

**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, 2025

## **Abstrakt**

Vstup druhů na lokalitu v průběhu sekundární sukcese je komplexní fenomén. Je ovlivněn řadou environmentálních faktorů. Významnou roli hrají charakteristické vlastnosti daného druhu, jako například způsob šíření jeho semen a vzdálenost, na kterou mohou být rozptylována. Vstup druhů je ale ovlivněn i dalšími faktory prostředí. Ty se dají rozdělit na biotické a abiotické, podle toho, co za dané faktory zodpovídá. Významnou roli zde hraje i časový sled, kdy se na danou lokalitu daný druh dostane a je schopen se usadit a vyrůst. Kromě přirozených faktorů ovlivňuje vstup druhů i člověk, ať už přímo nebo nepřímo.

Tato práce se zaměřuje převážně na opuštěná pole, která jsou dobrým příkladem sukcesního stádia a lze na nich sledovat, jak se různé druhy rostlin objevují v čase. Kvůli historickým důvodům je v České republice mnoho takových polí.

Obecně lze říct, že každý faktor hraje svojí klíčovou roli při vstupu druhu na lokalitu. Velice důležité jsou samotné vlastnosti daného druhu – v jakém stádiu sukcese je druh schopen projevit se, jaký typ přenosu semen se u něj vyskytuje, jestli daný typ přenosu dovoluje přenos na delší vzdálenosti či nikoliv. Klíčovou roli hrají i abiotické faktory prostředí, jestli je druh spíše bazofilní než acidofilní apod. Biotické faktory, jako využití určitého symbiotického vztahu, hrají také důležitou roli, jelikož jsou schopny daný druh upřednostnit před jinými. Člověk svými zásahy do přírody některé druhy významně upřednostňuje.

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

## **Abstract**

The entry of species into a site during secondary succession is a complex phenomenon. It is influenced by a number of environmental factors. The characteristic features of the given species, such as the way its seeds spread and the distance over which they can be dispersed, play an important role. However, the entry of species is also influenced by other environmental factors. These can be divided into biotic and abiotic, depending on what is responsible for the given factors. The time sequence in which a given species reaches a given site and is able to settle and grow also plays an important role. In addition to natural factors, humans also influence the entry of species, either directly or indirectly.

This work focuses mainly on abandoned fields, which are a good example of the succession stage and can be used to observe how different plant species appear over time. Due to historical reasons there are many such fields in the Czech Republic.

In general, it can be said that each factor plays a key role in the entry of a species into a location. The properties of a given species themselves are very important - at what stage of succession the species is able to manifest itself, what type of seed transmission occurs in it, whether a given type of transmission allows transmission over longer distances or not. Abiotic environmental factors also play a key role, whether the species is more basophilic than acidophilic, etc. Biotic factors, such as the use of a certain symbiotic relationship, also play an important role, as they are able to favor a given species over others. Human intervention in nature significantly favors certain species.

**Key words:** secondary succession, diaspores, environmental factors, surrounding vegetation, chory

**Poděkování:**

Chtěl bych poděkovat Janu Novákovi, za jeho vřelý přístup, snahu mi pomoci a čas na průběžné konzultace. Velké díky patří mé rodině za podporu.

**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, 20.04. 2025

Jakub Hanč

## Obsah

1.	Úvod .....	1
2.	Změna vegetace na časové škále v průběhu sukcese.....	2
2.1.	Dělení rostlin dle typu životní strategie .....	4
3.	Vstup druhů na lokalitu v průběhu sukcese .....	5
3.1.	Typy přenosu semen .....	6
3.1.1.	Anemochorie .....	6
3.1.2.	Zoochorie.....	7
3.1.3.	Méně obvyklé typy chorie.....	9
3.2.	Vliv vzdálenosti od zdroje diaspor a využití typů chorie v průběhu sukcese.....	10
4.	Environmentální faktory ovlivňující průběh sukcese.....	13
4.1.	Vliv půdních vlastností na sukcesi průběh sukcese .....	14
4.1.1.	Vliv matečné horniny na průběh sukcese .....	14
4.1.2.	Vliv opadu na průběh sukcese.....	15
4.2.	Vliv vlhkosti na průběh sukcese .....	17
4.3.	Biotické faktory ovlivňující průběh sukcese .....	18
4.3.1.	Vliv opylovačů na diverzitu rostlin při vstupu rostlinných druhů na lokalitu v průběhu sukcese .....	18
4.3.2.	Kompetiční zvýhodnění druhů v průběhu sukcese.....	19
4.3.3.	Vliv invazivních druhů na průběh sukcese .....	21
4.4.	Faktor lidské činnosti při vstupu druhů na lokalitu .....	22
4.4.1.	Faktor využívání managementu na lokalitách v rámci sukcese.....	23
4.4.2.	Vliv intenzivního zemědělství a emisí dusíkatých látek v rámci sukcese.....	23
4.4.3.	Faktor změny klimatu na průběh sukcese .....	24
5.	Fenomén opuštěných polí v bývalém Československu.....	25
6.	Diskuse .....	26
7.	Závěr .....	28
8.	Zdroje.....	29

# 1. Úvod

Sukcese je přirozený proces, který mění strukturu krajiny. Sukcese se často dělí na primární a sekundární. Primární sukcese probíhá tam, kde není přítomen obohacený a organický půdní horizont. Příkladem primární sukcese jsou nově vzniklé ostrovy po sopečné činnosti nebo obnova krajiny po velké katastrofě (Coradini et al., 2022).

Většina procesů spojených s ekologickou sukcesí se ale většinou týká sekundární sukcese. Sekundární sukcese nastává při menších disturbancích, kdy nedochází k zásadním změnám v půdě. Tento proces uvolňuje prostor pro změny v krajině (Prach et al., 2016). Sekundární sukcese postupuje od krátko žijících druhů (R-stratégů) k dlouho žijícím společenstvům (C a S-stratégům) až k tzv. klimaxu (Grime, 1974). Klimax je stav, kdy je ekosystém rámcově stabilní, ale existují diskuse, zda je tento stav skutečný nebo jen teoretický. Kritici tvrdí, že kvůli častým disturbancím v přírodě se klimax nikdy plně neprojeví (Whittaker, 1953). Tento názor však nesdílejí všichni odborníci (Cowles, 1899; Clements, 1936).

Všichni odborníci ale uznávají potenciální přirozenou vegetaci. To je vegetace, která by se na daném místě vyskytovala bez většího zásahu člověka. Potenciální přirozená vegetace je stav, do kterého se sukcesní stádia mohou teoreticky dostat. Doba trvání, než tento stav nastane, je podle měření z mnoha lokalit v ČR 250 let. Samozřejmě záleží na podnebí, půdních a dalších podmínkách na dané lokalitě. Během této doby se může stav změnit a může dojít k úpravě výsledného procesu a celkovému opoždění tohoto finálního stádia (Prach et al., 2014; Prach et al., 2016).

Při obsazování lokality novými druhy v průběhu sukcese hraje roli mnoho faktorů. Mezi ně patří půdní vlastnosti, jako je pH a typ půdy (Bose et al., 2014), krajinné a reliéfní faktory, jako je svahová expozice (Peña-Angulo et al., 2019), a klimatické faktory, jako je úhrn srážek a nadmořská výška (Neuhäuslová et al., 1997). Tyto abiotické faktory jsou klíčové pro sukcesní procesy.

Mezi základní vlastnosti přenosů semen u rostlinných druhů na dané lokality patří rovněž druhová skladba okolní vegetace a její blízkost vůči opuštěné lokalitě (Sojneková et al., 2015). Dalším klíčovým faktorem je typ šíření semen, což je jedno z hlavních témat této bakalářské práce. V mírném pásmu se jedná především o šíření větrem (anemochorii) a určitý typ šíření zvířaty (zoochorii) (Prach, 1994). Pomocí šíření diasporami se na danou lokalitu mohou dostat rostlinné druhy z relativně velké vzdálenosti, které by pozorovatel na první pohled nemusel na dané lokalitě očekávat (Cain et al., 2000).

V této práci se bude hlavně věnovat pozornost opuštěným polím, protože představují velmi zajímavý přechodný stav vegetace (Sojneková et al., 2015). Tento stav je také částečně spojen s historií střední Evropy, zejména České republiky, například kvůli poválečnému odsunu Němců nebo zabránění půdy soukromým zemědělcům pro socialistické zemědělství (Grešlova Kušková, 2013)

Tato práce se zaměřuje na faktory, které ovlivňují vstup rostlinných druhů na opuštěná pole pomocí šíření semen (diaspor). Cílem této bakalářské práce je zhodnotit vliv různých faktorů na vstup diaspor během sekundární sukcese.

## 2. Změna vegetace na časové škále v průběhu sukcese

Prostor a čas jsou základními veličinami určujícími vegetaci kolem nás. Díky jejich vlivu dochází postupně ke změnám druhové skladby, půdním vlastnostem, koloběhu živin a vody. Vegetace se díky těmto faktorům výrazně mění, přičemž sukcesní pochody trvají obvykle desítky let (Coradini et al., 2022). Řada vegetačních společenstev, jež se na dané lokalitě postupně střídají, vytváří sukcesní sérii. Sukcesní série začíná ecesí, při níž se uchycují první rostlinné druhy. Během ecese se vytváří pouze agregace jedinců bez vzájemných vztahů. Následuje iniciální stádium sukcese, kdy vznikají první ucelená společenstva. Další přechodná společenstva tvoří vývojová sukcesní stádia. Vrcholným sukcesním stádiem je klimax, což je stabilní ekosystém s maximální biomasou a složitou prostorovou hierarchickou strukturou. V České republice tvoří klimaxové ekosystémy většinou smíšená lesní společenstva (Buček, 2007).

Určování časových období, ve kterých se bude na daném místě vyskytovat konkrétní typ vegetace, je složité. Přesto se toto časové určení na daných lokalitách ve studiích z praktických důvodů využívá. Příkladem takového rozdělení jsou výsledky studie (Sojneková et al., 2015), která probíhala na Pavlovských kopcích. Ze studie (Sojneková et al., 2015) lze vyčlenit tři základní stádia rozvíjející se vegetace. Prvním stádiem je plevelové, kde dominuje asociace *Setario pumilae-Echinochloetum cruris-galli* (plevelová vegetace na vysychavých písčítých půdách s teplomilnými travami). V tomto stádiu byly zjištěny především typické plevelové druhy a jiné archeofyty (Sojneková et al., 2015). Iniciační vegetační stádia jsou klíčová pro výskyt pionýrských druhů na lokalitě (Prach et al., 2015). V tomto období, které trvá mezi 6 až 19 lety po opuštění lokality, ještě nedominují traviny a podobné jednoděložné druhy (Sojneková et al., 2015).

Následně vegetace přechází do podoby ruderální vegetace. Tato společenstva patří do ruderální vegetace dvou svazů: *Dauco carotae-Melilotion* (ruđerální vegetace dvouletých až víceletých druhů na mělkých kamenitých substrátech) a *Convolvulo arvensis-Elytrigion repentis* (vytrvalá

ruđerální vegetace na suchých nebo periodicky vysychavých půdách). Toto sukcesní stádium se vyskytuje mezi 20 a 56 lety od opuštění lokality (Sojneková et al., 2015).

Posledním stádiem je suchý subkontinentální druhově bohatý širokolistý xerothermní trávník, který se vyskytuje mezi 57 až 71 lety po opuštění bývalých polí. V tomto stádiu dominují víceleté trávy, ale vyskytují se zde i jiné netravní druhy bylin. Tyto vegetační typy patří do asociací *Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnanti* (širokolisté válečkové trávníky teplých oblastí) a *Polygalo majoris-Brachypodietum pinnanti* (panonské širokolisté suché trávníky). Kromě obecného zvýšení počtu druhů na daných lokalitách studovaných v této studii došlo i k tomu, že se velmi obměnilo druhové složení daných lokalit. Například druhy typické pro širokolisté subxerothermní trávníky se na lokalitu dostaly ve velkém množství až během třetí fáze sukcese. Na konci sukcesních pochodů bylo na Pálavě kolem dvaceti typických širokolistých travinných druhů. Celkově bylo v posledním sukcesním stádiu osnímkováno kolem čtyřiceti rostlinných druhů v průměru všech studovaných lokalit (Sojneková et al., 2015). Rychlost sukcesních změn ovlivňuje dostupnost vody, kterou kromě srážkového stínu umocňuje i vysychavost vápence v oblasti Pálavy (Stráník et al., 1998). Díky těmto specifickým podmínkám může být přítomnost travin a bylin dlouhodobá, a některé jednoleté druhy se mohou udržet déle než na jiných lokalitách (Sojneková et al., 2015).

K určení přesného stáří vegetace lze kromě snímkování druhového spektra využít i historické letecké snímky a jiné typy mapování (Tian et al., 2023). Rozsáhlá studie zaměřená na sukcesní změny proběhla v okolí města Siena (Amici et al., 2013). Na základě mapových podkladů byly lesy rozděleny do pěti časových sekcí podle stáří: a) mladší než 22 let, b) 22-38 let, c) 38-56 let, d) 56-77 let, e) starší než 77 let. Následně bylo pořízeno 291 vegetačních snímků z lokalit odpovídajících těmto sukcesním stádiím. Analýzou byly rostlinné druhy rozlišeny na lesní a nelesní. Nejčastějším typem ekosystému v této studii byly dubové lesy, kde dominovaly dub cer (*Quercus cerris*) a dub pýřitý (*Quercus pubescens*). Na 94 snímcích s tímto typem lesa bylo zaznamenáno celkem 339 druhů. Nejvyšší druhová diverzita byla zjištěna u velmi mladých lesů, kde jsou ještě hojně zastoupeny nelesní rostlinné druhy, hlavně byliny a keře typické pro pastviny a ruđerální stanoviště. V těchto mladých lesích dominují jednoleté druhy, které jsou přizpůsobeny narušovaným podmínkám, což vede k vyšší diverzitě než ve starších lesích. V průběhu sukcese se postupně zvyšuje podíl lesních druhů. Celkový pokles druhové diverzity byl zaznamenán i u cesmínovitých dubových lesů a smíšených širokolistých lesů, které vykazují podobný trend úbytku druhů. U cesmínovitých dubových lesů hraje významnou roli celoroční hustý zákryt korunami stromů, který omezuje růst světlomilných druhů a přispívá k deficitu bylinného patra (Amici et al., 2013). Na okrajích těchto starších lesů lze nalézt druhy víceletých trávníků, podobné

těm na jižní Moravě, například sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*). Na okrajích lesů je tedy diverzita větší než uvnitř zastíněného porostu, jelikož je na okrajích lesa výraznější vliv okolní vegetace připomínající trávníky či pastviny (Sojneková et al., 2015).

Z těchto dvou příkladů studií sukcese na různých lokalitách v rámci Evropy je tedy zřejmé, že druhová rozmanitost daných lokalit v průběhu sukcese souvisí s tím, jaké jsou na nich specifické stanovištní poměry.

## 2.1. Dělení rostlin dle typu životní strategie

Jak sukcese pokračuje, různé rostlinné druhy se postupně dostávají na lokalitu. Potom co se rostlinné druhy dostanou na lokalitu, je klíčové, aby se mohly uchytit, začít růst a rozmnožovat se, ať už pohlavně či nepohlavně. Jako první se na lokalitu dostanou pionýrské rostliny, které jsou přizpůsobené ruderalním podmínkám. Jsou to druhy velmi rychle rostoucí, krátkověké, které řadíme mezi takzvané R – strategy. Po nich ve větším časovém odstupu následují druhy víceleté, které tvoří ucelenější společenstva. Tyto víceleté druhy jsou většinou přítomné ve velké většině okolní vegetace a mohou být z podstaty kompetičně velmi silné (Grime, 1974). Většinou pak tyto rostlinné druhy dominují na konci sukcesních procesů. Dle stylu životní strategie se tyto rostliny řadí mezi C – nebo S – strategy. C – strategy jsou kompetičně velmi silní, relativně rychle rostoucí a vytrvalé. Mezi ně například patří trávy a jim podobné skupiny. Tyto rostliny jsou schopné kompletně pokrýt danou lokalitu. S – strategy jsou obvykle dlouhověcí, ale moc za daný čas nevyrostou. Tyto rostliny jsou schopné čelit stresu a žít v podmínkách, kde by se často jiné skupiny rostlin neobjevily. Obě skupiny jsou typické jako zástupci sukcesně velmi pokročilých lokalit, které jsou už blízko dosažení klimaxu či alespoň potenciální přirozené okolní vegetace (Wilson et al., 2000).

Rozdělení rostlin dle RCS systému je vytvořené na základě Grimeova modelu, který vychází z obvyklého modelu r–a K – organismů. Původní model se ale uplatňuje především u živočichů či jiných organismů. Grime přidává S – strategy, což jsou stresově odolnější organismy. Tímto přidáním třetího bodu vzniká teoretický trojúhelník, jehož vrcholy jsou tři základní možnosti RCS systému. Spousta rostlinných druhů se ale může vyskytovat i uprostřed trojúhelníku, kdy tyto rostlinné druhy mají částečné vlastnosti z alespoň dvou základních bodů RCS systému (Grime, 1974).

Jedním z faktorů, na kterém se dá ukázat kompetice jako klíčový faktor v sukcesních procesech, je kompetice o světlo. Druhy světlomilné se musí na dané místo dostat co nejdříve a rychle vyrůst. Tyto druhy dle základního členění řadíme mezi R – strategy. Kompetičně silnější druhy (C-

stratégové) často R – strategy přerostou a zastíní je. Tyto silnější druhy jsou často schopny růst a dominovat na větším množství lokalit (Craine et al., 2013).

U studie, která probíhala na opuštěných polích Českého krasu, kde byla studována sukcese v období 40 let (Klaudisová et al., 1990) po opuštění polí, byly mezi pionýrskými druhy (R – strategy) zástupci jako například mák vlčí (*Papaver rhoeas*) či ptačinec žabinec (*Stellaria media*). Tyto druhy dominovaly lokalitám v prvních převážně 10 letech. Po těchto druzích přicházejí postupně druhy, které jsou na pomezí R– a C – strategií. Tyto druhy mají vlastnosti z obou těchto skupin. Jsou například stále ruderalní, ale už neprodukují tak velké množství semen a jsou silnější v kompetičním boji. Mezi tyto druhy patří například svízel přítula (*Galium aparine*) nebo pcháč rolní (*Cirsium arvense*). Postupně se na lokalitu dostávají i zástupci S – strategií, mezi něž například patří bedrník obecný (*Pimpinella saxifraga*) nebo jahodník trávence (*Fragaria viridis*). V pozdějších stádiích převládají C – strategy, nebo rostliny, které jsou na pomezí všech těchto tří skupin. Mezi ně například náleží ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) či kostřava červená (*Festuca rubra*). Tyto druhy svojí schopností přerůst lokalitu jsou schopny postupně vytlačit ruderalnější druhy (R-strategy) (Klaudisová et al., 1990).

Z výsledků druhové rozmanitosti na místě opuštěných polí je vidět, že Grimeův model je důležitý pomocník, ale většina těchto rostoucích druhů jsou na pomezí toho, jak byly základní tři skupiny oddělovány. Často je na konci sukcese více druhů, které částečně splňují pravidla pro všechny tři skupiny (Klaudisová et al., 1990). Tyto druhy by pak našly místo v teoretickém trojúhelníku z Grimeovy práce někde poblíž teoretického středu trojúhelníku. Těchto druhů je pak na konci i často více než typických C – strategií, které bychom možná na místě obvykle čekaly více.

### 3. Vstup druhů na lokalitu v průběhu sukcese

Šíření diaspor je klíčové pro sukcesí, jelikož se díky vstupu nových druhů může proměnit druhová skladba dané lokality. Vstupy pionýrských zástupců připravují změny podmínek pro sukcesně pokročilejší druhy. Druhy se na nové lokality šíří z důvodu ochrany před predátory na původních lokalitách či z důvodu zamezení vnitro – či mezidruhové kompetice o živiny na původním místě (Traveset et al., 2014).

Přítomnost druhu na daných lokalitách ovlivňuje kombinace různých faktorů. Druh je buď primárně omezen schopností šíření. Druh by byl schopen na dané lokalitě vyrůst, ale kvůli velké vzdálenosti není na danou lokalitu schopen se rozšířit. Příliš velká vzdálenost je pochopitelně relativní vůči jednotlivému typu chorie. Této variantě omezení se říká dispersal limitation (Nathan et al., 2000). Další možností omezení šíření je stav, kdy buď zdrojová populace nebo množství

vyprodukovaných semen je tak malé, že není možnost pro dané druhy se dostat na určité místo. Vzdálenost by bylo možné překonat jen s větší populací, jelikož při větší populaci je pravděpodobnost šíření na delší vzdálenost větší (source limitation). Poslední možností je omezení typem lokality. Určitá lokalita je v dosahu šíření daného druhu, ale je příliš nevhodná pro daný druh. Není tudíž schopen zde vyrůst. Těto možnosti blokace šíření se říká habitat limitation (Nathan et al., 2000).

Výzkum limitace šíření semen se věnoval například Ehrlén et al. (2006). Na studované lokalitě bylo vyseto šest druhů bylin, které neměly možnost komunikace s jinou populací. Rostliny nejprve vyrostly a několik let populace fungovala, ale následně se kvůli nedostatku většího množství semen postupně snižovala. Kromě samotného vyklíčení je nutné brát v úvahu i celý životní cyklus rostlin, tedy kolika let se daná rostlina dožívá a podobně (Ehrlén et al., 2006). Výskyt druhu závisí také na charakteru určité lokality a historickém kontextu jejího managementu (Soons et al., 2005).

### 3.1. Typy přenosu semen

V průběhu sukcese se rostliny na danou lokalitu šíří různými způsoby. Typy přenosu lze rozdělit na abiotické a biotické. Mezi abiotické typy chorie patří především anemochorie, hydrochorie či barochorie. Do biotických typů chorie řadíme zoochorii a myrmekochorii. V Evropě je několik lokalit, kde mírně dominuje jedna či druhá skupina. V naprosté většině příkladů se pochopitelně ale obě skupiny vyskytují společně. (Knapp et al., 2016).

Jednotlivý typ šíření semen má své výhody oproti jiným typům. Každý je navíc uzpůsoben specifickým podmínkám dané lokality. Přenos semen na danou plochu je jedním z určovacích znaků rostlin. Díky tomuto znaku je možné rostliny seřadit právě dle toho, jakým způsobem jsou schopny šíření. Kromě těchto obvyklých typů chorie se pochopitelně vyskytují i méně obvyklé, které doplňují škálu typů (Lososová et al., 2023).

#### 3.1.1. Anemochorie

Anemochorie je přesun semen na danou lokalitu pomocí větru. Tento typ chorie se vyskytuje hlavně u rostlin s větším množstvím semen či s menší velikostí semen (Lososová et al., 2023). U anemochorie jsou oddělovány dva typy, a to primární anemochorie a sekundární anemochorie. Rozdíly jsou především v morfologii diaspor. Primární anemochorie zajišťuje přímý přenos obvykle na větší vzdálenost oproti sekundární. Rozdíl ale je především ve vyšší výšce, ve které je dané semeno při primární anemochorii unášeno. Při sekundární anemochorii totiž většinou semeno už na zem přistane, a pak je níže nad zemí poponášeno prouděním vzduchu či jinými faktory (vznik vzdušného „víru“ nastane například pomocí popohnání zvířetem apod.) (Zhu et al., 2019).

Můžeme říct, že nejpřirozenější je kompromis mezi oběma typy. Obvykle navíc u obou typů anemochorie platí, že lehčí semena letí dál a mohou se šířit na delší vzdálenosti než těžší (Dzwonko et al., 1992).

Anemochorie je v obvyklém případě typická produkcí často velkých množství semen. Větší množství semen pak je často znakem R – strategií, u kterých se často anemochorie vyskytuje (Klaudisová et al., 1990). Větší semena u jiných typů (převážně zoochorických) mají zásobní látky, díky kterým mohou jiné druhy rychleji vyrůst a tím přerůst tyto anemochorní zástupce (Wendt et al., 2022). Další nevýhodou anemochorie může být faktor, že vítr zanechá rostlinu na místa, kde není dále schopna přežít či vůbec vyklíčit (Barrat-Segretain, 1996).

### 3.1.2. Zoochorie

Kromě anemochorie je i v naší přírodě velice obvyklá zoochorie, ať už endozoochorie či ektozoochorie. Tento typ přesunu využívají druhy s menší produkcí semen a větším průměrem jednotlivých semen než anemochorní druhy (Wendt et al., 2022).

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, kde spousta velkých stromů tropického deštného lesa spoléhá na rozšíření na dlouhou vzdálenost především pomocí zástupců hlodavců a dalších semenožravých/plodožravých savců. Tyto živočichy můžeme nazvat jako frugivory (Sinu et al., 2020). Rostlina poskytuje část plodu, obvykle oplodí frugivorovi a ten takto přeneseme semena. Pochopitelně se ale tito zástupci frugivorů vyskytují i v naší krajině. Mezi frugivory například patří druhy jako jsou prase divoké (*Sus scrofa*), jelen evropský (*Cervus elaphus*) či introdukovaný jelen sika (*Cervus nippon*). Tito frugivoři 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*). Ta se sice vyskytuje ve vysokém množství ve vegetaci, ale v trusu extrémně 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 tak velkou mírou liniových staveb a dalších překážek. Máme například 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).

2) Ektozoochorie využívá především zachycení za tělo či tělní povrch živočicha (Reynolds et al., 2016). U některých rostlinných semen, které využívají tuto strategii, se vytvořily různé háčky, přívěsky apod. (Kiviniemi et al., 1998).

Dále záleží na velikosti zvířete, které přenáší daná semena. Čím větší zvíře, tím obvykle vzdálenější může být přenos semen. Větší druhy (dobytěk i vyšší zvěř) dokáže přenést semena i na opuštěné lokality z původních lokalit. Například může docházet k přenosu lesních druhů na zarůstající bezlesní území. Takto se šíří například kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) či metlička křivolaká (*Deschampsia flexuosa*) (Heinken et al., 2002). Některé více srstnaté druhy savců často nosí semena ve své srsti i týdny či měsíce (Fischer et al., 1996). Ektozoochorie ale ve velké části probíhá u přenašeče i 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 komenzalizmu využívají (Lukács et al., 2024).

3) Z ektozoochorie vychází myrmekochorie, kterou se roznášejí semena například u zástupců čeledi Violaceae. U této čeledi je známé to, že jejich semena obsahují elaiosomy (tzv. masíčka), která vyhledávají mravenci a za vidinou potravy přesouvají tak celá semena blíže k mravenišťům apod. Ještě větší extrémy mohou být v případě tropických společenstev, kde se takto diaspory mohou nechat přenášet na škále až několika kilometrů (Fokuhl et al., 2012). Během introdukce druhů v průběhu iniciačních stádií nového lesa je myrmekochorie i u nás velice významná. Význam přenosu pomocí mravenců je u některých ekosystémů (převážně lesních) přímo zásadní (Prokop et al., 2022). Někdy může dojít k nahrazení mravenců při přenosu semen myrmekochorií díky slimákům (Türke et al., 2010).

Je vidět, že zamezení blokace přenosu semen, je klíčové pro udržení stabilní druhové diverzity na dané lokalitě. Kromě vegetace již vzniklé navíc tento přenos je klíčový právě i při introdukci na sukcesně nové ploše. V tomto případě živočišní vektoré introdukují nové druhy, které pak mohou se na daném místě rozrůst (Rogers et al., 2021).

Zoichorní šíření navíc v mnoha případech funguje i v evolučním hledisku a pomáhá s druhovou speciací a šířením rostlinných druhů na další území. Je dost možné, že právě zoochorie mohla za rozšíření celých skupin i v makroměřítku pomocí disperze na dlouhou vzdálenost (LDD). Díky 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). Schopnost přesunu semen na dlouhé vzdálenosti se využívá 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).

Adaptace rostlin na zoochorické transporty při vstupu druhů na lokalitu se tedy odlišují dle toho, jaký typ zoochorního šíření rostlina využívá. Adaptací rostlin na šíření pomocí endozoochorie je převážně tvorba dužnatých plodů, které chrání semena. Ptáci a jiné skupiny pak dostávají odměnu v podobě této dužnaté části plodu a semena projdou trávicím traktem a jsou schopna vyklíčit. Někdy je vidět i korelace mezi zralostí plodů a migrací ptáků (Masaki et al., 1994). Adaptací rostlin na ektozoochorický transport jsou již zmíněné háčky a výběžky. Tento typ přenosu je ale typický spíše u srstnatých savců (Heinken et al., 2002). U myrmekochorie se jedná o tvorbu elaiosomů sloužících jako odměna pro mravence (Fokuhl et al., 2012).

### 3.1.3. Méně obvyklé typy chorie

Kromě zoochorie a anemochorie se vyskytují další typy chorií, které slouží k přesunu druhů na nové lokality. Příkladem například může být přenos pomocí vody. Takzvaná hydrochorie se vyskytuje hlavně v přímořských oblastech, kdy se druhy šíří z ostrova na ostrov pomocí velkých semen. Díky jejich schopnosti plování jsou semena unášena na velké vzdálenosti. Tato varianta chorie je v temperátních oblastech velmi vzácná (Higgins et al., 2003). V centrální Evropě se tento typ přesunu vyskytuje hlavně u vodních rostlin, například plovoucích jako jsou leknín bílý (*Nymphaea alba*), u kterého dochází ke sdílenému využití hydrochorie a zoochorie (Smits et al., 1989). Zoochorie je zprostředkována například pomocí želvy bahenní (*Emys orbicularis*) (Calviño-Cancela et al. 2007).

Podobné využití hydrochorie je i u rostlinných druhů rostoucích na břehu, kdy semena a plody se mohou nechat unášet proudem i několik desítek kilometrů. Následně mohou semenáčky zakořenit na lokalitě, pokud je voda vyplaví na břeh (Nilsson et al., 2010). Ve studii (Middleton, 2000), která zkoumala na řekách ve státě Illinois vliv hydrochorie na přesun druhů bylo všech 20 měřených příbřežních druhů alespoň částečně hydrochorních. Spousta příbřežních druhů má ale i více možností šíření. Vyskytuje se zde tzv. polychorie (Middleton, 2000). Kromě hydrochorie je při polychorii využit například faktor autochorie, což je typ vystřelení semene z rostliny. Tento typ se u nás v přírodě vyskytuje například u různých zástupců netýkavek, které dokážou v extréměch vystřelit semeno až na několik metrů. To se pak nechává sekundárně unášet vodou, či větrem a je schopno zakořenit (Burton et al., 2020).

Dalším typem chorie je barochorie, která nevyužívá možnost výrazného přesunu semen, jelikož využívá čistě gravitaci a semena těchto rostlin tudíž většinou padají poblíž mateřské rostliny. Tento typ chorie je typický například pro některé druhy stromů, obzvláště s většími semeny o menším počtu, například u jírovce maďalu (*Aesculus hippocastaneus*) (Thomas et al., 2019).

Rostliny mají velkou míru možností, jakým způsobem se dostanou na novou lokalitu. Funkční oddělení, jakým způsobem tento přesun probíhá odděluje celé skupiny rostlin. Samotný tvar diaspor či jejich velikost můžou dost napovědět, jak bude právě daná rostlina následně vypadat, do jaké systematické skupiny bude patřit apod. Těmito morfologickými vlastnostmi se dá i určit, jak přibližně se daná rostlina šíří. Pokud to bude větší semeno, obalené více živnými vrstvami, tak spíše půjde o určitý typ zoochorie. Pokud to bude menší semeno obalené často nějakým chmýřím, tak půjde o anemochorii (Leslie et al., 2017). Pokud se jedná o větší semeno bez obalů, často půjde o hydrochorii či barochorii (Liu et al., 2014).

### 3.2. Vliv vzdálenosti od zdroje diaspor a využití typů chorie v průběhu sukcese

V raných fázích sukcese hraje klíčovou roli vzdálenost od zdroje diaspor. Vegetace je zásadně ovlivněna blízkostí jiných typů vegetace – druhy rostoucí v menší vzdálenosti od dané lokality mají větší vliv než druhy šířené na velké vzdálenosti (tzv. LDD), které jsou zastoupeny v menší míře. Podle studií (Knappová et al., 2015) lokality obvykle zarůstají od okrajů směrem do středu, protože okolní vegetace je blíže okrajům nových prostorů. Tento proces platí také pro různě velká pole, včetně zaniklých. Menší pole zarůstají rychleji, to je ovlivněno blízkostí okolní vegetace. Bez využívání managementu se během několika desítek let krajina stává podobnou té okolní, aniž by byly patrné stopy po původních polních druzích (Knappová et al., 2012).

Časový průběh zarůstání lze odhadnout na základě druhové skladby dané lokality. Například druhy jako olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*), které se na lokalitu dostanou z blízkých lesů, díky své rychlosti růstu a světlomilnosti brzy dominují. Tyto pionýrské dřeviny (Cojzer et al., 2014) se rychle projevují jako významní aktéři sukcese.

Podle studie (Prach, 1994) lze říct, že typy chorie u kolonizujících druhů nehrají významnou roli. U pionýrských druhů se může vyskytovat jak anemochorie, tak endozoochorie. Např. zástupci čeledi břízovité (Betulaceae), včetně bříz a druhů olší (*Alnus*), jsou anemochorní. Do této skupiny patří také zástupci bývalé čeledi javorovité (Aceraceae), jako jsou původní druhy klen a mléč, a invazivní druh javor jasanolistý (*Acer negundo*). Mezi listnaté anemochorní stromy patří jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a vrby (*Salix*). Skupina druhů, jejichž semena jsou přenášena větrem, zahrnuje dominantní čeleď jehličnanů borovicovité (Pinaceae). Příklady takovýchto druhů zahrnují borovici lesní (*Pinus sylvestris*), borovici černou (*Pinus nigra*) a smrk ztepilý (*Picea abies*) (Prach, 1994).

Ostatní kolonizující dřevinné druhy jsou převážně šířeny endozoochorií. Do této skupiny patří hlavně nižší stromy a keře. Typickým příkladem jsou druhy z čeledi růžovitých (Rosaceae), jako je hloh (*Crataegus*) nebo růže (*Rosa*). Dalšími příklady endozoochorického šíření jsou svída krvavá (*Cornus sanguinea*), bez černý (*Sambucus nigra*) a z jehličnanů například jalovec (*Juniperus*) (Prach, 1994).

Existuje skupina druhů, které kromě rozmnožování semeny využívají i vegetativní šíření. To může být buď dominantní nebo doplňující způsob šíření. Typickým příkladem takového typu je topol osika (*Populus tremula*) (Prach, 1994). Tento strom produkuje opeřená semena, která se snadno unášejí větrem na velké vzdálenosti. Jakmile topol osika vyrostе na nové lokalitě, může se díky složitému kořenovému systému rozrůstat a vytvářet další jedince – klony původní rostliny. Tento způsob šíření je velmi výhodný pro strom, který se snaží rychle ovládnout nový prostor (von Wühlisch, 2009). Některé druhy, které se šíří endozoochorií, mají také schopnost vegetativního množení. Příkladem je trnka obecná (*Prunus spinosa*), která stejně jako ostatní divocí zástupci rodu slivoň, využívá endozoochorii. Plody trnky jsou potravou pro frugivory, kteří je snědí a následně vyloučí semena. Kromě tohoto způsobu šíření se trnka také množí vegetativně. Vegetativní množení probíhá buď prostřednictvím člověkem navozených kořenových výmladků nebo přirozených bočních výhonků z kořenového systému (McCosh, 2020). Podobný příklad vegetativního šíření má trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*). Tento strom se šíří třemi způsoby: anemochorií, zoochorií a vegetativním množení. Schopnost využívat více způsobů šíření může být jedním z důvodů, proč se trnovník akát dokáže dobře rozšířit na nových lokalitách (Prach, 1994). Trnovník také využívá dusík-fixující bakterie, které má ve speciálních hlízkách na kořenech, podobně jako ostatní rostliny z čeledi Fabaceae. Tyto bakterie pomáhají rostlině získávat dusík, což urychluje tvorbu klíčových látek pro metabolismus a růst (Qureshi et al., 2010). Proto je trnovník akát v termofytiku střední Evropy tak rozšířený. Kácením se tento strom může dále výmladky šířit vegetativně, což ztěžuje jeho kontrolu (Vítková et al., 2017).

Lze říct, že dominantní stromy v mladých lesích využívají různé způsoby šíření. Nelze určit, který způsob je nejdominantnější, což potvrzuje studie z Německa (Knapp et al., 2016). Blízkost lesa je klíčovým faktorem, a pro ranou sukcesí jsou nejběžnějšími způsoby šíření anemochorie a endozoochorie. Čím blíže je zdroj semen, tím rychleji se daná lokalita pokryje těmito druhy (Knapp et al., 2016).

Podobnou studií byla práce z jihovýchodního Polska (Dzwonko et al., 1992), která zkoumala typy šíření semen a jejich vliv na rychlost usazení druhů. Studie porovnávala velikost populací druhů ve starších lesích s populacemi v nově vznikajících sekundárních lesích. Výsledky ukázaly, že

v raných fázích sukcese jsou nejefektivnější druhy s velmi lehkými semeny, které se snadno unášejí větrem. Kromě této skupiny jsou velmi dobrými kolonisty druhy, které mají létající semena. Mezi anemochoristy s velmi lehkými semeny patří hlavně kapradiny, které využívají velké množství spor, jež se snadno vznášejí. Obrovské množství spor umožňuje obsazení lokalit i ze vzdálenějších míst (Dzwonko et al., 1992). Do skupiny druhů s létajícími semeny patří například rody, které mají okřídlené nažky, jako je jestřábník (*Hieracium*) (Dzwonko et al., 1992). Výsledky ohledně stromových kolonistů byly podobné jako ve studii z Česka (Prach, 1994). I v této práci (Dzwonko et al., 1992) se jako úspěšní kolonizátoři ukázali především zástupci anemochoristů, jako jsou habr (*Carpinus*) a lípa (*Tilia*) (Dzwonko et al., 1992).

Dalšími velmi úspěšnými kolonisty jsou endozoochorické rody. Mezi tyto rody patří například brusnice (*Vaccinium*), konvalinka (*Convallaria*), jeřáb (*Sorbus*), krušina (*Frangula*) a další (Dzwonko et al., 1992).

Z uvedených studií vyplývá, že v raných fázích sukcese dominují dva typy přenosu semen: anemochorie u druhů s lehkými semeny a endozoochorie. Na místě se však objeví i druhy, které se na nové lesní lokality dostávají pomaleji. Tyto druhy, které využívají jiné typy šíření, jsou považovány za zástupce pozdějších sukcesních fází. Do této skupiny patří například traviny lesního podrostu. Podle studie z Polska (Dzwonko et al., 1992) jsou tyto traviny označovány jako tzv. těžcí anemochoristé. Mezi ně patří například metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*). Tyto druhy nejsou schopny kolonizovat lokalitu z větší vzdálenosti a dostávají se na novou lokalitu postupně, šířením přes více generací (Dzwonko et al., 1992).

Další skupinu rostlin, které využívají specifický způsob šíření, tvoří zástupci čeledi miříkovitých (Apiaceae), jako například bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*). Tyto rostliny využívají barochorii, což znamená, že jejich semena se šíří pouze díky vlastní tíze a gravitaci, což omezuje jejich rozptyl (Dzwonko et al., 1992).

Obecně lze říct, že při postupném zarůstání dochází k výměně polních druhů za lesní. To znamená, že jednoleté bylinné druhy, obvykle endozoochorní či anemochorní s lehkými semeny, ustupují a jsou nahrazovány víceletými travinami a jinými podrostními druhy. Tyto výsledky potvrzuje jiná polská studie (Adamowski et al., 2011), která ukazuje, že v lokalitách nově vznikajícího lesa původní polní bylinné druhy, které jsou jednoleté či dvouleté, rychle mizí. Z 60 původně polních druhů, které rostly v prvním roce měření, zůstalo ve třetím roce na stejné lokalitě jen 20 druhů. Naopak došlo k výraznému nárůstu lesních a víceletých druhů převážně z blízkých lesů. Celkový počet rostlinných druhů na lokalitě se tedy výrazně nesnížil (Adamowski et al., 2011). Tato polská lokalita je podobná podmínkám na severovýchodní Moravě před umělým

vysazováním. Studie se zaměřila na vegetaci polonských dubohabřin (asociace *Tilio-Carpinetum*) v Bělověžském národním parku. V roce 1974 byla tato lokalita polem, kde se pěstovalo zelí a brambory, tedy čistě užitkové plodiny. Celá studie, která sledovala druhy v probíhajících sukcesních procesech, trvala 36 let (Adamowski et al., 2011).

Oproti měření v Toskánsku (Amici et al., 2013) lze říct, že v pralesích střední Evropy se druhová diverzita postupem času nesnižuje (Adamowski et al., 2011). Vrchol druhové rozmanitosti byl zde naměřen až kolem 30. roku měření (Adamowski et al., 2011), zatímco v Itálii se kolem 30 let od opuštění lokality pohybovaly výsledky v časových sériích, ve kterých už byl znatelný celkový pokles druhové rozmanitosti. Je možné, že xerothermní dubové háje (*Quercus ilex*) nejsou dlouhodobě přirozené. Jejich trvalý zástin vede ke snížení druhové diverzity lesního podrostu (Amici et al., 2013). Za jejich zavedení a udržení mohl být zodpovědný člověk. Proces zalesnění v oblasti Toskánska trvá déle než v Polsku (Amici et al., 2013). Velkou roli hrají klimatické a půdní podmínky. Větší dostatek vláhy v Polsku může mít vliv na větší diverzitu podrostních druhů. Typická lesní bylinná vegetace se na danou lokalitu dostává ale až později. Počty těchto druhů v mladém lese nejsou tak výrazné. Tyto druhy spíše jen zvyšují celkovou druhovou bohatost, ale zatím nemají klíčový ekologický význam pro vznikající les, jaký budou mít později (Adamowski et al., 2011).

Největší nárůst diverzity dřevinných druhů byl zaznamenán také až kolem dvacátého roku od opuštění, což může znamenat výraznější příchod pozdějších dřevinných druhů na danou lokalitu (Adamowski et al., 2011).

Je zřejmé, že blízkost zdroje je pro následnou vegetaci velmi důležitá. Čím blíže je fungující vegetace, která se může udržet a rozrůst na nové místo, tím rychlejší je následný sukcesní proces. V raných fázích sukcese jsou neoptimálnějšími životními strategiemi rostlin pro šíření anemochorie lehkých semen a endozochorie. Méně optimální strategie mají druhy s těžšími semeny, které potřebují více generací na přesun na nové lokality. Proto tyto druhy často nejsou přítomny během raných sukcesních fází a objevují se až v pozdějších stádiích.

## 4. Environmentální faktory ovlivňující průběh sukcese

Kromě vlastností přenosu jednotlivých semen, jako jsou typy chorie a schopnost druhu obsadit danou lokalitu, hrají důležitou roli i specifické ekologické faktory, jako jsou stanovištní podmínky lokalit a přítomnost symbiotických organismů. Tyto faktory ovlivňují průběh sukcese na opuštěných lokalitách. Vliv zde mají biotické, abiotické i smíšené faktory. Člověk, svými zásahy, má podobnou roli jako ostatní typy těchto faktorů.

## 4.1. Vliv půdních vlastností na sukcesi průběh sukcese

Půdní podmínky dané lokality do značné míry ovlivňují průběh sukcesních změn. Tímto evolučním rozdělením dle půdních podmínek se rostliny specializovaly často na specifické podmínky. Klíčovou částí půdních vlastností je limitace živinami (Bose et al., 2014). V postupném sukcesním procesu se na oligotrofních lokalitách nevyskytují v takové míře dominantní druhy, jelikož jsou omezeny limitacemi klíčových živin. Na eutrofní lokalitě je výskyt dominantních druhů obvyklejší (Austin et al., 1989). Velice důležitý je rovněž vliv matečné horniny (Bailey et al., 2018). Tyto abiotické faktory půdy jsou zásadní pro výskyt jednotlivých druhů na dané lokalitě. V sukcesně mladých lesích je pak specifickým příkladem biotického vlivu na půdní podmínky vliv opadu převážně z jehličnatých stromů (Novák et al., 2020). Opad pak může velmi pozměnit půdní vlastnosti dané lokality.

### 4.1.1. Vliv matečné horniny na průběh sukcese

Faktor vlivu matečné horniny je klíčovým parametrem půdních vlastností, který může ovlivnit, jaké druhy se na dané lokalitě projeví. Matečná hornina jako geologický základ, ze kterého se půda postupně vyvíjí, svým chemickým složením zásadně ovlivňuje půdní podmínky na dané lokalitě (Bailey et al., 2018). Chemické podmínky – dělení na kyselé a bazické půdy – se určují pomocí hodnoty pH. Některé druhy rostlin a organismů jsou velmi citlivé na pH půdy – ať už preferují kyselé (acidofilní) nebo zásadité (bazofilní) prostředí. Pokud se půdní pH výrazně odchyluje od optimálních podmínek, zpravidla se na takovýchto místech vůbec tyto druhy nevyskytují. Typické acidofyty jako metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) (Wittig et al., 1986) nebo brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) (Coudun et al., 2007) se nevyskytují na půdě na bazických horninách, například čediči. Tyto druhy by na lokalitě s opačným optimem strádaly nedostatkem potřebných živin (Namuhan et al., 2024), které rostlina využívá jen v určitém rozmezí hodnot pH. Následně by je navíc přerostly druhy specializované na daný typ lokality. A to platí i naopak. Druhy jako pýchava vápnomilná (*Sesleria caerulea*), typický bazifyt, se nevyskytují na půdách na kyselých horninách (Boublík et al., 2007), například buližníku.

Druhové složení konkrétní lokality závisí nejen na tom, zda se nachází na mineralogicky bohatém podloží, ale také zdali již nedošlo k vymytí bází. Ztráta živin vede k postupné změně druhové rozmanitosti vegetace rostoucí, jak dokládá např. Iversenův cyklus (Iversen, 1958).

Přidávání živin do půdy dnes zajišťuje i člověk. Díky intenzivnímu zemědělství a lesnictví se například využívá vápnění půdy, které zvyšuje pH a nepřímo vrací půdu do původnějších stavů (Blomquist et al., 2018). Velkým problémem pro vstup a udržení druhů na lokalitě je také člověkem

způsobené zvýšené množství těžkých toxických kovů v půdě, které mohou být v půdě uloženy po dlouhá období (Rashid et al., 2023).

Je zřejmé, že vliv matečné horniny je velice důležitý a určuje, která vegetace bude schopna růstu na dané lokalitě.

#### 4.1.1.1. *Sukcese na specifických půdách – hadcích*

Minerální složení půd je velmi důležitým faktorem pro sukcesní procesy. Kromě obvyklé zonální vegetace, rostoucí na půdách na obvyklých matečných horninách, se v naší krajině můžeme setkat i s azonální vegetací. Příkladem takovéto vegetace jsou hadcové stepi, které svými specifickými půdními vlastnostmi tvoří podmínky, za kterých nejsou některé dominantní druhy schopny vůbec vyrůst či pokud ano, tak ve formě zakrslých jedinců (Mrázková-Štýbnarová et al., 2021).

Obvykle jinde dominantním druhům na hadcích chybí vápník, který se v serpentinitech vyskytuje ve velmi malé míře, a je nahrazen kationtem hořečnatým, který ho v rostlinné fyziologii může substituovat. Náhrada však není u většiny rostlin dokonalá. Rostliny, které na tuto výměnu nejsou evolučně dostatečně připravené, strádají. I proto se na těchto lokalitách vyskytuje vysoká diverzita specializovaných druhů. Tyto specifické druhy substituci zvládají velmi dobře (Ghasemi et al., 2020) 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).

Lokalitě s hadcovým podkladem díky specifickému chemickému složení půd blokují dominanci kompetičně silných druhů a jsou zde nahrazeny hadcovými specialisty. Tito specialisté jsou uzpůsobeni specifickým podmínkám a jsou schopni zde vyrůst a prosadit se.

#### 4.1.2. *Vliv opadu na průběh sukcese*

Jedním z důležitých aspektů chemických vlastností půdy v sukcesně mladých lesích jsou i vlastnosti opadu a rychlost jeho dekompozice, která může výrazně ovlivnit půdní podmínky nejen pro bylinné patro, ale i pro další složky ekosystému. Rozklad listů, jehličí a jiného organického materiálu postupně uvolňuje živiny do půdy, mění její pH a ovlivňuje dostupnost vody a mikrobiální aktivitu. Tento proces hraje klíčovou roli ve vývoji půdních vlastností a následné sukcesí vegetace (Bergès et al., 2017). Roli ve změně půdních podmínek může hrát i stáří a typ okolního staršího lesa. Čím menší je rostlinná diverzita okolního lesa, tím více se na opuštěné lokalitě projeví těchto pár druhů z okolního lesa. To může být problémem u uměle vysazených lesů – monokultur poblíž sukcesně aktivního stanoviště. Na dané místo se pak dostanou jedinci tohoto jediného druhu

a ubývá prostoru pro volnou sukcesi jiných dřevin (Souček et al., 2008). Problém šíření monokultur se týká například smrkových monokultur, které byly dlouho největšími umělými lesy na území Česka (Souček et al., 2008). Vysazování těchto stromů v oblastech, kde se přirozeně nevyskytují, může výrazně změnit podmínky dané lokality (Desie et al., 2019). To je problémem, protože se tím může změnit struktura vrchních půdních horizontů – může dojít například k podzolizaci půd na lokalitách, kde dříve podzoly nebyly. Tento proces může zásadně ovlivnit následné procesy (Lundström et al., 2000).

Po vytěžení dřeva a následné snaze o vysazení listnatého lesa budou půdní podmínky jiné a první generace listnatých stromů mohou mít ztížené podmínky k růstu (Bergès et al., 2017). Změna půdních vlastností se může týkat i samotného vstupu semenáčků listnatých stromů na novou lokalitu. Proto jako kompromis je vhodný smíšený les, ve kterém listnaté druhy obvykle svojí mohutnější kořenovou soustavou jsou oporou pro mělce zakořeněné jehličnaté druhy, ale zároveň zabraňují velké změně v chemických vlastnostech půdy (Souček et al., 2008).

Z mapy potenciální přirozené vegetace vidíme, že by na území Česka normálně převládal buk (Neuhäuslová et al., 1997). Bez zásahu člověka by v naší krajině dominoval. Díky využívání lesů lidmi se však v nižších polohách začal uplatňovat i dub, buď samotný, nebo společně s habrem (Neuhäuslová et al., 1997). Introdukcí smrku do těchto nižších poloh jsme zásadně změnili lesnický systém, který udržoval tuto oblast. Došlo k výrazné změně. Acidifikací krajiny, způsobenou opadem jehličí s nízkým pH, jsme změnili podmínky, což ovlivnilo i podrost (Souček et al., 2008; Bergès et al., 2017). Pokud ke vstupu smrku došlo v dubohabřinách, které jsou prosvětlené, došlo k postupnému zástínu. Kvůli tomu došlo v bylinném patru k druhové výměně a snížila se druhová diverzita bylin (Novák et al., 2020). Tento efekt je umocněn tím, že v české krajině bývá bohatší druhová pestrost bylinného patra na zásaditých půdách, což efekt acidifikace zhoršuje a zmenšuje tak prostor těchto zásaditých půd (Chytrý et al., 2013).

Vliv opadu je klíčový pro zdraví lesních ekosystémů. Nesprávný management lesů může vést k nežádoucím změnám v chemických vlastnostech půdy, což může výrazně snížit druhovou diverzitu. To může mít za následek nejen ztrátu mnoha vzácných nebo ohrožených druhů rostlin, ale i na celkovou ekologickou stabilitu vegetace.

## 4.2. Vliv vlhkosti na průběh sukcese

Dalším klíčovým faktorem, který určuje, jaké druhy se v průběhu sukcese uplatní, je vlhkost. Tento abiotický faktor úzce souvisí s půdními vlastnostmi. Klimatické podmínky, zejména dostatek či nedostatek srážek, často určují typ půdy, který se na dané lokalitě vyskytuje (Němeček et al., 1983).

Jednotlivé rostlinné druhy mají různá optima úhrnu srážek. Suchomilné rostlinné druhy z úzkolistých suchých trávníků (*Festucion valesiacae*) například nespatříme na lokalitách s vysokým úhrnem srážek a naopak (Chytrý et al., 2007). U druhů nezvyklých na výskyt v humidních lokalitách může dojít například k hnilobě kořenů (Yanar et al., 1997), zmenšení listové plochy apod. Naopak druhy zvyklé na vlhčí prostředí by v suchých lokalitách byly omezeny nedostatkem vody (kořeny nedosahující k hladině podzemní vody apod.) a s ním souvisejícím nedostatkem minerálů (Farooq et al., 2024).

Úhrn srážek a hladina podzemní vody jsou klíčovými faktory pro výskyt a růst druhů na dané lokalitě. Srážkový gradient ovlivňuje rostlinnou diverzitu i na ploše několika kilometrů čtverečních. Studie z osmdesátých let, provedená v Českém krasu, ukázala, že sukcese vegetace se řídí dvěma směry (X a M) podle úhrnu srážek. Každý směr má tři stádia (X1, X2, X3 a M1, M2, M3), která popisují časový sled sukcese. X1 a M1 jsou lokality podél řek, které byly opuštěny nejpozději, a vegetace tam stále připomíná polní plevelovou vegetaci. Rozdíly mezi těmito stádii jsou pouze na úrovni druhů. Sekce „X“ se vyskytuje více ve středu Českého krasu, kde je vyšší zastoupení vápence, což vede k rychlejšímu vysychání půdy a následné přítomnosti xerofilnější vegetace. Sekce „M“ se nachází na chemicky a půdně mesické lokalitě, která není tak náchylná k vysychání (Klaudisová et al., 1990).

Průměrný roční úhrn srážek může výrazně ovlivnit druhovou skladbu na dané lokalitě. I v České republice, kde nejsou velké extrémy v hodnotách průměrného ročního úhrnu srážek, lze najít značné rozdíly ve vegetaci, které jsou spojeny právě s úhrnem. Ten obvykle koreluje s nadmořskou výškou (Neuhäuslová et al., 1997; Svoboda et al., 2015; Český hydrometeorologický ústav, 2022). Významnou roli zde ale může hrát i srážkový stín, který tuto korelaci může zásadně upravit. Nejvýraznější srážkový stín v Česku tvoří Krušné hory, které brání vstupu srážek do oblasti severozápadních Čech (Český hydrometeorologický ústav, 2022). Díky tomuto srážkovému stínu se ve vnitrozemí nachází extrazonální stepní vegetace, která by bez znatelného nedostatku srážek byla nahrazena zonální vegetací, převážně orientovanou na jih (Chytrý et al., 2007).

Druhy, které se v této stepní vegetaci vyskytují, jsou zástupci vegetace východní Evropy až střední Asie, a vegetace se zde udržuje pouze ze svých zdrojů (Marhoul et al., 2007; Novák, 2024). Na

extrazonálních stanovištích se pak může vyskytovat vyšší zastoupení endemických a reliktních druhů (Fekete et al., 2014).

Zvýšené zastoupení ohrožených druhů může být i u azonálních lokalit (Esssl et al., 2009). Díky zaplavení, ať už trvalému či přechodnému, v nivách řek vzniká speciální vegetace měkkých či tvrdých lužů. V těchto lužích se mohou objevit druhy, které by zde dle zonality obvykle nerostly, nebo naopak chybí dominantní druhy zonální vegetace (Pielech, 2021). Například buk (*Fagus*) v těchto lužích spíše růst nebude (Neuhäuslová et al., 1997; Pielech, 2021).

Je tedy zřejmé, že vliv úhrnu srážek a s ním spojená dostupnost vody v půdě jsou faktorem, který hraje důležitou roli v tom, které druhy se na dané lokalitě projeví. Xerofilní druhy budou i z fyziologických důvodů schopny růst převážně v aridních lokalitách a druhy vlhčích půd rostou v humidnějších podmínkách.

### 4.3. Biotické faktory ovlivňující průběh sukcese

Kromě převážně abiotických faktorů souvisejících s půdními vlastnostmi a vlhkostí, jsou pro šíření druhů klíčové i biotické faktory. Mezi ně patří opylovači, kteří zajišťují sexuální reprodukci přibližně 90 % všech kvetoucích rostlin, z nichž většinu tvoří hmyz (Tong et al., 2023). Používání chemických postřiků však způsobuje úbytek hmyzu a dalších opylovačů. Absence opylovačů vede ke snížení diverzity rostlinných druhů, které by se jinak mohly šířit na nové lokality. Kromě opylovačů patří mezi (většinou) biotické faktory také schopnost některých rostlin omezit konkurenci při vstupu na novou lokalitu, což může zvýhodňovat tyto druhy oproti ostatním. Tyto druhy jsou na lokalitě přirozené, ale v dnešní době se zde vyskytují i invazivní druhy, které se šíří převážně zavlečením člověkem, ať už úmyslným nebo neúmyslným, v důsledku zvýšené globalizace. Proto se dá říct, že faktor přítomnosti invazivních druhů na lokalitě je smíšený – ovlivňují ho vlastnosti jednotlivých invazivních druhů a člověk, jako buď přímý či nepřímý vektor pro tyto druhy.

#### 4.3.1. Vliv opylovačů na diverzitu rostlin při vstupu rostlinných druhů na lokalitu v průběhu sukcese

Klíčovým biotickým faktorem, který stojí za diverzitou druhů, jsou opylovači. Pomáhají rostlinám s opylením a následným oplozením. Bez jejich pomoci by některé druhy rostlin nebyly schopny vyprodukovat další generaci. Díky opylovačům se rostliny mohou sexuálně rozmnožovat a vytvářet diaspory. Bohužel, počet opylovačů v dnešní době masivně klesá kvůli intenzivnímu využívání chemických látek v zemědělství, jako jsou hnojiva, herbicidy a insekticidy. Tyto chemikálie negativně ovlivňují společenství rostlin a hmyzu, který je důležitý pro udržení rostlinné diverzity. Snížení biodiverzity hmyzu může vést k úbytku polních plevelů, což může být způsobeno jak

herbicidy, tak insekticidy (Geiger et al., 2010). Mezi insekticidy ohrožené druhy bezobratlých patří opylovači z řad brouků (Coleoptera), dvoukřídlých (Diptera) a blanokřídlých (Hymenoptera) (Ewald et al., 2015; Hallmann et al., 2017). Naštěstí bylo od některých nebezpečných chemikálií upuštěno (Epstein, 2014).

Insekticidy také ohrožují opylovače s průmyslovým významem, jako jsou včely, jejichž úbytek je spojen s používáním těchto látek (Hallmann et al., 2017). Opylovači jsou klíčovým biotickým faktorem pro šíření rostlinných druhů na nové lokality. Mnoho cévnatých rostlin, zejména krytosemenných, je závislých na opylování hmyzem (entomogamii). Nedostatek opylovačů, kteří jsou často specificky vázáni na určité druhy rostlin (Ramos-Jiliberto et al., 2020), může výrazně omezit výskyt těchto rostlin (Potts et al., 2010).

Bez opylovačů by nebyla taková biodiverzita cévnatých rostlin, jakou známe dnes. Většina druhů i ve střední Evropě je závislé na opylování hmyzem, a bez jejich přítomnosti bychom ztratili mnoho rostlinných druhů.

#### 4.3.2. Kompetiční zvýhodnění druhů v průběhu sukcese

Některé druhy rostlin mají v průběhu sukcese kompetiční zvýhodnění nad ostatními díky svým specifickým vlastnostem nebo schopnostem.

##### 1) *Vliv mykorrhizy na sukcesi vegetace*

Ve střeoevropské přírodě je naprostá většina rostlinných druhů schopna mykorrhizní symbiózy, kdy využívají houbového symbionta (Glomeromycota), který účinně usnadňuje získání klíčových chemických prvků pro rostlinu (van der Heijden et al., 2015). Kromě této základní funkce hraje mykorrhiza roli i v komunikaci s ostatními rostlinami (Beiler et al., 2010) či ochraně před patogeny, kdy houba proti nim produkuje látky na ochranu dané rostliny (Suz et al., 2008). Obecně také přítomnost symbionta snižuje u rostlin míru stresu (Malhi et al., 2021). Mykorrhizní symbionti se mohou v některých případech, například u orchideoidní mykorrhizy, vyskytnout už v zárodku a zrychlit tak syntézu živin. Některé orchideje jsou na tomto procesu tak závislé, že bez účinné symbiózy by jejich zárodky mohly zahynout, což by vedlo k úhynu celé rostliny (Chakraborty et al., 2023).

V probíhající sukcesi je důležité, že na počátku sukcese se na daném místě více vyskytuje arbuskulární mykorrhiza, která je klíčová. Bez ní se v iniciálních stádiích většina druhů neobejde (Johnson et al., 1991). Čím zásaditější je lokalita, tím vyšší je diverzita hub zodpovědných za tento typ mykorrhizy, což může nepřímo souviset i s vyšší diverzitou rostlin. Je zajímavé, že čím větší je porost rostlin, které tyto houby nevyužívají, tím více houby strádají kvůli kompetici o živiny. Tudíž

čím více rostlin, které nepotřebují houbového symbionta, tím postupně může dojít k oslabení diverzity u rostlin s tímto typem symbiotické interakce (Johnson et al., 1991).

Po dominujících fázích arbuskulární mykorrhizy na počátku sukcesních procesů postupně začíná převládat ektomykorrhiza. Houby za ni zodpovědné mají větší průměr hyf a mohou pokrýt větší plochu postupně vznikajícího lesního porostu (Johnson et al., 1991). Je zajímavé, že tento přesun preference mykorrhizního symbionta se může týkat i jednoho rodu či druhu. Na příkladu práce z Austrálie (Dos Santos et al., 2001), kde byl studován vztah sazečků blahovičnicku (*Eucalyptus*), se nejprve na nové lokalitě vyskytuje více arbuskulární mykorrhiza. Později se ale postupně přidává ve větší míře ektomykorrhiza, která může následně u sazečků dominovat (Dos Santos et al., 2001).

### 2) Vliv alelopatie na sukcesi vegetace

Jako velké zvýhodnění v sukcesních pochodech a kompetičním boji mají některé rostliny schopnost alelopatie, která může zásadně upřednostnit daný druh (Dakshini et al., 2023). Příkladem je ořešák královský (*Juglans regia*), který se šíří na nové lokality díky změně klimatu. Vyšší teploty ani sucha nejsou pro něj velkým problémem, a postupně ubývá i větších mrazů, což je jeho největší zranitelnost. Svými kořeny produkuje ořešák látku zvanou juglon, která údajně oslabuje některé druhy a zamezuje jejich růstu. Úvahy o šíření pomocí alelopatie jsou však stále pod řadou otazníků, jaký vliv tyto látky mají a zda se dají považovat za pravou alelopatii (Rietveld et al., 1983). Některé práce (Achatz, 2014) vysvětlují negativní vztah alelopatického juglonu k okolním rostlinám jako využití arbuskulární mykorrhizy. Houby zodpovědné za mykorrhizu mohou fungovat jako vektory, které přenášejí alelopatické látky svými kořeny (Achatz, 2014).

Mezi druhy, u kterých se dá uvažovat o šíření pomocí alelopatie, patří i česnáček lékařský (*Alliaria petiolata*). Tento druh byl člověkem dovezen do Severní Ameriky, kde je považován za invazivní kvůli skupinám glykosidů, které uvolňuje. Tyto látky mohou usnadnit jeho usazení na daném místě. Problémem těchto studií často je, že nemají přímé záznamy o jedné látce nebo o jejím přímém užití (Inderjit et al., 2001). Je otázkou, jak a v jakém množství by tato exkrece glykosidů sloužila jako faktor, kterým by se dala lokalita ovládnout jen pomocí alelopatie (Cheng et al., 2015; Cipollini et al., 2016). U invazivních rostlin totiž obecně může hrát roli i introdukce parazita či infekce (houbové, bakteriální apod.), na které je daný druh imunní (Najberek et al., 2022).

### 3) Vliv vegetativního rozmnožování na sukcesi vegetace

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). Problémem však může být, že se jedná o geneticky čisté linie, které jsou úplně shodné s původní rostlinou, což může vést k dlouhodobému problému kvůli ztrátě genetické diverzity (Jesson, 2016). Příkladem takovýchto rostlin jsou především bylinné druhy, například jahodník (*Fragaria*) (Oosumi et al., 2006), ale i některé stromové druhy (Francis et al., 2005). Využití vegetativního množení může takovými stromům umožnit obsadit celou plochu na dlouhou dobu. Díky rychlé schopnosti růstu jsou tyto druhy schopny zarůst danou lokalitu pomocí vegetativních klonů. Příkladem takového druhu může být topol (*Populus*), jehož některé druhy jsou tohoto fenoménu schopny (Greene et al., 1999).

#### 4) Vliv požárů na sukcesi vegetace

Katastrofa, která je pro většinu druhů zničující, může některé druhy zvýhodnit. Příkladem je velký požár nebo opakující se období požárů, kdy některé druhy bez přítomnosti požárů ani nejsou schopny vyklíčit nebo se rozmnožit. Tento fenomén brání obvyklému průběhu sukcesních procesů (Keane et al., 2004). Na těchto fenoménech jsou závislé celé ekosystémy. Regulace tímto způsobem je obvyklá hlavně v oblastech se dvěma fázemi roku – období sucha a dešťů – například mediteránních oblastí (Leonard et al., 2018).

Dalším typickým ekosystémem, kde se často vyskytují požáry, je boreální tajga. Ve smíšené tajze Severní Ameriky dochází k fenoménu rychlého zalesnění populacemi topolů (*Populus*). Jak již bylo uvedeno výše, topoly díky možnosti vegetativního množení rychle zarůstají určitou lokalitu. Výzkum (Greene et al., 1999) zjistil, že často dochází ke spuštění této dominance požárem, který významně naruší původní lesní společenstva. Některé druhy topolů se tudíž dají brát jako vegetativní pasivní pyrofilové, protože požár jim usnadňuje obsazení lokality (Greene et al., 1999).

Obecně jsou kompetiční zvýhodnění velmi důležitá pro druhy, které je dokážou využít. Bez nich by probíhal obvyklý scénář sukcesních pochodů. Využitím těchto možností mohou druhy tento průběh výrazně pozměnit.

#### 4.3.3. Vliv invazivních druhů na průběh sukcese

Při vstupu na lokalitu jsou dnes často přenášeny i nepůvodní druhy, na které není daná lokalita zvyklá. Díky globalizaci jsou jednotlivé druhy a jejich semena převážena na velké vzdálenosti. Invazní druhy pak mohou vyklíčit a vyrůst na jiných kontinentech a plně obsadit nová místa (Marbán et al., 2019). Důležitou roli hraje, zda je lokalita po opuštění intenzivního využívání člověkem dále vedena nebo ponechána přirozeným sukcesním pochodům. Přirozená sukcese je příležitostí pro invazní druhy, protože nejsou člověkem dále likvidovány. Studie (Kuebbing et al.,

2014) ukazuje, že výskyt invazivních druhů snižuje druhovou diverzitu původních druhů. Čím více invazivních druhů se na místě vyskytuje, tím spíše mohou původní lokalitu populačně zaplnit a přerůst původní vegetaci. Výskytem invazivních druhů na lokalitě se může změnit i pozdější sukcesní vývoj a finální vegetace (Kuebbing et al., 2014). Na druhou stranu další studie (Lenda et al., 2019) uvádí, že při vyšším počtu invazivních druhů se snižuje jejich negativní účinek, protože si konkurují a omezují se, což umožňuje vyšší míru výskytu původních druhů (Lenda et al., 2019).

Bývalá pole jsou často opuštěna, protože jejich funkce byla již plně využita. Poté se z nich stane plocha, která už danému majiteli či uživateli nepřináší zisk (Fayet et al., 2022). To může vést k masivnímu vegetativnímu či sexuálnímu množení invazivních druhů, které mohou plně obsadit danou nevyužívanou lokalitu (Dalke et al., 2015). Příkladem takového zapojení lokality může být mohutný výskyt bolševníku na určitých lokalitách (*Heracleum*) (Dalke et al., 2015). Mezi další nepůvodní nebezpečné druhy naší krajiny patří například pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) (Gómez-Aparicio et al., 2008) nebo netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*). Tyto a jim podobné druhy mohou způsobit zkázu celých tradičních ekosystémů (Rak, 2007). Nepřítomnost živočišných konzumentů těchto invazivních druhů (Fraser et al., 2018) přináší těmto druhům obrovskou výhodu v rámci kompetice o světlo a živiny. Často zrychlený růst vede k tomu, že velikou rychlostí jsou invazivní druhy, při dostatku živin, schopny přerůst původní vegetaci (Montesinos, 2022).

Faktor invazivních druhů je dnes velmi nebezpečný a často vede k velkému snížení biodiverzity původních druhů na daných lokalitách. Nejnebezpečnější je stav, kdy je lokalita zarostlá jediným invazivním druhem. Při vyšším druhovém zastoupení invazivních druhů dochází k vzájemné kompetici, což může občas snížit jejich dominanci na dané lokalitě. Invazivní druhy tedy mohou výrazně ovlivnit průběh sukcese a ekologickou stabilitu ekosystémů.

#### 4.4. Faktor lidské činnosti při vstupu druhů na lokalitu

Člověk způsobuje vymírání druhů opylovačů využíváním chemických látek a jako vektor funguje při vstupu invazivních druhů na lokalitu. Dále ale dochází díky člověku k další úpravě sukcesních procesů. Jedná se například o využití managementu na lokalitách, díky kterému je sukcese vedena jiným směrem než při přirozené sukcesi. Využití spásačů či kosení lokality vedou ke zvýšení druhové diverzity na daném místě. Člověk ale krajinu ovlivňuje i negativně, např. zvýšením emisí dusíkatých látek a přehnojování lokalit umělými. Člověkem způsobená změna klimatu rovněž mění druhové složení lokality, především pozitivní preferencí vůči xerofilním druhům, které jsou lépe adaptované na sušší podmínky na místě.

#### 4.4.1. Faktor využívání managementu na lokalitách v rámci sukcese

Management jako důležitý faktor regulace sukcesních procesů určuje to, jak botanicky druhově bohatá bude daná lokalita během sukcese a na jejím konci (Poorter et al., 2023). Kromě invazivních druhů se v naší přírodě vyskytují obvyklé dominantní druhy rostlin. Samovolná sukcese může způsobit to, že se kvůli dominanci pár dominantními druhy ztratí zárostem druhy přirozené či přímo vzácné. Proto ponechání sukcesních procesů jen na přírodě může vlastně napáchat škody (Belsky, 1992). Dominantním druhům v jejich šíření navíc pomáhá změna klimatu a lidská činnost (Thuiller et al., 2005).

Typickým příkladem těchto komplexních problémů s dominantními druhy může být například postupné zalesnění extrazonálních stepí v oblasti severních a středních Čech. Kvůli absenci managementu, který bránil postupu přirozeným sukcesním pochodům, je čím dál obtížné udržovat dané pozoruhodné lokality pro další generace (Chytrý et al., 2007). Opětovný vstup spásačů, v naší kultuře obvykle ovcí či koz, dost rychle dokáže změnit směr trendu sukcesních pochodů a nastolit nový směr vstříc jiným sukcesním procesům o vyšším výskytu ohrožených druhů. Jedná se o jeden z typů blokové sukcese, kdy v tomto případě funguje jako blokátor management v podobě spásačů (Knappová et al., 2017). Na některých obzvláště chráněných lokalitách je stále udržován tradiční management. Příkladem takto opatřovaných lokalit můžou být Bílé Karpaty s vysokou biodiverzitou tamních luk. Díky pravidelnému kosení a spásání se udržují velmi vzácné druhy, které bez managementu by z těchto lokalit vymizely. Díky udržení na těchto ohrožených lokalitách mohou tyto chráněné druhy se šířit podobnou vegetací dál a populace je dál schopna se udržet (Klimeš et al., 2013).

Využívání managementu na lokalitě je jednou z dalších možných variant, jak se s lokalitou dál pracuje po jejím opuštění (Fayet et al., 2022). Díky managementu je udržována vysoká diverzita kompetičně slabších rostlinných druhů. Bez vlivu sečení či spásání by výskyt těchto často ohrožených druhů byl velice omezen.

#### 4.4.2. Vliv intenzivního zemědělství a emisí dusíkatých látek v rámci sukcese

V dnešní době musíme brát jako samostatný faktor během ekologické sukcese i vliv intenzivního zemědělství. Masivní využívání chemických hnojiv ze skupiny NPK a nesprávné pracování s těmito látkami, mají za následek velkou eutrofizaci daných lokalit a následné šíření nitrofilních druhů. Zvýšené hnojení způsobilo odtok hnojiv do povodí blízkých řek a potoků (Hina, 2024).

Některé nitrofilní rostlinné druhy mají svůj areál dost velký i kvůli zvýšeným emisím NO<sub>x</sub>. Tyto rostliny pak následně dokážou díky zrychlenému příjmu dusíku dominovat na lokalitách

(Bengtsson-Lindsjo, 1991). Příval živin může nitrofyty posílit v jejich expanzi na nová území, což znamená následný ústup původních rostlinných druhů daných lokalit. Příkladem zástupce skupiny nitrofilního druhu je kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*). Vysoké počty kopřiv můžou naprosto lokalitu obsadit a následně vystrnadit kompetičně ne tak silné druhy (Šrůtek et al., 1998). Podobným příkladem nitrofilních druhů o mohutných populacích na jedné lokalitě jsou nitrofilní traviny, například třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) nebo ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) (Láníková, 2009). Dalším příkladem rostliny dnes šířící se kvůli vyšší koncentraci dusíkatých látek je invazní netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) (Pyšek et al., 1995).

Zvýšenou koncentrací dusíkatých látek dochází k výrazné druhové změně vegetace ve prospěch nitrofilních druhů, který vede ke snížení druhové diverzity na dané lokalitě.

#### 4.4.3. Faktor změny klimatu na průběh sukcese

V člověkem ovládaném světě se kvůli jeho vlivu mění klima. To ať přímým či nepřímým vlivem. Tato změna má velký vliv i na rostlinnou diverzitu. Obzvláště kritickým případem změny klimatu je ztráta druhů, které rostou v chladnějších a vlhčích oblastech (Jonsson et al., 2021). To se týká i území ČR, kdy díky změně klimatu jsou obvyklejší delší vlny veder a delší sucha (Štěpánek et al., 2016). Z výsledků studie (Thuiller et al., 2005), která měřila míru ohrožení druhové extinkce do roku 2080, je patrné, že více než polovina z 1 350 studovaných druhů je ohrožena vymřením. Z lesních druhů je například patrné, že čím bohatší je jejich diverzita, tím odolnější budou během postupné změny klimatu (Morin et al., 2018).

Dle měření dat z modernějších prací lze uvést, že právě samotná změna klimatu může být samostatným environmentálním faktorem ovlivňujícím kolonizaci místa diasporami (Huang et al., 2023). Další vliv na sukcesi vegetace, který ovlivňuje změna klimatu, je vztah rostliny s okolní půdou. Semena některých druhů jsou specificky ovlivňována půdní vlhkostí. Snížení půdní vlhkosti může ovlivnit i to, zda rostlina vyklíčí či zůstane v půdě ve stádiu semena. Změna klimatu může také zvýšeným stresem u rostlin způsobit fyziologické změny na úrovni jedince – rostliny. Tyto změny mohou souviset například s využíváním rostlinných enzymů při degradaci organických materiálů, které rostlina následně například není schopna využít v takové míře jako dosud (Kardol et al., 2010).

Vliv změn klimatu je zásadním faktorem, který mění druhovou diverzitu na lokalitách. Druhově bohatší lokality budou odolnější vůči změně klimatu než lokality o menší druhové diverzitě. Kvůli změně klimatu bude zvětšen výskyt xerofilních druhů v oblastech mírného pásma.

## 5. Fenomén opuštěných polí v bývalém Československu

Kromě současných faktorů, za které je zodpovědný člověk, je klíčovým faktorem pro vliv na sukcesi lokality i historický kontext. Díky historickým záznamům můžeme zjistit, jak byla daná lokalita využívána a proč došlo k jejímu opuštění. Velká část opuštěných polí na území bývalého Československa souvisí s vysídlením Sudet po odsunu obyvatelstva německé národnosti ještě před rokem 1948. Tehdy bylo vyhnání pětiny populace Československa velkým dějinným krokem. 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. Tyto obce se často vyskytovaly v oblasti budované 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, která byla v této oblasti železné opony, nemohla být za minulého režimu 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 následně 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 přirozená sukcese byla ale častokrát narušována například již zmíněným managementem v podobě spásání, které v té době bylo obvyklejší než dnes (Grešlova Kuškova, 2013). I tak se ale dá zjistit, že úbytek polí a luk, které převážně přecházeli do lesní vegetace, postupoval dál (Klaudisová et al., 1990). I toto je jeden z důvodů, proč Česká republika má dnes velké zastoupení lesů na plochu. V měřítku Evropy zaostává jen za severskými zeměmi, kde jsou typické tajgové lesy obrovských rozměrů (Milicevic, 2023).

Faktor historického kontextu je velmi důležitý pro výskyt opuštěných polí na území bývalého Československa. Odsun německých obyvatel znamenal opuštění tradičního managementu a postupné zarůstání těchto bývalých polí. Kvůli tomu je na území Česka tak velké množství sekundárních vegetací, které vytváří specifické prostředí pro různé rostlinné druhy.

## 6. Diskuse

Vstup rostlinných druhů na lokalitu v průběhu sukcese je poměrně komplexní proces. Tento jev bývá ovlivněn mnoha ekologickými faktory, které mohou být vzájemně propojené nebo fungovat samostatně. Nelze tedy obecně tvrdit, že by jeden faktor byl vždy důležitější než ostatní.

Pro jakýkoliv druh je klíčová jeho schopnost šíření. Stavba rostlinných semen je výrazně ovlivněna tím, zda je druh šířen prostřednictvím zoochorie nebo anemochorie. Při hledání zdrojů k této práci mě překvapilo, jak významný vliv má myrmekochorie na šíření mnoha bylinných lesních druhů.

V dnešní krajině, ovlivněné lidskou činností, je převážně zoochorní šíření často blokováno liniovými stavbami, které brání přenosu diaspor na větší vzdálenost. Problém se stavbou liniových staveb je ještě zvýšen následnou izolovaností lokalit obdobného typu vegetace. Tento problém se může v budoucnu zhoršovat, protože se staví stále více dopravních staveb, které brání zoochornímu šíření. To může vést k přerušení kontaktu mezi populacemi a postupné ztrátě genetické diverzity daného druhu. Určitou záchrannou roli mohou hrát speciální přechody pro živočichy, jako jsou ekotony.

Podle práce z Polska (Dzwonko et al., 1992) se během sukcese uplatní většina typů přenosu semen na lokalitu. Klíčovou roli v sukcesních procesech hrají především iniciální stadia s pionýrskými druhy, které připravují půdní podmínky pro pozdější dominantní druhy. Bez přítomnosti pionýrských druhů by často nebyly dominantní druhy schopny na lokalitě vyrůst. Tyto pozdější dominantní druhy však mohou lokalitu zarůst natolik, že bez možnosti managementu by byla následně výrazně snížena druhová diverzita. Díky možnosti využití managementu v rámci ochrany přírody může dojít k nahrazení megafauny, která byla lidmi vyhubena. Přirozená sukcese v prostředí střední Evropy může být nebezpečná, protože může docházet k dominanci několika málo druhů.

Jednotlivé faktory prostředí určují, zda se druh může na lokalitě usadit. Specifické půdní podmínky jsou jedním z důležitých faktorů, které ovlivňují schopnost druhu dostat se na lokalitu a udržet se na ní. V rámci pokusu (Ehrlén et al., 2006) bylo ale prokázáno, že velikost populace a schopnost šíření druhu hrají také velkou roli. Po určité době se populace zmenšila, pokud nebyla doplněna z větší původní populace. Tento faktor může být v některých případech důležitější než vlastnosti půdy. Existuje mnoho druhů rostlin generalistů, které mají zhoršený přenos semen. Kdyby tyto druhy měly snadnější přenos, mohly by obsadit větší plochy, než jaké reálně obsadily.

Kromě dominantních druhů rostlin ovlivňují dnešní přírodu také invazivní druhy rostlin. Tyto druhy jsou často velmi nebezpečné pro celé ekosystémy, protože mohou zcela obsadit lokality, kde dříve

nebyly přítomny. Podle prací (Lenda et al., 2019) je dominance jednoho invazního druhu nebezpečnější než přítomnost více invazních druhů, protože nedochází ke konkurenci o živiny. I když je konkurence o živiny mezi dvěma invazními druhy důležitým faktorem, který oba druhy oslabuje, myslím si, že jakýkoliv počet invazních druhů je velmi nebezpečný a oslabuje stabilitu vegetace na dané lokalitě. Tyto druhy totiž produkují látky, které mohou zásadně změnit půdní podmínky lokality. Šíření invazních druhů je podle mého názoru nejvýznamnějším problémem ochrany lokalit při vstupu nových druhů, protože boj s těmito druhy je velmi dlouhý a často i nemožný.

Dalším problémem pro udržení biodiverzity na lokalitě je změna klimatu. Některé studie (Morin et al., 2018) uvádějí, že druhově bohatší lokality budou v boji se změnou klimatu stabilnější než lokality s menším počtem rostlinných druhů. Vysokou diverzitu druhů ale na lokalitách často zajišťují ohrožené druhy, které by bez změn ekologických podmínek způsobených absencí obhospodařování nemohly přežít. Myslím si tedy, že změna klimatu může výrazně oslabit druhově bohaté lokality, protože úbytek druhů bude nejvíce patrný právě na vzácných ohrožených druzích. Například horské lokality jsou nejvíce ohrožené introdukcí druhů z nižších poloh, které se díky oteplování šíří do vyšších poloh. Tyto druhy z nižších poloh jsou obvykle silnější v konkurenci, protože ohrožené druhy na horách jsou často R-stratégové, kteří nejsou tak kompetičně silní. Změna klimatu také ovlivňuje úhrn srážek, což hraje zásadní roli pro vstup druhů na lokalitu. Druhy, které jsou specializované na určitou míru srážek, mohou být velmi ohroženy změnou klimatu a introdukcí více generalistických dominantních druhů.

Některé druhy jsou schopny využít specifické vlastnosti, které nejsou běžné u ostatních druhů. Tyto vlastnosti mají klíčový význam v sukcesních procesech. Například vegetativní množení je podle prací (Greene et al., 1999) velmi důležitým faktorem, který výrazně ovlivňuje, jak dominantní bude druh po vstupu na lokalitu. Tvorba kořenové sítě napříč klony dává těmto druhům výhodu oproti druhům, které se šíří pouze sexuálně. Myslím si, že obzvlášť tvorba vegetativních klonů je důležitým faktorem, který je schopen upřednostnit dané druhy před jinými.

Problémem u prací (Cheng et al., 2015), které se ale zabývají kompetičními zvýhodněními, je skutečnost, že často není jasné, jak důležitý je samotný zvýhodňující faktor při vstupu na lokalitu. Pravděpodobně ještě neexistuje dokonalejší systém, který by dokázal kvantifikovat samostatný vliv těchto zvýhodnění.

Obečným problémem některých studií je zaměření pouze na jeden nebo dva konkrétní faktory ovlivňující sukcesí. Kdyby bylo provedeno více komplexních studií zahrnujících více faktorů, byla

by data věrohodnější. Myslím si, že za výsledky studií mohou být skryté další faktory, které nejsou často uvedeny.

Přestože se tato práce zaměřila převážně na opuštěná pole v Evropě, musel jsem jako zdroje použít i studie z jiných kontinentů. Některé faktory prostředí a jejich specifika byly dosud více studovány jinde než v Evropě.

## 7. Závěr

Tato práce se zaměřila na environmentální faktory ovlivňující vstup diaspor především na opuštěná pole. Klíčovou roli v introdukci druhů hrají všechny jednotlivé faktory, a nelze říct, že by některý z nich byl důležitější. Důležitým vlivem na přítomnost druhů je doba od poslední velké disturbance, kvůli které se změnily podmínky na daném místě. Díky studiu daných lokalit a znalostem o době od jejich opuštění si můžeme udělat představu, jak se lokalita vyvíjela. Kromě znalosti, ve které sukcesní sérii se vegetace nachází, hraje velkou roli v sukcesi i typ šíření semen u daného druhu. Semena potřebují specifické půdní podmínky, aby mohla na lokalitě vyklíčit. Tyto podmínky se mohou na různých lokalitách velmi lišit. Důležitá je také míra úhrnu srážek, výskyt určitých symbiotických organismů, které mohou rostliny využít při vstupu na lokalitu, a vzdálenost od zdrojové populace. Vzdálenost od zdrojové populace často ovlivňuje, zda se druh vůbec může na lokalitu dostat.

V dnešní době rozhodně nemůžeme opomenout vliv člověka na vegetaci. Lidský zásah do krajiny během sukcese je velmi důležitý a hraje svou roli. Vliv může být přímý – například disturbance, introdukce nových druhů nebo hnojení půd, nebo nepřímý – například změna klimatu způsobená člověkem nebo (ne)absence managementu.

Hlavním cílem práce bylo uvést, které faktory jsou spoluzodpovědné za vstup diaspor na lokalitách bývalých polí. Vstup druhů na lokalitu během sukcese (nejen) na těchto bývalých polích je velmi komplexní proces, ve kterém hraje roli mnoho faktorů. Bývalá pole jako sukcesně aktivní stanoviště jsou ovlivňována spolupůsobením jednotlivých environmentálních faktorů, které specificky vytvářejí druhové složení dané lokality.

## 8. 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>
- Achatz, M., Morris, E. K., Müller, F., Hilker, M., & Rillig, M. C. (2014). Soil hypha-mediated movement of allelochemicals: Arbuscular mycorrhizae extend the bioactive zone of juglone. *Functional Ecology*, 28(4). <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12208>
- 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>
- Austin, M. P. (1989). Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 4(1). [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(89\)90015-3](https://doi.org/10.1016/0169-5347(89)90015-3)
- Bailey, J. J., Boyd, D. S., & Field, R. (2018). Models of upland species' distributions are improved by accounting for geodiversity. *Landscape Ecology*, 33(12). <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0723-z>
- Barrat-Segretain, M. H. (1996). Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. In *Vegetatio* (Vol. 123, Issue 1). <https://doi.org/10.1007/BF00044885>
- 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*.
- Beiler, K. J., Durall, D. M., Simard, S. W., Maxwell, S. A., & Kretzer, A. M. (2010). Architecture of the wood-wide web: Rhizopogon spp. genets link multiple Douglas-fir cohorts. *New Phytologist*, 185(2). <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03069.x>
- Belsky, A. J. (1992). Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 3(2). <https://doi.org/10.2307/3235679>
- 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>
- 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>
- Boublík K., Petřík P., Sádlo J., Hédli R., Willner W., Černý T. & Kolbek J. (2007) Calcicolous beech forests and related vegetation in the Czech Republic: a comparison of formalized classifications. – *Preslia* 79: 141–161
- Burton, R. M., & Dehnen-Schmutz, K. (2020). *Plant atlas 2020 - Impatiens noli-tangere*. <https://plantatlas2020.org/atlas/2cd4p9h.597>
- BUČEK, A.: Primární sukcese a typ geobiocénu. Geobiocenologické spisy, sv. 11. v Brně, 2007. s. 12-16
- 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>
- Coudun, C., & Gégout, J. (2007). Quantitative prediction of the distribution and abundance of *Vaccinium myrtillus* with climatic and edaphic factors. *Journal of Vegetation Science*, 18(4). <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02566.x>
- 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](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>
- Dalke, I. v., Chadin, I. F., Zakhochiy, I. G., Malyshev, R. v., Maslova, S. P., Tabalenkova, G. N., & Golovko, T. K. (2015). Traits of heracleum sosnowskyi plants in monostand on invaded area. *PLoS ONE*, 10(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142833>
- 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>
- Dos Santos, V. L., Muchovej, R. M., Borges, A. C., Neves, J. C. L., & Kasuya, M. C. M. (2001). Vesicular-arbuscular-/ecto-mycorrhiza succession in seedlings of Eucalyptus spp. *Brazilian Journal of Microbiology*, 32(2). <https://doi.org/10.1590/s1517-83822001000200002>
- 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>
- Ehrlén, J., Münzbergova, Z., Diekmann, M., & Eriksson, O. (2006). Long-term assessment of seed limitation in plants: Results from an 11-year experiment. *Journal of Ecology*, 94(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01169.x>
- 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., Schrott-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>
- Farooq, M., Wahid, A., Zahra, N. *et al.* Recent Advances in Plant Drought Tolerance. *J Plant Growth Regul* 43, 3337–3369 (2024). <https://doi.org/10.1007/s00344-024-11351-6>
- 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>
- Fischer, S. F., Poschlod, P., & Beinlich, B. (1996). Experimental Studies on the Dispersal of Plants and Animals on Sheep in Calcareous Grasslands. *The Journal of Applied Ecology*, 33(5). <https://doi.org/10.2307/2404699>
- 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., Tschamtkke, 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>
- Ghasemi, R., Sharifi, R., & Ghaderian, S. M. (2020). Studying the roles of calcium and magnesium in cell death in the serpentine native plant Alyssum inflatum NYÁRÁDY through cell suspension culture technique. *Plant Physiology and Biochemistry*, 151. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.03.032>
- 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>
- Greene, D. F., & Johnson, E. A. (1999). Modelling recruitment of Populus tremuloides, Pinus banksiana, and Picea mariana following fire in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(4). <https://doi.org/10.1139/x98-211>
- 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., Hörren, 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>
- Heinken, T., & Raudnitschka, D. (2002). Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0337.2002.02029.x>
- 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>
- 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](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>
- Chytrý, Milan (ed.). *Vegetace České republiky. I, 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 & Michalčová, 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>
- Iversen, J. (1958). The bearing of glacial and interglacial epochs on the formation and extinction of plant taxa. *Uppsala Universitets Årsskrift*, 6, 210-215.
- 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>
- Johnson, N. C., Zak, D. R., Tilman, D., & Pflieger, F. L. (1991). Dynamics of vesicular-arbuscular mycorrhizae during old field succession. *Oecologia*, 86(3). <https://doi.org/10.1007/BF00317600>
- Jonsson, B. G., Dahlgren, J., Ekström, M., Esseen, P. A., Grafström, A., Ståhl, G., & Westerlund, B. (2021). Rapid changes in ground vegetation of mature boreal forests—an analysis of Swedish national forest inventory data. *Forests*, 12(4). <https://doi.org/10.3390/f12040475>
- 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>
- Kiviniemi, K., & Telenius, A. (1998). Experiments on adhesive dispersal by wood mouse: Seed shadows and dispersal distances of 13 plant species from cultivated areas in southern Sweden. *Ecography*, 21(2). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00664.x>
- Klaidisová, 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).
- Klimeš, L., Hájek, M., Mudrák, O., Dančák, M., Preislerová, Z., Hájková, P., Jongepierová, I., & Klimešová, J. (2013). Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science*, 16(4). <https://doi.org/10.1111/avsc.12032>
- 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>
- Kuebbing, S. E., Classen, A. T., & Simberloff, D. (2014). Two co-occurring invasive woody shrubs alter soil properties and promote subdominant invasive species. *Journal of Applied Ecology*, 51(1). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12161>
- 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)
- Lenda, M., Skórka, P., Knops, J., Żmihorski, M., Gaj, R., Moroń, D., Woyciechowski, M., & Tryjanowski, P. (2019). Multispecies invasion reduces the negative impact of single alien plant species on native flora. *Diversity and Distributions*, 25(6). <https://doi.org/10.1111/ddi.12902>
- Leonard, J., West, A. G., & Ojeda, F. (2018). Differences in germination response to smoke and temperature cues in “pyrophyte” and “pyrofuge” forms of *Erica coccinea* (Ericaceae). *International Journal of Wildland Fire*, 27(8). <https://doi.org/10.1071/WF17161>
- 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>
- Leslie, A. B., Beaulieu, J. M., & Mathews, S. (2017). Variation in seed size is structured by dispersal syndrome and cone morphology in conifers and other nonflowering seed plants. *New Phytologist*, 216(2). <https://doi.org/10.1111/nph.14456>
- Liu, H., Zhang, D., Yang, X., Huang, Z., Duan, S., & Wang, X. (2014). Seed dispersal and germination traits of 70 plant species inhabiting the gurbantunggut desert in northwest China. *Scientific World Journal*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/346405>
- Lososová, Z., Axmanová, I., Chytrý, M., Midolo, G., Abdulhak, S., Karger, D. N., Renaud, J., Van Es, J., Vittoz, P., & Thuiller, W. (2023). Seed dispersal distance classes and dispersal modes for the European flora. *Global Ecology and Biogeography*, 32(9). <https://doi.org/10.1111/geb.13712>
- Lukács, K., Tóth, Á., Kiss, R., Deák, B., Rádai, Z., Tóth, K., Kelemen, A., Batori, Z., Hábcenzys, 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)
- Malhi, G. S., Kaur, M., Kaushik, P., Alyemeni, M. N., Alsahli, A. A., & Ahmad, P. (2021). Arbuscular mycorrhiza in combating abiotic stresses in vegetables: An eco-friendly approach. In *Saudi Journal of Biological Sciences* (Vol. 28, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.12.001>
- Marbán, L. M., & Zalba, S. M. (2019). When the seeds go floating in: A salt marsh invasion. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 231. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106442>
- Marhoul Pavel, & Turoňová Danuše. (2007). *Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000 Praha, 2007*.
- Masaki, T., Kominami, Y., & Nakashizuka, T. (1994). Spatial and seasonal patterns of seed dissemination of *Cornus controversa* in a temperate forest. *Ecology*, 75(7). <https://doi.org/10.2307/1941595>
- McCosh, D. J. (2020). *Plant atlas 2020 - Prunus spinosa*. <https://plantatlas2020.org/atlas/2cd4p9h.cfv>
- Middleton, B. (2000). Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forested wetland. *Plant Ecology*, 146(2).
- 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>
- Montesinos, D. (2022). Fast invasives fastly become faster: Invasive plants align largely with the fast side of the plant economics spectrum. In *Journal of Ecology* (Vol. 110, Issue 5). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13616>
- Morin, X., Fahse, L., Jactel, H., Scherer-Lorenzen, M., García-Valdés, R., & Bugmann, H. (2018). Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23763-y>

- 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>
- Namuhan, & Wang, Jing & Yang, Guojiao & Song, Yantao & Yu, Yunguang & Wang, Jidong & Wang, Xiaoguang & Shi, Yiping & Shen, Yue & Han, Xing-Guo & Wuyunna, & Zhang, Haiyang. (2024). Mechanisms of biodiversity loss under nitrogen enrichment: unveiling a shift from light competition to cation toxicity. *New Phytologist*. 243. n/a-n/a. 10.1111/nph.19941.
- Nathan, R., & Muller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 15, Issue 7). [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01874-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01874-7)
- 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.
- Němeček, J., Tomášek, M., 1983: Geografie půd ČSR. Academia, Studie ČSAV 23, 1983, 100 p.
- 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., Gruszecki, 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>
- Poorter, L., Amissah, L., Bongers, F., Hordijk, I., Kok, J., Laurance, S. G. W., Lohbeck, M., Martínez-Ramos, M., Matsuo, T., Meave, J. A., Muñoz, R., Peña-Claros, M., & van der Sande, M. T. (2023). Successional theories. *Biological Reviews*, 98(6). <https://doi.org/10.1111/brv.12995>
- 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., Řehouňková, 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., Kouček, 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>
- Prokop, P., Fančovičová, J., & Hlůšková, Z. (2022). Seed Dispersal by Ants in Three Early-Flowering Plants. *Insects*, 13(4). <https://doi.org/10.3390/insects13040386>
- 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 malokvětá \_ 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>
- Rashid, A., Schutte, B. J., Ulery, A., Deyholos, M. K., Sanogo, S., Lehnhoff, E. A., & Beck, L. (2023). Heavy Metal Contamination in Agricultural Soil: Environmental Pollutants Affecting Crop Health. In *Agronomy* (Vol. 13, Issue 6). <https://doi.org/10.3390/agronomy13061521>
- 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/fw.b.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>
- Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A., & Fricke, E. C. (2021). Cascading Impacts of Seed Disperser Loss on Plant Communities and Ecosystems. In *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (Vol. 52). <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012221-111742>
- 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](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>
- Soons, M. B., & Ozinga, W. A. (2005). How important is long-distance seed dispersal for the regional survival of plant species? *Diversity and Distributions*, 11(2). <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00148.x>
- Souček, J., & Tesař, V. (2008). *Metodika přestavby smrkových monokultur na stanovištích přirozených smíšených porostů*. vulhm.cz
- Stráňák, Z., Čtyroký, P., & Havlíček, P. (1998). Geologická minulost Pavlovských vrchů. *Sborník Geologických Věd*. <http://www.geology.cz/sbornik/geologie/no49/49-1-geologicka...pdf>
- Suz, L. M., Azul, A. M., Morris, M. H., Bledsoe, C. S., & Martín, M. P. (2008). *Morphotyping and Molecular Methods to Characterize Ectomycorrhizal Roots and Hyphae in Soil*. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-75575-3\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-540-75575-3_18)
- 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).
- Štěpánek, P., Zahradníček, P., Farda, A., Skalák, P., Trnka, M., Meitner, J., & Rajdl, K. (2016). Projection of drought-inducing climate conditions in the Czech Republic according to Euro-CORDEX models. *Climate Research*, 70(2–3). <https://doi.org/10.3354/cr01424>
- Thomas, P. A., Alhamed, 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>
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(23). <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
- 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.soupisamatek.com/okres\\_sluknov/foto/fukov/fukov\\_historie.htm](https://www.soupisamatek.com/okres_sluknov/foto/fukov/fukov_historie.htm)
- Tong, Z. Y., Wu, L. Y., Feng, H. H., Zhang, M., Armbruster, W. S., Renner, S. S., & Huang, S. Q. (2023). New calculations indicate that 90% of flowering plant species are animal-pollinated. *National Science Review*, 10(10). <https://doi.org/10.1093/nsr/nwad219>
- Traveset, A., Heleno, R., & Nogales, M. (2014). The ecology of seed dispersal. In *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. <https://doi.org/10.1079/9781780641836.0062>
- Türke, M., Heinze, E., Andreas, K., Svendsen, S. M., Gossner, M. M., & Weisser, W. W. (2010). Seed consumption and dispersal of ant-dispersed plants by slugs. *Oecologia*, 163(3). <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1612-6>
- 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>

- 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>
- Wendt, A. L., Chazdon, R. L., & Vargas Ramirez, O. (2022). Successional trajectories of seed dispersal mode and seed size of canopy tree species in wet tropical forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.946541>
- 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>
- Wittig, R., & Neite, H. (1986). Acid indicators around the trunk base of *Fagus sylvatica* in limestone and loess beechwoods: distribution pattern and phytosociological problems. *Vegetatio*, 64(2–3). <https://doi.org/10.1007/BF00044787>
- Yanar, Y., Lipps, P. E., & Deep, I. W. (1997). Effect of soil saturation duration and soil water content on root rot of maize caused by *Pythium arrhenomanes*. *Plant Disease*, 81(5). <https://doi.org/10.1094/PDIS.1997.81.5.475>
- 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>