

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



Vegetační změny lužních lesů CHKO Litovelské Pomoraví

Temporal changes of floodplain forest vegetation in Litovelské Pomoraví

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: Ing. Jan Douša, Ph.D.

Diplomant: Bc. Marie Černá

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Marie Černá

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Vegetační změny lužních lesů CHKO Litovelské Pomoraví

Název anglicky

Temporal changes of floodplain forest vegetation in Litovelské Pomoraví

Cíle práce

Koncepce ochrany lužních lesů není doposud uspokojivě vyřešena. Lužní lesy ve zvláště chráněných územích jsou často ponechány bez managementových zásahů, což vede k poklesu jejich druhové diverzity, jak se ukazuje v případech společenstev bezobratlých organismů. Doposud schází studie, která by posoudila dlouhodobé změny ve společenstvech rostlin. Cílem práce je popsat změny diverzity a druhového složení v lužních lesích CHKO Litovelské Pomoraví. Práce by měla přispět k posouzení vhodného managementu pro lužní lesy.

Metodika

V práci budou zopakovány fytoocenologické snímky zapsané v 60. letech v CHKO Litovelské Pomoraví botanikem Vratislavem Bednářem. Snímky budou lokalizovány podle historických a současných porostních map. Fytoocenologické snímkování bude zahrnovat sběr dat o jarním a letním aspektu. V analytické a statistické části práce budou zhodnoceny: i) odlišnost lužních lesů CHKO Litovelské Pomoraví od dalších oblastí lužních lesů v ČR, ii) rozdíly v diverzitě lužních lesů CHKO Litovelské Pomoraví v 60. letech a současnosti a iii) změny v jejich druhovém složení. V diskusní části práce bude zhodnocen současný plán péče CHKO Litovelské Pomoraví ve světle výsledků diplomové práce.

Doporučený rozsah práce

60 stran

Klíčová slova

diverzita rostlin, lužní les, opakované fytoocenologické snímkování, ochranný management, CHKO Litovelské Pomoraví

Doporučené zdroje informací

- Bednář, V. (1964). Fytoocenologická studie lužních lesů Hornomoravského úvalu. Acta Univ. Palack. Olomuc., Fac. Rer. Natur., Praha, 16, Ser. Biol., 6: 5–71.
- Douda, J. (2008). Formalized classification of the vegetation of alder carr and floodplain forests in the Czech Republic. Preslia, 80, 199-224.
- Glaeser, J., & Wulf, M. (2009). Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests. Journal of Vegetation Science, 20, 37-48.
- Chytrý, M., Douda, J., Roleček, J., Sádlo, J., Boublík, K., Hédli, R., ... & Kočí, M. (2013). Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace. Academia.
- Johnson, S. E., Mudrak, E. L., & Waller, D. M. (2014). Local increases in diversity accompany community homogenization in floodplain forest understories. Journal of Vegetation Science, 25, 885-896.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

Ing. Jan Douda, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 7. 3. 2022

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 12. 3. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 15. 03. 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: *Vegetační změny lužních lesů CHKO Litovelské Pomoraví* vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31.3.2022

Marie Černá

Poděkování

Chtěla bych touto cestou poděkovat Honzovi Doudovi za zajímavý námět k diplomové práci, za ochotu a vstřícnost při zpracování dat v softwaru R a JUICE, jejichž temná místa mě přiváděla k polemice být či nebýt. Dále děkuji Anežce Holeštové za věnovaný čas, poskytnutí užitečných rad a morální podporu jak při psaní práce, tak v terénu. Děkuji všem, kteří se podíleli na sběru dat, za pomoc při snímkování a jejich pozitivní náladu i přes všechny strasti jako jsou čtyři K a jedno V – komáři, klíšťata, kloši, kopřivy, vedro.

Děkuji majitelkám Litovelské kavárny za jejich energii brzy vstát a připravit nám každé ráno ke snídani delikátní palačinky. Také za možnost koupit si v Litovli jiné točené pivo než Litovel. Jmenovitě bych poděkovala Pavle a Josefovi, kteří se nezdráhali opustit pohodlí kavárny a vyjeli s námi do terénu, podívat se, jak vypadá fytoceologické snímkování.

Mé rodině s železnými nervy děkuji za stálou podporu při studiu i v životě. Janince zvláště za její obrovský zájem o mou práci, i když její řemeslo je diametrálně jiné. Zvláštní poděkování patří mým skvělým prarodičům, kteří mě morálně podporovali slovem i činem, konkrétně výborným jídlem. Mé nedávno zesnulé babičce děkuji do nebe za to, že byla mým celoživotním partákem a hnacím motorem, který ve mně probudil lásku a péči o přírodu nejen českou, ale i tu v odlehlých končinách Země.

Kamarádce Dorotce, za strpění mých nálad a dodání životního nadhledu v těžkých chvílích. Kubovi za jeho statistické rady a Viki za starost a pomoc protnout cílovou čáru.

Díky moc!

V Praze dne 31.3.2022

Marie Černá

Abstrakt

Lužní lesy představují jeden z druhově nejpestřejších a současně nejproduktivnějších ekosystémů v České republice. Avšak kvůli své poloze jsou po staletí vystaveny antropogenetickému tlaku. Přechod nízkého lesa na les vysoký, upuštění od tradičního hospodaření, změna hladiny podzemní vody, eutrofizace a homogenizace patří mezi hrozby, které narušují společenstvo lužního lesa, snižují jeho heterogenitu a ochuzují diverzitu.

Tato diplomová práce sleduje dlouhodobé vegetační změny lužních lesů CHKO Litovelské Pomoraví. K zodpovězení cílů byla použita metodika opakovaného fytocenologického snímkování. První data byla sebrána v roce 1961, další snímkování proběhlo v roce 2020. Výsledky prokázaly signifikantní změnu týkající se ochuzení druhové diverzity důsledkem zastínění podrostu, eutrofizací a sukcesním stárnutím porostů. Závěrem jsou diskutovány environmentální faktory, které mají dopad na sledovaný pokles rostlinné diverzity zejména bylinného patra.

Klíčová slova: lužní lesy, ztráta druhové diverzity, stárnutí a tmavnutí porostu, dlouhodobý monitoring

Abstract

Floodplain forests represent plant communities with high conservation value. However, lowland deciduous forests have been influenced by humans for centuries. The dramatic impact was a transition from coppice-with-standard to a high forest system influenced by modern silvicultural management. The driving forces of vegetation community change are the abandonment of traditional management, drought, eutrophication, and forest homogenisation.

Diploma thesis analyses long-term changes in vegetation composition of floodplain forests in the PLA Litovel Morava Basin. The resampling method of vegetation relevés was used. In 2020 we resampled plots established in 1961. Results showed a significant change in mean species richness and vegetation composition, especially in the herb layer. The loss of species diversity is attributed to several factors such as canopy closure, eutrophication, and forest stand ageing.

Keywords: floodplain forest, loss of diversity, composition change, canopy-closure, long-term monitoring

Obsah

Úvod.....	1
Cíle.....	2
1 Lužní lesy jako objekt výzkumu	3
1.1 Zápavy a hladina podzemní vody	3
1.2 Složení vegetace lužního lesa.....	4
1.3 Historie.....	5
1.4 Současnost.....	6
1.4.1 Hospodaření a eutrofizace.....	7
1.4.2 Regulace vodních toků	8
1.4.3 Homogenizace lesa	9
Použité zdroje.....	10
Manuscript.....	13
1 Introduction.....	15
2 Material and methods.....	17
2.1 Study area	17
2.2 Historical development.....	18
2.3 Current development and nature conservation.....	19
2.4 Sampling analyses	21
2.4.1 Field sampling and environmental variables	21
2.5. Data analyses	22
2.5.1 Species richness.....	22
2.5.2 Composition change – <i>non-metric multidimensional scaling (NMDS)</i>	22
2.5.3 Synoptic table analyses.....	23
2.5.4 Map analysis	23
3 Results.....	24
4 Discussion.....	29
4.1 Species and vegetation change.....	29
4.2 Water regime.....	32
4.3 Temporal dynamic	33
4.4 Homogenisation and eutrophication.....	35
5 Conclusion.....	36
6 References.....	37
Závěr.....	40
Appendix.....	41

Úvod

Příroda je proměnlivá a změny v biodiverzitě jsou v průběhu času zcela přirozené jak na úrovni společenstev, tak v celých ekosystémech. Lidská činnost ale může proměny v přírodě urychlit či změnit jejich směr. Nejvíce ovlivněné je terestrické prostředí, které se kvůli antropogenní činnosti člověka v posledních dekádách rychle mění (Bernhardt-Römermann et al., 2015). Jedná se především o způsob využití krajiny, destrukci a destabilizaci přírodních biotopů. Ohrožení společenstev souvisí se snížením početnosti lokálních populací na základě změny, která je ovlivňována souhrou vzájemně působících ekologických faktorů prostředí nebo špatně zvoleným lesnickým či ochránářským managementem (Konvička et al., 2004).

Recentní výzkumy lužních lesů poukazují na pokles rostlinné druhové diverzity po celé Evropě (Douda et al., 2017; Chudomelová et al., 2017; Strubelt et al., 2019). Vědecké studie se zabývají především faktory, které nejvíce přispívají ke změně společenstev, např. poklesem podpovrchových vod, sukcesním stárnutím porostu, nedostatkem světla v podrostu a také lesním hospodařením (Hédl et al., 2010, Strubelt et al., 2019).

CHKO Litovelské Pomoraví je unikátní pro svou vnitrozemskou deltu na řece Moravě, na kterou jsou vázány rozlehlé komplexy rozmanitého lužního lesa. Uvnitř CHKO se málo regulovaná řeka rozlévá do mnoha bočních ramen a sytí měkký i tvrdý luh. Právě lesní hospodaření zde mělo na formování lužního lesa, tak jak jej známe dnes, zásadní význam. Lužní lesy byly člověkem ovlivňovány od Neolitu, nicméně s vývojem společnosti vzrostl tlak na jejich využití. Přechod z běžného výmladkového lesního hospodaření v lužním lese na les vysokokmenný negativně působí zvláště na stav rostlinné diverzity. Pro pochopení současné situace je nutné pátrat v minulosti (Konvička et al. 2004), kam sahá pestrá historie obhospodařování lesů, a následně využít znalosti potřeb dotčených ubývajícími druhy v rámci tzv. „evidence-base conservation“. Zvláště důležité je hledat synergii mezi názory vědců, ochránářů a lesníků k zachování nebo zvýšení druhové biodiverzity v lužních lesích.

Cíle

Diplomová práce pojednává o dlouhodobých změnách ve zvláště chráněném území CHKO Litovelské Pomoraví. Práce je rozdělena na dvě části, první zahrnuje krátkou literární rešerši a druhá obsahuje manuskript vědeckého článku. Průzkum porovnává fytoocenologické snímky vegetace v lužním lese zejména jeho bylinné patro z roku 1961 a 2020.

Literární rešerše blíže rozvádí problematiku hospodaření v CHKO Litovelské Pomoraví.

1. Obecné pojetí lužního lesa se zaměřením na tvrdé luhy
2. Popsání známých faktorů, které v současnosti nejvíce ovlivňují složení lužních lesů
3. Porovnání historického a současného lesnického managementu

Cílem práce je najít odpověď na tyto otázky:

1. Jak se změnila druhová diverzita lužního lesa v CHKO Litovelském Pomoraví během posledních šedesáti let?
2. Jaké environmentální faktory prostředí ovlivňují sledovaný pokles rostlinné diverzity?
 - a. Jaký konkrétní dopad mají změny prostředí na druhovou diverzitu?
 - b. Ovlivňuje významné rozdíly ve druhovém složení vegetace stárnutí lesů a eutrofizace?

1 Lužní lesy jako objekt výzkumu

Dnešní podobu české krajiny formovaly pochody, které probíhaly v nejmladším geologickém období čtvrtohorního kvartéru (Ložek 2011) a jejich vliv poznamenal i vznik lužních lesů v říčních nivách. Lužní lesy reprezentují širokou a specifickou škálu lesního ekosystému, jehož biodiverzita je úzce závislá na ekotopu, říčním aluviu, změnách hladiny podzemní vody a záplavovém režimu (Vašíček 1985; Deiller et al., 2001; Neuhäslová et al., 2001).

Lužní lesy se člení na jednotlivé biotopy podle toho, v jaké výškové fázi toku se nachází tzn. v horním, středním nebo dolním toku potoků a řek. Jednotlivé výškové fáze se vyznačují rozdílnými podmínkami dané převážně dynamikou režimu toku: horní tok je přímý a probíhají zde krátkodobé a opakované záplavy. Střední tok začíná zpravidla na úpatí hor, kde se tvoří terasy z různého materiálu. Koryto dolního toku se vylévá ze břehů, modeluje údolí, řeka meandruje, tvoří se slepá ramena a boční tůně. Zpomalení rychlosti proudění vody, zvyšuje nánosovou činnost, jenž mění charakter sedimentů od štěrkopískových k hlinitým. Záplavy se v dolním toku vyskytují v delších intervalech, zpravidla jednou za rok (Douda 2009).

1.1 Záplavy a hladina podzemní vody

Tolerance k zaplavení, jeho četnosti, délce a rozsahu, je klíčovým faktorem, který určuje složení vegetace daného stanoviště (Hale et al., 2008). Záplavy jsou zdrojem opakované disturbance neboli mechanické destrukce a stresu jako nedostatku kyslíku nebo přebytku živin. Klíčovou roli hrají ekologické faktory jako jsou klima, půdní acidita, sorpční komplex, vlhkostní režim půd a obsah organického uhlíku. Výkyvy kompenzují výjimečně úživné podmínky prostředí usazenin, které jsou obohaceny o dusičnany a fosfor (Vašíček 1985). Navíc nejčastější jarní záplavy zvedají hladinu podzemní vody a doplňují ji o živiny v nejdůležitější době vegetativní fáze rostlin. Přirozená dynamika vyvolává sekundární sukcese, od iniciálního po klimaxové stádium, což zvyšuje obrat druhů v rámci jednoho stanoviště (Maděra et al., 2012).

V říční nivě se nejčastěji vyskytuje hygrofilní až mezohygrofilní vegetace, která je adaptována na záplavy v periodickém nebo epizodickém rytmu (Neuhäslová et al., 2001). Přírodní luhy disponují specifickou mikrotopografií jako jsou hráze a slepá ramena apod.

(Hale et al., 2008). Zápavy důležité i z důvodu šíření semen stejně tak jako koloběhu živin, ukládání sedimentu a udržování biodiverzity. Pouze druhy adaptované na zaplavování se mohou po disturbanci regenerovat. Naopak absence těchto podmínek umožňuje šíření původně nealuviálním invazním rostlinným druhům na vysychající lokality (Deiller et al., 2001; Glaeser et al., 2009). Disturbance působené záplavami jsou velice užitečné, protože umožňují výskyt maximálního počtu druhů a stabilizují biodiverzitu lužního lesa (Tilman 1999).

1.2 Složení vegetace lužního lesa

Společenstva se vyvíjejí kontinuálně v závislosti na průběhu fluviálních procesů v nivě, a kromě nadmořské výšky se vymezují dle rozdílů hladiny podzemní vody, periodicity a délky trvání záplav na měkký luh a tvrdý luh. Dominanty nejvlhčích společenstev měkkého luhu jsou převážně vrby, topoly a olše. Naopak ve výrazně sušším tvrdém luhu převládají duby, jasan a jilmy (Douda 2009; Chytrý et al., 2010; Douda et al., 2013). Rozšíření lužních lesů širokých niv sahá od nížin do pahorkatin (Douda 2009). Z toho nejvýše položené tvrdé luhy jsou zastoupeny v Třeboňské pánvi okolo 500 m n. m.

Mezi rozlohou nejrozšířenější patří tvrdé luhy nížinných řek, řazené fytoecologicky do svazu *Alnion incanae* (Pawłowski et al., 1928), podsvazu *Ulmenion*. Podsvaz zahrnuje mezofilní tvrdé a hygrofilní přechodové luhy, které jsou ovlivňovány převážně periodickými záplavami a výrazně kolísající hladinou podzemní vody. Vyskytují se kolem šesti největších řek v ČR, v úvalech Labe, Odry, Vltavy, Ohře, Dyje, Moravy, a také maloplošně v jihočeských pánvích (Chytrý et al., 2010).

Charakteristická jsou zapojená lesní společenstva tzv. doubravy a jasaniny s dominantním dubem letním (*Quercus robur*), jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), na jižní Moravě i jasanem úzkolistým podunajským (*F. angustifolia* subsp. *danubialis*). V jejich podúrovni se vyskytují jilmy (*Ulmus minor*, *U. laevis*) a javor babyka (*Acer campestre*). Keřové patro je tvořeno zejména zmlazujícími jedinci stromových dominant dále střemchou obecnou pravou (*Prunus padus* subsp. *padus*) a bezem černým (*Sambucus nigra*). Bylinné patro je druhově bohaté s výrazným jarním aspektem. Díky pravidelnému přísunu živin převládají hydrofilní a mezofilní lesní nitrofilní druhy jako např. *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Urtica dioica*. Jarní bylinný aspekt nastupuje brzy z jara před olistěním stromů a nástupem konkurenčně silné

travninné vegetace (*Brachypodium sylvaticum*, *Dactylis polygama*). Typickými zástupci jarního aspektu jsou zejména dymnivky (*Corydalis cava*, *C. intermedia*, *C. solida*), dále pak druhy *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Ficaria verna*, *Gagea lutea*, *Allium ursinum* aj. Mechové patro je rozvinuto zejména na vlhčích sedimentech (Douda et al., 2013).

1.3 Historie

Přítomnost lužních lesů na území České republiky, tvořených vrbinami a olšemi lze datovat od konce doby ledové. Další více teplomilné dřeviny jako jsou duby, javory, jasany, lípy se nejspíše rozšířily až v Boreálu a Atlantiku. Lesy byly ovlivňovány lidskou činností v závislosti s nadmořskou výškou. Nížinné lesy, tedy i lužní lesy, byly historicky obhospodařovány člověkem a posledních 600 let sehrálo nejdůležitější roli v tom, jak vypadají dnes (Rybníček & Rybníčková 1974). Na základě paleobotanických nálezů makrozbytků, vypovídajících o historickém výskytu dřevin v tvrdých luzích, můžeme sledovat jejich existenci v průběhu středověku (Slavíková 1976). Kvůli své poloze byly a stále jsou pod lidským tlakem (Suchomel et al., 2014) a lze tedy konstatovat, že se ve středoevropském prostoru přirozené segmenty lesů nezachovaly (Maděra et al., 2012).

Franz Vera (2000) popisuje ve své knize hypotézu o mozaikovitosti lesa a bezlesí, které bylo tvořeno a udržováno velkými herbivory např. zubrem, praturem a divokým koněm, v první polovině Holocénu. Idea této teorie pojednává o schopnosti velkých herbivorů udržovat otevřenou parkovou krajinu právě jejich přítomností jako pohybem a pastvou, což zabraňovalo vysoké výmladnosti mezi semenáčky a podpořilo tak světlomilné dřeviny zejména *Quercus robur*, které zmlazovaly pod ochranou trnitých keřů. Následně v období neolitické revoluce začalo krajinu výrazně ovlivňovat zemědělství a počátky chovu dobytka. Lidé pronikali do nížinných lesů, kde v rámci lesnického hospodaření odlesňovali a obdělávali půdu, vytvářeli louky, pastviny a zeleninová políčka. S příchodem středověku se v lužních lesích na nivních úrodných půdách prováděl management, který zahrnoval lesní pastvu, pastvu vepřů, polaření, travení, hrabání steliva, získávání letniny a palivového dříví. Tento typ managementu měl po dlouhou dobu pozitivní dopad na biodiverzitu lesního ekosystému (Gimmi et al., 2008; Douda et al., 2017).

Les měl tvar buď nízký neboli pařeziny, v případě tvrdého luhu tvar lesa středního (Douda 2009; Konvička et al., 2010; Vrška et al., 2012; Douda et al., 2017; Hédli et al., 2010;

Chudomelová et al., 2017). V lese dominoval *Quercus robur*, jehož kmeny byly ponechány jako výstavky např. jako zdroj žaludů pro pastvu prasat nebo káceny a následně použity na stavební dříví. Osekané větve tzv. letnina z výstavků se používala jako krmivo pro dobytek. Ostatní příměs se mýtila v kratších, pravidelných intervalech 7–35 let a její využití bylo různorodé. Tento management vytvářel specifické podmínky prostředí pro určité druhy organismů. Přispíval k většímu otevírání korunového zápoje a podporoval tak světlomilné druhy vegetace stromového i bylinného patra, zejména graminoidů (Douda 2009; Konvička et al., 2010; Douda et al., 2017). Na podzim odebírali hospodáři z lesů listy stromů, kterými příkrmovali přes zimu dobytek. Tlející listy také smíchávali s chlévskou mrvou a následně směs používali jako hnojivo nebo sbírali mech na výplně matrací (Douda et al., 2017). Světlý les poskytoval větší množství trav a bylin, jejichž biomasa se během letních měsíců posekala, usušila se na seno a použila opět jako příkrm pro dobytek v zimním období (Kirby & Watkins 1998).

1.4 Současnost

Během konce 19. a 20. století byly nivy ponechány spontánní sukcesi (Douda 2009; Chytrý et al., 2010). Následný převod těchto lesů na vysokokmenný tvar vedl k výrazným změnám v druhovém složení společenstev. Opuštění tradičních způsobů hospodaření pro zvýšení hospodářských výnosů dřeva a přechod k bezzásahovosti, výslednému „zakonzervování“, přispěl k homogenizaci stromového patra. Dříve dominantní *Quercus robur* nahrazuje jasan, javor, habr a lípa, které snáz zmlazují v zapojeném porostu, zastiňují podrost a důsledkem toho bylinné patro vykazuje velké úbytky na biodiverzitě.

Lužní lesy se řadí mezi nejproduktivnější ekosystémy, avšak jejich rozloha se zmenšuje vlivem člověka kvůli změnám v ekosystémech např. koloběhu a rozložení důležitých prvků (uhlík, fosfor, dusík) v čase a prostoru. Přitom luhy mají nenahraditelný význam pro ekologickou stabilitu krajiny celé nivy i širšího povodí (Machar 2007). Identifikace příčin změn v lužních lesích je kvůli složitosti a komplexnosti ekosystému těžko odhalitelná. Ovšem mnoho studií zabývajících se změnou biodiverzity se přiklání k názoru, že největší příčinou je hospodaření, jež vede k homogenizaci prostředí a další spolupůsobící faktory spojené s tím.

1.4.1 Hospodaření a eutrofizace

V současnosti jsou lužní lesy v západní a střední Evropě nejvíce ohroženy intenzifikací zemědělství, upuštěním od tradičního hospodaření, ruderalizací a sukcesním stárnutím porostů a globálním oteplováním nevyjímaje (Konvička et al., 2010; Szabó & Hédli 2011; Cervellini et al., 2017; Chudomelová et al. 2017; Douda et al., 2017). Z pohledu ekologie obnovy je esenciální zaměřit se na historickou podobu a její management, které formovaly středoevropskou krajinu.

V minulosti byla nabídka pestrých biotopů zajišťována rozmanitým managementem nejčastěji pěstováním nízkých a středních lesů, sečí a lesní pastvou. Tradiční formou hospodaření se odstraňovala z lesa rostlinná biomasa. Docházelo tak k odebírání minerálních živin a ochuzování půdy. Data z experimentálních pokusů a pozorování managementu, který se stále provádí ve východní části Evropy, vykazují, že odebírání minerálních živin z půdy přispívá ke zvýšení rostlinné diverzity (Konvička et al., 2004; Müllerová et al., 2014; Douda et al., 2017).

Již zmiňovaný převod částí lužního lesa na zemědělskou nebo urbanickou půdu vygradoval v 19. století. Následná intenzifikace zemědělství narušila ekologické funkce hned několika směry. Za prvé při odvodňování zamokřené půdy, za druhé chemizací. Masivní aplikace průmyslových hnojiv zvýšila během 20. století výnosy, avšak silnou měrou přispěla k eutrofizaci a acidifikaci půd a povrchových vod. Splachy z polí narušují rovnováhu živin, zejména dusíku a fosforu, v půdě. Tyto dva makronutrienty ovlivňují rostliny v růstu (Keith et al., 2009). Jejich zvýšená koncentrace přispívá k eutrofizaci prostředí a vytváří tak kritickou zátěž, překračující míru akceptovatelnosti ekosystému bez změny své funkce a struktury (Thimonier et al., 1994).

Eutrofizace zvyšuje obsah živin v ekosystému a ty se tak stávají produktivnější, což v lužních lesích přispívá ke snížení jejich celkové biodiverzity nebo přeskupení druhového složení. Dominují zpravidla nitrofilní druhy (Verheyen et al., 2012), v případě lužních lesů se zvyšuje biomasa *Urtica dioica* a *Calamagrostis epigejos*. To vše se promítá na biodiverzitu, která se stává více homogenní (Chudomelová et al., 2017). Tento trend, přesycení půdy dusíkem a následné změny v ekosystémech, je běžně pozorovaný celosvětově (Bobbink et al., 2010; Verheyen et al., 2012).

Postupné přirozené i umělé nahrazování *Quercus robur* dřevinami jako jsou habr, lípa, javor a jasan přispívá k navyšování živin v půdě díky kvalitnějšímu listovému opadu. Rychlý rozklad opadu těchto širokolistých dřevin, zvyšuje koncentraci dostupných živin v půdě prospěšné pro zástupce bylinného patra. Toho využijí kompetičně silnější rostlinné druhy, které expandují a potlačují tak ostatní vegetaci např. *Impatiens parviflora*. *Quercus robur* je klíčový druh lužních lesů, na který je vázána vysoká diverzita jak rostlin, tak živočichů. Jeho ochrana není v současném managementu prioritou, a to vede k obohacení stanoviště o živiny a poklesu diverzity rostlin.

1.4.2 Regulace vodních toků

Distribuce druhů a jejich prostorové rozšíření je závislé na geomorfologických a hydrologických procesech, které probíhají v celém povodí toku. Jedním z nejvýraznějších antropických vlivů zasahující jak měkký, tak tvrdý luh, je změna hydrologického režimu vodních toků zapříčiněná technickými regulacemi (Deiller et al., 2001; Machar 2007).

V 10. a 11. století se po odlesnění podhorských poloh zaplavovaly dolní části nivy. Ve 13. až 17. století se odlesňovaly horské oblasti a zároveň probíhala změna klimatu (Grygar et al., 2008). Příznivější podmínky přispěly k rozšíření lužních lesů. Ovšem to vyvolávalo čtenější záplavy a přispělo tak v 19. století nepřímo k regulaci a zahlubování toků, melioračním zásahům a ve 20. století k výstavbě mnoha přehrad. To narušilo záplavy tvrdého luhu, které probíhaly ve dvou až sedmiletém intervalu vždy při jarním tání sněhu v březnu a dubnu (Douda 2008). Kvůli narovnávání toků a odvodňování půdy začala v některých částech lužních lesů poklesat hladina podzemní vody. Například úbytek jarních záplav má přímý vliv na hladinu podzemní vody, která postupně klesá a důsledkem jsou předčasně odumírající a chřadnoucí stromy. I když výkyvy v ekosystému lužních lesů jsou přirozené, je z pohledu zachování ekologie lužního lesa nutné, aby nedocházelo k trvalé změně hladiny podzemní vody (Strubelt et al., 2017).

Současná protipovodňová opatření přispívají k trvalým změnám půdních vlhkostních podmínek, a to vše úzce souvisí s proměnou lužních lesů. Tyto regulační opatření jsou prováděny bez ohledu na přirozené vztahy v nivní krajině, navíc opevnování toků přispívá ke snižování samočisticích schopností a narušuje charakteristickou dynamiku vývoje jak říčního toku, tak jeho okolí. Změna hydrických podmínek má zásadní vliv na vegetaci a vývoj tvrdého luhu (Glaeser et al., 2009; Boublík et al., 2013). Mizí

hydrochorní a hygrofilní druhy rostlin a začínají dominovat hájové druhy. Dochází ke ztrátě rozmanitosti a resilience v luzích, neboť postupně spějí k nejsuššímu typu tedy habro-jilmovým jasečinám (Garssen et al., 2014).

1.4.3 Homogenizace lesa

Rostoucí homogenizace lužních lesů bývá nejčastěji zapříčiněna změnou abiotických a biotických podmínek prostředí např. nejčastěji eutrofizací a změnou hospodaření, invazí nebo expanzí konkurenčního druhu a selektivním tlakem zvěře. (McKinney & Lockwood 1999). Dochází ke zvýšení podobnosti mezi fytoocenologickými snímky, což indikuje celkové ochuzení území a biodiverzity na lokální či regionální úrovni. Postupem času narůstá taxonomická a genetická podobnost nebo podobnost funkčních vlastností rostlin (Olden & Rooney 2006; Keith et al., 2009). Tradiční management, jak již bylo výše zmíněno, podporuje v luzích heterogenitu (Douda et al., 2017; Strubelt et al., 2017). S jeho ústupem a regulací vodních toků, jejíž dynamika je pro lužní lesy klíčová, je zaznamenán přechod k pokročilejšímu sukcesnímu stádiu (Hédl et al., 2010; Amatangelo et al., 2011; Hanberry et al., 2014; Müllerová et al., 2014).

Dnes tvoří komplexy lužních lesů ve střední Evropě fragmenty, tzv. „zelené ostrovy“, uprostřed intenzivně obhospodařované krajiny. Složení porostu se mění na základě stáří lesů a prostupnosti světla do podrostu ze světlomilných na kompetičně silnější stínomilné druhy (Strubelt et al., 2017). Ve stromovém patře je zaznamenán úbytek *Quercus robur*, jehož semenáčky nedokáží v zastíněném lese zmlazovat. Tento trend je pozorován napříč Evropou, kde jsou světlomilné dřeviny nahrazovány stínomilnými jako jsou *Acer campestre* a *Carpinus betulus* (Boublík et al., 2013).

Intenzivní lesnické práce mají na biodiverzitu lužního lesa také negativní efekt. Konkrétně se jedná o holosečné hospodaření, mechanické narušení půdy kypřením včetně vytrhání pařezů, aplikování herbicidů a výsadby invazních druhů (*Robinia pseudoacacia*, *Quercus rubra*) (Košulič et al., 2020). Mechanické zásahy narušují několik desítek centimetrů svrchní půdy, také rostliny v podrostu včetně jejich oddenků a kořenů. Takto připravený holý povrch půdy mohou kolonizovat expanzivní a mnohdy i invazní druhy jako jsou např. *Impatiens parviflora* nebo *I. glandulifera*. V takto obhospodařovaných lesích není místo pro mrtvé dřevo, které je esenciální pro stabilizaci biodiverzity nejen vegetace, ale i malých savců nebo saproxylických organismů (Della Rocca et al., 2016).

Použité zdroje

- Amatangelo, K.L., Fulton, M.R., Rogers, D.A. and Waller, D.M., 2011. Converging forest community composition along an edaphic gradient threatens landscape-level diversity. *Diversity and Distributions*, 17(2), pp.201-213.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F. and Emmett, B., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological applications*, 20(1), pp.30-59.
- Cervellini, M., Fiorini, S., Cavicchi, A., Campetella, G., Simonetti, E., Chelli, S., Canullo, R. and Gimona, A., 2017. Relationships between understory specialist species and local management practices in coppiced forests—Evidence from the Italian Apennines. *Forest ecology and management*, 385, pp.35-45.
- Della Rocca, F., Stefanelli, S. and Bogliani, G., 2016. Robinia pseudoacacia as a surrogate for native tree species for saproxylic beetles inhabiting the riparian mixed forests of northern Italy. *Agricultural and Forest Entomology*, 18(3), pp.250-259.
- Deiller, A.F., Walter, J.M.N. and Trémolières, M., 2001. Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regulated Rivers: Research & Management: an International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4-5), pp.393-405.
- Douda, J., 2009. O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů. *Živa*, 57, pp.56-59.
- Douda, J., Boublík, K., Hédl, R. and Chytrý, M., 2013. Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy (Carpino-Fagetea) [Mesic and wet deciduous broad-leaved forests]. *Vegetace České republiky*, 4, pp.193-295.
- Douda, J., Boublík, K., Doudová, J. and Kyncl, M., 2017. Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), pp.761-771.
- Garssen, A.G., Verhoeven, J.T. and Soons, M.B., 2014. Effects of climate-induced increases in summer drought on riparian plant species: A meta-analysis. *Freshwater Biology*, 59(5), pp.1052-1063.
- Glaeser, J. and Wulf, M., 2009. Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests. *Journal of Vegetation Science*, 20(1), pp.37-48.
- Gimmi, U., Bürgi, M. and Stuber, M., 2008. Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: a case study from the Swiss Rhone valley. *Ecosystems*, 11(1), pp.113-124.

- Grygar, T. and Kadlec, J., 2008. Přírodní archiv řeky Moravy. *Vesmír*, 87, pp.466-470.
- Hale, B.W., Alsum, E.M. and Adams, M.S., 2008. Changes in the floodplain forest vegetation of the lower Wisconsin River over the last fifty years. *The American Midland Naturalist*, 160(2), pp.454-476.
- Hanberry, B.B., Jones-Farrand, D.T. and Kabrick, J.M., 2014. Historical open forest ecosystems in the Missouri Ozarks: reconstruction and restoration targets. *Ecological Restoration*, 32(4), pp.407-416.
- Hédl, R., Kopecký, M. and Komárek, J., 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, 16(2), pp.267-276.
- Chudomelová, M., Hédl, R., Zouhar, V. and Szabó, P., 2017. Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years?. *Biological Conservation*, 210, pp.163-173.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P., Šumberová, K., Sádlo, J., Neuhäuslová, Z., Hájek, M., Rybníček, K. and Krahulec, F., 2010. *Katalog biotopů České republiky. Druhé vydání*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Kirby, K.J. and Watkins, C., 1998. *Ecological history of European forests*. CAB International.
- Keith, S.A., Newton, A.C., Morecroft, M.D., Bealey, C.E. and Bullock, J.M., 2009. Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), pp.3539-3544.
- Konvička, M., Čížek, L. and Beneš, J., 2004. *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management*. Sagittaria.
- Konvička, M., Beneš, J. and Fric, Z., 2010. *Ochrana denních motýlů v České republice – Analýza stavu a dlouhodobá strategie*.
- Košulič, O., Hamřík, T. and Lvončík, S., 2020. Patterns of change in the species composition of vascular plants during different succession stages and management intensity of a lowland floodplain forest. *Biologia*, 75(11), pp.1801-1813.
- Ložek, V., 2011. *Zrcadlo minulosti: česká a slovenská krajina v kvartéru*. Dokořán.
- Maděra P., Holuša O., Řepka R., Dreslerová J., Rychtecká P., Packová P., Buček A., Vahalík P., Klimánek M., Mikita T. 2012. Charakteristika stavu a vývoje nivních geobiocenóz moravských luhů. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 83–86.
- McKinney, M.L. and Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), pp.450-453.
- Machar, I., 2007. *Lužní lesy: dynamická stabilita geobiocenóz*. Český svaz ochránců přírody-základní organizace Pomoraví.

- Müllerová, J., Hédli, R. and Szabó, P., 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343, pp.88-100.
- Neuhäslová, Z., Novotná, Z., Štursa, J. and Elcová, V., 2001. *Mapa přirozené potenciální vegetace České republiky*.
- Olden, J.D. and Rooney, T.P., 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), pp.113-120.
- Pawłowski, S., 1928. Czy istnieją L3 i L4 w Polsce?. In *Annales Societatis Geologorum Poloniae* (Vol. 5, pp. 1-20).
- Rybníček, K. and Rybníčková, E., 1974. The origin and development of waterlogged meadows in the central part of the Šumava foothills. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 9(1), pp.45-70.
- Slavíková, J., 1976. Rekonstrukce lužního lesa u Libice nad Cidlinou – Rekonstruktion eines Auenwaldes bei Libice an der Cidlina, *Preslia* 48, 42–46
- Strubelt, I., Diekmann, M. and Zacharias, D., 2017. Changes in species composition and richness in an alluvial hardwood forest over 52 yrs. *Journal of Vegetation Science*, 28(2), pp.401-412.
- Suchomel, J., Kulhavý, J., Zejda, J., Plesník, J. and Menšík, L., 2014. *Ekologie lesních ekosystémů*. Brno, Mendelova univerzita v Brně.
- Szabó, P. and Hédli, R., 2011. Advancing the integration of history and ecology for conservation. *Conservation Biology*, 25(4), pp.680-687.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L., Bost, F. and Becker, M., 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New phytologist*, 126(3), pp.533-539.
- Tilman, D., 1999. Diversity by default. *Science*, 283(5401), pp.495-496.
- Vašíček, F., 1985. Natural conditions of floodplain forests. *Floodplain forest ecosystem*, 1, pp.13-29.
- Vera, F.W.M., 2000. *Grazing ecology and forest history*. Cabi.
- Verheyen, K., Baeten, L., De Frenne, P., Bernhardt-Römermann, M., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G., Dierschke, H., Eriksson, O., Hedl, R. and Heinken, T., 2012. Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*, 100(2), pp.352-365.
- Vrška, T., 2012. *Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v České republice*. 3th ed. Praha: Academia.

Manuscript

Temporal changes of floodplain forest vegetation in the Protected Landscape Area Litovel Morava River Basin



Fig 1: Spring geophytes *Coridalis cava* (author: Marie Černá)

Temporal changes of floodplain forest vegetation in the Protected Landscape Area Litovel Morava River Basin

Marie Černá^{1,2}, Anežka Holešťová¹, Jan Douša¹

1 Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, CZ-165 21 Praha6-Suchbát, Czech Republic

2 email: ma2u.cerna@gmail.com

Abstract

Floodplain forests represent plant communities with high conservation value. However, lowland deciduous forests have been influenced by humans for centuries. The dramatic impact was a transition from coppice-with-standard to a high forest system influenced by modern silvicultural management. The driving forces of vegetation community change are abandonment of traditional management, drought, eutrophication, and forest homogenisation.

Diploma thesis analyses long-term changes in vegetation composition of floodplain forests in the PLA Litovel Morava Basin. The resampling method of vegetation relevés was used. In 2020 we resampled plots established in 1961. Results showed a significant change in mean species richness and vegetation composition, especially in the herb layer. The loss of species diversity is attributed to several factors such as canopy closure, eutrophication, and forest stand ageing.

Keywords: floodplain forest, loss of diversity, composition change, shading, long-term monitoring

1 Introduction

Temperate floodplain forests are composed of many habitats that play an essential role in biodiversity conservation. Moreover, natural floodplains are among the most productive and species-rich ecosystems (Najman & Decamps 1997). Nonetheless, they have been on the decline for a century all over Europe. Over the past decades, the increasing anthropogenetic impact has been one of the main drivers of ecosystem change (Chudomelová et al., 2017; Strubelt et al., 2017). Abiotic and biotic environmental changes drive temporal and spatial vegetation changes; weather changes, succession and ageing or human influence by forestry management are the most important ones (Hédl 2004; McGill et al., 2015; Chudomelová et al., 2017).

Floodplain areas are characterised by rather high underground water levels, periodical floods, and varied microtopography. Flood tolerance and difference in altitude are the main factors determining the vegetation composition (Hale et al., 2008). These conditions allow a wide range of species coexistence in a small area (Douda et al., 2012). However, floodplain forest dynamic and water management, e.g., straightening, regulation, and lowering the groundwater table, have a significant impact on ongoing changes in vegetation composition (Hale et al., 2008; Strubelt et al., 2017). Lack of groundwater contributes to trees' wasting or premature death, then loss of resilience and change in species composition to the driest *Ulm-Fraxineteum* association (Garssen et al., 2014; EMP authors collective 2019).

Humans have transformed nearly all lowland forests since the Neolithic period. Floodplain forests have been regularly managed by routine practises, e.g., coppicing, litter ranking, haymaking, wood pasture (Gimmi et al., 2008; Hédl et al., 2010; Douda et al., 2017). These activities created a mosaic of different habitats, a vital factor for biodiversity (Ellenberg & Leuschner 2010; Strubelt et al., 2017; Chudomelová et al., 2017). The canopy was open, thus allowing the coexistence of light-demanding and shaded-tolerant species in the shrub and herb layer. Coppicing or coppicing-with-standards were essential silvicultural practices from traditional management in lowlands forests. These forest managements were used from the 13th to the beginning of the 20th. Commonly *Quercus robur* and *Carpinus betulus* were planted due to their specific qualities, such as feed for livestock (acorns) and logging (Strubelt et al., 2017).

When traditional management practices were abandoned, these low forests were converted to a high forest system. The transformation started at the beginning 20th century (Hédli et al., 2010; Müllerová et al., 2015; Strubelt et al., 2017), and since then, lowland forests have been experiencing substantial changes linked to shifts in community structure and composition (Grimm et al., 2013; Bernhardt-Romermann et al., 2015). Open-canopy converted to closed-canopy, and light-demanding species declined or disappeared (Strubelt et al., 2017; Chudomelová et al., 2017). Humans disturbed forest floors by litter ranking and grass cutting in the past. These practices secured lower nutrient content which supports oligotrophic species. Nowadays, this traditional management is not performed, which causes biomass accumulation (Douda et al., 2017). Expanding mesophilous tree species have better quality leaf litter, and it increases nutrient input by anthropogenic activities, especially nitrogen (Chudomelová et al., 2017). Therefore, oligotrophic species decline and are replaced by the expansion of nitrophilous species. Furthermore, change in silvicultural practice shifted age heterogeneity of tree layer towards old-aged (Müllerová et al., 2015). Therefore, biotic and functional homogenisation belongs to the threats of the future lowland forests communities.

Accordingly, it is essential to understand the ongoing alteration caused by anthropogenic activities. Disturbances, especially silvicultural management, dramatically influences the composition of biodiversity (Strubelt et al., 2017). Thus, we aim to describe how the forest is resilient and resistant to the aforementioned factors.

This research is part of INER-COST project, which analyses species diversity in floodplain forests in the Czech Republic. Collected data and detailed analysis will help develop a sustainable management model for mitigation or against biodiversity loss.

This study aims to answer the following question:

- (1) How has species richness changed over the 60 years in the Protected Landscape Area Litovel Morava Basin?
- (2) What are the main environmental drives of a decrease in vegetation diversity?
 - a. How does potential drivers affect species richness?
 - b. Are some significant changes in species composition caused by ageing in a tree layer and eutrophication?

2 Material and methods

2.1 Study area

The study site is located in the Protected Landscape Area (PLA) Litovel Morava Basin (49.7214° N, 17.0138° E) in the northeastern part of the Czech Republic. The land area covers 96 km²; from that place is 56 % forestry land and 27 % arable land. The altitude ranking is between 210 and 345 m a. s. l. The local climate is warm and dry during summer, warm in spring and autumn, and short dry winter with minimal snow coverage. The mean annual temperature is 7-9,5 °C and the average annual precipitation is 570-650 mm (Quitt 1975).



Fig 2: Study site with 81 vegetation plots in the PLA Litovel Morava Basin. The map was created in ArcMap 10.8 (ESRI 2001) by using an orthophoto map reproduced in (geoportals.cuzk.cz) and metadata from (data.nature.cz).

The PLA Litovel Morava Basin covers a catchment area of a primarily unregulated stream in the Morava River. The natural meandering river splits into numerous wide as well as small channels creating a dense network like the delta at the seashore. Geomorphological research has shown a particular type of river net called anastomosis. This phenomenon has not been described anywhere else in the Czech Republic (Máčka 2016). The main feature of anastomosis is meandering stability. This pattern of channels is divided in the direction of smaller channels filled with water only during the flooding. The channels are flooded periodically during spring flood; this period usually last for 15 – 30 days (Machar 2008), and in the early summer, channels gradually dry. Primarily

natural floodplain forests surround the catchment area. The groundwater level is filled to the rhizosphere with capillary rise. It altered dynamically and determined the composition of the forest (Máčka 2016).

The entire area of an alluvial floodplain consists of recent Holocene fluvisols, i.e., sandy and clay loam sediments on fluvial gravels (Šafář et al., 2003). The alluvial soil is rich in nutrients, especially in minerals, and thanks to that support steady or higher production of biomass (Douda 2009).

The Litovel Morava Basin's floodplain forest fits the phytogeographic area Pannonian Thermophyticum. The predominant species is *Quercus robur* growing in the *Ficario-Ulmetum* association. The association comprises a significant species richness. In contrast to other alluvial regions of the Czech Republic the Litovel floodplain forest contains mountain species, for example, *Aconitum variegatum*, *Silene dioica*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Polygonatum verticillatum*, *Veratrum album* and others (Chytrý et al., 2010).

The Litovel Morava Basin has been a Protected Landscape Area since 1990 following an order set up by the Minister of Environment Regulation No 114/1992 Coll. It is also included in national conservation programmes including the Ramsar Convention on Wetlands (1993), European Ecological Network, EECONET (1995) and belongs to large Natura2000 sites as Special Protection Areas (2005) and Sites of Community Importance (2007).

2.2 Historical development

The floodplain forest of the Morava River was already disordered at the time of the arrival of Neolithic agriculturists. Archaeological research indicates a comprehensive settlement of the floodplain at the end of the Bronze age (Lusatian culture) (Poláček 1999). Massive deforestation in subalpine and alpine areas disturbed the forest during the early Middle Ages. Nevertheless, macro-remnants found in the old dead channels helped reconstruct the vegetation of that time. *Quercus robur*, *Carpinus betulus* and *Ulmus* species predominated in the hardwood forest. Due to the fluctuation of the river flow, the former floodplain was not heavily flooded. Therefore, these forests were burdened by

anthropogenic pressure that time. It contained extensive livestock grazing (especially pigs) and browsing, acorn collection, source of wood and other biomass.

The Olomouc town owned the forests, and the family of Liechtenstein gained the land around Litovel in the 16th century and owned it until the state confiscation in 1945. By then, the forests provided a hunting territory that contributed positively to maintaining the floodplain area. The former forest management plan was composed on the model of coppice with a rotation period of ca 40 years with seed trees of *Quercus* supplemented with *Ulmus*, *Fraxinus*, *Carpinus* and *Fagus*. All along, the wood from *Quercus* was harvested for yield on its excellent quality and boost amount of artificial planting in the management plan. In addition, some extensive grazed meadows were turned into forests. The management plan changed in the early 19th century and defined new seed trees and the rotation period to 200 years (Hošek 1987). The deer game was set up at some part of the floodplain and was abolished in 1850.

At the beginning of the 19th century, coal alternated a wood and shifted the economic strategy. Due to that, the forest management plan switches from low or middle concept to high forest concept. Suddenly it became oriented to the timber production (Hošek 1987). Even though *Quercus robur* is the main floodplain forest species, some non-native species were planted into the local floodplain forest, i.e., *Larix decidua*, *Quercus rubra*, *Juglans nigra*, *Populus x canadensis*. After 1945, the rotation period decreased from 200 to 100-120 years. A significant problem occurred when huge pheasantry in Střeň-Březová wood was established. Due to a large-scale breeding of pheasants, introduced species and conifers in the management plan. The pheasantry was abandoned after the whole area of the Litovel Morava Basin was pronounced as a Protected Landscape Area in 1990 (EMP authors collective 2019).

2.3 Current development and nature conservation

From 1990 till today, the study site has been mainly managed intensively (EMP authors collective 2019). The Environmental Management Plan (EMP) has driven the protection of ecosystems since the declaration of the PLA. It is renovated every ten years, and general goals are to mitigate impacts on biodiversity, protect environmental sources, enhance the value of environmental components where possible (EMP authors collective 2019).

The PLA Litovel Morava Basin is divided into four zones reflecting the natural values of its parts: Zone 1 (the core zone) includes 25 small-scale protected areas as natural forests and grasslands (4,7%); Zone 2 covers well-preserved semi-natural forests along Morava basin, and quite species-rich grasslands (ca 60%); Zones 3 and 4 are buffer and transition zones with arable land and built-up area (35,3%) (EMP authors collective 2019).

Forests occupy 57% of the PLA predominantly preserved in Zone 2 (ca 2500 ha from there 2216 ha is the hardwood forest, association *Quercus-Ulmetum*). The primary aim of Zone 2 is the

production of timber while respecting the principles of environmentally sustainable silvicultural management. Due to the nature protection, the management should be with a particular assignment – shelterwood cutting (to support the natural regeneration) and selective (individual or group selection when reducing invasive tree species). Regardless, *Quercus robur* should be planted as a dominant and key species for hardwood floodplain with *Fraxinus excelsior* and understorey with, e.g., *Acer campestre*, *A. platanoides*, *Tilia cordata*, *Carpinus betulus* (EMP authors collective 2019).

The main negative factors in the PLA are contemporary silvicultural management focused on timber production and the high density of ungulates. The transition from low to high forest was caused by economic reasons. At the same time, the density of wild board increased rapidly (Chudomelová et al., 2017; Řepka 2009). Also, it negatively

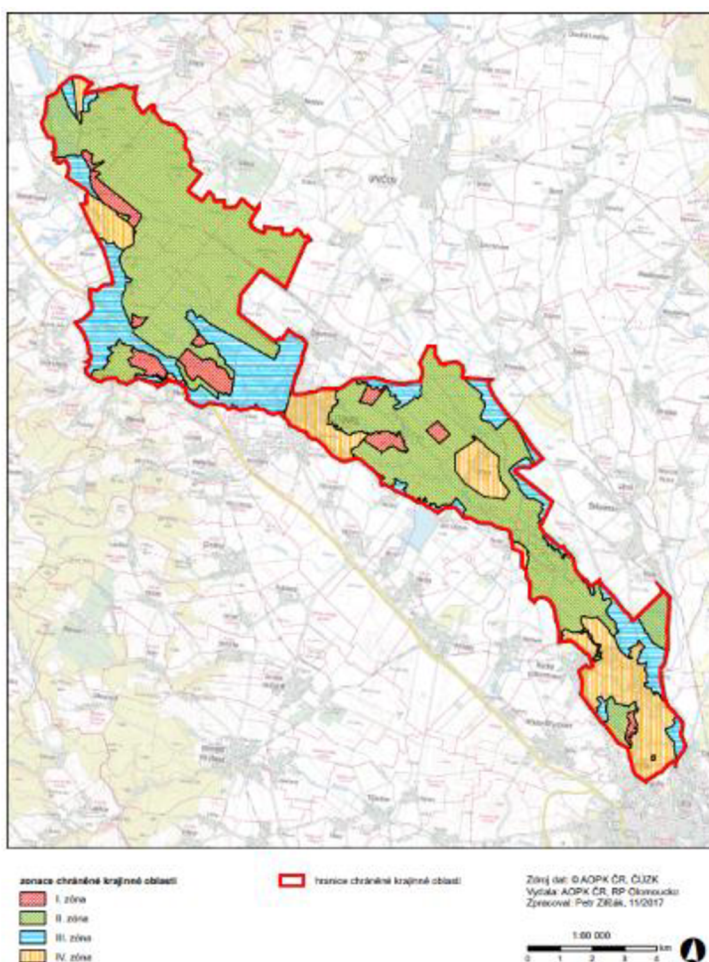


Fig 3: Zonation of the PLA, adapted from EMP. Red colour represents Zone 1, green colour Zone 2 blue colour Zone 3 and yellow colour Zone 4 (adapted from EMP 2019-2028).

influenced the age structure of a tree layer even though the absence of the older trees is significantly essential for biodiversity. Recent studies have shown dramatic decline of the biodiversity of floodplains in the understory, especially in the herbal layer. The main triggers are the light in the understory, eutrophication, and homogenization (Hale et al., 2008; Hédli et al., 2010; Kopecký et al., 2013; Bernhardt-Römermann et al., 2015; Chudomelová et al., 2017; Strubelt et al., 2017).

2.4 Sampling analyses

2.4.1 Field sampling and environmental variables

The resampling method of vegetation relevés was used to collect data about vegetation changes. The first sampling was performed in the summer of 1961 by vegetation ecologist Vratislav Bednář. The original dataset consisted of about 30 vegetation plots spread out at the PLA in a hardwood floodplain forest. Plots were documented in standardised field forms. The precise location of plots was marked in historical forestry maps (scale 1:10 000) and subsequently digitised and transformed into ArcGIS (ESRI 2001). Tree layer species composition was considered because all plots were not permanently marked. If a forest stand on the original location has been cut and replanted since the first sampling, another age-appropriate forest stand was established in a radius of 100 m. The original plot was removed from the data set when the current or control plot was not found.

According to the old dataset, this study was empowered to resurvey the site about 60 years after the first survey. Fifty-four 200 m² circular plots were sampled during the summer season of 2020 (4th – 9th August) using the same methodology and taxonomy applied in the original research of Bednář (1961). Control plots of young forest under 40 years were established in the same radius as the original forest stands. These control plots detect the effect of the succession on a forest or different environmental factors affecting ecological change in vegetation composition. A GPS device was used using coordinates copied from the original forestry maps. Plots parameters were 8 m radius and 200 m² area. A centre tree standing in the middle was chosen for every plot, and it was marked by red colour around the perimeter. Finally, vegetation relevé was made using the standard Braun-Blanquet method. Coverage of vegetation was visually estimated in percentage due to the method. Vascular plant species composition the total cover of the tree, shrub, herb, and moos layers, as well as the cover-abundance of each species in each

layer were listed according to cover-abundance scale (r = 1 individual, + = > 1 < 5% individuals, 1 = < 5 % cover, 2m = 5 % cover, 2a = 6–15 % cover, 2b = 16–25 % cover, 3 = 26–50 % cover, 4 = 51–75 % cover, 5 = 76–100 % cover; Braun-Blanquet 1964). A field guide determined current species to the flora of the Czech Republic (Kubát et al., 2002). In total, 222 vegetation records were used in the analyses. The list of species is presented in the Appendix 2 below.

Environmental variables included only soil measurement. Soil samples were taken individually with a scoop. The upper organic soil below the litter layer was collected 15 cm high from 5 different positions in each plot. All samples were analysed for pH, phosphorus (P), carbon (C), nitrogen (N), potassium (K) in the Analytic laboratory of the Institute of Botany of the Czech Academy of Sciences. The results of environmental variables are not presented in this diploma thesis.

2.5. Data analyses

The dataset includes 81 samples of relevés divided into three groups: 27 of historical, current and control. All the historical names of species were linked to current ones using the list of synonyms associated with each species (Danihelka et al., 2012).

Statistical analyses were conducted in the R program, version 4.1.2. (R Core Team 2016). The vegan package 4.0.5 (Oksanen et al. 2013) was used for multivariate analyses. The synoptic table was performed with fidelity value in JUICE 7.1 (Tichý 2002).

2.5.1 Species richness

To compare the current vegetation to that of 1961 Generalized Linear Model (GLMs) with Poisson distribution was performed. Significance in the test was assessed using the F-test. To visualise the data, ggplot2 was used (Software R, package Vegan).

The boxplot illustrates corresponding data: the boxes range from the first to the third quartile and cover 50 % of the data. A horizontal line inside the box represents the median, and it shows how much data fall above or below. The whiskers outside the box go from the lower quartile to minimum and then from the upper quartile to the maximum. Outliers are represented as black dots below and above both whiskers.

2.5.2 Composition change –*non-metric multidimensional scaling (NMDS)*

A non-parametric multidimensional scaling (NMDS) was performed (software R, package Vegan). NMDS plot visualizes how the composition changes from one community to the

next. It relies on Euclidean distances and arranges points to maximize rank-order correlation between a real-world distance and ordination space distance. It repeats a series of steps until it finds the best solution. Shepard diagram represents the goodness of fit by stress. It is calculated from residuals around the regression line.

2.5.3 Synoptic table analyses

In order to understand the vegetation cover change, a synoptic table with fidelity number was performed software JUICE (version 7.1.). All 81 plots from the study site were classified into three groups, i.e., historical, current, control. The characterisation of the synoptic table is based on frequency and fidelity. Frequency represents each species, presence or absence in the plots belonging to a specific group. Fidelity determines a diagnostic relationship of the species to a particular group of plots.

Species with frequency above thirty (occurred together in more than one plot) and fidelity above thirty were determined as characteristic species. Phi coefficient was used to calculate the fidelity number (Chytrý et al. 2002).

2.5.4 Map analysis

The age difference was plotted using ArcGIS (software ArcMap 10.8). The first old maps from 1960 were collected in the regional archive in Olomouc town. The digitalised maps were georeferenced into the ArcMap software. They were subsequently edited as proper layers to record a piece of information to the attribute table. Secondly, current maps were collected from involved forestry companies and analysed in the same way.

The area of each recorded stand was generated in an attribute table, divided according to the stand's age categories and summarised by the excel function. Subsequently, two bar plots were created in Excel (Microsoft 365) to present the maps dataset comprehensively.

3 Results

Results of the analysis pointed out the significant change in species richness. In addition, it indicated that floodplain forest has changed in the past sixty years (Fig 4).

Shapiro-Wilks Normality test detected non-normal distribution ($P < 0.05$). The GLMs with Poisson distribution was performed, which detected a significant effect on control, current, and historical groups ($P < 0.001$) (Software R, package Multcomp). Then, General Linear Hypotheses (glht) compared means by Tukey post hoc test. This diagram highlights significant ($P < 0.001$) vegetation change (Tab 1).

Tab 1: Summary of General Linear Hypotheses (glht), Tukey post hoc test.

Tukey Contrasts	P-value
current - control	0.209
historical - control	<1e-04 ***
historical - current	<1e-04 ***

The mean value of historical relevés to current and control relevés is significant compared to the current mean and control mean.

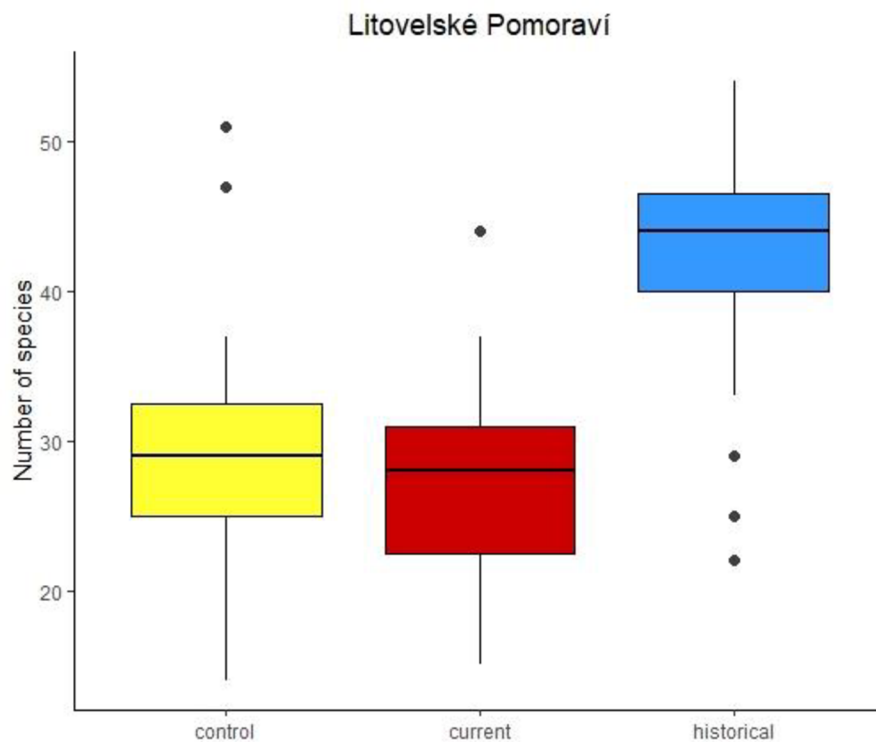


Fig 4: Boxplots detached groups differences in indicate values ($P < 0.001$, GLMs F-test). Explanation to boxplot – see above in data analysis.

NMDS plot

Bray-Curtis distance was used for computation. Convergence was reached after 999 permutations, and the stress was 0.2897. Data was exported to qqplot2 for comprehensive representation. The closer the points are together in the ordination space (NMDS1, NMDS2), the more similar are communities. In this study, these clusters are called treats (Fig 5).

Plot interprets divergence in vegetation composition. Crossing points indicates the similarity of the species composition. The pattern is visible by currently resampled plots (red) and control plots (yellow). In contrast, historical plots (blue) are isolated in the upper part of the NMDS plot. This pattern shows different species composition on historical plots than on current and control plots. Former vegetation varied not only in species richness but also in species composition. The plant community has not changed completely; the changes are shown rather on occurrence of specific species (see below).

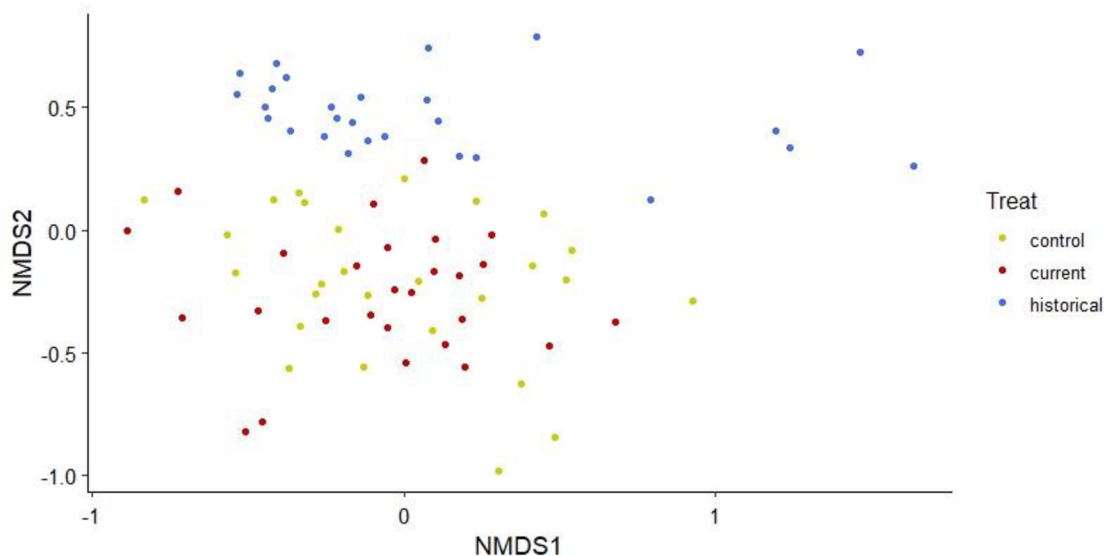


Fig 5: Long-term species composition change between historical (1961) and current, control (2020). Sampling is visualized by NMDS diagram. Explanation to NMDS – see above in data analysis.

Synoptic table

A synoptic table (Tab 2 and extended Appendix 2 bellow) was created to determine differences in specie composition between concrete types: historical, current, control. All relevés from the database were measured by the frequency – fidelity index which organize species composition, the presence of diagnostic species and measure the similarity of relevés (Douda 2008). Phi coefficient was used to calculate the fidelity value. Only the species with fidelity threshold between 30 and 50 were defined as characteristic species. Fisher’s exact test ($P < 0,001$) eliminated the fidelity value for occurrence of non-significant species (Chytrý et al. 2002). All species were sorted by decreasing fidelity value. Furthermore, species listed below in the Tab 2 and Appendix 2 are the most affected by ecological changes.

Tab 2: Species with pronounced changes in frequency and abundance (decreasing or increasing) when comparing historical (1961) and current (2020) data.

Decreased	Increased
Herb layer	
<i>Lamium maculatum</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
<i>Campanula trachelium</i>	<i>Galium aparine</i>
<i>Veronica chamaedris</i>	<i>Cardamine impatiens</i>
<i>Fragaria moschata</i>	
<i>Paris qudrifolia</i>	
<i>Ajuga reptans</i>	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	
<i>Primula elatior</i>	
<i>Lysimachia nummularia</i>	
<i>Anemone nemorosa</i>	
<i>Oxalis acetosella</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	
<i>Neottia nidus-avis</i>	
<i>Convallaria majalis</i>	
<i>Iris pseudacorus</i>	
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	
Shrub layer	
<i>Daphne mezereum</i>	
Tree layer	
<i>Ulmus minor</i>	<i>Quercus rubra</i>
<i>Tilia platyphyllos</i>	
<i>Betula Pendula</i>	

Map comparison

Bar plots and maps illustrate age distribution in the PLA in 1960 and current. Young stands dominated former forests (Fig 6) corresponded the old stands. In contrast, ageing of stands is visible based on the current distribution in bar plot (Fig 7) and map (Fig 9). In the current stands, the tree age seems to be more equally distributed, except the youngest (yellow, 1 – 20) stands with the largest affluence.

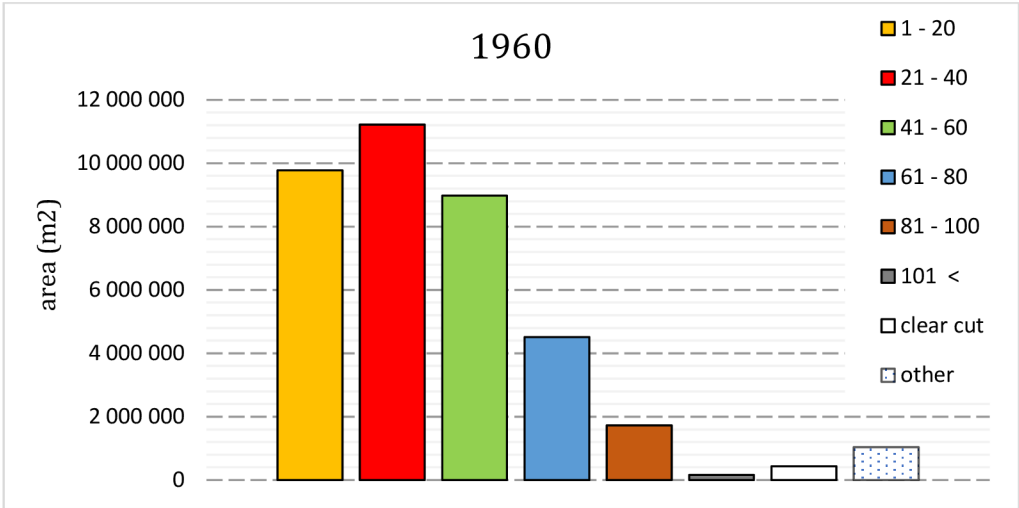


Fig 6: The bar plot represents former forest stands from 1960 – colours illustrate different age distribution. Legend in the right corner explains the meaning of colours. X-axes characterise age groups, and Y-axes express the area of the forest stand in a square metre.

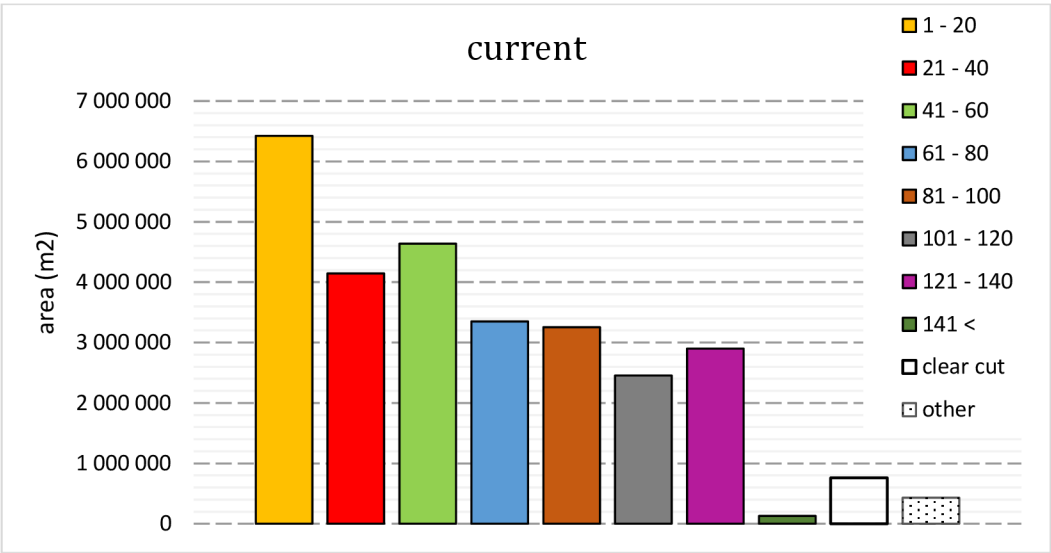


Fig 7: The bar plot represents current forest stands – colours illustrate different age distributions. Legend in the right corner explains the meaning of colours. X-axes characterise age groups, and Y-axes express forest area in square metres.

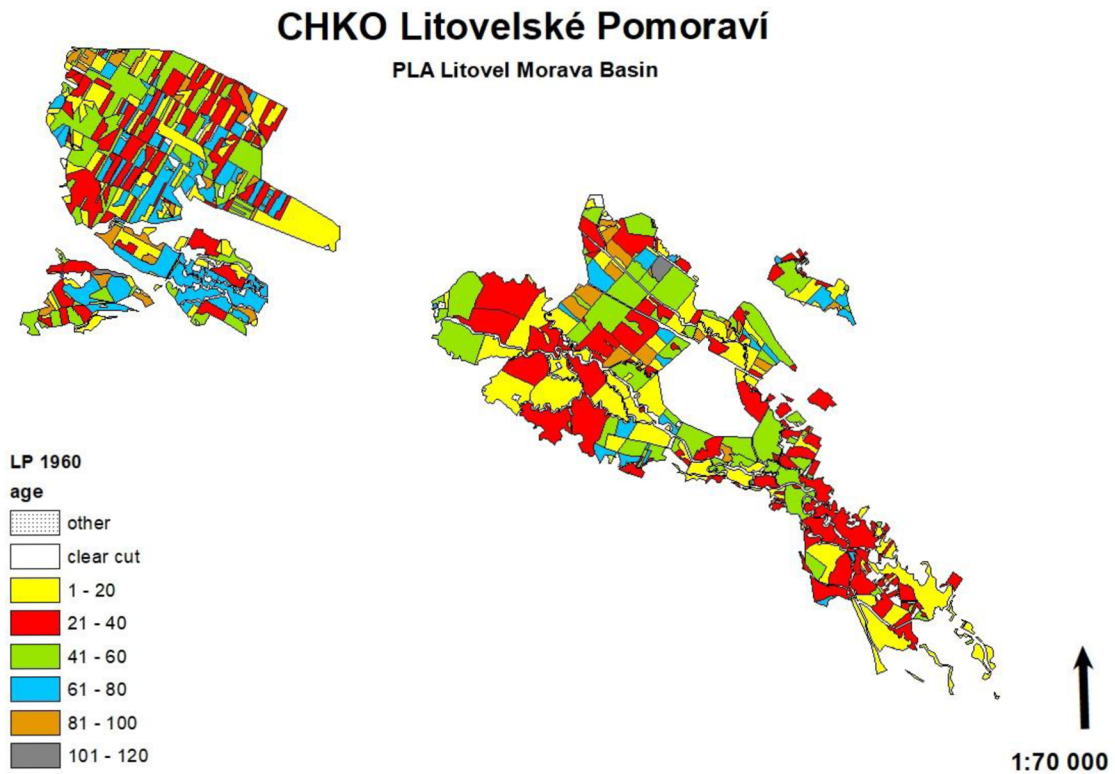


Fig 8: The map demonstrates forest stands of former (1960) age distribution. Legend in the left corner explains the meaning of colours dissimilarity.

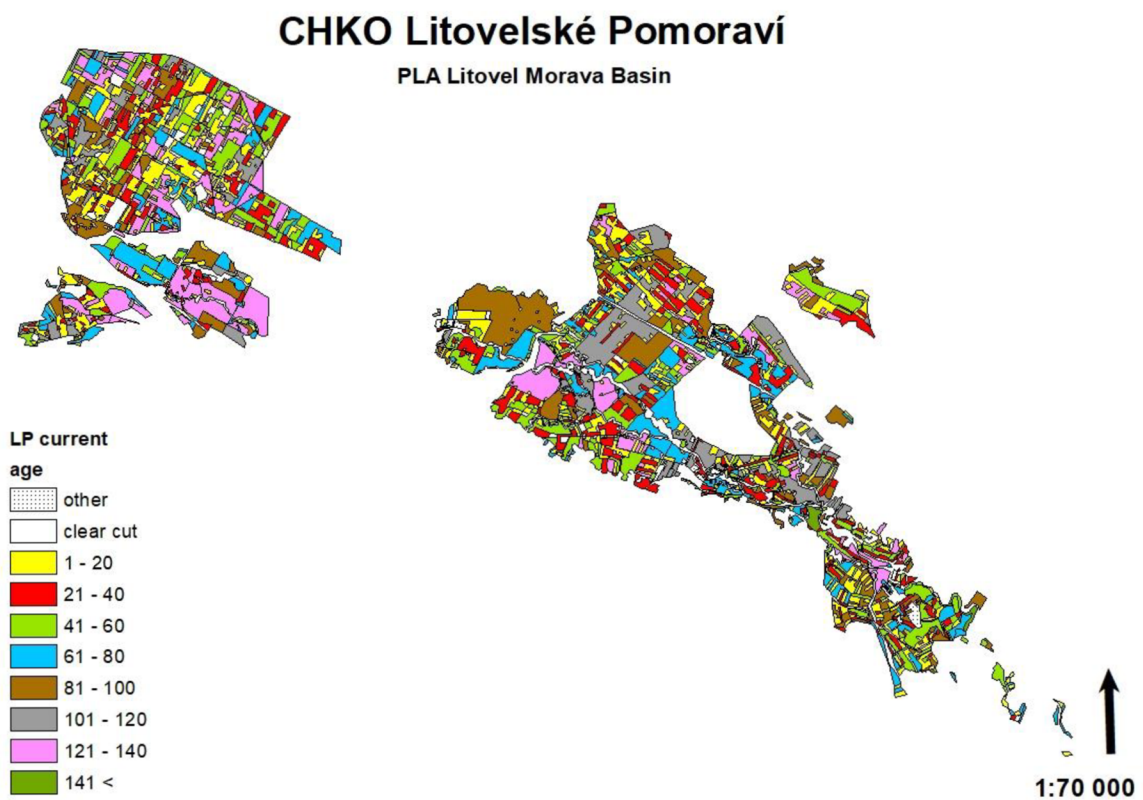


Fig 9: The map demonstrates forest stands of current age distribution. Legend in the left corner explains the meaning of colours dissimilarity.

4 Discussion

The research in floodplain forests in the PLA reveals systematic local species diversity changes. The most notable trend is the decrease in species richness and significant changes in vegetation composition. This trend was observed in many studies on repeatedly-sampled plots (Hale et al., 2008; Keith et al., 2009; Hédli et al. 2010; Kopecký et al., 2013; Chudomelová et al. 2017; Boublík & Vojík 2018). However, other results have showed an increase in species richness (Strubelt et al., 2017) or a statement of no vegetation diversity change (Vellend et al., 2017). Our research confirms the loss of vegetation diversity related to land-use changes. Most of the disappearing species are oligotrophic light-demanding herbs, e.g., (*Veronica chamaedris*, *Fragaria moschata*, *Campanula persicifolia*). In contrast, some nutrient-demanding contain eutrophic species, and nitrophytes became frequent, e.g., *Urtica dioica*, *Impatiens parviflora*, *Galium aparine* (Hédli et al., 2010; Bernhardt-Römermann et al., 2015).

The original historical dataset was processed by a single author, Vratislav Bednář (1964), from Palacký University Olomouc (Appendix 1). He was a botanist focused on vegetation ecology and conservationist. He did many surveys in the Olomouc region, and he was one of the founders who established the PLA Litovel Morava Basin. Although V. Bednář was an experienced botanist, historical incompatibility in taxonomic concepts and variance in the knowledge level in species determination can be assumed. Data are uniform in the determination concept (Braun-Blanquet scale) and thus should reduce potential errors. Different environmental conditions may easily bias the survey and resurvey results during the observation period. However, those biases, e.g., the dry year, did not affect this resurvey.

4.1 Species and vegetation change

Light availability, succession, soil nutrient content, and depth of the groundwater table are the essential variables impacting species richness and composition. Shading and ageing became severe threats to local vegetation diversity (Hale et al., 2008; Konvička et al., 2008; Douda 2009; Keith et al., 2009; Hédli et al., 2010; Kopecký et al., 2013; Chudomelová et al., 2017; Boublík & Vojík 2018). These environmental changes result in a long-term decrease in light-demanding species, especially in the herb layer (Douda 2009). Where light availability was reduced, shaded tolerant species displayed high

survival (Bernhardt-Römermann et al., 2015). Further, expanding mesophilic trees increases nutrient input with better leaf litter quality. In addition, increasing biomass slows down the mineralisation of organic matter (Hédli et al., 2010). Subsequently, herb layer transform humus quality (Bernhardt-Römermann et al., 2015).

The results were very similar when the current and control plots were compared in the first species richness analysis. The younger succession phase of forest stand on control plots is diverse in vegetation as the older phase on current plots. The non-significant difference is caused not just by forest stands ageing but also by differences in environmental variables. Enhanced nitrogen availability increased eutrophic conditions and led to the expansion of mesic forest species across all layers. Unfortunately, environmental variables such as soil samples data were not analysed yet because it was not a priority for this master thesis. Also, no data is available on past deposition in the PLA.

Nevertheless, various studies focused on floodplain forests measured the productivity directly and displayed a significantly positive effect on the abundance of nitrophytes and neophytes with soil or airborne nitrogen increase. In addition, research in the same locality, oakwood forest Dúbrava reported that soil phosphorus content has an essential role in the abundance of vegetation. Human activities have modified phosphorus and, with the nitrogen interaction, positively boost primary productivity if nitrogen is not the limiting element (Strubelt et al., 2017). When nitrogen in the soil is low, species richness might increase with increasing phosphorus availability. Chudomelová et al. (2017) suggest that the interaction of increased phosphorus and nitrogen in soil triggers the vegetation community change. Another research by Strubelt et al. (2017) observed a negative correlation between soil phosphorus content and species richness in an alluvial hardwood forest in Germany.

The second analysis validated the loss of diversity and confirmed the change in vegetation composition between historical relevés and current relevés. The decreasing species were closely described based on the Ellenberg indicator values (EIV). The anticipated decreased oligotrophic and light-demanding species are *Fragaria moschata*, *Veronica chamaedrys*, *Lysimachia nummularia*, *Ajuga reptans*, *Primula elatior*, *Deschampsia cespitosa*, *Crataegus monogyna* and *C. laevigata*, *Betula pendula*. Furthermore, a decreasing trend appeared among shade-tolerant species grown on better

nutrient supply soil, e.g., such as *Lamium maculatum*, *Campanula trachelium*, *Paris quadrifolia*, *Ranunculus lanuginosus*, *Tilia platyphyllos*.

Other decreasing species like *Anthriscus sylvestris* thrive on nutrient-rich soil but they are also strongly light-demanding. *Oxalis acetosella* and *Daphne mezereum* prefer shaded conditions, the average amount of nutrients in the soil and an oligotrophic environment. Few species were not found in any current or control plot, concretely *Fragaria moschata*, *Crataegus monogyna*, and endangered orchid *Neottia nidus-avis*. Compared to other described species *Neottia nidus-avis* is oligotrophic and prioritise shaded solid conditions. The increase of invasive *Quercus rubra* was detected on succession younger control plots.

The results indicate absence of *Anemone nemorosa* and decrease of *Convallaria majalis* var. *majalis* in current and control plots. This research analysed just spring data because the former dataset did not contain a spring survey. Our study group decided to survey spring geophytes in April 2021. Dataset contains high abundance of *Anemone nemorosa* and *Convallaria majalis* var. *majalis*. We hypothesise that this pattern outcome is due to shortened vernal flowering season, elevated temperatures, and lack of precipitation. Vernal herbs risk spring frost by starting early flowering season because the open canopy (light) is essential to growing. They must manage it before the canopy closure. Therefore, spring geophytes are exposed to phenological shifts by climate change (Bo Eun Nam & Jae Geun Kim 2020).

At the beginning of the 20th century, *Ulmus* species almost vanished among floodplain forests because of Dutch elm disease caused by the pathogen called *Ophiostoma novo-ulmi*. Dutch elm disease resulted in large-scale adult *Ulmus* species mortality. Nowadays, pathogens retreated, resulting in juvenile trees getting abundant again. Further, *Fraxinus excelsior* has suffered from a pathogen called *Hymenoscyphus pseudoalbidus*. *Fraxinus* stands tend to have a monocultural character and thus impact the whole forest dynamic, especially the herb layer. Shrub layers, e.g., *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea*, *Prunus padus* are growing in the gaps after stand decay. As a result, a seedling of *Fraxinus excelsior* and *Quercus robur* is a light-demanding species that cannot survive. However, there is a lack of information about the regeneration of floodplain forests after stand decay (EMP authors collective 2019).

In a summary, nutrient content and heterogeneity of light availability is significantly related to species richness and vegetation composition. This pattern pointed out a significant decrease of EIV as light, nutrients, and moisture associated with vegetation variability within the association *Alnion incanæa*. Moisture is positively correlated with light, which affects the variability of species in this association (Douša 2008). Also, moisture is a variable which connects all the decreasing species.

4.2 Water regime

Moravian forests have become drier at the turn of the millennium, and spring floods happen to be rare since 2015 (EMP authors collective 2019). The floods rate is declining due to the long-term drought. A decline in groundwater table threatens moisture-preferring species, e.g., *Iris pseudacorus*, *Lysimachia nummularia*, *Deschampsia cespitosa*. Those species lower their abundance or vanishes. Floodplain forest changes ecological character to more closed understorey with drier soils (EMP authors collective 2019).

Morava river is used as a source of drinking water for Olomouc agglomeration. A long-term hydrological survey proves a decline of about 1 m of groundwater table over ten years. No limits on water abstraction are set, and it occurs in the PLA locality. The negative impact is culminating and affects the entire floodplain ecosystem's groundwater table. Paradoxically, the character of the floodplain is the main subject of protection of the PLA. Under the Ramsar Convention, the Montreux Record is a register of wetland sites on the List of Wetlands of International Importance (Ramsar Sites), needing priority conservation attention. There are just three other ecosystems like Litovel Morava Basin - Libický luh (Elbe River), Soutok and Chropyňský luh (Morava River) in Czech Republic. These floodplain ecosystems used to be flooded during springs. Nowadays, spring floods disappeared or declined due to river straightening or climate change.

Nature Conservation Agency of the Czech Republic (AOPK) redeemed valuable land from Olomouc or Litovel town located in Zone 1 (core zone) due to a planned revitalisation of the Morava River in the middle of the PLA. The initial plan is to restore the stream to keep the surface water and groundwater in the landscape and support natural flooding to wide and small channels within the whole area. This protection could mitigate the river flow's ongoing climate change and sustainability. Unfortunately, AOPK

does not have support from stakeholders for this future project (EMP authors collective 2019).

4.3 Temporal dynamic

The dataset represents evidence of the decreasing vegetation composition of floodplain forests and the transition from hydrophilic association to more mesophilic association. However, the declining flood regime and groundwater table are not the only factors driving the observed changes.

Forestry management leads to canopy closure and lower light availability for the understory (Bernhardt-Römermann et al., 2015; Chudomelová et al., 2017). However, the primary reason for the observed vegetation change is the transformation from coppice-with-standard system to the high forest (Hédl et al., 2010; Müllerová et al., 2015; Chudomelová et al., 2017; Strubelt et al., 2017). The abandonment of traditional forest management practices disrupted the equilibrium of the floodplain ecosystem. The decline corresponded with decreasing frequency of anthropogenic disturbances (Hédl et al., 2010; Strubelt et al., 2019).

The historical database AV ČR exemplifies that former forestry management in the PLA was coppicing with rotation period thirty to fifty years or left as tree stumps and accompanied by wood pasture (Hošek 1987; EMP authors collective 2019). After the 16th century, the forestry model became more divergent. It included coppice-with-standards, litter ranking, haymaking, grass cutting. Modern silviculture management was applied in the 19th century. Intensification started during the 20th century (Hošek 1987). Some invasive species, e.g., *Quercus rubra* and *Pinus sylvestris*, were artificially planted. Direct intervention could change the microclimate, and water regime, shift the species community and prepare space for invasive or ruderal species (Chudomelová et al., 2017).

Forest lighting was primarily dependent on human interventions (Kuneš et al., 2015; Douda et al., 2017). An important aspect is the intensity of the silviculture management during logging and forest regeneration, establishment, improvement of seedlings, and reforestation. Clear-cutting is an intensive management practice in a floodplain forest. The intensive management practice is represented by mechanical soil preparation using forestry millers to remove stumps, eradicate woody and herbs, and

herbicide application (Košulič et al., 2021). In research about silviculture, Košulič et al. (2021) observed that intensive management practice lower multi-trophic diversity and affect the multi-functionality of the established forest stands. Also, change the equilibrium of primary productivity.

Floodplain forests in the PLA are maintained by more than one subject. State subject Lesy ČR manage 78 %, Olomouc and Litovel town 17 % and the rest hold private subjects. Production forest area (79 %) is the most dominant and the rest extensively manage. Forest stands are very diverse because of various soil conditions (EMP authors collective 2019). Results from research showed that the youngest forest stands dominate. It is because of the comprehensive restoration mostly of old forest stands. However, the age difference and structure vary among localities. The upper part of the PLA is mostly oakwood, and the lower part of the PLA is floodplain forest. Maps analysis illustrated tripling of forest stands around 130 years old, and the structural representation of tree layer is not equal because of different environmental conditions (moist – upper forest, drier – lower forest). The most abundant is *Quercus robur*; luckily, the abundance from the historical dataset compared to the current dataset did not change over the years, and *Fraxinus excelsior*, *Tilia*, and *Acer* species. The abundance of deciduous trees is increasing, contributing to the shading trend. Nowadays, silviculture management practice is mostly intensive except in Zone 1 (core zone). The forestry plan allows a clear-cut area of 1 hectare with reserved trees, mostly *Quercus robur* or natural regeneration. Shelterwood cutting is used for forest stands with a presumption for natural regeneration (EMP authors collective 2019).

The PLA does not have a gene bank for a seedling. Thus, every planting seedling is an allochthone. Seedlings are exposed to damage caused by ungulates. There are several hunting territories, but they did not keep the prescribed quantity of animals as fallow-deer, mouflon, and wild boar abundance. They caused dramatic damage to the regeneration of seedlings. Even though AOPK tried to negotiate solutions with stakeholders but did not find any synergy because stakeholders refused to collaborate. Another negative factor is airborne pollution, which threatens the vitality of vegetation. It leads to canopy drying and defoliation (EMP authors collective 2019).

Among the alternative method is extensive silviculture management practice. This method is environmentally acceptable for soil treatment, and it increases or stabilises

taxonomic and functional diversity. In addition, selective harvesting protects tree regeneration and is an advantaged understory (Strubelt et al., 2017; Košulič et al., 2021). Recently published research from Košulič et al. (2021) observed strong homogenisation after intensive silviculture management, contributing to the loss of taxonomic and functional diversity of all species. Furthermore, according to this research, extensive management should be economically more realisable than large-scaled intensive management.

4.4 Homogenisation and eutrophication

First, the transition from open-canopy forest to closed-canopy high forest impacts vegetation (Hédl et al., 2010; Douda et al., 2017). Next, overpopulated wild boars disturbs the forest understory by rooting in search of insects, edible roots, and acorns. Boars enhanced the expansion of several nitrophilous herbs. These disruptions dramatically impact the local understory layer if they are permanent (Řepka 2009; Chudomelová et al., 2017). However, in general, ungulates has a positive impact on suspending the expansion of tree species by browsing, slowing down the succession, preventing vegetation homogenisation (Vera 2000). On the other hand, ungulates cause the spread of alien species (Hédl et al., 2010).

An omnipresent invader *Impatiens parviflora* populated almost each resurvey plot. *Impatiens parviflora* success is probably due to soil nutrient increase and radicalisation of area. EIV can tolerate shadier conditions and quickly colonise canopy gaps (Chudomelová et al., 2017; Čuda et al., 2015). *Impatiens parviflora* is the most widespread species in central Europe. The invasion supports higher soil nitrogen concentration caused by intensive silvicultural management, truism, or wild boar rooting (Chmura & Sierka 2006). These supportive impacts for invasion and expansion are detached in the study site of the PLA. There are contradictory opinions on the impact of *Impatiens parviflora*. Tokarska-Guzik et al. (2008) showed a negative impact on the diversity of former vegetation; by contrast, Chmura & Sierka (2006) pointed insignificant impact. The presence of *Impatiens parviflora* confirm eutrophication by invading studied plots, and it contributes to forest homogenisation.

5 Conclusion

The forest ecosystem is naturally in dynamic equilibrium. Forest stands are changing in small or large areas, and they significantly change the structure of the dominant forest stands in different time scales and periods. Setting certain silviculture management or letting the forest to develop spontaneously, which is often the stated goal of management in protected areas, may lead to a loss of the forest ecosystems character for which their protection was declared. Therefore, in the case of floodplain forests, the light and soil conditions play a crucial role in species distribution.

There is no doubt that anthropogenic factors have influenced the vegetation composition of the floodplain forest ecosystem in the PLA. Analysis declared a significant decrease in species richness caused by many simultaneously ongoing factors. Forest is due to current ecological conditions getting more shadier, more nutrient-rich. Shifts in communities associated with the altered hydrologic regime. Combined with other described disturbances, forests change the vegetation composition structure.

Our results reject the intensively managed high forest as a proper management for floodplain forests. However, it is impossible to restore traditional management with the current legislative framework fully. Therefore, we strongly recommend that the intensive silvicultural practice as clear-cutting and logging should be more limited. Also, we propose extensive silviculture practices related to traditional management practices

6 References

- Bednář, V., 1964. Fytcenologická studie lužních lesů Hornomoravského úvalu. Acta Univ. Palack. Olomuc., Fac. Rer. Natur., Praha, 16, Ser. Biol., 6: pp.5–71.
- Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Craven, D., De Frenne, P., Hédli, R., Lenoir, J., Bert, D., Brunet, J., Chudomelová, M., Decocq, G. and Dierschke, H., 2015. Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global change biology*, 21(10), pp.3726-3737.
- Chmura, D. and Sierka, E., 2006. Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: a study of *Impatiens parviflora* DC. Polish Journal of Ecology, 54(3), p.417.
- Chudomelová, M., Hédli, R., Zouhar, V. and Szabó, P., 2017. Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years?. *Biological Conservation*, 210, pp.163-173.
- Chytrý, M., Tichý, L., Holt, J. and Botta-Dukát, Z., 2002. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation science*, 13(1), pp.79-90.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P., Šumberová, K., Sádlo, J., Neuhäuslová, Z., Hájek, M., Rybníček, K. and Krahulec, F., 2010. Katalog biotopů České republiky. Druhé vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Čuda, J., Skálová, H., Janovský, Z. and Pyšek, P., 2015. Competition among native and invasive *Impatiens* species: the roles of environmental factors, population density and life stage. *AoB Plants*, 7.
- Danihelka, J., Chrtek, J. and Kaplan, Z., 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia*, (3).
- Douda, J., 2008. Formalized classification of the vegetation of alder carr and floodplain forests in the Czech Republic.
- Douda, J., 2009. O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů. *Živa*, 57, pp.56-59.
- Douda, J., Doudová-Kochánková, J., Boublík, K. and Drašnarová, A., 2012. Plant species coexistence at local scale in temperate swamp forest: test of habitat heterogeneity hypothesis. *Oecologia*, 169(2), pp.523-534.
- Douda, J., Boublík, K., Doudová, J. and Kyncl, M., 2017. Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), pp.761-771.
- Ellenberg, H. and Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht (Vol. 8104). Utb.
- EMP authors collective 2019; Ministry of the Environment of the Czech Republic, 2014. Plán péče Plán péče o Chráněnou krajinnou oblast Litovelské Pomoraví na období 2019–2028. [Management plan for the Protected Landscape Area Litovel Morava Basin for

- 2019–2028.]. Manuscript, 24 pp. and appendices. Downloadable from http://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/.
- Garssen, A.G., Verhoeven, J.T. and Soons, M.B., 2014. Effects of climate-induced increases in summer drought on riparian plant species: A meta-analysis. *Freshwater Biology*, 59(5), pp.1052-1063.
- Gimmi, U., Bürgi, M. and Stuber, M., 2008. Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: a case study from the Swiss Rhone valley. *Ecosystems*, 11(1), pp.113-124.
- Hale, B.W., Alsum, E.M. and Adams, M.S., 2008. Changes in the floodplain forest vegetation of the lower Wisconsin River over the last fifty years. *The American Midland Naturalist*, 160(2), pp.454-476.
- Hédl, R., 2004. Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology*, 170(2), pp.243-265.
- Hošek, E. 1987. Lesy Litovelského Pomoraví pohledem historie, In: Šimek P. Údolní niva, lužní lesy a návrh chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví. Seminář pořádaný u příležitosti světového dne ŽP; 27–28. 5. 1987; Olomouc: Okresní středisko státní památkové péče a ochrany přírody, pp. 61–84.
- Keith, S.A., Newton, A.C., Morecroft, M.D., Bealey, C.E. and Bullock, J.M., 2009. Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), pp.3539-3544.
- Konvicka, M., Novak, J., Benes, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hrcek, J., Chobot, K. and Marhoul, P., 2008. The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation*, 12(5), pp.549-560.
- Kopecký, M., Hédl, R. and Szabó, P., 2013. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), pp.79-87.
- Košulič, O., Procházka, J., Tuf, I.H. and Michalko, R., 2021. Intensive site preparation for reforestation wastes multi-trophic biodiversity potential in commercial oak woodlands. *Journal of Environmental Management*, 300, p.113741.
- Kubát, K., (ed.) et al. 2002. Klíč ke květeně České republiky, Praha: Academia.
- Kuneš, P., Svobodová-Svitavská, H., Kolář, J., Hajnalová, M., Abraham, V., Macek, M., Tkáč, P. and Szabó, P., 2015. The origin of grasslands in the temperate forest zone of east-central Europe: long-term legacy of climate and human impact. *Quaternary Science Reviews*, 116, pp.15-27.
- Machar, I., 2008. Historical development of floodplain forests in the Upper Moravian Vale (Vrapač National Nature Reserve, Czech Republic). *Journal of Forest Science*, 54(9), pp.426-437.

- Máčka, Z., 2016. Litovelské Pomoraví—Landscape Around Anastomosing River Pattern of Morava. In *Landscapes and Landforms of the Czech Republic* (pp. 291-304). Springer, Cham.
- McGill, B.J., Dornelas, M., Gotelli, N.J. and Magurran, A.E., 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution*, 30(2), pp.104-113.
- Müllerová, J., Hédli, R. and Szabó, P., 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343, pp.88-100.
- Naiman, R.J. and Decamps, H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1), pp.621-658.
- Nam, Bo Eun, and Jae Geun Kim. "Flowering season of vernal herbs is shortened at elevated temperatures with reduced precipitation in early spring." *Scientific reports* 10, no. 1 (2020): 1-10.
- Poláček, L., 1999. Prehistorie a historie údolní nivy Prehistory and history of floodplain. *Morava River Floodplain Meadows-Importance, Restoration and Management*. DAPHNE-Centre for Applied Ecology, Bratislava, 5, p.25.
- Quitt, E. 1971. *Klimatické oblasti Československa*. 1st ed. Praha: Academia.
- Řepka, R., 2009. Druhová diverzita vyšších rostlin versus lesnický management v evropsky významné lokalitě (EVL) Hodonínská Doubrava (Vascular plant species richness versus forestry management in the SCI Hodonínská Doubrava). *Zprávy České Botanické Společnosti*, 44, pp.111-120.
- Strubelt, I., Diekmann, M. and Zacharias, D., 2017. Changes in species composition and richness in an alluvial hardwood forest over 52 yrs. *Journal of Vegetation Science*, 28(2), pp.401-412.
- Strubelt, I., Diekmann, M., Griese, D. and Zacharias, D., 2019. Inter-annual variation in species composition and richness after coppicing in a restored coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*, 432, pp.132-139.
- Šafář, J., 2003. *Chráněná území ČR.: Olomoucko*. VI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Tichý, L., 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of vegetation science*, 13(3), pp.451-453.
- Tokarska-Guzik, B., Urbisz, A., Urbisz, A., Węgrzynek, B., Nowak, T. and Pasierbiński, A., 2008. Regional scale assessment of alien plant invasions: a case study for the Silesian Upland (southern Poland). W: B. Tokarska-Guzik, JH Brock, G. Brundu, L. Child, CC Daehler & P. Pyšek (red.), *Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management*, pp.171-188.
- Vellend, M., Baeten, L., Becker-Scarpitta, A., Boucher-Lalonde, V., McCune, J.L., Messier, J., Myers-Smith, I.H. and Sax, D.F., 2017. Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. *Annual Review of Plant Biology*, 68, pp.563-586.
- Vera, F.W.M., 2000. *Grazing ecology and forest history*. Cabi.

Závěr

Výzkum zabývající se dlouhodobými vegetačními změnami lužního lesa v CHKO Litovelské Pomoraví potvrdil signifikantní pokles rostlinné diverzity. Dříve početně dominující oligotrofní světlomilné druhy vystřídaly druhy stinných stanovišť vázané na bohatší půdy dobře zásobené dusíkem. Výsledky ilustrují snížení diverzity převážně bylinného patra důsledkem zastínění podrostu, eutrofizací a sukcesním stárnutím porostů. Není pochyb o narušení vegetace lužního lesa antropogenní činností. Mnoho ekologických i environmentálních faktorů vzájemně působících přispívá ke ztrátě resilience a diverzity lesních porostů.

Výsledky této práce reflektují současné lesnické hospodaření a naznačují, že zvolený způsob ochrany unikátního lužního lesa v Litovelském Pomoraví není zcela účinný, neboť lužní les ztrácí svůj charakter, pro který byl vyhlášen. Obecně CHKO spadá pod vyšší stupeň ochrany. Podléhá tak výrazně vyššímu počtu směrnic, vyhlášek, nařízení a zákonů než lesy v jiných oblastech. Důležité je transparentní a včasné jednání mezi všemi dotčenými subjekty – AOPK, Lesy ČR, vodohospodářské společnosti, myslivecké spolky, soukromí vlastníci apod, jež často nenachází ve spolupráci synergii.

Z hlediska zájmu ochrany přírody je nutné omezit intenzivní lesnický management, který je dle platného plánu péče na lokalitách prováděn. Ačkoliv je v dnešní době legislativně nemožné provozovat tradiční hospodaření, je nutné snížit holosečné kácení na minimum. Substitucí za intenzivní management je extenzivní management s prvky tradičního hospodaření, které je ekologicky udržitelnější, šetrné ke krajině a v porovnání s intenzivním managementem ekonomicky dobře realizovatelný.

Appendix



Appendix 1: Doc. RNDr. Vratislav Bednář, CSC., As a native man from Litovel, his dream came true because, for many years of his life, he thrived on protecting the floodplain forest around Litovel and Olomouc town.

Appendix 2: Combined synoptic table with percentage frequency and modified fidelity index (phi coefficient). Only species with fidelity threshold (more than 30), frequency threshold (more than 20) and cover threshold (more than 30) are considered as diagnostic and marked by green colour. Explanation to the synoptic tale – see above in data analysis.

Group type	historical	current	control
No. of relevés	27	27	27
<i>Lamium maculatum</i>	78 ^{61.9}	15	15
<i>Campanula trachelium</i>	59 ^{59.7}	7	4
<i>Veronica chamaedrys</i>	63 ^{56.9}	7	11
<i>Fragaria moschata</i>	41 ^{56.1}	.	.
<i>Ulmus minor</i>	52 ^{53.6}	.	11
<i>Paris quadrifolia</i>	56 ^{53.6}	7	7
<i>Ajuga reptans</i>	56 ^{53.6}	4	11
<i>Anthriscus sylvestris</i>	37 ^{53.1}	.	.

<i>Ranunculus lanuginosus</i>	67 ⁵⁰	26	7
<i>Primula elatior</i>	67 ^{47.7}	19	19
<i>Lysimachia nummularia</i>	48 ^{47.2}	4	11
<i>Anemone nemorosa</i>	30 ^{46.8}	.	.
<i>Crataegus monogyna</i>	30 ^{46.8}	.	.
<i>Oxalis acetosella</i>	48 ^{44.1}	11	7
<i>Deschampsia cespitosa</i>	78 ^{43.7}	30	33
<i>Neottia nidus-avis</i>	26 ^{43.5}	.	.
<i>Daphne mezereum</i>	30 ^{41.7}	.	4
<i>Betula pendula</i>	37 ^{40.4}	4	7
<i>Tilia platyphyllos</i>	22 ⁴⁰	.	.
<i>Crataegus laevigata</i>	22 ⁴⁰	.	.
<i>Convallaria majalis var. majalis</i>	48 ^{38.5}	15	11
<i>Impatiens parviflora</i>	19	70 ^{38.8}	41
<i>Pulmonaria officinalis</i>	85	44	67
<i>Galeobdolon montanum</i>	44	78	74
<i>Tilia cordata</i>	85	96	89
<i>Milium effusum</i>	78	78	74
<i>Geum urbanum</i>	70	74	81
<i>Fraxinus excelsior</i>	93	100	81
<i>Carex brizoides</i>	100	78	93
<i>Quercus robur</i>	70	67	67
<i>Acer campestre</i>	67	63	67
<i>Dactylis polygama</i>	81	52	59
<i>Acer pseudoplatanus</i>	44	78	70
<i>Aegopodium podagraria</i>	78	52	56
<i>Glechoma hederacea</i>	48	63	74
<i>Stellaria holostea</i>	67	33	52
<i>Carpinus betulus</i>	67	56	44
<i>Stachys sylvatica</i>	44	52	56

<i>Rubus caesius</i>	48	56	67
<i>Galium aparine</i>	22	74	52
<i>Urtica dioica</i>	67	74	96
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	56	41	56
<i>Viola reichenbachiana</i>	48	41	41
<i>Circaea lutetiana</i>	37	48	37
<i>Polygonatum multiflorum</i>	56	37	22
<i>Alnus glutinosa</i>	56	37	22
<i>Acer platanoides</i>	37	41	37
<i>Festuca gigantea</i>	48	33	30
<i>Euonymus europaeus</i>	15	44	48
<i>Prunus padus</i>	37	33	37
<i>Galium odoratum</i>	56	26	22
<i>Lathyrus vernus</i>	41	15	19
<i>Euphorbia dulcis</i>	41	11	22
<i>Impatiens noli-tangere</i>	37	22	15
<i>Mercurialis perennis</i>	26	30	15
<i>Silene dioica</i>	30	26	15
<i>Scrophularia nodosa</i>	44	11	11
<i>Carex sylvatica</i>	11	33	22
<i>Maianthemum bifolium</i>	41	19	4
<i>Sambucus nigra</i>	7	19	37
<i>Alliaria petiolata</i>	11	26	22
<i>Cardamine impatiens</i>	.	22	37
<i>Hypericum hirsutum</i>	30	7	19
<i>Crataegus species</i>	.	26	30
<i>Poa nemoralis</i>	37	.	15
<i>Cornus sanguinea</i>	22	7	22
<i>Filipendula ulmaria</i>	22	4	19
<i>Corylus avellana</i>	19	11	11

<i>Quercus rubra</i>	.	11	30
<i>Phalaris arundinacea</i>	22	4	7
<i>Iris pseudacorus</i>	22	7	4
<i>Ulmus laevis</i>	26	4	4
<i>Carex riparia</i>	15	7	7
<i>Athyrium filix-femina</i>	11	4	11
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	22	.	4
<i>Rumex sanguineus</i>	15	.	11
<i>Carduus crispus</i>	11	.	15
<i>Melica nutans</i>	11	7	7
<i>Hedera helix</i>	15	11	.
<i>Dryopteris carthusiana agg.</i>	11	4	7
<i>Myosotis sylvatica</i>	19	.	4
<i>Galeopsis bifida</i>	.	7	15
<i>Poa trivialis</i>	.	11	11
<i>Lysimachia vulgaris</i>	15	4	.
<i>Carex remota</i>	11	4	4
<i>Galium sylvaticum</i>	15	.	4
<i>Plagiochila species</i>	19	.	.
<i>Frangula alnus</i>	7	.	11
<i>Carex pilosa</i>	.	7	11
<i>Arum cylindraceum</i>	.	7	11
<i>Ulmus species</i>	.	4	15
<i>Vicia dumetorum</i>	15	.	.
<i>Hepatica nobilis</i>	7	7	.
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	4	4	7
<i>Myosotis palustris agg.</i>	15	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	15	.	.
<i>Mentha aquatica</i>	15	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>	15	.	.

<i>Ficaria verna</i>	15	.	.
<i>Geranium phaeum</i>	7	4	4
<i>Lapsana communis</i>	15	.	.
<i>Geranium robertianum</i>	4	4	7
<i>Cirsium oleraceum</i>	4	11	.
<i>Ulmus glabra</i>	4	7	4
<i>Humulus lupulus</i>	4	.	11
<i>Chaerophyllum temulum</i>	.	7	7
<i>Galeopsis species</i>	.	4	11
<i>Impatiens glandulifera</i>	.	4	11
<i>Scutellaria galericulata</i>	11	.	.
<i>Galium palustre agg.</i>	11	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	7	.	4
<i>Hieracium murorum</i>	11	.	.
<i>Hypnum cupressiforme</i>	11	.	.
<i>Hypericum perforatum</i>	4	.	7
<i>Quercus cerris</i>	.	4	4
<i>Isopyrum thalictroides</i>	7	.	.
<i>Veratrum album</i>	.	4	4
<i>Caltha palustris</i>	11	.	.
<i>Ribes rubrum</i>	.	.	7
<i>Rubus idaeus</i>	.	4	7
<i>Lycopus europaeus</i>	7	.	.
<i>Marrubium vulgare</i>	7	.	.
<i>Cruciata laevipes</i>	7	.	.
<i>Rorippa palustris</i>	7	.	.
<i>Viburnum opulus</i>	4	4	.
<i>Veronica montana</i>	.	4	4
<i>Populus species</i>	.	4	.
<i>Salix alba</i>	7	.	.

<i>Equisetum sylvaticum</i>	4	.	4
<i>Juncus tenuis</i>	.	.	4
<i>Melica uniflora</i>	.	4	.
<i>Parthenocissus inserta</i>	.	4	.
<i>Larix decidua</i>	.	.	7
<i>Symphytum officinale</i>	11	.	.
<i>Sanicula europaea</i>	4	.	.
<i>Solanum dulcamara</i>	7	.	.
<i>Callitriche palustris</i>	7	.	.
<i>Elymus caninus</i>	.	11	.
<i>Arctium lappa</i>	4	4	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	4	.	.
<i>Vicia cracca</i>	4	.	.
<i>Poa palustris</i>	11	.	.
<i>Populus alba</i>	7	.	4
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	4	.	.
<i>Bromus ramosus agg.</i>	4	.	.
<i>Melampyrum nemorosum</i>	4	.	.
<i>Rosa species</i>	7	.	4
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	7	.	.
<i>Moehringia trinervia</i>	4	.	4
<i>Listera ovata</i>	7	.	.
<i>Prunella vulgaris</i>	7	.	.
<i>Epipactis helleborine</i>	4	.	.
<i>Galium mollugo agg.</i>	7	.	.
<i>Arctium species</i>	.	4	4
<i>Vicia sepium</i>	.	.	7
<i>Epilobium montanum</i>	4	.	.
<i>Myosoton aquaticum</i>	7	.	4
<i>Pleurozium schreberi</i>	11	.	.

<i>Galeopsis tetrahit</i>	4	.	.
<i>Crepis biennis</i>	4	.	.
<i>Astrantia major</i>	7	.	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	11	.	.
<i>Tussilago farfara</i>	4	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	4	.	.
<i>Campanula patula</i>	4	.	.
<i>Agrostis canina</i>	4	.	.
<i>Acer negundo</i>	4	.	.
<i>Anemone ranunculoides</i>	4	.	.
<i>Epipactis atrorubens</i>	4	.	.
<i>Stellaria nemorum</i>	4	.	.
<i>Colchicum autumnale</i>	4	.	.
<i>Allium ursinum</i>	4	.	.
<i>Sanguisorba officinalis</i>	4	.	.
<i>Phyteuma spicatum</i>	4	.	.
<i>Plagiothecium species</i>	4	.	.
<i>Populus nigra</i>	4	.	.
<i>Arum maculatum agg.</i>	4	.	.
<i>Stachys palustris</i>	4	.	.
<i>Agrostis gigantea</i>	4	.	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	4	.	.
<i>Aesculus hippocastanum</i>	4	.	.
<i>Ribes uva-crispa</i>	4	.	.
<i>Carex elongata</i>	4	.	.
<i>Quercus petraea</i>	4	.	.
<i>Viburnum species</i>	4	.	.
<i>Eurhynchium species</i>	4	.	.
<i>Hieracium sabaudum</i>	.	4	.
<i>Platanthera species</i>	.	4	.

<i>Fagus sylvatica</i>	.	4	.
<i>Populus tremula</i>	.	.	4
<i>Juncus effusus</i>	.	.	4
<i>Carex pallescens</i>	.	.	4
<i>Malus species</i>	.	4	.
<i>Polygonatum odoratum</i>	.	4	.
<i>Lilium martagon</i>	.	4	.
<i>Galeopsis pubescens</i>	4	.	.
<i>Galium intermedium</i>	.	4	.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	.	4	.
<i>Galeopsis speciosa</i>	.	.	4
<i>Hypericum maculatum</i>	.	.	4
<i>Fallopia dumetorum</i>	.	.	4
<i>Eurhynchium praelongum</i>	4	.	.
<i>Rhamnus cathartica</i>	4	.	.
<i>Malus sylvestris agg.</i>	.	.	4
<i>Agrostis stolonifera agg.</i>	.	.	4
<i>Carex vulpina</i>	.	.	4
<i>Torilis japonica</i>	.	.	4
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	.	.	4
<i>Juglans regia</i>	.	.	4