direction of succession and species richness across 19 seres. *Applied Vegetation Science*, 17(2). <https://doi.org/10.1111/avsc.12064>

- Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, I., & Řehouňková, K. (2015). Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Applied Vegetation Science*, 18(2). <https://doi.org/10.1111/avsc.12140>
- Prach, K., Tichý, L., Lencová, K., Adámek, M., Koutecký, T., Sádlo, J., Bartošová, A., Novák, J., Kovář, P., Jírová, A., Šmilauer, P., & Řehouňková, K. (2016). Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *Journal of Vegetation Science*, 27(3). <https://doi.org/10.1111/jvs.12383>
- Prach, K., & Walker, L. R. (2019). Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *Journal of Ecology*, 107(2). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13078>
- Prakash, J., Agrawal, S. B., & Agrawal, M. (2023). Global Trends of Acidity in Rainfall and Its Impact on Plants and Soil. In *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* (Vol. 23, Issue 1). <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01051-z>
- Pyšek, P., & Prach, K. (1995). Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* - A century of spreading reconstructed. *Biological Conservation*, 74(1). [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00013-T](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00013-T)
- Qureshi, M. I., Muneer, S., Bashir, H., Ahmad, J., & Iqbal, M. (2010). Nodule Physiology and Proteomics of Stressed Legumes. In *Advances in Botanical Research* (Vol. 56, Issue C). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381518-7.00001-7>
- Rak Lubomír. (2007). *IMPATIENS PARVIFLORA DC. – netýkavka malokvětá _ netýkavka malokvetá _ BOTANY.cz*. <https://botany.cz/cs/impatiens-parviflora/>
- Ramos-Jiliberto, R., Moisset de Espanés, P., & Vázquez, D. P. (2020). Pollinator declines and the stability of plant–pollinator networks. *Ecosphere*, 11(4). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3069>
- Reynolds, C., & Cumming, G. S. (2016). Seed dispersal by waterbirds in southern Africa: Comparing the roles of ectozoochory and endozoochory. *Freshwater Biology*, 61(4). <https://doi.org/10.1111/fwb.12709>
- Rietveld, W. J. (1983). Allelopathic effects of juglone on germination and growth of several herbaceous and woody species. *Journal of Chemical Ecology*, 9(2), 295–308. <https://doi.org/10.1007/BF00988047>
- Růžková, J., & Škrabal, Josef. (2006). *Historický lexikon obcí České republiky 1869-2005*. Český statistický úřad.
- Sieben, E. J. J. (2019). Zonal and azonal vegetation revisited: How is wetland vegetation distributed across different zonobiomes. *Austral Ecology*, 44(3). <https://doi.org/10.1111/aec.12679>
- Sinu, P. A., Unni, A. P., & Jose, T. (2020). Biotic Seed Dispersal Mechanisms of Tropical Rain Forests–Bats, Fishes, and Migratory Birds. In *Reproductive Ecology of Flowering Plants: Patterns and Processes*. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4210-7_14
- Smits, A. J. M., van Ruremonde, R., & van der Velde, G. (1989). Seed dispersal of three nymphaeid macrophytes. *Aquatic Botany*, 35(2). [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(89\)90103-4](https://doi.org/10.1016/0304-3770(89)90103-4)
- Sojneková, M., & Chytrý, M. (2015). From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecological Engineering*, 77. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.042>
- Song, X., Wan, F., Chang, X., Zhang, J., Sun, M., & Liu, Y. (2019). Effects of nutrient deficiency on root morphology and nutrient allocation in *Pistacia chinensis* Bunge seedlings. *Forests*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/f10111035>
- Souček, J., & Tesař, V. (2008). *Metodika přestavby smrkových monokultur na stanovištích přirozených smíšených porostů*. vulhm.cz
- Souza de Paula, A., Sfair, J. C., Trindade, D. P. F., Rito, K. F., Tabarelli, M., & Barros, M. F. (2023). The role of seed rain and soil seed bank in the regeneration of a Caatinga dry forest following slash-and-burn agriculture. *Journal of Arid Environments*, 211. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104948>
- Stráník, Z., Čtyrský, P., & Havlíček, P. (1998). Geologická minulost Pavlovských vrchů. *Sborník Geologických Věd*. <http://www.geology.cz/sbornik/geologie/no49/49-1-geologicka...pdf>

- Svoboda, V., Máca, P., Hanel, M., & Pech, P. (2015). Spatial correlation structure of monthly rainfall at a mesoscale region of north-eastern Bohemia. *Theoretical and Applied Climatology*, 121(1–2). <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1241-9>
- Šrůtek, M., & Teckelmann, M. (1998). Review of biology and ecology of *Urtica dioica*. In *Preslia* (Vol. 70, Issue 1).
- Thomas, P. A., Alhamd, O., Iszkuło, G., Dering, M., & Mukassabi, T. A. (2019). Biological Flora of the British Isles: *Aesculus hippocastanum*. *Journal of Ecology*, 107(2). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13116>
- Tian, L., Liao, L., Tao, Y., Wu, X., & Li, M. (2023). Forest Age Mapping Using Landsat Time-Series Stacks Data Based on Forest Disturbance and Empirical Relationships between Age and Height. *Remote Sensing*, 15(11). <https://doi.org/10.3390/rs15112862>
- Tilke Rudolf. (2000). *Historie obce Fukov, bývalý politický okres Šluknov*. Jiříkovské Noviny. https://www.soupispamatek.com/okres_sluknov/foto/fukov/fukov_historie.htm
- Trakhtenbrot, A., Nathan, R., Perry, G., & Richardson, D. M. (2005). The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. In *Diversity and Distributions* (Vol. 11, Issue 2). <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00156.x>
- van der Heijden, M. G. A., Martin, F. M., Selosse, M. A., & Sanders, I. R. (2015). Mycorrhizal ecology and evolution: The past, the present, and the future. In *New Phytologist* (Vol. 205, Issue 4). <https://doi.org/10.1111/nph.13288>
- van Leeuwen, C. H. A. (2018). Internal and external dispersal of plants by animals: An aquatic perspective on alien interference. In *Frontiers in Plant Science* (Vol. 9). <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00153>
- Vargas, P., Heleno, R., Traveset, A., & Nogales, M. (2012). Colonization of the Galápagos Islands by plants with no specific syndromes for long-distance dispersal: A new perspective. *Ecography*, 35(1). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06980.x>
- von Wühlisch, G. 2009. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Eurasian aspen (*Populus tremula*) Bioversity International, Rome, Italy. 6 pages.
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2017). Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 384). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
- Wasowicz, P., Thorsteinsson, S., Magnússon, B., Einarsson, E., Bjarnason, V., Bjarnason, Á. H., Guomundsson, J., Richter, S. H., Jónasson, R., Sveinbjörnsson, B., & Magnússon, S. P. (2018). Vascular plant colonisation of Surtsey Island (1965-1990) - A dataset. *Biodiversity Data Journal*, 8. <https://doi.org/10.3897/BDJ.8.e54812>
- Whittaker, R. H. (1953). A Consideration of Climax Theory: The Climax as a Population and Pattern. *Ecological Monographs*, 23(1). <https://doi.org/10.2307/1943519>
- Wilson, J. B., & Lee, W. G. (2000). C-S-R triangle theory: Community-level predictions, tests, evaluation of criticisms, and relation to other theories. *Oikos*, 91(1). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910107.x>
- Zhu, J., Liu, M., Xin, Z., Liu, Z., & Schurr, F. M. (2019). A trade-off between primary and secondary seed dispersal by wind. *Plant Ecology*, 220(4–5). <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00934-z>