

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Vývoj vegetace lužních lesů na soutoku
Moravy a Dyje v závislosti na změnách
podmínek prostředí**

Diplomová práce

Bc. Adéla Wiatzková

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jiří Doležal, Ph.D.

Konzultant: doc. RNDr. Tomáš Kučera, Ph.D.

Wiatzková, A., 2023: Vývoj vegetace lužních lesů na soutoku Moravy a Dyje v závislosti na změnách podmínek prostředí. [Development of floodplain forest vegetation at the confluence of the Morava and Dyje rivers depending on changes in environmental conditions. Mgr. Thesis, in Czech.] – 67 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

This thesis examines vegetation change in the Morava and Dyje rivers' confluence area in South Moravia between the years 2012 and 2021. The aim of the thesis is to describe the development of Central Europe's lowland riparian forests and assess changes in their vegetation at the Confluence area after a decade of intensive forest management and environmental changes in the region. It evaluates alterations in the composition and structure of the herb, shrub, and tree vegetation layers. Additionally, it examines the presence of invasive species, shifts in herb layer diversity, and changes in the ecological functional traits of the vegetation.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, 4. 12. 2023

Adéla Wiatzková

Poděkování:

Tímto bych chtěla vyjádřit své díky školiteli práce doc. Mgr. Jiřímu Doležalovi, Ph.D. a konzultantům Mgr. Vojtovi Lantovi, Ph.D. a doc. RNDr. Tomáši Kučerovi, Ph.D. za věnovaný čas a mnohé rady, které umožnily vznik této diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat mé rodině a přátelům za trpělivou podporu při studiu.

Obsah

1	Úvod	1
2	Stávající stav poznání	2
2.1	Biotopy lužních lesů	2
2.1.1	Tvrdé luhy nížinných řek	2
2.1.2	Měkké luhy nížinných řek	3
2.2	Středoevropské nížinné lužní lesy	4
2.3	Nížinné lužní lesy v ČR	7
2.4	Význam lužních lesů	8
2.5	Ohrožení a vývoj lužních lesů	10
2.6	Lužní les na soutoku Moravy a Dyje	13
2.6.1	Historie území a vliv člověka	13
2.6.2	Abiotické podmínky	16
2.6.3	Přírodní poměry a vegetace	17
2.6.4	Chráněná území na soutoku Moravy a Dyje	18
3	Cíle práce	21
4	Metodika	21
4.1	Zájmové území	21
4.2	Rozmístění výzkumných ploch	22
4.3	Terénní sběr dat	23
4.4	Zpracování terénních záznamů do digitální podoby	24
4.5	Analýza dat	24
5	Výsledky	29
6	Diskuse	40
7	Závěr	44
8	Zkratky	45
9	Seznam literatury	46

11 Přílohy	60
Příloha 1: Chráněná území na soutoku Moravy a Dyje, specifika a předměty ochrany	60
Příloha 2: Změna pokryvnosti stromového a keřového patra, grafické zobrazení	62
Příloha 3: Změna počtu druhů v jednotlivých patrech, grafické zobrazení.....	63
Příloha 4: Změna pokryvnosti a počtu druhů invazních rostlin, grafické zobrazení	64
Příloha 5: Zkratky rostlinných druhů použité v CCA ordinačních diagramech.....	65
Příloha 6: Změny CWM pro jednotlivé typy porostu, lineární regrese.....	67

1 Úvod

Lužní lesy byly dříve přirozenou součástí krajiny. Intenzifikací zemědělství a regulací vodních toků se však jejich rozloha v celé střední Evropě v posledním století výrazně snížila. Význam těchto ekosystémů je přitom značný, zejména z hlediska schopnosti zadržet značné objemy vody v krajině díky plošnému rozlivu a dále vysoké biodiverzitě vázané na periodicky zaplavovaná území. V současné době jsou zbývající porosty lesů negativně ovlivňovány dalšími zásahy do vodního režimu, nevhodným managementem, invazními druhy a v neposlední řadě klimatickou změnou.

Lužní ekosystémy na soutoku řek Moravy a Dyje v oblasti jižní Moravy jsou ukázkou jednoho z mála komplexů rozsáhlých údolních lužních lesů v České republice. Ochrana přírodních fenoménů se zde dostává do konfliktu s hospodářským využíváním území, jako jsou lesnictví, myslivost, nebo vodní hospodářství. Od roku 1949 zde probíhala řada výzkumů včetně rozsáhlého IBP projektu Floodplain forest ecosystem (Penka et al., 1985, 1991) hodnotícího stav vegetace před a po rozsáhlých vodohospodářských úpravách řek Moravy a Dyje v druhé polovině 20. století, které značně ovlivnily záplavový režim celého území. Na přelomu tisíciletí byl záplavový režim částečně obnoven revitalizací umělých kanálů z důvodu prosychání lesních porostů. Vegetace lužních lesů se zde zachovala, ale je otázkou, jak zdejší výjimečnou biodiverzitu v současnosti ovlivňují již dříve zmíněné negativní vlivy. Výzkum a sledování změn ekosystému a jeho částí budou důležitým podkladem pro zvolení správného přístupu k ochraně a managementu tohoto území v kontextu současných jednání o způsobu ochrany přírody v této oblasti i celkového přístupu k ochraně středoevropských nížinných lužních lesů v budoucnu.

Cílem této diplomové práce bylo popsat specifika, historii, význam a ohrožení údolních lužních lesů ve Střední Evropě, pro nastínění a pochopení problematiky jejich minulého a budoucího vývoje. Dalším cílem bylo tyto poznatky aplikovat při vyhodnocení změny vegetace lužních lesů na soutoku Moravy a Dyje po 10 letech intenzivního hospodaření a suchého, teplého období v letech 2015 a 2018 v kontextu celého lesního komplexu.

2 Stávající stav poznání

2.1 Biotopy lužních lesů

Lužní lesy (kód L2, dle Katalogu biotopů ČR, Chytrý et al., 2010) lze popsat jako nížinné lesy se specifickou faunou a flórou vázanou na vysokou hladinu podzemní vody a záplavový režim (Douda, 2009; Tockner a Stanford, 2002). Ve stromovém patře převládají druhy, které jsou schopné tolerovat období dlouhodobého zatopení, jako jsou topoly, jasan, jilmy nebo vrby. V méně zaplavovaných oblastech převládají dřeviny jako duby a jilmy (Formanová et al., 2008). V bylinném patře převládají vlhkomilné druhy typické jak pro lesní, tak luční společenstva. Tyto lesy se vyskytují podél řek, popřípadě potoků a v lužních nivách, kde mohou být zatopeny po dobu několika týdnů až několika měsíců. Půdním typem, který je typický pro lužní lesy jsou fluvizemě. Ty se v údolních nivách vytvořily v důsledku erozí způsobených splachem materiálu z dříve intenzivně odlesňovaných výše položených partií povodí (Machar et al., 2018).

Dle nadmořské výšky a na to vázaných parametrů terénu, popřípadě podloží, lze lužní lesy rozdělit na jednotlivé biotopy (Brown et al., 1997; Chytrý et al., 2010). Na horních tocích v horských oblastech se nachází Horské olšiny s olší šedou (*Alnus incana*), (L2.1) na písčito-šterkových náplavách, které jsou během roku opakovaně zaplavovány během bleskových povodní. Na středních tocích, kde je již proud toku pomalejší se nachází Údolní jasanovo-olšové luhy (L2.2) s převládající olší lepkavou (*A. glutinosa*). Tento typ biotopu je nejvíce zastoupeným typem lužního lesa na území ČR s výměrou 796,06 km² (Douda, 2009; Machar et al., 2018). Na dolních tocích se záplavy objevují převážně jednou za rok v jarním období a lze zde nalézt dva typy lužních lesů, a to Tvrdé luhy nížinných řek (L2.3) a Měkké luhy nížinných řek (L2.4), (Úradníček a Maděra, 2004; Chytrý et al., 2010). Do systému lužních lesů lze řadit i Mokřadní olšiny (L1) a křovinné porosty s vrby (Mokřadní vrby - K1, Vrbové křoviny hlinitých a písčitých náplavů - K2.1, Vrbové křoviny šterkopískových náplav - K2.2), (Machar et al., 2018; Neuhäuslová-Novotná, 1985). Tyto druhy biotopů s tématem této diplomové práce souvisí jen okrajově. Tato práce se zaměřuje převážně na nížinné měkké a tvrdé luhy.

2.1.1 Tvrdé luhy nížinných řek

Tvrdé lužní lesy se vyskytují převážně v říčních úvalech a nížinných pánvích teplých oblastí. Na rozdíl od měkkého luhu jsou zaplavovány méně často a na kratší dobu. Tyto lesy jsou obvykle tvořeny třípatrovými porosty. Ve stromovém patře dominují druhy s tvrdým

dřevem, jako je dub letní (*Quercus robur*) a jílmý (*Ulmus laevis*, *U. minor*). Časté jsou také porosty jasanu ztepilého nebo úzkolistého (*Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*) a javoru babyka (*Acer campestre*), (Miklín et al., 2017). Na sušších místech lze často nalézt příměs habru obecného (*Carpinus betulus*), který má nízkou toleranci k zatopení (Glenz et al., 2006). Keřové patro je tvořeno mladými jedinci druhů stromového patra, z keřů se zde vyskytují například svída krvavá (*Cornus sanguinea*), bez černý (*Sambucus nigra*), nebo hloh obecný (*Crataegus laevigata*). V bylinném patře převažují vlhkomilné a mezofilní druhy. V jarním období je pro tyto biotopy typický takzvaný jarní aspekt, kdy ještě před olistěním stromů vykvetou geofytní druhy jako sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), česnek medvědí (*Allium ursinum*), orsej jarní (*Ficaria verna*), nebo křivatec žlutý (*Gagea lutea*), (Schnitzler, 1994; Douda, 2009; Glaeser a Wulf, 2009; Chytrý et al., 2010). Dle fytoecologie, tomuto biotopu odpovídají převážně asociace *Ficario vernae-Ulmetum campestris* Knapp et Medwecka-Kornaš 1952 (LBA06 – Středoevropské tvrdé luhy nížinných řek) a *Fraxino pannonicarum-Ulmetum glabrae* Aszód 1935 corr. Soó 1963 (LBA07 – Panonské tvrdé luhy nížinných řek s jasanem úzkolistým), (Boublík et al., 2013).

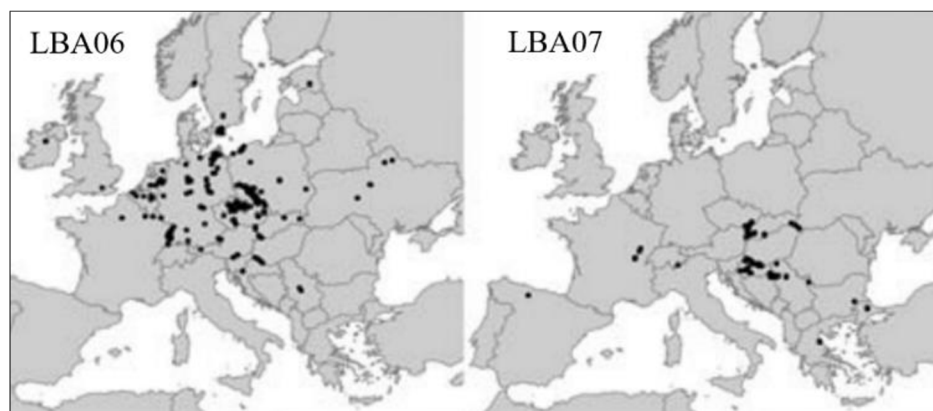
2.1.2 Měkké luhy nížinných řek

Biotop se nachází v nížinných nivách řek a slepých ramenech. Hlavním determinačním faktorem struktury a složení vegetace jsou periodické a dlouhotrvající záplavy, které udržují rozvolněný porost a přináší hlinité až jílovité naplaveniny, které způsobují vysokou úživnost prostředí (Košíř et al., 2013). V měkkém luhu převažují druhy stromů s měkkým dřevem, které snášejí dlouhodobé zatopení. Těmito druhy jsou vrby (*Salix alba*, *S. fragilis*, *Salix x rubens*) a topoly (*Populus nigra*, *P. alba*, *P. tremula*, *Populus x canadensis*), (Úradníček a Maděra, 2004; Glenz et al., 2006). Dominující dřevinou nížinného měkkého luhu bývá vrba bílá (*S. alba*), (Packová a Maděra, 2005). Keřové patro tvoří přirozená obnova druhů stromového patra, popřípadě méně časté druhy vrb jako vrba trojmužná (*Salix triandra*) a vrba košíkářská (*S. viminalis*). V keřovém patře je také možný výskyt bezu černého (*Sambucus nigra*), (Chytrý et al., 2010; Neuhäuslová-Novotná, 1985). V bylinném patře jsou převážně vlhkomilné druhy, v mokřejších částech i druhy mokřadní a vodní jako například chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a kosatec žlutý (*Iris pseudarorus*), (Neuhäuslová et al., 2013). Často se zde také vyskytují druhy, které vyžadují vyšší obsah živin, jako třeba kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), (Košíř et al., 2013). Častý je i výskyt lián jako je chmel otáčivý (*Humulus lupulus*) a opletník plotní (*Calystegia sepium*), (Neuhäuslová et al., 2013). Dle fytoecologie tomuto biotopu odpovídá asociace *Salicetum albae* Issler 1926 (Měkké luhy s vrbou bílou), (Neuhäuslová a Douda, 2013).

2.2 Středoevropské nížinné lužní lesy

V rámci této kapitoly se práce zaměřuje na popis vývoje a stav lužních lesů v okolních státech střední Evropy, jako je Polsko, Slovensko, Maďarsko, Rakousko a Německo. Vzhledem k poloze nížinných středoevropských lužních lesů bylo jejich území odedávna silně ovlivněno lidskou činností. A tak i zachování fenoménu prosvětlených tvrdých luhů a periodicky dlouhodobě zaplavovaných měkkých luhů v nížinách plně záleží na způsobu jejich managementu. Od 13. přibližně do 18. století bylo typické pro lužní lesy pařezení jinými slovy výmladkování (Klimo, 1998; McGrath et al., 2015), které sloužilo k rychlé produkci lehce dosažitelné dřevní biomasy. Nejčastějšími takto obhospodařovanými dřevinami byly duby, lípy a habry, které tvořily takzvaný nízký les doplněný ponechanými solitérními dřevinami (Vrška et al., 2016). V lesích byla mimo hrabání steliva častá také lesní pastva dobytka, což přispívalo k rozvolněné struktuře porostu a výskytu solitérních starých stromů (Hédl et al., 2011). V 19. až 20. století se od tohoto tradičního hospodaření začalo upouštět a dříve rozvolněný les byl většinou nahrazen zapojeným vysokým lesem, což vedlo k poklesu velikosti populací světlomilných druhů rostlin i hmyzu (Klimo, 1998; Machar, 2008; Riedl et al., 2011). Díky mnoha úpravám vodních toků převážně v průběhu 20. století na většině území Evropy a upuštění od tradičního hospodaření v lužních lesích (lesní pastva, hrabání steliva, pařezení) se na území střední Evropy dochovalo jen malé množství rozsáhlejších komplexů nížinných lužních lesů (Prpić, 2008; Štěrba et al., 2008).

Pro ilustraci výskytu tvrdých nížinných luhů ve střední Evropě, které jsou často doprovázené i měkkými luhy, lze použít vegetační mapu Evropy (Bohn et al., 2000) a fytoecologickou studii Douady et al. (2016), (Obrázek 1). Na obrázku lze vidět, že tvrdé luhy mají centrum výskytu v Polabí, v oblasti Dunaje navazující na území soutoku Moravy a Dyje, v Polsku podél toku řeky Odry a roztroušeně v Německu.



Obrázek 1: Mapa s výskytem vegetace odpovídající biotopu nížinných tvrdých lužních lesů dle fytoecologie (LBA06: *Ficario vernaе-Ulmetum campestris*, LBA07: *Fraxino pannonicae-Ulmetum glabrae*), (upraveno dle Douda et al., 2016).

V Německu byla řada lužních lesů dotčena převážně mezi lety 1700-1840 převodem lesní půdy na pole (Glaeser a Volk, 2009). V průběhu 19. a začátku 20. století se zbývající lužní výmladkové lesy využívané na pastvu postupně přetvářely na vysokokmenný les s dominancí dřevin habru obecného (*Carpinus betulus*), dubu letního (*Quercus robur*), lípy srdčité (*Tilia cordata*) a jilmů (Glaeser a Volk, 2009). V druhé polovině dvacátého století většina území čelila intenzifikaci lesnictví, jako je přeměna porostů na topolové plantáže, a změně vodního režimu z důvodu stavby vodních děl (Wenger et al., 1990). V Německu se dnes nachází řada maloplošných lužních lesů, přičemž některé jsou dochovány jen jako fragmenty. Zároveň se zde nachází i větší komplexy jako lužní lesy dolního Rýna mezi městy Basilej-Karlsruhe, středního Labe, Dunaje a Odry chráněného jako Nationalpark Unteres Odertal. Jako příklad rozsáhlého zachovalého ekosystému lze zmínit lužní les, který se nachází kolem řek Elster, Pleiße a Luppe. V polovině 19. století se zde upustilo od tradičního managementu a došlo k přechodu na intenzivnější lesní hospodaření. To vedlo k ústupu dubu z 60 % na přibližně 20 %. Mezi lety 1936 až 1938 došlo k řadě regulací vodních toků, což zapříčinilo konec každoročních záplav. V důsledku snížení hladiny podzemní vody se zvýšila přirozená obnova javorů (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*). Onemocnění grafioza způsobilo mezi lety 1958 až 2008 radikální vymizení jilmů, přičemž původně zaujímal jilm až 13 % porostu. Dnes je území chráněno a probíhá zde management, který má za cíl opět zvýšit procentuální zastoupení dubů pomocí přirozené obnovy i umělé výsadby (Sickert a Kasperidus, 2008).

V Rakousku byl vývoj využívání lužních lesů podobný, přičemž na konci 20. století byly zbývající lužní lesy silně dotčeny výstavbou hydroelektráren (Wenger et al., 1990). V Rakousku se dnes nachází několik systémů nížinných lužních lesů v Panonské oblasti.

Nejrozsáhlejším komplexem je Národní park Donau-Auen nacházející se mezi Vídní a státní hranicí se Slovenskem (Lazowski, 1997). Vzhledem k vysoké ochraně území je management lesa upraven. Probíhá zde výběrový systém kácení, popřípadě maloplošné kácení dřeva s velikostí pasek do 0,3 ha, přičemž se na některých lokalitách ponechává mrtvé dřevo (Herzberger et al., 2008). Dalším významným lužním lesem je lužní les řeky Moravy, který navazuje na území Soutoku Moravy a Dyje v ČR. Většina jeho území se ale nachází na Slovensku, kde je chráněn jako CHKO Záhorie.

Na Slovensku tvořily lužní lesy před příchodem člověka v nížinných oblastech významnou část území (Krippel, 1986). Ve středověku došlo na většině území k jejich fragmentaci, popřípadě úplnému vykácení, přičemž dnes jsou lužní lesy na území Slovenska jedny z nejvíce přeměněných typů biotopů (Petrašová a Jarolímek, 2012). Dnes se nížinné lužní lesy vyskytují převážně v oblasti řeky Dunaje na hranicích s Maďarskem, kde jsou chráněny jako CHKO Dunajské luhy. Dále se na Slovensku dochovaly větší komplexy lužních lesů kolem řeky Moravy (CHKO Záhorie), Dunaje (CHKO Dunajské luhy) a Latorici (CHKO Latorica).

V Maďarsku došlo v druhé polovině 20. století vlivem změny hydrobiologických podmínek, změny managementu a stavby vodních děl k úbytku území lužních lesů přibližně o jednu třetinu (Wenger et al., 1990). Nejvíce byly zasaženy tvrdé luhy s jasanem úzkolistým (*Fraxinus angustifolia*), zatímco měkké luhy byly zasaženy méně. Jedním z hlavních důvodů přeměny biotopu lužních lesů okolo Dunaje (hlavně jižní část) bylo ponechání území přirozené sukcesí, přičemž došlo k silnému zmlazení převážně jen topolu bílého (Wenger et al., 1990). I přes tyto změny se dodnes dochovaly rozsáhlé lužní lesy okolo Dunaje a Tisy (chráněné území Felső-Tisza). Další rozsáhlé lužní lesy se v minulosti nacházely v údolí Tisy. Rozsáhlé mokřady a lužní lesy zde byly od středověku do novověku zdrojem blahobytu místních obyvatel, kteří v nivní krajině pěstovali extenzivně dobytek (Bellon, 2003). Na konci 18. století se dostupné lužní a pastevní pozemky v nivě přeměnily na ornou půdu z důvodu nárůstu cen obilovin v Evropě (Pinke, 2014). V 19. století došlo k rozšíření zaplavovaného území z důvodu intenzivního odlesňování povodí, což vedlo v druhé polovině 19. století k celkové regulaci Tisy a úbytku území lužních lesů o rozloze více než 20% celkové rozlohy dnešního Maďarska (Pinke, 2014).

Stejně tak jako ostatní lužní lesy střední Evropy, i ty v Polsku se vlivem lidské činnosti dochovaly jen na zbytcích dřívější plochy (Sienkiewicz et al., 2001). V Polsku se dnes nachází přibližně 885 km² lužního lesa, přičemž se koncentruje v dolních tocích velkých řek jako

je Odra, Włodawka (Poleski Park Narodowy), Wisla (Kampinoski Park Narodowy), Drva (Drawiensi Park Narodowy), Warta a Widawka (Park Krajobrazowy Miedzyrzecza Warty a Widawki), (Sienkiewicz et al., 2001). Lužní lesy spolu s mokřady se nachází také v okolí řeky Biebrza (Biebrzański Park Narodowy) a řeky Narew (Narwiański Park Narodowy). Na území nejzachovalejších porostů jsou zřízena chráněná území, přičemž i tam biotopy ohrožuje především pokles podzemních vod v souvislosti s regulací toků (Czerepko, 2008).

2.3 Nížinné lužní lesy v ČR

Nížinné lužní lesy jsou v kontextu České republiky poměrně vzácné. V minulosti byly extenzivně využívány pro lesní pastvu dobytka a sběr klestu nebo steliva. Z toho pramenila i jejich rozvolněná struktura a výskyt světlomilných druhů v podrostu. Pralesovitá struktura, která je dnes poměrně častá, je relativně novým fenoménem, který postupně vznikala v průběhu 19. a 20. století, částečně díky upuštění od lesní pastvy. Zajímavým příkladem jsou lužní lesy v jižních Čechách. Přes pralesovitý charakter 25 % lužních lesů v jižních Čechách vzniklo až v průběhu posledních 150 let na území bývalých mokřadů nebo nivních luk (Douda, 2009).

Dle Machara et al. (2018) je ochrana lužních lesů v rámci národního systému ZCHÚ zcela nedostatečná. Žádné území nížinných lužních lesů není chráněno v rámci národního parku a přibližně jen jedna šestina je chráněna v rámci ostatních kategorií ZCHÚ. O něco lépe je na tom ochrana v rámci soustavy Natura 2000, již je chráněno 60% rozlohy nížinných lužních lesů (Tabulka 1).

Tabulka 1: Rozloha nížinných lužních lesů v ČR (upraveno a převzato z Machar et al., 2018).

Biotop	Celková plocha v ČR (km ²)	Celková plocha v národním systému ZCHÚ (km ²)	Celková výměra v soustavě Natura 2000 (km ²)	Procento rozlohy ČR (%)
Tvrdé luhy nížinných řek	241,38	51,95	170,07	0,31
Měkké luhy nížinných řek	26,50	4,86	10,41	0,03

Na území ČR zaujímají tvrdé luhy přibližně jednu pětinu všech lužních biotopů (Machar et al., 2018). Dle mapy potenciální přirozené vegetace (Neuhäuslová et al., 1997) by se nížinné tvrdé luhy (jilmová doubrava, jilmová jasanina) bez zásahů člověka nalézaly v Čechách kolem řeky Labe od Hradce králové až k Malým Žernosekům, kolem Ohře od Počedělic až k soutoku s Labem, kolem Berounky od Zadní Třebáně až k soutoku s Vltavou a kolem Vltavy až k soutoku s Labem. Na ně by navazovaly rozsáhlé černýšové

dubohabřiny. Na Moravě by se tvrdé nížinné luhy vyskytovaly podél řeky Desné a Moravy od Šumperka až na soutok Moravy a Dyje, kde se spojují s luhem Dyje. Jeden z největších dochovaných komplexů těchto luhů se dnes nachází právě na soutoku Moravy a Dyje. Další rozsáhlejší tvrdý luh se nachází v Litovelském Pomoraví (Čermák a Mrkva, 2006). Tvrdé luhy se dále vyskytují na území dolní Jihlavy a Svratky pod Brnem a Ostravské pánve (Chytrý et al., 2010). Ve středních Čechách a Polabí docházelo k intenzivnímu kácení tvrdých luhů, popřípadě k převedení na travní porosty. Podél řek Vltavy a Labe se i tak dochovala řada lokalit lužních lesů. Jejich největšími zachovalými komplexy je Přírodní rezervace Úpor – Černínovsko, nacházející se na soutoku Labe a Vltavy (Karlík et al., 2014) a Libický luh ležící na soutoku Labe a Cidliny (Formanová et al., 2008). Ten je dnes chráněn jako Národní přírodní rezervace.

Výskyt biotopu měkkých luhů nížinných řek je více vázán na dlouhodobě vyšší hladiny podzemních vod, než tvrdé luhy (Packová a Maděra, 2005). Proto se také na našem území vyskytují na výrazně menší ploše a to na pouhých 26 km² (Machar et al., 2018). Centrum výskytu mají v polabské nížině, nížinných oblastech Odry a Bečvy poblíž Přerova a na Soutoku Moravy a Dyje. Fragmenty jsou pak zachovány v Třeboňské pánvi, na Chebsku a v okolí Prahy (Chytrý et al., 2010).

Celkově lze říci, že nížinné lužní lesy jsou na území ČR poměrně vzácné a jejich ochrana je nedostatečná vzhledem k jejich jedinečnosti.

2.4 Význam lužních lesů

Lužní lesy představují nedílnou součást rozmanité krajiny a zajišťují širokou škálu ekosystémových služeb. Ekosystémové služby jsou obecně definovány jako výhody, které lidé získávají z fungování ekosystémů (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Z podpůrných služeb, které vychází ze samotného fungování ekosystému, lužní lesy poskytují tvorbu půdy, koloběh živin, primární produkci a tvorbu habitatů (Perosa et al., 2021; Petsch et al., 2022). Z regulačních služeb poskytují ochranu a udržování kvality vody, regulaci povodní a eroze (Barth a Döll, 2016), biodiverzitu a ochranu ohrožených druhů (Schnitzler et al., 2005) a regulaci klimatu (Petsch et al., 2022). Mimo jiné, lužní lesy poskytují i zásobovací a kulturní služby jako je zdroj vody, dřeva, potravin a rekreace spolu se vzděláváním. S ohledem na stoupající dopady klimatických změn lze očekávat, že zmíněné ekosystémové služby poskytované lužními lesy budou v budoucnosti ještě více oceňovány. V následujících kapitolách jsou detailněji rozebrány ty služby, které jsou pro lužní ekosystémy zásadní.

Regulace povodní

Lužní lesy mají významný vliv na regulaci povodní a přispívají k ochraně lidských sídel, zemědělských oblastí a infrastruktury před negativními dopady povodňových událostí (Brauman et al., 2007; Demek et al., 2013). Lužní lesy disponují velkou kapacitou zadržovat nadbytečnou vodu během povodní, danou zejména svojí morfologií terénu. Povodňová vlna se může vylít do mrtvých ramen, tůní a rozsáhlého prostranství lužního lesa. Specifická skladba dřevin, půdy a napojení na systém podzemních vod umožňuje postupné vsakování do půdy a opětovné pomalé uvolňování vody do říčních toků (Petsch et al., 2022). Do budoucna se tedy jeví důležité dále zkoumat tuto ekosystémovou službu, aby bylo možné vyvíjet adekvátní strategie pro správu a ochranu lužních lesů s ohledem na budoucí vývoj spojený s klimatickými změnami a povodňovými riziky (da Silva et al., 2018).

Kvalita vody a její zdroj

Jedna ze základních ekosystémových služeb, které lužní ekosystémy poskytují, je zásoba vody a udržování její kvality (Steinman a Denning, 2005). Lužní lesy a záplavové nivy přispívají ke zvýšení kvality vody v řekách snížením jejich hladiny eutrofizace uložením živin, zejména fosforu a dusíku, kterých je v povrchových vodách nadbytek (Tschikof et al., 2022). Tyto živiny se do toků splachují ze zemědělské krajiny, prostřednictvím nedostatečného ošetření splaškových vod, nebo v případě dusíku mohou být jeho zdrojem kyselé deště. K odstraňování živin z řek dochází v lužních lesích několika způsoby, a to sedimentací a filtrací půdou při záplavách, fixací a filtrací vegetací a organismy a denitrifikací (Petsch et al., 2022). V lužních lesích dochází zároveň i k odstraňování polutantů z vody, a to zejména sorpcí v půdě navázáním na půdní částice (Lair et al., 2009). Lužní lesy mohou být tedy efektivně využívány k ochraně kvality vody ve velkých nížinných řekách, kde v současné době převažuje zvýšená eutrofizace.

Biodiverzita

Podpora biodiverzity je další důležitou ekosystémovou službou lužních lesů (Demek et al., 2013). Lužní lesy poskytují útočiště a životní prostor pro mnoho druhů rostlin, živočichů a hmyzu, včetně řady ohrožených a chráněných druhů. Vysoká biodiverzita lužních lesích je dána především různorodostí stanovišť, které se v nich vyskytují. Přítomnost přírodních koryt řek, periodicky zaplavovaných ploch, mrtvého dřeva a probíhající sedimentační procesy vytváří řadu mikrostanovišť s různými ekologickými podmínkami (Machar, 2014). Soubor procesů probíhajících v lužní krajině (sedimentace, záplavy, přesouvání koryt řek) a na ně vázaný specifický sukcesní vývoj vegetace se nazývá dynamická fluviální sukcesní série nivních biotopů (Buček a Lacina, 1994). Tento proces vytváří podmínky pro širokou

škálu životních forem a interakcí mezi druhy a zvyšuje biodiverzitu časoprostorovou heterogenitou stanovišť. Ochrana nížinných lužních lesů je tedy klíčová pro uchování biologické rozmanitosti a zachování ekosystémové stability (Konvička et al., 2006).

Regulace klimatu

Lužní lesy ovlivňují jak lokální tak globální klima (Petsch et al., 2022). Na globální úrovni ekosystémy lužních lesů ovlivňují klima především v rámci sekvestrace skleníkových plynů (Milenium Ecosystem Assessment, 2005). Za významnou se považuje sekvestrace uhlíku v dřevinách nížinného tvrdého luhu (Heger et al., 2022). Studie Schindlbacher et al. (2022) však naznačuje, že v podmínkách mírného pásu mohou být lužní lesy periodicky zdrojem CO₂, v důsledku poklesu hladiny podzemní vody a zvýšeného úniku CO₂ z půdy. Dle studie Heger et al. (2022) je množství uvolněného CO₂ z půdy závislé na vzdálenosti od aktivní záplavové zóny lužního lesa. Největší únik CO₂ byl zaznamenán v částech lesa, který ztratil napojení na zónu kolísání hladiny podzemní vody. Na lokální úrovni ovlivňují klima lužní lesy především evapotranspirací, tedy výparem z povrchu a transpirací vegetace, čímž ochlazují okolní prostředí, popřípadě ovlivňují režim srážek (Bonan, 2008). Jako takové mohou sloužit jako mitigační opatření dopadů klimatické změny, především nárůstu teplot a sucha.

2.5 Ohrožení a vývoj lužních lesů

Lužní lesy jsou ve střední Evropě poměrně vzácným biotopem. Zbývající lokality jsou silně ohroženy lidskou činností, která negativně ovlivňuje jejich biodiverzitu a celkovou funkčnost. Negativní vlivy představuje regulace toků spojená se změnou vodního režimu nivy, intenzivní těžba dřeva a zemědělská činnost spojená s narůstající eutrofizací a šířením invazních druhů. Dalším faktorem je také upuštění od tradičního hospodaření, které má za následek zahuštění korunového zápoje a ústup světlomilných druhů.

Invazní druhy

Šíření invazních, popřípadě nepůvodních druhů se považuje za jeden z nejvýznamnějších faktorů, které ohrožují diverzitu lužních lesů i funkčnost těchto ekosystémů (Kiss et al., 2019; Petrášová et al., 2013). Nížinné luhy jsou charakteristické nepřetržitou tvorbou nových sukcesních stádií v rámci proměnlivosti průtoku vodního toku. Vznikají tak nánosy bahna, odhalené břehy a vysychající slepá ramena, která vytváří plochy pro rannou sukcesi. Tyto nově vzniklé plochy jsou ideální pro uchycení invazních, nebo nepůvodních druhů, které se šíří majoritně v koridorech vodních toků (Tabacchi et al., 2005; Richardson et al., 2007). Díky zintenzivnění lidské činnosti jako je zemědělství

a mezistátní doprava, počet a pokryvnost neofytů v nížinných lužních lesích výrazně narostly zejména od začátku nového tisíciletí (Petrášová et al., 2013). V oblasti střední Evropy byl zaznamenán vysoký nárůst pokryvnosti druhů jako trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), jasan pensylvánský (*Fraxinus pennsylvanica*) a astříčka kopinatá (*Symphytotrichum lanceolatum*), přičemž nárůst pokryvnosti je pro jednotlivé lužní oblasti specifický (Schnitzler et al., 2007; Petrášová et al., 2013; Lanta et al., 2022). V případě *R. pseudoacacia* a *F. pennsylvanica* se jedná o zplaňování v důsledku umělých výsadeb těchto dřevin (Drescher a Prots, 2016; Vitková et al., 2017).

Zánik tradičního hospodaření

Zánik tradičního hospodaření představuje další důvod změny struktury a zastoupení druhů nížinných lužních lesů vedoucí k ohrožení jejich fenoménu (Čížek a Zábanský, 2009; Haase a Gläser, 2009; Vrška et al., 2016; Havrdová et al., 2023). Upuštěním od pařezení, extenzivní pastvy dobytka a sběru steliva se struktura lužních lesů změnila. Z původně tradičně udržovaného středního lesa se stává porost pozdějších sukcesních stádií, přičemž ubývá počet osluněných soliterních stromů. Přibývají rostlinné druhy tolerantnější vůči stínu a naopak druhy náročné na světlo rychle mizí (Havrdová et al., 2023). V dnešních vysokých lesích převažuje přirozená obnova stín tolerantních dřevin jako je javor babyka, habr, a lípa, které mají tendenci porost zahušťovat. Naopak přirozená obnova dubu je v současné době problematická z důvodu nízké produkce žaludů (Chytrý et al., 2010; Riedl a Horal, 2023). V nížinných lužních lesích tedy dochází k ústupu vzácných světlomilných hájových druhů rostlin (Douda et al., 2017) a s ubývajícím počtem osluněných solitérů i světlomilného saprofytického hmyzu (Čížek a Zábanský, 2009; Siitonen a Ranius, 2015). Mnohé prostory lužních lesů jsou nadále využívány pro pastvu dobytka, popřípadě zvěře v oborách, přičemž ale převládá intenzivní chov. Dlouhodobá intenzivní pastva způsobuje zhutnění půdy a snižuje pokryvnost bylinného patra. Dále dochází k snížení regenerace dřevin tvrdého luhu a pokryvnosti keřového patra z důvodu častého okusu zvěří (Machar et al., 2018).

V mnoha oblastech se nadále přetváří přírodě blízké porosty lužních lesů na monokulturní výsadby rychle rostoucích dřevin například hybridních topolů, přičemž hrozí křížení s lokálními druhy topolů, popřípadě jejich vytlačení (Cox et al., 2012). Zároveň jsou tyto monokulturní výsadby náchylné na expanzi invazních druhů (Dyakov a Zhelev, 2013).

Eutrofizace

Z důvodů změn struktury zemědělské krajiny a land-coveru dochází ke splachu živin do vodních toků, které poté mohou způsobovat zvýšenou trofii lužních lesů. Ke splachům živin do nížinných částí povodí docházelo po celá staletí, přičemž ale od poloviny 20. století se tento trend zvýšil, převážně z důvodu intenzifikace zemědělství (rozorání mezí, zvětšení rozlohy polních celků, zvýšená aplikace hnojiv) a průmyslové výroby. Eutrofizace v kombinaci s již zmíněnými faktory může způsobovat expanzi na živiny náročných druhů i do dříve méně úživných tvrdých luhů (Douda, 2010). Zároveň eutrofizace podporuje růst vysokých a kompetičně silných druhů, což vede k homogenizaci vegetace, popřípadě expanzi invazních druhů (Molder a Schneider, 2011).

Změna vodního režimu

Specifický vodní režim je jedním ze základních faktorů, který určuje fenomén biotopu lužních lesů. Pravidelný režim záplav vytváří mozaiku disturbančních ploch a zvyšuje tak celkovou diverzitu stanovišť a organismů (Thorp et al., 2006). Zároveň způsobuje kolísání povrchových a podzemních vod. Ovlivňuje tak vlhkostní režim půd, půdní procesy, a tedy i složení vegetace (Kubík, 2005). Zásahy do vodního režimu krajiny, převážně pak regulace toků, narušují cyklus pravidelných záplav lužních lesů. Dochází tak k biotickým i abiotickým změnám prostředí, které ohrožují stabilitu a funkčnost těchto ekosystémů (Carlisle et al., 2011; Havrdová et al., 2023). Rovněž, jako dopad klimatické změny, lze do budoucna očekávat další změny v hydrologických poměrech niv, jako je dlouhodobý pokles hladiny podzemní vody v nivě z důvodu nárůstu frekvence a délky letních období sucha (Heklau et al., 2019). Dle studie Stojanovic et al. (2015) jsou již dnes patrné změny rychlosti růstu a obnovy dubu letního (*Q. robur*) v nížinných lužních lesích z důvodu poklesu podzemní hladiny vody. Dle studie Havrdová et al. (2023) lze dále očekávat ohrožení lužních vlhkomilných druhů. Problémem jsou i plány realizací velkých vodních děl často spojených s výstavbou zdrojů obnovitelné energie v podobě hydroelektráren. Tyto projekty představují intenzivní zásah do vodního režimu nížinných lužních lesů a ohrožení jejich fenoménu (Machar et al., 2015). Za příklad stojí změna vodního režimu na Slovensku v oblasti Dunajských luhů, kde došlo k poklesu půdní vlhkosti z důvodu výstavby vodního díla Gabčíkovo. Následkem toho došlo ke snížení výskytu druhů charakteristických pro měkký luh (Petrášová-Šibíková et al., 2017). K podobným závěrům došla i studie Glaeser a Wulf (2009) zabývající se změnou složení vegetace po přerušení pravidelného zaplavování lužního lesa v okolí řeky Labe v centrální části Německa. Přerušení záplavového režimu zde vedlo k celkové změně složení bylinného patra a ústupu dominant podrostu lužního lesa.

Houbová onemocnění

Další vliv na skladbu stromového patra tvrdých luhů mají nepůvodní druhy hub, které ohrožují především populace jasanů a jilmů. Tyto druhy jsou klíčovými dřevinami biotopu tvrdých lužních lesů (Chytrý et al., 2010) a jejich snižující se populace může ovlivnit další organismy na ně vázané (Čížek a Záborský, 2009). Nepůvodní druhy hub *Ophistoma ulmi* a *O. novo-ulmi* způsobující onemocnění grafioza, napadají jilmy (*Ulmus laevis*, *U. minor*), (Santini et al., 2013). V minulém století došlo vlivem grafiozy k ústupu zastoupení jilmů v lesích na našem území, přičemž jejich populace se dnes postupně regeneruje (Dvořák et al., 2007; Jankovský et al., 2011). Jasany (*Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*) napadá invazní houba *Hymenoscyphus fraxineus*, která se v rámci Evropy šíří v posledních dvaceti letech a způsobuje defoliaci a následné odumření jedinců (Rozsypálek et al., 2017; Hietala et al., 2022). Dle studie publikované v roce 2019 (Chumanová et al., 2019) budou do budoucna populace jasanů v nížinných oblastech pod zvyšujícím se tlakem této nákazy.

2.6 Lužní les na soutoku Moravy a Dyje

Na jižní Moravě se v okolí soutoku řek Moravy a Dyje nachází široká říční niva. Jedná se o unikátní krajinu s pestrou mozaikou mokřadních a vodních ekosystémů, které se střídají se suchými stanovišti na písčiny naplaveninách, s porosty lužního lesa a lučními ekosystémy (Maděra, 2022). Území lužních lesů dále pokračuje podél toku řeky Moravy a zasahuje na území Rakouska a Slovenska, kde jsou lesy chráněny v rámci CHKO Záhorie. Území v oblasti soutoku Moravy a Dyje je považováno za nejrozsáhlejší soubor lužních lesů ve střední Evropě (Šípek et al., 2021). Krajina byla formována periodickými záplavami a činností člověka, který měl na místní krajinu velký vliv, neboť toto území patří k nejdéle osídleným u nás (Dresler a Macháček, 2013). V důsledku intenzivního zásahu člověka do vodního režimu krajiny a změnou managementu lesních porostů v druhé polovině 20. století dochází na některých místech k degradaci cenných ekosystémů a změně složení rostlinných společenstev (Viewegh, 2002; Unar a Šamonil, 2008; Miklín a Hradecký, 2016). Území je proto předmětem mnohých výzkumů, jejichž cílem je zjistit, jakým způsobem by bylo vhodné ekosystémy chránit, popřípadě jaký management v budoucnu zvolit.

2.6.1 Historie území a vliv člověka

Území kolem soutoku Moravy a Dyje bylo osídleno již od mezolitu a později bylo významným sídlištěm velkomoravské říše (Doláková et al., 2010). Důvodem byla pravděpodobně strategická poloha, příznivé klima, úrodná půda a zdroj vody. K záplavám na území docházelo s přestávkami již od doby bronzové, o čemž napovídají povodňové

sedimenty nalezené pod půdními horizonty z doby hradištní (Opravil, 1983). Na začátku ranného středověku došlo na území k přerušení pravidelných záplav, což podpořilo rozvoj osídlení (Macháček et al., 2007). V době hradištní od 8. do 9. století se zde nacházelo Pohansko, jedno z center Velkomoravské říše (Macháček a Wihoda, 2013). Krajina byla členitá a vystupovaly z ní pískové vyvýšeniny, na kterých převažovala xerothermní vegetace. Z lesní vegetace zde převažovaly dubohabřiny a tvrdý luh, přičemž s rozvojem Pohanska bylo spojené intenzivní odlesňování krajiny (Macháček et al., 2007; Horal a Riedl, 2010). Měkký luh se vyskytoval pouze v blízkém okolí toků (Opravil, 1983). Krajina byla využívána k zemědělské produkci, o čemž napovídají výsledky paleobotanických analýz, které odhalily hojné zastoupení plevelů (Macháček et al., 2007). Na rozsáhlé sekundární bezlesí poukazuje rozšíření křovin v té době (Opravil, 1983).

Rozsáhlé záplavy, které pravděpodobně vedly k opuštění sídlišť, se začaly objevovat v 10. až 11. století v důsledku odlesňování vrchních částí povodí, zejména podhorských oblastí a zvýšení zemědělského využití krajiny (Horal a Riedl, 2010). V důsledku periodického zaplavování území se zde hromadil materiál přinášený řekou a dříve členitý reliéf se zanášel povodňovými sedimenty. Na naplaveninách došlo k rozvoji měkkého luhu a na odlesněných částech území vznikaly aluviální louky (Vicherek et al., 2000). Suchomilná vegetace se zachovala pouze na vrcholcích pískových nebo šterkových vyvýšenin, takzvaných hrúdech, které nebyly rozplaveny a vyčnívaly nad úroveň naplavených sedimentů (Vicherek et al., 2000; Horal a Riedl, 2010). Ve středověku a novověku bylo území využíváno k lesní pastvě dobytka, hrabání steliva a pařezení, což mělo na strukturu lesa patrně velký vliv. Tradiční hospodaření udržovalo prosvětlené otevřené porosty (Miklín a Čížek 2016). V první polovině 19. století bylo hospodaření v oblasti Soutoku dle záznamů poměrně problematické z důvodu rozsáhlých povodní zapříčiněných velkou mírou celkového odlesnění tehdejší krajiny. V některých oblastech Soutoku se voda držela téměř celý rok a znemožňovala využívání luk i pastvin, což bylo důvodem pro budoucí meliorační zásahy (Veselý, 2004). Počátky intenzivního lesního hospodaření sahají do 19. století, kdy došlo k rozvoji lesnických věd. Na území soutoku se začala praktikovat umělá obnova a plánovaná lesotechnická meliorace, která měla za účel co nejrychleji odvádět vodu ze záplav zpět do hlavního toku. Dříve velmi rozvolněné porosty se solitérními stromy byly uměle zalesňovány (Hrib, 2004). Nahrazení tradičního hospodaření intenzivním vedlo na území k nárůstu korunového zápoje, snížení mozaikovitosti krajiny a snížení plochy lučních ekosystémů (Miklín a Hradecký, 2016), jak je vidět na Obrázku 2.



Obrázek 2: Srovnání leteckých snímků z roku 1938 a 2020 z oblasti Soutoku (Převzato z Riedl a Horal, 2023).

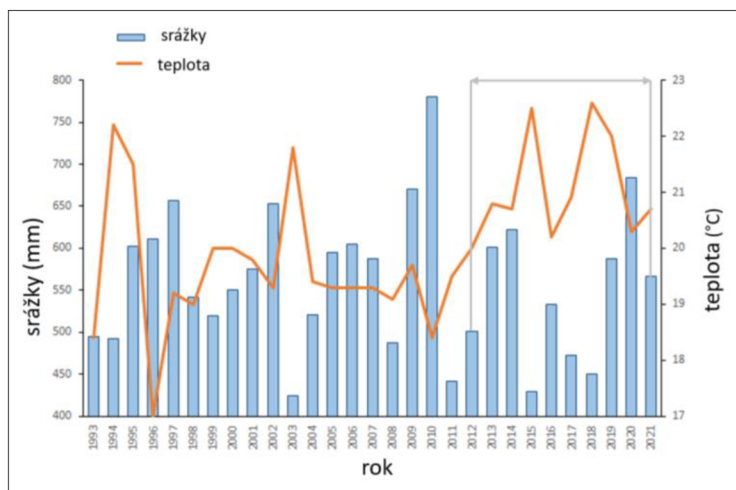
V druhé polovině 20. století došlo k několika významným komplexním vodohospodářským úpravám v povodí obou řek. Vodní režim řek lze na zájmovém území považovat za přirozený až do roku 1970 (Hybler et al., 2008). Na řece Dyji bylo poté postaveno vodní dílo Nové Mlýny, skládající se z kaskády tří přehrad. Došlo také k částečnému narovnání toků Moravy a Dyje a k částečnému zpevnění jejich koryt. Výsledkem byla změna vodního režimu, především výrazné omezení zaplavování území kolem řek v oblasti Soutoku, které vedlo ke zmírnění fluktuace hladiny podzemní vody a k jejímu celkovému poklesu o 40 až 90 cm (Maděra, 2001; Penka et al., 1991). Všechny zmíněné zásahy měly za následek změnu dynamiky ekosystémů. Na přelomu století byla z důvodu prosychání lesních porostů provedena částečná revitalizace vodního režimu obnovením rozsáhlého systému propojených kanálů se stavítky, které umožňují regulaci hladiny povrchové vody (Prax, 2003; Hybler et al., 2008).

V současné době na většině území hospodaří Lesy ČR, lesní závod Židlochovice. Na území Soutoku dnes převažuje hospodářské pasečné využívání lesů, přičemž jsou na pasekách ponechávány výstavky. Ještě v roce 2019 se aplikovalo holosečné hospodaření s výměrou pasek až 2 ha s ponechanými porostními žebry. Strojová příprava půdy, která zahrnuje frézování pařezů a často i orbu půdy navíc ohrožuje celou řadu organismů (Šípek et al., 2021). Po dohodě s orgány životního prostředí došlo v posledních letech k úpravám v lesním hospodářském plánu, které zahrnovaly proředění části porostů, ponechání části porostů přirozenému vývoji a u části porostů je plánován převod na střední les (Riedl a Horal, 2023). Z důvodu oborního chovu spárkaté zvěře v rámci Obory Soutok se na části území zřizují takzvané obnovní bloky, které jsou oplocené a brání tak přístupu zvěře do míst nově obnovovaného lesního porostu (Horal a Riedl, 2010). Obora Soutok je největší současnou

oborou v ČR a rozprostírá se na území o velikosti 4 232 ha. Chová se zde jelení, dančí a kančí zvěř.

2.6.2 Abiotické podmínky

Území Soutoku spadá do mírné klimatické oblasti T4, která je nejteplejší oblastí na území ČR a leží v Dolnomoravském a Dyjskosvrateckém úvalu (Quitt, 1971). Dle Quitta (1971) je tato oblast specifikována následovně: „Jaro je velmi krátké a teplé, léto je velmi dlouhé, velmi suché a velmi teplé, podzim je velmi krátký a teplý, zima je velmi krátká, teplá, suchá až velmi suchá“. Průměrná roční teplota na území Soutoku se pohybuje mezi 10.1 až 11°C, přičemž dle predikcí AV ČR (Ústav výzkumu globální změny AV ČR, 2023) vzroste průměrná teplota do roku 2050 až na 12 °C. Počet ledových dní, kdy je teplota po celý den pod bodem mrazu, je na území 21 až 30 dnů za rok, přičemž do roku 2050 je predikován jejich pokles až o 10 dnů. Roční úhrn srážek se na území pohybuje mezi 501 až 550 mm, přičemž do budoucna není predikována výrazná změna. Předcházející údaje a predikce pochází z projektu Ústavu výzkumu globální změny AV ČR: klimatickasměna.cz. Dle dat zveřejněných ČHMÚ lze konstatovat, že na území Soutoku dochází od 80. let k mírnému zvýšení průměrné roční teploty, zatímco roční úhrn srážek nemá měnící se trend. V roce 2015 a 2018 byly na území zaznamenány suché a teplé periody (Obrázek 3), (ČHMÚ, 2022).



Obrázek 3: Vývoj maximální teploty v červenci a ročního úhrnu srážek na území, data pochází z hydrometeorologické stanice Lednice (upraveno dle ČHMÚ, 2022).

Území se rozkládá v jižní části Dolnomoravského úvalu v Panonské pánvi. Z geologického pohledu tvoří základ území sedimenty pleistocenních fluvialních teras ležící na paleogenních jílech (Prax, 2004). Písečné terasy byly poté zanášeny holocenními povodňovými sedimenty, převážně hlínami a jíly, které krajinu zarovnal. Na území se dnes vyskytují takzvané hrůdy, tvořené vrcholky písčitéch vyvýšenin, které jsou pozůstatkem

kvarterních fluviálních písčitých štěrků. Povrch nivy v oblasti starých říčních slepých ramen je tvořen prachy, písky a organickými a jílovými sedimenty. Sedimentace povodňových hlín v nivě probíhá dodnes (Havlíček et al., 2016). Nejčastějším půdním typem jsou v lužních lesích fluvizemě modální a glejové, které vznikají především usazováním říčních náplav. Je pro ně typické nepravidelné rozložení organických látek a vrstvená struktura, daná nepravidelným přísunem materiálu. V lužních lesích je velký přísun organické hmoty z opadu, která se v příznivých podmínkách rychle rozkládá. Humusový horizont je tedy málo zastoupen (Prax, 2004).

Na Soutoku se nachází řada velkých a malých vodních toků. Zásadní jsou řeky Morava a Dyje spolu se svými slepými rameny. Dále se na území nachází menší vodní toky a to Kopanice, Včelínek, Kyjovka a Svodnice. Území je typické výskytem slepých ramen, sítí umělých vodních kanálů a periodicky zaplavovaných tůň. Dle AOPK ČR (2019) je celková délka vodních toků včetně meandrů a periodických vodních těles na území Soutoku 327 km. Pro celé území jsou zásadní jarní povodně, které jsou v současné době regulované sítí kanálů s hradítky a objemem vody vypouštěné z přehrad Nové Mlýny.

2.6.3 Přírodní poměry a vegetace

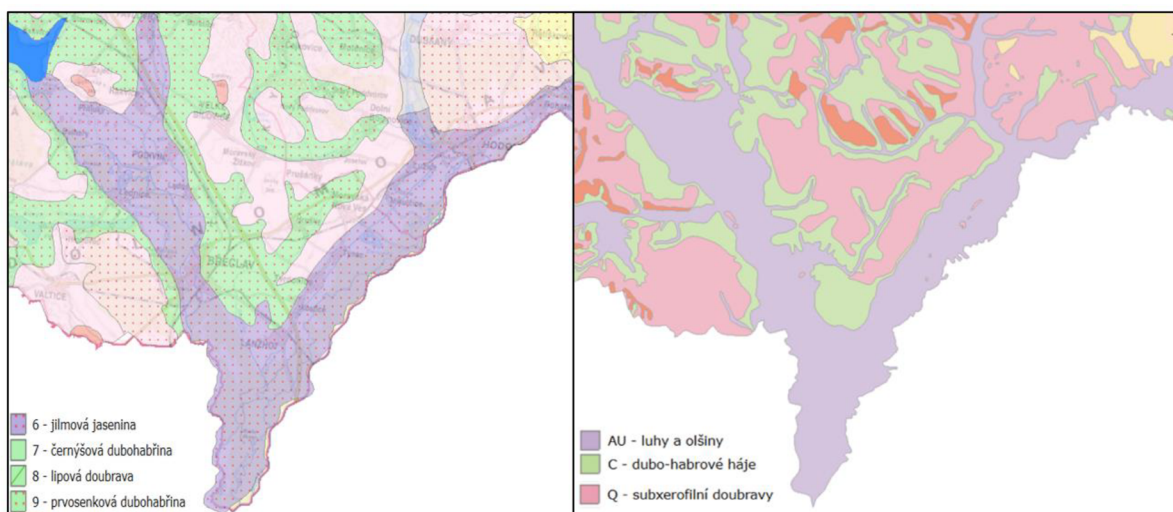
Z biogeografického hlediska leží území Soutoku v panonské provincii, přesněji v severopanonské podprovincii. Pro ni je typická teplomilná vegetace se společenstvy teplomilných doubrav, dubohabřin a panonských tvrdých luhů nížinných řek s výskytem jasanu úzkolistého. Tento druh jasanu se vyskytuje v rámci ČR pouze na území Soutoku, kde ho doplňuje pravděpodobně jen v rámci výsadeb jasan ztepilý (Vicherek et al., 2000; Boublík et al., 2013). Z teplomilných druhů dřevin se na území dále vyskytuje například dub cer (*Q. cerris*). Na většině území se dnes nachází polopřirozená náhradní vegetace. V bezlesí jsou na hrůdech zastoupené xerothermní trávníky a v okolí vodních ploch se nachází aluviální vegetace. Specifikem území jsou i staré solitérní stromy, z většiny duby, které jsou pozůstatkem dřívějších rozvolněných lesů. Ty představují velkou zásobárnu dřeva v různých fázích rozkladu, která podporuje vysokou diverzitu hmyzu, hub i ptáků (Čížek a Záborský, 2009). Z rostlinných druhů se na území vyskytuje řada submediteránních, pro které představuje jižní Morava hranici areálu výskytu, například kosatec nízký (*Iris pumila*) nebo jitrocel nejvyšší (*Plantago altissima*), (Culek et al., 2013).

Potenciálně přirozenou vegetací, tedy vegetací, která by na území byla bez zásahů lidské činnosti, je zde jilmová jasenina a prvosenková dubohabřina (Neuhäuslová et al., 1997). Z geobotanického pohledu většinu území pokrývají luhy a olšiny, na okrajích území

doplňované dubo-habrovými háji spolu s malými územími subxerofilních doubrav (Mikyška et al., 1972), (Obrázek 4).

Z lesních biotopů je na zájmovém území nejvíce zastoupen biotop Tvrdých luhů nížinných řek (L2.3) a poté Měkké luhy nížinných řek (L2.4). Z travních porostů je nejvíce zastoupen biotop Kontinentálních zaplavovaných luk (T1.7), přičemž můžeme na území nalézt i menší plochy Střídavě vlhkých bezkolencových luk (T1.9), Mezofilní ovsíkové louky (T1.1) a Acidofilní suché trávníky (T3.5). Z keřových porostů se na území nachází především Vrbové křoviny hlinitých a písčitých náplavů (K2.1) a Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny (K3). Z mokřadní vegetace je nejvíce zastoupen biotop Vegetace vysokých ostřic (M1.7). Na vodních plochách je výrazné zastoupení makrofytní vodní vegetace (AOPK ČR, 2022).

Z pohledu chráněných druhů se na území Soutoku vyskytuje řada, která má na tomto území největší populaci v rámci celé České republiky. Z těchto druhů lze zmínit například hrachor bahenní (*Lathyrus palustris*), šišák hrálovitý (*Scutellaria hastifolia*), nebo violku nízkou (*Viola pumila*), (Vicherek et al., 2000). Ve vegetaci je na soutoku taky velký podíl neofytů jako je například astříčka kopinatá (*Symphyotrichum lanceolatum*), nebo nepůvodní netýkavky (*Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*), (Vicherek et al., 2000).



Obrázek 4: Mapa potenciálně přirozené vegetace (vlevo), Geobotanická mapa (vpravo), (Mikyška et al., 1972; Neuhäuslová et al., 1997).

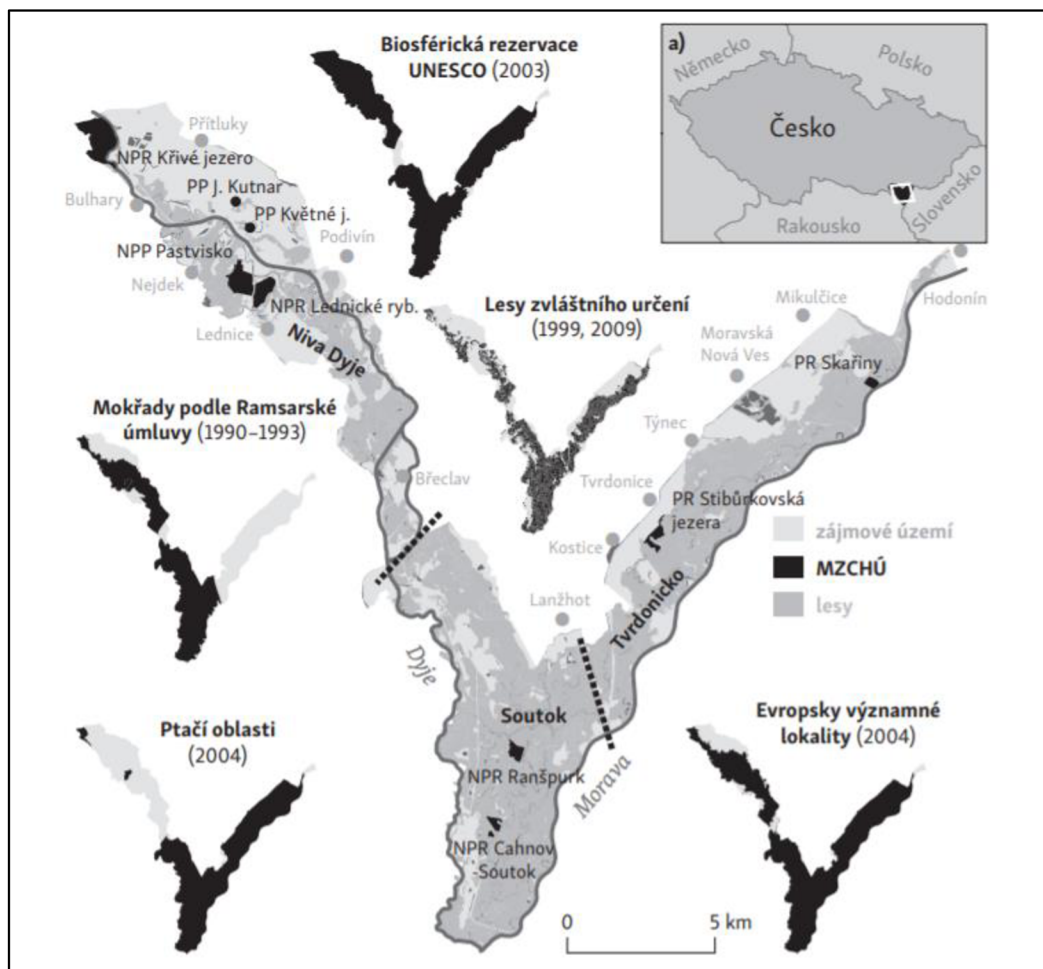
2.6.4 Chráněná území na soutoku Moravy a Dyje

V oblasti soutoku Moravy a Dyje byla vyhlášena řada maloplošných chráněných území (MZCHÚ), které dnes celkově zaujímají 259 ha (AOPK ČR, 2019). Nachází se zde čtyři národní přírodní rezervace (NPR) a to NPR Ranšpurk, NPR Cahnov – Soutok, NPR Křivé jezero a NPR Lednické rybníky. Dále se zde nachází národní přírodní památka (NPP)

Pastvisko u Lednice a přírodní památky (PR) Stibůrkovská jezera, PR Skařiny, PR Františkův rybník, PP Jezírko Kutnar a PP Květné jezero. Z pohledu celého unikátního komplexu lužních lesů je ale celková rozloha MCHÚ považována za nedostatečnou. Maloplošná chráněná území chrání zachovalé porosty tvrdého i měkkého luhu a vodní a mokřadní ekosystémy s hojným výskytem chráněných druhů vodních ptáků a rostlin. Přehled specifík chráněných území na Soutoku spolu s předměty ochrany obsahuje Příloha 1.

Dlouhodobě se na území Soutoku nedaří zřídit velkoplošně chráněné území. Až v roce 2004 byly vyhlášeny 3 rozsáhlá území v rámci NATURA 2000 a to ptačí oblast (PO) Soutok – Tvrdonicko, evropsky významná lokalita (EVL) Soutok – Podluží a EVL Niva Dyje. Celkově tyto lokality zaujímají 12 963 ha (AOPK ČR, 2019). Snaha o vyhlášení chráněné krajinné oblasti (CHKO) na soutoku Moravy a Dyje, která by dle AOPK ČR byla nejvhodnějším typem ochrany (AOPK ČR, 2019), trvá již od roku 1972 (Kováříková, 2019). Obnovení snahy zřídit na území CHKO proběhlo v roce 2005. V roce 2008 byla pověřena Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR) vytvořením návrhu podkladů CHKO, ale z důvodu negativního postoje místních obyvatel a subjektů byl proces přípravy zastaven. Na základě programového prohlášení Vlády ČR v roce 2022 se v současnosti znovu jedná o vyhlášení CHKO a probíhá aktualizace podkladů a podávání připomínek pro jeho vyhlášení.

Celé území je Biosférickou rezervací UNESCO, která zde byla zřízena v roce 2003. Ramsarskou úmlouvou jsou zde chráněny Mokřady dolního Podyjí a Zámecký rybník u Lednice (Horal a Riedl, 2010). Území soutoku je tedy současně chráněno v rámci čtyř různých konceptů ochrany (Obrázek 5).



Obrázek 5: Chráněná území v oblasti soutoku Moravy a Dyje (Míklín a Hradecký, 2016).

3 Cíle práce

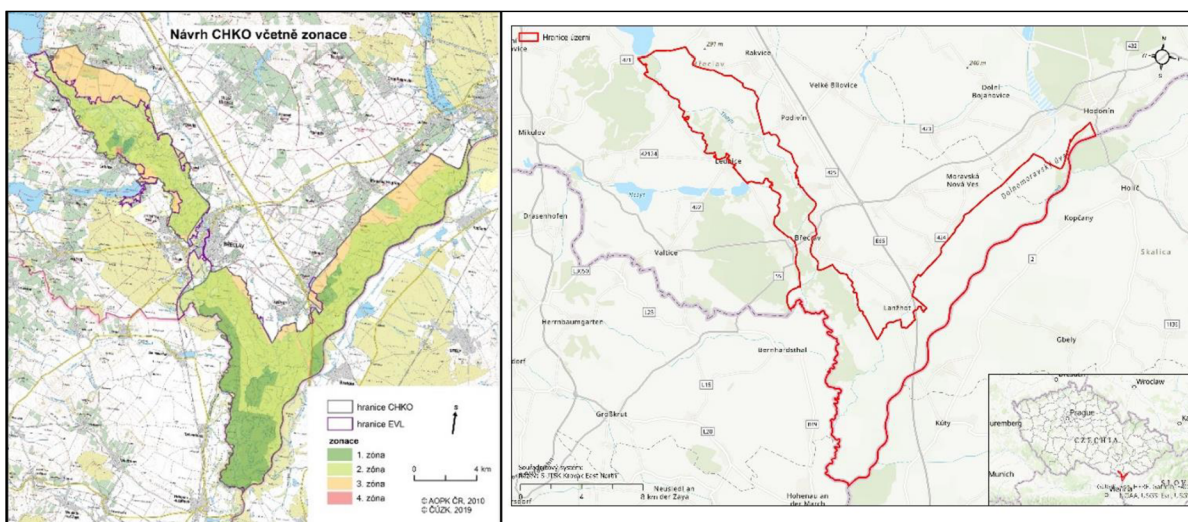
Cílem této diplomové práce je zhodnotit vývoj nížinného lužního lesa na soutoku Moravy a Dyje po 10 letech intenzivního hospodaření a suchého a teplého období v letech 2015 a 2018 v kontextu celého lesního komplexu. Pro vyhodnocení celkové změny vegetace se práce zabývá následujícími dílčími otázkami:

- a) Jak se změnila celková pokryvnost jednotlivých vegetačních pater (bylinné, keřové, stromové)
- b) Jak se změnil počet druhů v rámci vegetačních pater
- c) Jak změnu vegetace ovlivňují typy porostu
- d) Jak se změnila pokryvnost/četnost invazních druhů
- e) Jak se změnila pokryvnost/četnost výskytu ohrožených druhů (C1, C2, C3, C4a)
- f) Zhodnocení vývoje druhové skladby (beta diverzita)
- g) Jak se změnilo bylinné patro a vážené průměry společenstva (CWM) vypočítané z Ellenbergových indikačních hodnot a vlastností druhů (traits) na jednotlivých plochách.

4 Metodika

4.1 Zájmové území

Zájmovým územím byla oblast soutoku Moravy a Dyje nacházející se v jižní části Jihomoravského kraje České republiky. Nadmořská výška území se zde pohybuje v rozmezí od 150 do 165 m n. m. Jedná se především o porosty tvrdého a měkkého luhu, hospodářské lesy a rozvolněné porosty se starými solitárními stromy. Vymezení zájmového území se téměř překrývá s územím navrhnutým pro vyhlášení chráněné krajinné oblasti CHKO Soutok v rámci přípravy materiálů započaté v roce 2008 (Obrázek 6). Území tvoří pomyslné písmeno V a zároveň kopíruje tok řek Moravy a Dyje po směru proudu na jih až k jejich soutoku, kde tvoří státní hranici mezi třemi státy, a to Českou republikou, Rakouskem a Slovenskou republikou. Jeho rozloha činí 146,3 km².

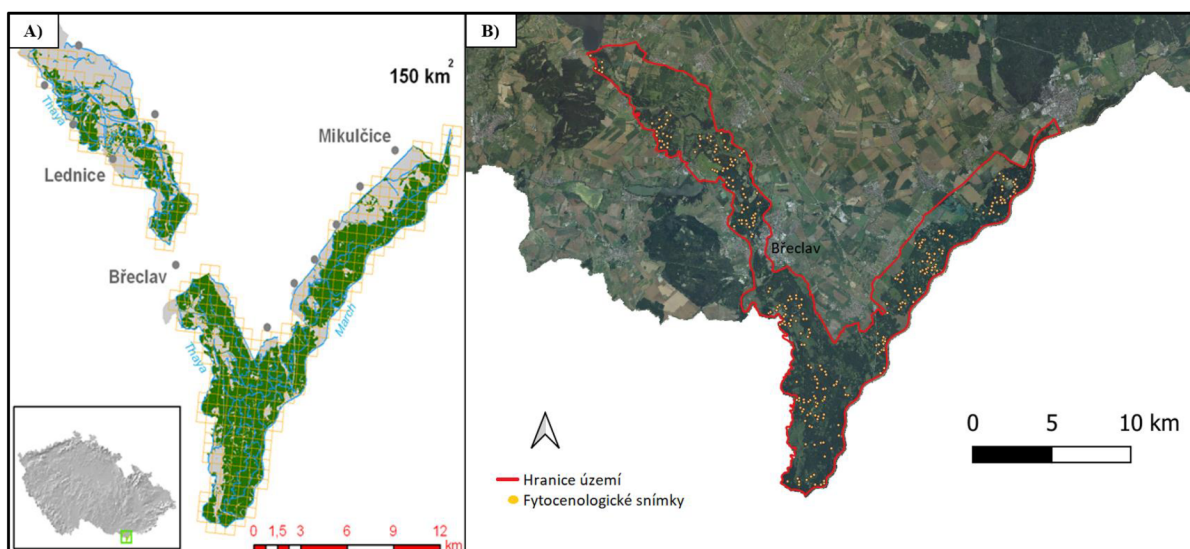


Obrázek 6: Návrh hranic CHKO Soutok v roce 2010 (AOPK ČR, 2019) vlevo. Vpravo hranice zájmového území.

4.2 Rozmístění výzkumných ploch

Tato diplomová práce částečně navazuje na data sesbíraná v rámci projektu Diverzita saproxylických organismů v čase a prostoru: Od historie krajiny přes ekologii společenstev k modelům přežívání druhů, který byl uskutečněný v roce 2012 (číslo projektu dle Grantové agentury ČR GAP504/12/1952, řešitel Radek Bače). V rámci projektu byly již publikované články Sebek et al., 2022, Lanta et al., 2022 a Altman et al., 2016. Jeho cílem bylo provést syntetický a multidisciplinární výzkum faktorů ovlivňujících společenstvo brouků vázaných na mrtvé dřevo. V rámci tohoto projektu byly provedeny i fytoocenologické snímky na 300 výzkumných plochách. V roce 2021 bylo fytoocenologické snímkování zopakováno.

Zájmové území bylo rozděleno do 552 čtverců (614 x 556 m) na základě podrobné standartní faunistické sítě mapových čtverců (Obrázek 7). Z těchto 552 čtverců bylo náhodně vybráno 300 čtverců a tedy i 300 výzkumných ploch o rozloze 10 x 10 m. Z důvodu nepřístupnosti některých ploch byl na místě design jejich rozložení upraven. V roce 2021 bylo fytoocenologické snímkování zopakováno pouze na 299 plochách z důvodu ztráty informací z databáze o jedné z ploch (plocha 88).



Obrázek 7: A) Zájmové území rozdělené vzorkovací sítí (upraveno dle Čížek et al., 2012). B) Poloha výzkumných ploch (fytocenologických snímků) v zájmovém území.

4.3 Terénní sběr dat

V roce 2012 a v roce 2021 proběhlo fytoocenologické snímkování na 299 plochách o rozměrech 10 x 10 metrů. Pro případ opakování měření byly stromy v centru výzkumné plochy v obou letech označeny barevným sprejem a byla zaznamenána jejich poloha GPS. V roce 2012 se fytoocenologického snímkování účastnil Miroslav Dvorský, Jiří Doležal, Tomáš Černý, Jan Altman, Petr Petřík a Ondřej Horných. Na záznamu dat v roce 2021 se podíleli Jiří Doležal, Vojtěch Lanta, Petr Karlík, Jiří Hummel, Miroslav Dvorský, Michael Bartoš, Zuzana Chlumská, Tomáš Černý, Šárka Sulanová, Kenz Samraoui a Adéla Wiatzková. V obou letech došlo první ke společnému snímkování první plochy, které sloužilo k sladění techniky snímkování.

Na každé ploše byla zaznamenána pokryvnost stromového (E3), keřového (E2) a bylinného (E1) patra v procentech. Do bylinného patra patřila vegetace menší než metr. Hranice mezi keřovým a stromovým patrem byla stanovena na 3 metry. Dále byly v jednotlivých patrech odhadovány pokryvnosti taxonů s využitím semikvantitativní devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (Westhoff a van der Maarel, 1973). Ve výsledných záznamech byly všechny pokryvnosti převedeny na procenta. Semenáčky dřevin byly zaznamenány v E1 jako juvenilní stádium. Na každé ploše byla následně pořizena fotodokumentace a zaznamenán typ porostu.

4.4 Zpracování terénních záznamů do digitální podoby

Terénní záznamy byly přepsány do digitální podoby pomocí programu TURBOVEG (Hennekens a Schaminée, 2001). Data byla následně vložena do programu JUICE (Tichý, 2002) z důvodu korekce a sjednocení nomenklatury dle Danihelka et al., 2012. Pro přípravu dat na provedení analýz byly tabulky převedeny do programu Excel.

4.5 Analýza dat

a)


První byly provedeny analýzy změny pokryvnosti vegetačních pater (bylinné, keřové, stromové) na výzkumných plochách v programu R, v grafickém prostředí Rstudio (Rstudio Team, 2022). Pro zamítnutí nulové hypotézy byla zvolena hladina významnosti $\alpha = 0,05$ ve všech provedených analýzách. Z důvodu procentuální škály dat a snížení heterogenity dat byla v rámci analýz v programu R použita logaritmická transformace pokryvností. Pro vyhodnocení byl zvolen Wilcoxonův test pro párová pozorování s přidáním parametrem *paired=TRUE*, pro zachování párovosti dat. Za vysvětlující faktor byl zvolen rok.






b)




Pro vyhodnocení změny počtu druhů v jednotlivých vegetačních patrech byl zvolen stejný postup, jako v kroku a), tedy Wilcoxonův test.

c)

V rámci terénního sběru dat byl u snímků zaznamenán jeden z devíti druhů porostu, které byly v rámci výzkumu nadefinovány. Měkký luh a typy tvrdého luhu byly klasifikovány na základě dřevinné skladby v roce 2012. Těmito porosty byly:

Ekoton	Přechodová oblast mezi dvěma, nebo více odlišnými biotopy. V rámci tohoto výzkumu se jednalo nejčastěji o přechod mezi lesním (tj. 50% zápoj) a lučním společenstvem.	
---------------	---	---

<p>Nová paseka</p>	<p>Tento typ porostu zahrnuje plochy, které byly v roce 2012 identifikovány jako lesní porost a v roce 2021 na nich byla holosečná paseka, popřípadě paseka s ponechanými výstavky.</p>	
<p>Stará paseka</p>	<p>Tento typ porostu zahrnuje plochy, které byly identifikovány jako nově vytvořená paseka již v roce 2012.</p>	
<p>Solitér</p>	<p>Samostatně rostoucí strom většinou se nacházející uprostřed lučního společenstva. Na výzkumném území se jednalo převážně o solitérní duby letní a jasany.</p>	
<p>Monokultura</p>	<p>Jedno druhový lesní porost o stejném věku (nejčastěji dubové, jilmové, vrbové a topolové výsadby). Většinou s absencí keřového patra.</p>	
<p>Dubohabřina</p>	<p>Porost tvořen převážně duby a habry, popřípadě s příměsí jiných druhů jako lípa nebo javor.</p>	

<p>Měkký luh</p>	<p>Podmáčený biotop většinou v těsné blízkosti vodního tělesa. Ve stromovém patře dominují vrby nebo topoly.</p>	
<p>Jasanina</p>	<p>Lesní porost tvořen převážně jasanem, s možnou příměsí jiných druhů jako lípy nebo jilmy.</p>	
<p>Doubrava</p>	<p>Lesní porost tvořen převážně dubem, často s příměsí jasanu, lípy, nebo habru.</p>	

Vliv typu porostu na změnu vegetace (pokryvnosti, počet druhů v jednotlivých patrech) mezi lety 2012 a 2021 byl testován Anovou pro opakovaná měření (Lepš a Šmilauer, 2016). Za vysvětlující faktory změny počtu druhů, popřípadě změny pokryvnosti vegetačních pater byly zvoleny rok a typ porostu. Změna vegetace v rámci jednotlivých typů porostu byla testována jako v kroku a), tedy Wilcoxonovým párovým testem. Pro zobrazení změny vegetace v závislosti na jednotlivých typech porostu byla použita lineární regrese v podobě scatterplotu s nulovou linií představující nulovou změnu mezi lety.

d)

Pro identifikaci invazních druhů, které se na území Soutoku nacházely byl použit Katalog nepůvodních rostlin ČR, který pochází ze studie Pyšek et al., 2022. Dále bylo použito nařízení Evropského parlamentu a Rady EU „o invazních druzích“ (nařízení č. 1143/2014). Pro vyhodnocení změny pokryvnosti a počtu druhů byl opět použit Wilcoxonův párový test jako v bodě a).

e)

Pro identifikaci ohrožených druhů byl použit Červený seznam ohrožených druhů ČR Cévnaté rostliny (Grulich a Chobot, 2017). Do analýzy byly zahrnuty kategorie ohrožení: kriticky ohrožený (C1), silně ohrožené druhy (C2), ohrožený (C3) a vzácnější taxony vyžadující další pozornost – méně ohrožené (C4a). Pro vyhodnocení změny pokryvnosti a počtu ohrožených druhů na plochách byl použit Wilcoxonův párový test jako v bodě a).

f)

Pro vyhodnocení vývoje bylinného patra byla provedena analýza beta diverzity, tedy míra rozdílnosti druhového složení jednotlivých typů porostů. Pro vyhodnocení byl použit Sørensenův index, který je založen na vyhodnocení nepodobnosti výzkumných ploch na základě přítomnosti/nepřítomnosti druhů. Sørensenův index nepodobnosti byl vypočítán v programu R pomocí balíčku 'betapart' (Baselga et al., 2020). Hodnoty Sørensenova indexu se pohybovaly od nuly (všechny druhy jsou sdíleny mezi dvěma vzorky) do jedné (dva vzorky nesdílejí žádný druh). Rozdíly mezi hodnotami indexu v roce 2012 a 2021 byly porovnány pro jednotlivé typy porostu pomocí Anovy pro opakovaná měření.

g)

Pro hlubší pochopení změn vegetace bylinného patra byly zkompletovány konkurenční a disperzní vlastnosti jednotlivých druhů (dále traits). Těmito traits byly výška druhu, obsah sušiny v listu (LDMC-podíl sušiny listu a čerstvé biomasy listu x 100), specifická listová plocha (SLA-listová plocha ku hmotnosti sušiny v mm^2/mg) a klonalita (laterální šíření v metrech za rok). Tyto údaje byly převzaty z databázi LEDA (Kleyer et al., 2008) a CloPla (Klimešová et al., 2017). Pro vyhodnocení změny ekologických vlastností ploch byly také zkompletovány Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH) druhů pro světlo a živiny (Ellenberg et al., 1992). Z těchto hodnot byly následně vypočítány průměry pro jednotlivé plochy vážené pokryvností jednotlivých druhů (CWM) pomocí programu R s použitím balíčku FD (Laliberté a Legendre, 2010). Pro zobrazení změn CWM v závislosti na jednotlivých typech porostu byla použita lineární regrese v podobě scatterplotu s nulovou linií představující nulovou změnu mezi lety. Pro analýzu změny složení vegetace byl použit program Canoco (ter Braak a Šmilauer, 2018). Pro analýzu změny složení bylinného patra mezi lety 2012 a 2021 a ekologických vlastností (CWM) byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA), hodnota SD odpovídající délce gradientu byla větší než 3. Pokryvnosti jednotlivých druhů byly zlogaritmovány a ekologické vlastnosti spolu s traits byly zobrazeny v ordinačním diagramu jako doplňující data. V diagramu jsou zobrazeny druhy,

kteře vysvětlily nejvíce variability. CCA analýza byla provedena jednotlivě pro všechny typy porostu. Meziroční rozdíl byl testován pro každý typ porostu pomocí hierarchického designu pro zohlednění schématu opakovaných měření a pomocí Monte Carlo permutací (499). Průkaznost změn hodnot CWM pro traits a EIH v rámci jednotlivých typů porostu byla vypočítána pomocí Anovy pro opakovaná měření.

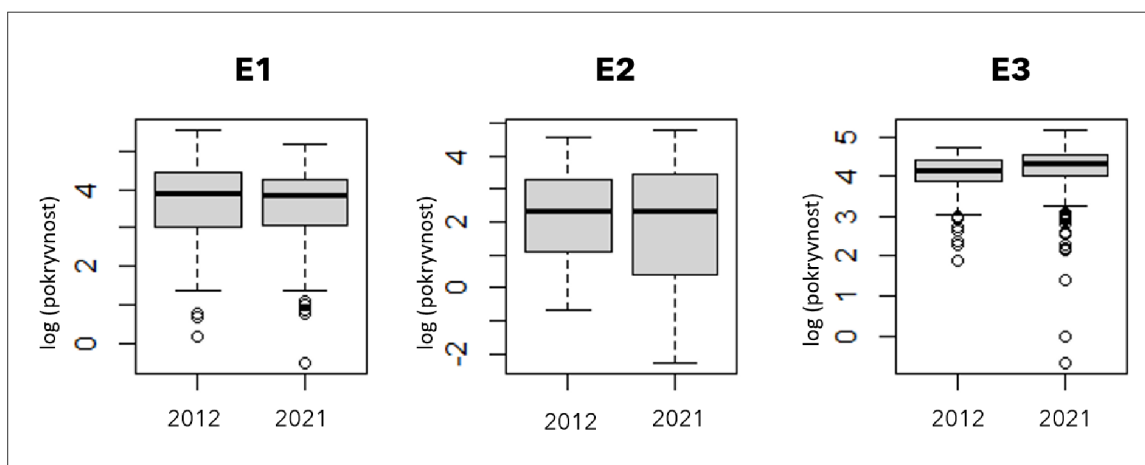
h)

V rámci vyhodnocování dat bylo pozorováno, že došlo k výrazným změnám zastoupení *Acer campestre* na plochách. Proto byly vyhodnoceny změny celkových pokryvností v rámci vegetačních pater i v rámci jednotlivých typů porostů. Pro vyhodnocení byl použit Wilcoxonův párový test.

5 Výsledky

Změna pokryvnosti vegetačních pater

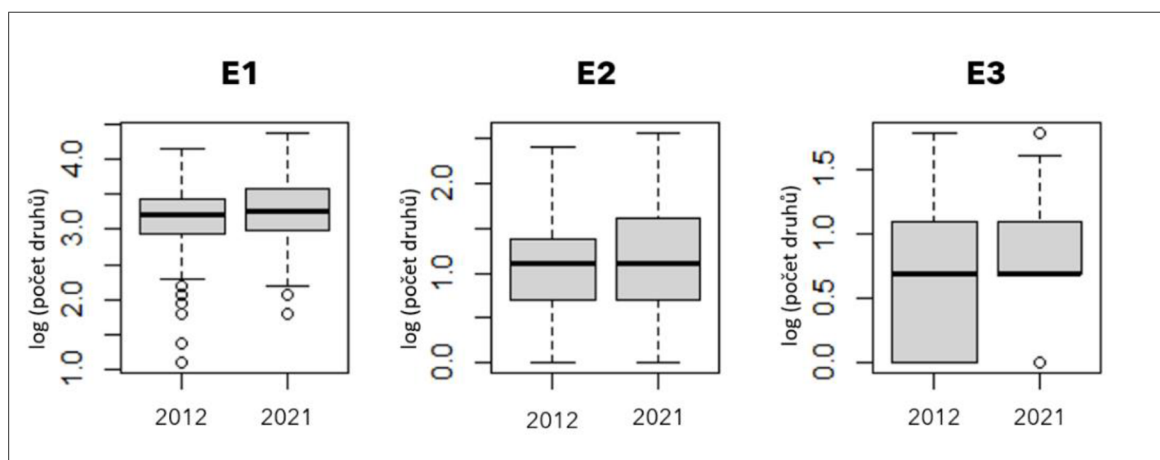
Změna celkové pokryvnosti jednotlivých pater byla prokázána jen u stromového patra ($V=28551$, $p < 0,001$), kde došlo k nárůstu pokryvnosti. U keřového ani bylinného patra nedošlo celkově mezi lety 2012 až 2021 na zkoumaných plochách k průkazné změně pokryvnosti (Obrázek 8).



Obrázek 8: Celková změna pokryvnosti bylinného (E1), keřového (E2) a stromového (E3) patra. Změna byla prokázána jen u stromového patra, kde došlo k nárůstu pokryvnosti.

Změna počtu druhů ve vegetačních patrech

Změna počtu druhů na plochách mezi lety 2012 a 2021 byla prokázána v bylinném patře ($V=13626$, $p < 0,001$), kde došlo k nárůstu druhů. Ve stromovém ani keřovém patře nedošlo k prokazatelné změně počtu druhů (Obrázek 9).

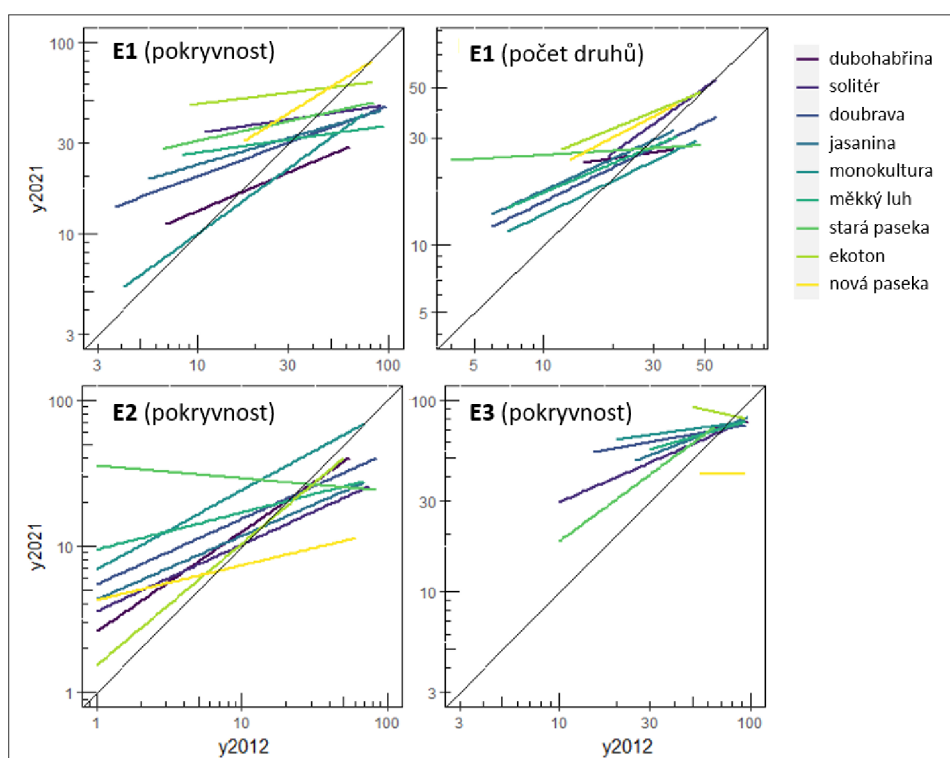


Obrázek 9: Změna počtu druhů v bylinném (E1), keřovém (E2) a stromovém (E3) patře. Změna byla prokázána jen u bylinného patra, kde došlo k nárůstu počtu druhů.

Změna vegetace v závislosti na typu porostu

Pokryvnost stromového ($F_8=4,7891$, $p < 0,001$) a keřového patra ($F_8=3,5537$, $p < 0,001$) se mezi lety průkazně změnila v závislosti na typu porostu. Pokryvnost stromového patra se prokazatelně zvýšila v rámci typu porostu měkký luh ($V=274$, $p=0,042$) a doubrava ($V=2$, $p < 0,001$). Naopak ke snížení pokryvnosti stromového patra došlo na nové pasece ($V=274$, $p=0,042$). Pokryvnost keřového patra se průkazně zvýšila v typech porostu monokultura ($V=28$, $p=0,039$) a stará paseka ($V=81$, $p=0,029$). Naopak k průkaznému snížení došlo na typech porostu solitér ($V=650$, $p=0,034$) a nová paseka ($V=99$, $p=0,026$), (Příloha 2). Zároveň byla prokázána změna počtu druhů v závislosti na typu porostu v bylinném patře ($F_8=3,5537$, $p < 0,001$). K zvýšení počtu druhů došlo v typech porostu ekoton ($V=5$, $p=0,043$), solitér ($V=217$, $p < 0,001$), jasanina ($V=108$, $p=0,011$) a nová paseka ($V=5$, $p=0,002$), (Příloha 3).

Z Obrázku 10 je patrné, že pokryvnost a počet druhů v bylinném patře se v rámci typů porostů zvýšil převážně na plochách s nižšími hodnotami z roku 2012. Pokryvnost stromového a keřového patra v rámci jednotlivých typů porostů rovněž vzrostla na plochách s nižším pokryvem z roku 2012. Zřetelný je pokles pokryvnosti stromového patra na typu porostu nová paseka, kde došlo ke kácení dřevin. Zároveň je viditelné, že došlo k úbytku druhů v dřívě bohatších monokulturách a doubravách.

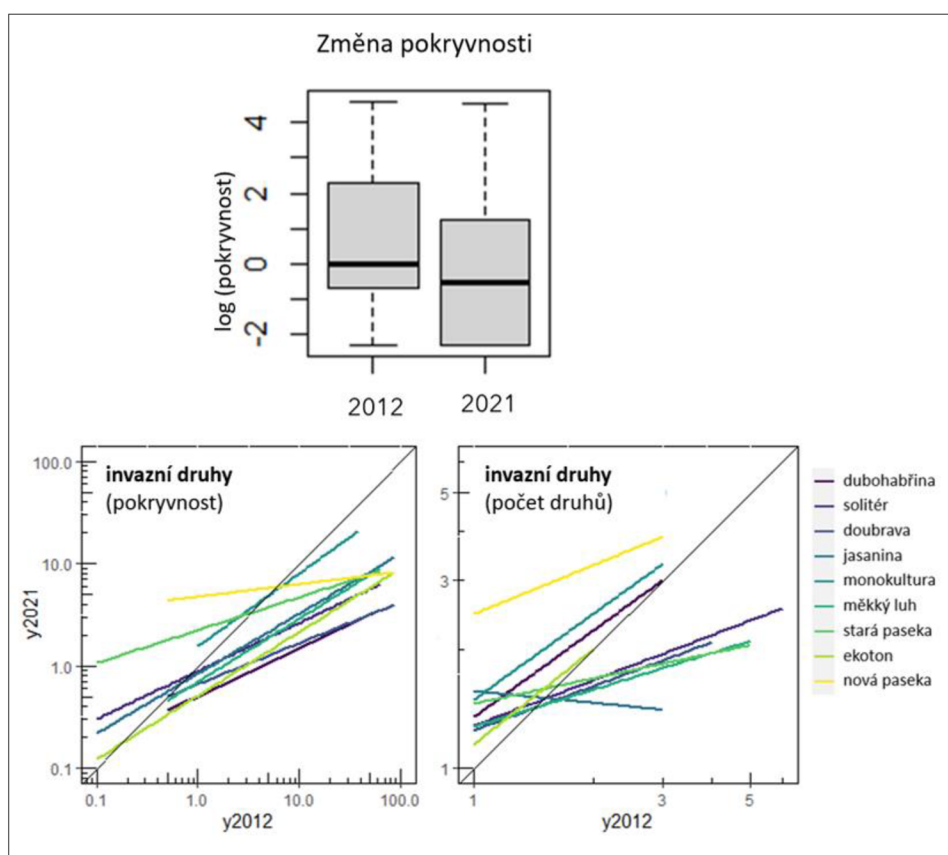


Obrázek 10: Grafy lineární regrese zobrazující změnu pokryvnosti pater a počtu druhů mezi lety 2012 a 2021 v rámci jednotlivých typů porostu. Změna pokryvnosti v závislosti na typu

porostu byla prokázána v E2 a E3. Změna počtu druhů byla v závislosti na typu porostu prokázána v E1. Černá čára představuje nulovou hypotézu, že nedošlo k žádné změně pokryvnosti ani počtu druhů mezi lety. Barevné čáry představují lineární regresi přizpůsobenou datům jednotlivých typů porostu.

Invazní druhy

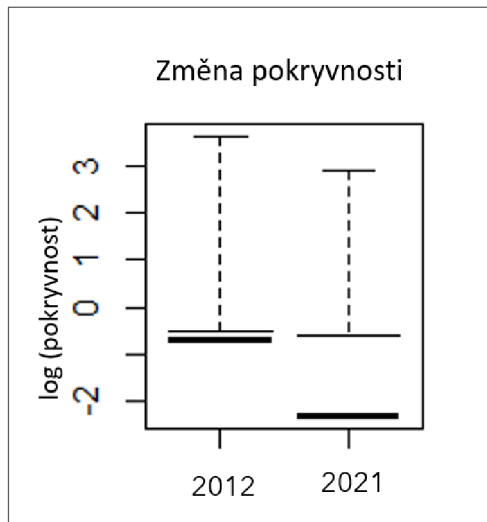
Na zkoumaných plochách byl v letech 2012 a 2021 dohromady identifikován výskyt 24 invazních druhů (Pyšek et al., 2012, 2022). Z nich se sedm druhů vyskytlo dohromady v obou letech na více než dvou plochách. Těmito druhy jsou *Cirsium arvense*, *Conyza canadensis*, *Echinochloa crus-galli*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Solidago gigantea* a *Symphotrichum lanceolatum*. Z celkových 299 ploch se pouze na třiceti plochách nevyskytovala v obou letech žádná invazní rostlina. Celkově lze konstatovat že se snížil počet ploch, na kterých se invazní druhy nacházely. V roce 2012 se tyto druhy nacházely na 251 plochách a v roce 2021 už jen na 219 plochách. Celkově byl prokázán pokles pokryvnosti invazních druhů oproti roku 2012 ($V=22848$, $p < 0,001$), (Obrázek 11). Prokazatelně se pokryvnost invazních druhů snížila v typech porostu solitér ($V=483$, $p=0,019$), dubohabřina ($V=98$, $p=0,005$), jasanina ($V=292$, $p=0,014$), a doubrava ($V=3151,5$, $p < 0,001$), (Příloha 4). Největší pokles byl zaznamenán v pokryvnosti *I. parviflora*, u které celková pokryvnost klesla o 82, 3% oproti roku 2012. Změna počtu invazních druhů byla prokázána v typech porostu nová paseka, kde průkazně vzrostl počet invazních druhů ($V=8$, $p=0,025$) a na typu porostu stará paseka, kde se počet těchto druhů snížil ($V=180$, $p=0,005$). Na typu porostu doubrava došlo ke snížení počtu invazních druhů ($V=782$, $p=0,005$).



Obrázek 11: Celková změna pokryvnosti a počtu invazních druhů. Pokryvnost invazních druhů se obecně snížila. V dolní části obrázku jsou grafy lineární regrese zobrazující změnu pokryvnosti a počtu invazních druhů mezi lety 2012 a 2021 v rámci jednotlivých typů porostů. Černá čára představuje nulovou hypotézu, že nedošlo k žádné změně pokryvnosti ani počtu druhů mezi lety. Barevné čáry představují lineární regresi přizpůsobenou datům jednotlivých typů porostu. V typu porostu nová paseka viditelně narostl počet invazních druhů.

Ohrožené druhy

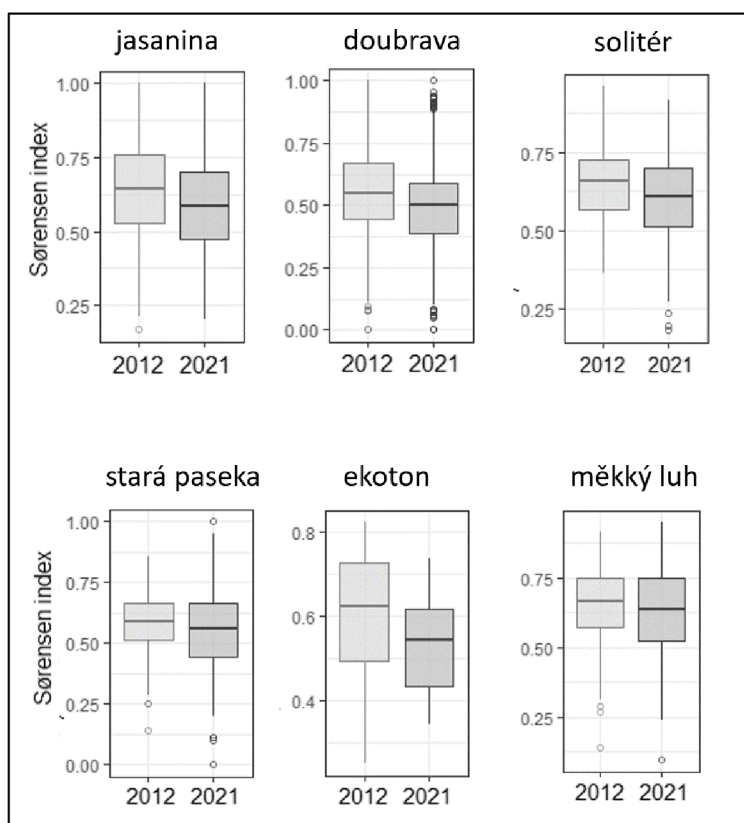
Na zájmovém území bylo v rámci výzkumných ploch identifikováno dohromady 29 druhů v kategorii ohrožení C4a, 11 druhů v kategorii C3, 15 druhů v kategorii C2 a 1 druh v kategorii C1 (*Bromus racemosus*). Celkově byl prokázán pokles pokryvnosti ohrožených druhů oproti roku 2012 ($V=4717$, $p=0,022$), (Obrázek 12). To je dáno výrazným snížením pokryvnosti podražce křovištního (*Aristolochia clematitis*), jehož pokryvnost celkově klesla o 60 %. Zároveň klesl i počet ploch, na kterých se ohrožené druhy vyskytly ze 100 ploch (2012) na 91 ploch (2021). V roce 2021 bylo naopak oproti roku 2012 nalezeno celkově o 5 ohrožených druhů více.



Obrázek 12: Celková změna pokryvnosti ohrožených druhů.

Změna beta diverzity

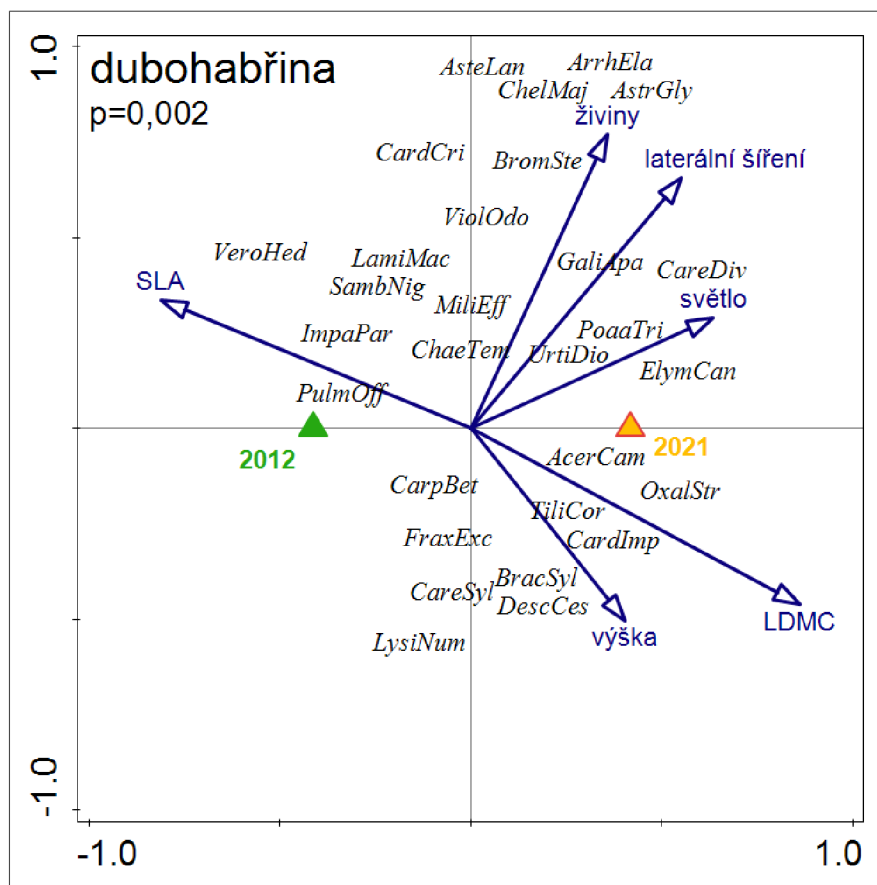
Změna beta diverzity, tedy změna zastoupení druhů bylinného patra na plochách v rámci jednotlivých typů porostů (Sørensenův index nepodobnosti), byla prokázána dohromady pro šest typů porostů z devíti. Hodnota Sørensenova indexu mezi pozorovanými roky prokazatelně klesla v typech porostů jasanina ($F_1=17,8$, $p<0,001$), doubrava ($F_1=550,4$, $p<0,001$), solitér ($F_1=21,3$, $p<0,001$), stará paseka ($F_1=6,1$, $p=0,014$), ekoton ($F_1=4,5$, $p=0,037$) a měkký luh ($F_1=10,5$, $p=0,001$), (Obrázek 13). Snížení hodnoty Sørensenova indexu v roce 2021, znamená, že plochy si byly více podobnější ve skladbě vegetace v roce 2021, než v roce 2012.



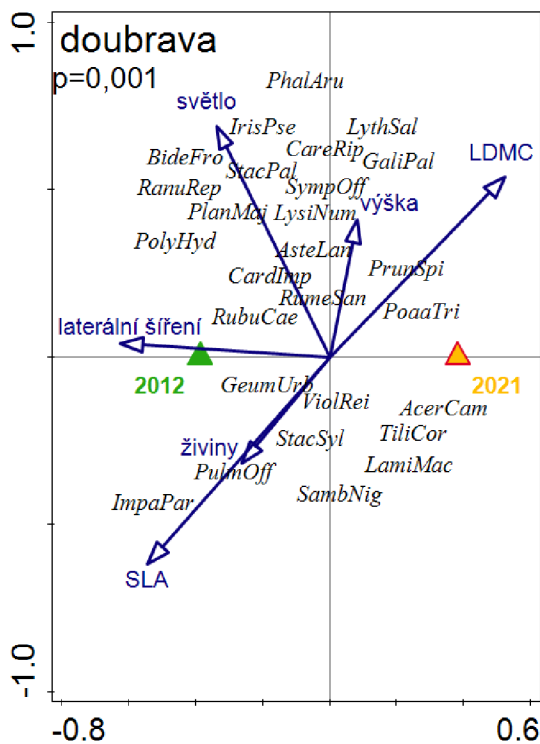
Obrázek 13: Prokázaná změna beta diverzity v rámci jednotlivých typů porostů mezi lety 2012 a 2021. Beta diverzita je vyjádřena jako Sørensenův index.

Změna složení vegetace a ekologických vlastností (CWM)

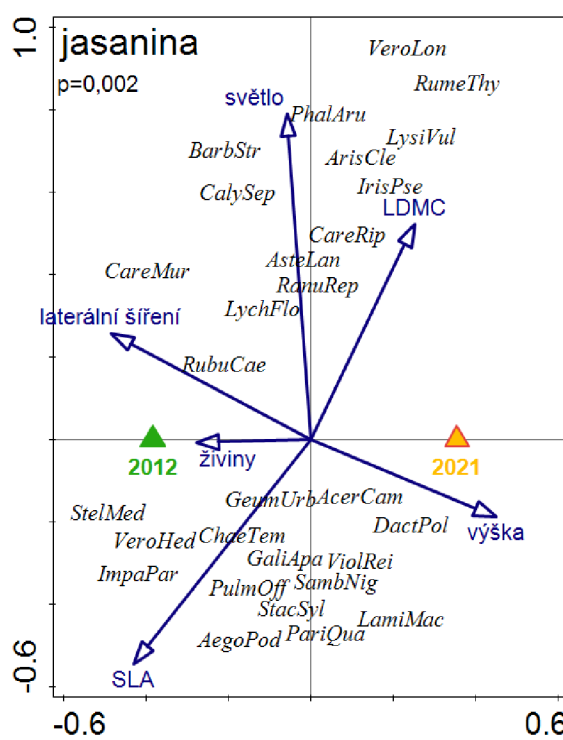
CCA analýzy ukázaly průkaznou změnu složení vegetace bylinného patra ve všech typech porostu (Obrázky 14 - 22). Z výsledků je patrný trend ústupu invazních rostlin (zejména *I. parviflora*) v dubohabřinách, jasaninách, doubravách a rozvolněných porostech se solitérními stromy. Dále je patrný nárůst juvilejních *A. campestre* v bylinném patře porostů tvrdého luhu. Změny ve složení vegetace bylinného patra odrážejí i změnu životních strategií a ekologických vlastností bylinného patra na plochách (CWM). Z výsledků je patrný trend zvýšení LDMC napříč porosty, a naopak snížení zastoupení druhů s vysokým SLA. To je spojeno s ústupem invazní *I. parviflora*. Následující obrázky (Obrázky 14 - 22) obsahují CCA ordinační diagramy změny vegetace mezi lety 2012 a 2021 pro všech devět typů porostu. Vážené průměry společenstva (CWM) jsou do diagramů promítnuty jako doplňující data (LDMC – obsah sušiny v listu, SLA – specifická listová plocha). Zkratky názvů rostlinných druhů použité v diagramech jsou vysvětleny v Příloze 5. Zobrazení změn CWM v závislosti na jednotlivých typech porostu obsahuje Příloha 6.



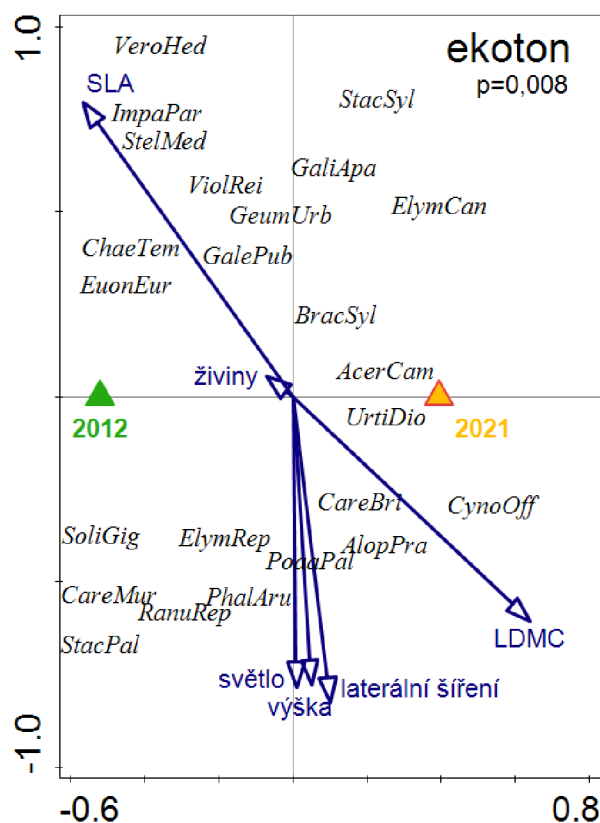
Obrázek 14: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu dubohabřina.



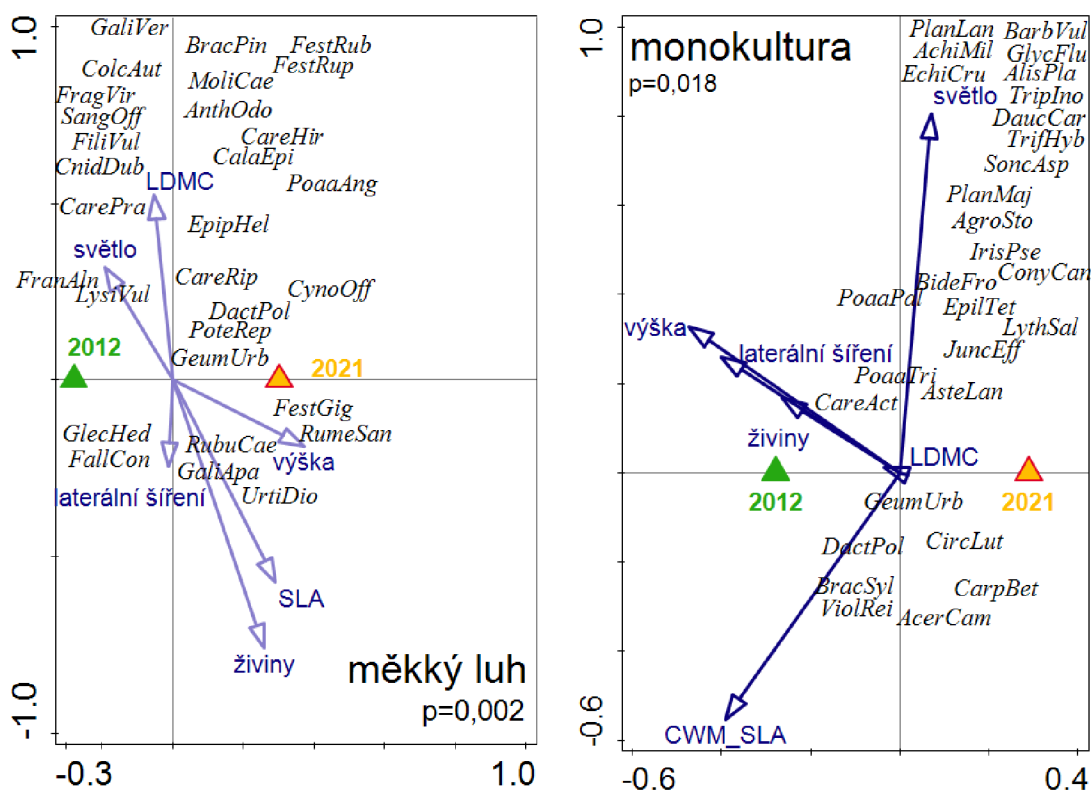
Obrázek 15: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu doubrava (vlevo).



Obrázek 16: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu jasanina (vpravo).

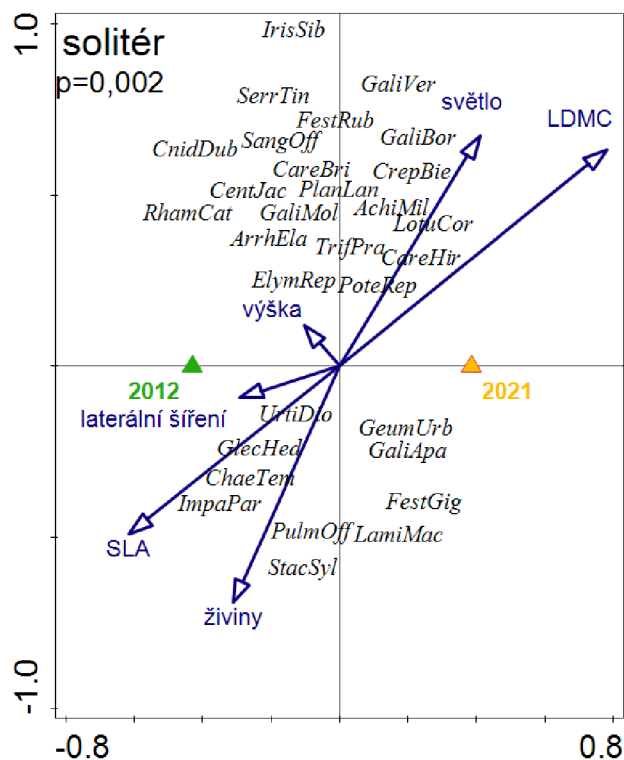


Obrázek 17: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu ekoton.

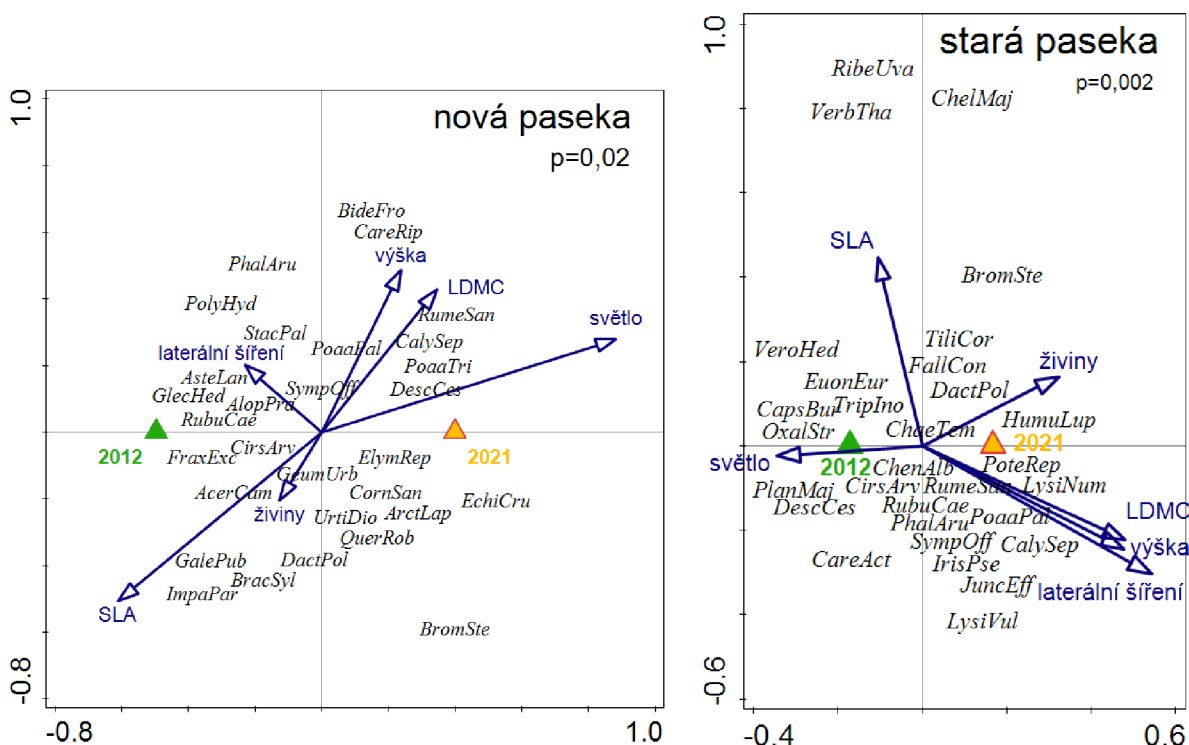


Obrázek 18: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu měkký luh (vlevo).

Obrázek 19: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu monokultura (vpravo).



Obrázek 20: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu solitér.



Obrázek 21: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu nová paseka (vlevo).

Obrázek 22: CCA ordinační diagram pro změnu vegetace v typu porostu stará paseka (vpravo).

Výsledky Anovy pro opakovaná měření vyhodnocující změnu vážených průměrů společenstva (CWM) v rámci jednotlivých porostů obsahuje Tabulka 2. Z tabulky je patrná změna LDMC napříč porosty, tak jako změna průměrné výšky bylin na plochách.

Tabulka 2: Změny vážených průměrů společenstva. Výsledky Anovy pro opakovaná měření.

Typ porostu	výška	SLA	LDMC	laterální šíření	světlo	živiny
stará paseka	F=16,65 p <0,001	p > 0,05	F=17,91 p <0,001	F=16,65 p=0,006	F=9,19 p=0,041	F=6,51 p=0,017
nová paseka	F=7,36 p=0,017	F=9,39 p=0,008	p > 0,05	p > 0,05	F=11,63 p=0,004	F=5,11 p=0,048
solitér	p > 0,05	p > 0,05	F=12,59 p=0,002	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05
ekoton	p > 0,05	p > 0,05	F=8,77 p=0,018	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05
jasanina	F=7,99 p=0,008	F=4,19 p=0,49	F=14,48 p <0,001	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05
doubrava	F=69,97 p <0,001	p > 0,05	F=62,60 p <0,001	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05
monokultura	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05
dubohabřina	F=24,71 p <0,001	F=11 p=0,004	F=33,38 p <0,001	F=14,47 p <0,001	F=5,19 p=0,037	p > 0,05
měkký luh	F=6,69 p=0,016	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	F=9,43 p=0,005

*Změna zastoupení *Acer campestre**

Z dat byla patrná změna pokryvnosti *A. campestre*. Byl prokázán celkový nárůst pokryvnosti v bylinném (V=15400, p>0,05), keřovém (V=12403, p>0,05) i stromovém patře (V=4950, p>0,05). V rámci typů porostů došlo k nárůstu pokryvnosti *A. campestre* v rámci bylinného patra v dubohabřinách (V=153, p <0,001), doubravách (V=2850, p <0,001), jasaninách (V=210, p <0,001), ekotonech (V=21, p=0,034) a solitérech (V=171, p <0,001). V rámci keřového patra došlo k nárůstu pokryvnosti tohoto druhu v doubravách (V=1176, p <0,001), monokulturách (V=, p=0,046) a starých pasekách (V=105, p=0,001). Na nových pasekách došlo k poklesu pokryvnosti *A. campestre* (V=45, p=0,009) z důvodu zmýcení. Ve stromovém patře došlo k nárůstu pokryvnosti v rámci jasanin (V=55, p=0,005) a doubrav (V=1176, p <0,001).

Shrnutí výsledků

Tabulka 3: Shrnutí výsledků provedených analýz (červeně – prokazatelný pokles, zeleně – prokazatelný nárůst hodnot). Sloupce s druhem *A. campestre* zobrazují nárůst/pokles pokryvnosti tohoto druhu.

	E1 počet druhů	E2 pokryvnost	E3 pokryvnost	invazní d. pokryvnost	invazní d. počet	Beta diverzita	výška	SLA	LDMC	laterální šíření	světlo	živiny	E1 <i>A. campestre</i>	E2 <i>A. campestre</i>	E3 <i>A. campestre</i>
stará paseka		zeleně			červeně	červeně	zeleně		zeleně	zeleně	červeně	zeleně		zeleně	
nová paseka	zeleně	červeně	červeně		zeleně		zeleně	červeně			zeleně	zeleně		červeně	
solitér	zeleně	červeně		červeně		červeně			zeleně				zeleně		
ekoton	zeleně					červeně			zeleně				zeleně		
jasanina	zeleně			červeně		červeně	zeleně	červeně	zeleně				zeleně		zeleně
doubrava			zeleně	červeně	červeně	červeně	zeleně		zeleně				zeleně	zeleně	zeleně
monokultura		zeleně												zeleně	
dubohabřina				červeně			zeleně	červeně	zeleně	zeleně	zeleně		zeleně		
měkký luh			zeleně			červeně	zeleně					zeleně			

V Tabulce 3 můžeme vidět shrnutí prokázaných poklesů, popřípadě nárůstů analyzovaných charakteristik porostu mezi lety 2012 a 2021 na výzkumných plochách v okolí soutoku Moravy a Dyje. Z tabulky je patrné, že se výrazně snížila pokryvnost invazních druhů. Největší pokles byl zaznamenán v pokryvnosti *I. parviflora*, u které celková pokryvnost klesla o 82 % oproti roku 2012. Počet druhů bylinného patra narostl ve více otevřených typech porostu, ale zároveň se ve většině typech porostu snížila celková beta diverzita, což vypovídá o zvýšené homogenizaci vegetace. Z analýz CWM je patrné, že se celkově zvýšilo zastoupení druhů s vyšším obsahem sušiny v listech (LDMC). Zároveň se v dubohabřinách, jasaninách a na nových pasekách snížila specifická listová plocha (SLA). Celkově bylo prokázáno zvýšení pokryvnosti stromového patra a pokles pokryvnosti ohrožených druhů. Pokryvnost *A. campestre* se celkově zvýšila ve všech vegetačních patrech. K největším změnám vegetace z hlediska analyzovaných charakteristik došlo v typech porostu nová paseka, stará paseka, dubohabřina a doubrava.

6 Diskuse

V rámci práce byla zkoumána změna vegetace nížinných lužních lesů na soutoku Moravy a Dyje po deseti letech (2012 až 2021). Při celkových analýzách nejsou patrné příliš velké změny vegetace. Proto byly provedeny i analýzy na úrovni typů porostů, které detailněji znázorňují poměrně velkou změnu složení a struktury vegetace, především v dříve rozvolněných porostech.

Výsledky ukázaly průkazný pokles beta diverzity bylinného patra napříč porosty. Plochy v rámci jednotlivých typů porostů si byly složením vegetace v roce 2021 více podobné než v roce 2012. Tento fakt napovídá o homogenizaci vegetace na úrovni typů porostů. Homogenizace složení druhů v nížinných lesích způsobená přeměnou na vysoké lesy a upuštěním od tradičního managementu byla zkoumána v předchozích studiích (Van Calster et al., 2007; Baeten et al., 2009; Kopecký et al., 2013). Výsledky této diplomové práce dále ukázaly celkový nárůst pokryvnosti stromového patra. Výsledky práce se shodují s výsledky studie Kopecký et al. (2013), ve které je uvedeno, že zvýšení korunového zápoje v nížinných lesích vede ke snížení beta diverzity bylinného patra. Zvýšení korunového zápoje mohlo i dle studie Baeten et al. (2009) přispět k homogenizaci vegetace. Dle práce Miklín a Čížek (2014) se lesy na soutoku Moravy a Dyje dlouhodobě zahušťují a ubývá rozvolněných porostů se soliterními stromy z důvodu změny managementu po druhé světové válce za účelem zvýšení produkce dřevní hmoty. Z výsledků diplomové práce je patrné, že homogenizace dále probíhá napříč různými druhy porostů v rámci nížinných lužních lesů na soutoku Moravy a Dyje.

Homogenizace porostu se neprojevila celkovým snížením počtu druhů v rámci celého studovaného území, ani na úrovni typů porostu. Na druhou stranu regresní křivky ukazují, že k navýšení počtu druhů došlo na dříve chudších plochách (v roce 2012). Tento trend mohl být zapříčiněn dříve zvýšenou kompeticí druhů, popřípadě limitací vlastnostmi prostředí. Během deseti let tedy pravděpodobně došlo k sukcesnímu vývoji a nárůstu počtu druhů na dříve druhově chudších plochách (Olivares et al., 2018). Na druhou stranu na dříve bohatých plochách byl viditelný trend úbytku počtu druhů v roce 2021, který mohl být zapříčiněn kompeticí druhů. Celkově tedy změna počtu druhů mezi lety 2012 a 2021 nemusela být zřetelná z důvodu vyvážení nárůstu druhové bohatosti na dříve chudých plochách, a naopak poklesu počtu druhů na dříve bohatých plochách.

Na zájmovém území byl prokázán pokles pokryvnosti ohrožených druhů. Tento výsledek byl silně ovlivněn výrazným ústupem pokryvnosti *Aristolochia clematitis*, který navíc obecně v porovnání s ostatními ohroženými druhy dosahoval řádově vyšších pokryvností. K jeho ústupu došlo zejména v typech porostu doubrava a nová paseka. Na nových pasekách došlo pravděpodobně k snížení jeho populace z důvodu pojezdu těžké techniky nebo jako důsledek mechanické přípravy půdy. U ostatních ohrožených druhů se jednalo o velice malé pokryvnosti a pro hlubší pochopení problematiky ohrožených druhů na území je zapotřebí do budoucna provést další podrobnější výzkum. Dle studie Maděra et al. (2018), která se zabývá biodiverzitou cévnatých rostlin na území Soutoku na daném území pod Břeclaví byl zjištěn mezi lety 2007 až 2011 výskyt dohromady 156 ohrožených druhů dle Červeného seznamu (2017) včetně kategorie C4b, která v této diplomové práci zahrnuta nebyla. V rámci této práce bylo nalezeno pouze 56 ohrožených druhů, což je částečně dáno nezahrnutím C4b druhů. Dalším aspektem mohla být i rozdílná specializace botaniků. Do budoucna by bylo zajímavé zopakování studie Maděra et al. (2018) pro získání dalších informací ohledně vývoje populací ohrožených druhů.

Pokryvnost invazních druhů se mezi lety 2012 a 2021 snížila, pravděpodobně kvůli suchým a teplým periodám v letech 2015 a 2018. Dle studie Moravec et al. (2021) bylo několika roční sucho mezi lety 2014 až 2018 největším obdobím sucha za posledních 253 let, zejména ve střední Evropě. Dle studie Orbán et al. (2021) lze obecně říci, že sucho má negativní vliv na úspěšné uchycení semenáčků invazních druhů. Náchylnost na suché periody však zároveň závisí na ekologických a funkčních vlastnostech jednotlivých invazních druhů. Dle studie Petrášová et al. (2013) byl naopak nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím šíření neofytů v nížinných lužních lesích na Slovensku a Maďarsku obsah živin v půdě. Intenzivní pokles pokryvnosti byl na zájmovém území Soutoku zaznamenán u druhu *I. parviflora*, zatímco pokryvnost invazního druhu *Symphyotrichum lanceolatum* hojného v roce 2012 se výrazně nezměnila. Důvodem mohou být jejich rozdílné ekologické strategie. *I. parviflora* invadovala v roce 2012 obecně sušší, vyvýšená místa mimo zaplavovaná území s vyšším korunovým zápojem. Tento druh je jednoletý a dle studie Florianová a Münzbergová (2018) je mortalita semenáčků nejčastěji zapříčiněna příliš nízkou vlhkostí půdy. K podobnému závěru došla studie Csontos et al. (2012). Její výsledky naznačují, že množství vyprodukovaných semen tohoto druhu je limitováno suchem. Invazní druh *S. lanceolatum* je naopak vytrvalá bylina, která na zájmovém území v roce 2012 invadovala převážně vlhčí, periodicky zaplavovaná místa. Klíčivost semen tohoto druhu vzrůstá se zvyšující se teplotou (Nešić et al., 2022). Lze tedy usuzovat, že pokryvnost invazního druhu *I. parviflora*

vyskytujícího se dříve na sušších stanovištích způsobila suchá perioda v letech 2014 až 2018. Intenzivní snížení pokryvnosti tohoto druhu způsobilo celkový prokazatelný pokles pokryvnosti invazních druhů na zájmovém území v roce 2021.

Největší dynamika změn byla zaznamenána v sušších typech porostů, k čemuž přispěl ústup *I. parviflora*. Tu nahrazoval dřevinný druh *Acer campestre*, který se dle studie Schnitzler (1994) šíří na suchá místa s omezeným režimem záplav. Pokryvnost *A. campestre* se obecně zvýšila ve všech vegetačních patrech, přičemž největší nárůst pokryvnosti semenáčků byl pozorován v dubohabřinách a doubravách. Dlouhodobá expanze druhu na zájmovém území v tvrdých luzích byla též potvrzena ve studii Janík et al. (2011). *A. campestre* se šíří na méně často zaplavovaná území, přičemž mu vyhovuje vysoká míra korunového zápoje a větší míra zastínění. Tento druh vytlačuje přirozenou obnovu *Q. robur*, který naopak vyžaduje menší míru zastínění (Janík et al., 2016).

V dubohabřinách, doubravách a nových pasekách byl zaznamenán výrazný ústup druhů s vysokou specifickou listovou plochou (SLA), což může být důsledek suchých period. Dle studie Wilson et al. (1999) je totiž snížení SLA druhu spojeno se zvýšením obsahu sušiny v listech, což znamená, že druhy s nízkým SLA mají menší obsah vody v listech. Zvýšení výskytu suchých period spojených s globálním oteplováním a jejich vliv na průměrnou hodnotu SLA bylinných lesních společenstev byl zkoumán ve studii Harrison et al. (2010). Tento výzkum prokázal snížení průměrného SLA společenstev v důsledku zvýšení vlivu sucha. Ve společenstvech se zvýšilo zastoupení druhů s malými a tlustšími listy a zároveň se snížilo zastoupení druhů s velkými a tenkými listy. Mezi druhy s vysokým SLA, u kterých byl zaznamenán na území Soutoku pokles zastoupení v dubohabřinách a doubravách patří například *I. parviflora* nebo *Pulmonaria officinalis*. V obou zmíněných typech porostu došlo naopak ke zvýšení zastoupení druhů s vysokým obsahem sušiny v listu (LDMC) do kterých patří druhy lesních trav jako *Poa trivialis* nebo *Elymus caninus*.

V měkkém luhu, kde pravděpodobně nedošlo k výrazné změně vlhkosti půdy v porovnání s tvrdým luhem, se vegetace změnila méně. Zaznamenán byl nárůst zastoupení ostříc a trav, což mělo pravděpodobně negativní vliv na beta diverzitu. Na nových pasekách došlo k zásadní změně vegetace z důvodu prosvětlení a snížení konkurence. Na nových pasekách bylo holosečně odstraněno stromové i keřové patro s ponecháním výstavků, popřípadě porostních žeber. Disturbance půdy při procesu mechanické přípravy lesní půdy vedly k zpřístupnění živin, což mělo dohromady za následek zvýšení zastoupení ruderalních druhů. Tyto trendy se shodují s výsledky studie Vild et al. (2013). Zajímavým faktem je,

že se na nových pasekách zvýšil počet invazních druhů, ale nedošlo k zvýšení jejich pokryvnosti oproti roku 2012. Ke stejným závěrům došla i dříve citovaná studie Vild et al. (2013). Na nových pasekách došlo také ke zvýšení počtu všech druhů. Nejvyšší druhová diverzita dle studie Lanta et al. (2019) nastává na pasekách za dva až tři roky po odstranění stromového a keřového patra. Poté se vegetace zahušťuje a počet druhů se snižuje. Tento trend byl patrný na 10 let starých pasekách, kde byl zaznamenán nárůst keřového patra, což vedlo k poklesu zastoupení světlomilných druhů a snížení beta diverzity v bylinném patře. Nárůst keřového patra byl na většině starých pasek zapříčiněn cíleným vysazováním nových dřevin v úzkém sponu a oplocením výsadeb, které snížilo okus zvěří (Miklín a Čížek, 2014). Tyto výsadby v roce 2021 dosáhly z většiny výšky keřového patra. Zvýšený zápoj keřového patra naopak pravděpodobně potlačil invazní druhy, u kterých došlo k snížení počtu druhů. V monokulturách nebylo prokázáno mnoho změn vegetace pravděpodobně z důvodu velké variability prostředí. V typu porostu monokultury byly obsaženy plochy s monokulturními výsadbami dubů, jilmů, ale i výsadby vrb a topolů ve vlhčích podmínkách. Patrný byl ale nárůst pokryvnosti *A. campestre* v keřovém patře, což svědčí o dalším zahušťování porostů.

Pro budoucí hodnocení vývoje vegetace na soutoku Moravy a Dyje by bylo vhodné hodnotit pouze lesní společenstva s vynecháním typů porostu stará paseka a nová paseka, neboť na nich probíhá aktivní management, a změna vegetace reflektuje změny v důsledku probíhající těžby dřeva. Do této práce byly zahrnuty z důvodu komplexního vyhodnocení všech trvalých ploch, které byly založeny v roce 2012. Dále by bylo vhodné přeradit plochy monokultur do jednotlivých lesních typů porostů. Analýzy neprokázaly téměř žádné průkazné změny, což může být dáno přílišnou heterogenitou ploch zařazených do tohoto typu porostu. Do budoucna by bylo dále vhodné vyvážit počet ploch jednotlivých typů porostů a ustálit tým, který provádí fytoecologické snímky. V důsledku změny týmu, který v roce 2021 hodnotil snímky, mohlo dojít k posunu odhadu pokryvností. Tomuto fenoménu se tým snažil předejít společným zkalkulováním odhadů na první výzkumné ploše. V rámci provádění fytoecologických snímků v roce 2021 byly dále na místě k dispozici data z roku 2012. Pokryvnosti se v obou letech hodnotily na základě odhadu, u kterého vyvstává problém nemožnosti ho přesně zopakovat. Měření pokryvností druhů nebylo možné z důvodu přílišné časové náročnosti.

7 Závěr

Absence středně silných disturbancí vede k homogenizaci vegetace a zvýšení korunového zápoje stromů. Suché periody mohou způsobit ústup dominant tvrdého luhu, na který má sucho větší vliv než na vegetaci měkkého luhu. V případě postupujících klimatických změn se dají do budoucna předpokládat další změny složení vegetace nížinných lužních lesů a jejich funkčních znaků, zejména na místech s nízkou hladinou podzemní vody. Očekávané založení CHKO na území Soutoku může v případě vhodného managementu do jisté míry eliminovat dopad klimatické změny na lesní porosty a může zároveň vést k zvýšení diverzity stanovišť, a tedy i vegetace.

8 Zkratky

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

CWM – Community weighted means

EIH – Ellenbergovy indikační hodnoty

EVL – Evropsky významná lokalita

CHKO – Chráněná krajinná oblast

MZCHÚ – Maloplošná zvláště chráněná území

NPP – Národní přírodní památka

NPR – Národní přírodní rezervace

PO – Ptačí oblast

PP – Přírodní památka

PR – Přírodní rezervace

9 Seznam literatury

Altman, J., Doležal, J. a Čížek, L. (2016) „Age estimation of large trees: New method based on partial increment core tested on an example of veteran oaks", *Forest Ecology and Management*, 380, s. 82–89. doi: 10.1016/j.foreco.2016.08.033.

AOPK ČR (2019) *Ochrana Soutoku - územní ochrana*. Online. Dostupné z: <https://soutok.nature.cz/jak-soutok-chranit>. [citováno 2023-06-11].

AOPK ČR (2022) *Mapa biotopů ČR*. Online. Dostupné z: <https://aopkcr.maps.arcgis.com/>. [citováno 2023-09-04].

Baeten, L. *et al.* (2009) „Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification", *Applied Vegetation Science*, 12, s. 187–197. doi: 10.1111/j.1654-109X.2009.01013.x.

Barth, N. C. a Döll, P. (2016) „Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach", *Ecosystem Services*, 21, s. 39–52. doi: 10.1016/j.ecoser.2016.07.012.

Baselga, A. *et al.* (2020) „Betapart: partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. R package version 1.5.2." Dostupné z: <https://cran.r-project.org/package=betapart> [citováno 2023-03-11].

Bellon, T. (2003) *A Tisza néprajza. Ártéri gazdálkodás a tiszai alföldön. [Ethnography of the Tisza. Flood plain management on the Tisza lowlands]*. Budapest: Timp Kiadó.

Bohn, U. *et al.* (2000) *Map of the Natural Vegetation of Europe (scale 1:2500 000)*. Munster (Landwirtschaftsverlag).

Bonan, G. B. (2008) „Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests", *Science*, 320(5882), s. 1444–1449. doi: DOI: 10.1126/science.1155121.

Boublík, K. *et al.* (2013) „Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy", in Chytrý, M. (ed.) *Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace*. Praha: Academia, s. 193–295.

ter Braak, C. F. J. a Šmilauer, P. (2018) *Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination, Version 5.10 Microcomputer power*. Ithaca, USA.

Brauman, K. A. *et al.* (2007) „The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services", *Annual Review of Environment and Resources*, 32, s. 67–98. doi: 10.1146/annurev.energy.32.031306.102758.

- Brown, A. G., Harper, D. a Peterken, G. F. (1997) „European Floodplain Forests : Structure , Functioning and Management", *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6, s. 169–178.
- Buček, A. a Lacina, J. (1994) „Biogeografické poměry", in *Vybrané fyzickogeografické aspekty pro revitalizaci nivy Dyje v úseku VD Nové Mlýny - Soutok s Moravou*. Brno: Ústav geoniky AV ČR, s. 46–98.
- Van Calster, H. *et al.* (2007) „Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest", *Forest Ecology and Management*, 241, s. 258–271. doi: 10.1016/j.foreco.2007.01.007.
- Carlisle, D. M., Wolock, D. M. a Meador, M. R. (2011) „Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: A multiregional assessment", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), s. 264–270. doi: 10.1890/100053.
- Čermák, P. a Mrkva, R. (2006) „Effects of game on the condition and development of natural regeneration in the Vrapač national Nature reserve (litovelské pomoraví)", *Journal of Forest Science*, 52(7), s. 329–336. doi: 10.17221/4515-jfs.
- ČHMÚ (2022) *Měsíční a roční data dle zákona 123/1998 Sb. Online*. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data/mesicni-data-dle-z.-123-1998-Sb.> [citováno 2023-11-22].
- Chumanová, E. *et al.* (2019) „Predicting ash dieback severity and environmental suitability for the disease in forest stands", *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34(136), s. 1–37. doi: 10.1080/02827581.2019.1584638.
- Chytrý, M. *et al.* (ed.) (2010) *Katalog biotopů ČR*. Ed.2. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Čížek, L. *et al.* (2012) *Czech Science Foundation - Part C Project Description : Saproxyllic diversity in space and time: Form landscape history to community ecology and habitat modelling. Grantová agentura ČR (č.projektu GAP504/12/1952)*.
- Čížek, L. a Zábranský, P. (2009) „Nejohroženější obyvatelé Jihomoravského Luhů", *Lesnická práce*, 12, s. 786–787.
- Cox, K. *et al.* (2012) „With a little help from my friends : hybrid fertility of exotic *Populus x canadensis* enhanced by related native *Populus nigra*", *Biological Invasions*, 14, s. 1683–1696. doi: 10.1007/s10530-012-0180-6.

- Csontos, P., Chmura, D. a Sándor, A. (2012) „Seed mass of biogeographically distinct populations of *Impatiens parviflora* DC.“, *Tájökológiai Lapok*, 10(1), s. 1–7. doi: 10.56617/tl.3769.
- Culek, M. *et al.* (2013) *Biogeografické regiony České republiky*. Brno: Masarykova univerzita.
- Czerepko, J. (2008) „Poland“, in Klimo, E. *et al.* (ed.) *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. 516–520.
- Danihelka, J., Chrtek, J. a Kaplan, Z. (2012) „Checklist of vascular plants of the Czech Republic“, *Preslia*, 84(3), s. 647–811.
- Demek, J., Mackovčín, P. a Slavík, P. (2013) „Ekosystémové služby údolních a poříčních niv a jejich změny“, in Herbert, V. (ed.) *Fyziogeografický sborník 11: Fyzická geografie a kulturní krajina v 21. století*. Brno: Masarykova univerzita, s. 27–32.
- Doláková, N., Roszková, A. a Přichystal, A. (2010) „Palynology and natural environment in the Pannonian to Holocene sediments of the Early Medieval centre Pohansko near Břeclav (Czech Republic)“, *Journal of Archaeological Science*, 37(10), s. 2538–2550. doi: 10.1016/j.jas.2010.05.014.
- Douda, J. (2009) „O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů“, *Živa*, 2, s. 56–59.
- Douda, J. (2010) „The role of landscape configuration in plant composition of floodplain forests across different physiographic areas“, *Journal of Vegetation Science*, 21, s. 1110–1124. doi: 10.1111/j.1654-1103.2010.01213.x.
- Douda, J. *et al.* (2016) „Vegetation classification and biogeography of European floodplain forests and alder carrs“, *Applied Vegetation Science*, 19(1), s. 147–163. doi: 10.1111/avsc.12201.
- Douda, J. *et al.* (2017) „Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species“, *Journal of Applied Ecology*, 54, s. 761–771. doi: 10.1111/1365-2664.12801.
- Drescher, A. a Prots, B. (2016) „*Fraxinus Pennsylvanica* - an invasive tree species in middle Europe: Case studies from the danube basin“, *Contributii Botanice*, 51, s. 55–69.
- Dresler, P. a Macháček, J. (2013) „Vývoj osídlení a kulturní krajiny dolního Podyjí v raném středověku“, *Archeologické rozhledy*, 65, s. 663–675.

- Dvořák, M. *et al.* (2007) „Contribution to identify the causal agents of Dutch elm disease in the Czech Republic", *Plant Protection Science*, 43(4), s. 142–145. doi: 10.17221/2243-PPS.
- Dyakov, N. a Zhelev, P. (2013) „Alien species invasion and diversity of riparian forest according to environmental gradients and disturbance regime", *Applied Ecology and Environmental Research*, 11, s. 249–272.
- Ellenberg, H. *et al.* (1992) „Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed.", *Scripta Geobotanica*, 18, s. 1–248.
- Florianová, A. a Münzbergová, Z. (2018) „Drivers of natural spread of invasive *Impatiens parviflora* differ between life-cycle stages", *Biological Invasions*, 20(8), s. 2121–2140. doi: 10.1007/s10530-018-1691-6.
- Formanová, I., Dort, M. a Beran, L. (2008) „Libický luh.", *Ochrana přírody*, 5. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/libicky-luh/>. [citováno 2023-02-26].
- Glaeser, J. a Volk, H. (2009) „The historical development of floodplain forests in Germany - a review", *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 180(7/8), s. 140–151.
- Glaeser, J. a Wulf, M. (2009) „Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests", *Journal of Vegetation Science*, 20, s. 37–48. doi: 10.3170/2008-8-18470.
- Glenz, C. *et al.* (2006) „Flooding tolerance of Central European tree and shrub species", *Forest Ecology and Management*, 235, s. 1–13. doi: 10.1016/j.foreco.2006.05.065.
- Grulich, V. a Chobot, K. (2017) „Červený seznam ohrožených druhů ČR Cévnaté rostliny", *Příroda*, 35, s. 75–132.
- Haase, D. a Gläser, J. (2009) „Determinants of floodplain forest development illustrated by the example of the floodplain forest in the District of Leipzig", *Forest Ecology and Management*, 258(5), s. 887–894. doi: 10.1016/j.foreco.2009.03.025.
- Harrison, S., Damschen, E. a Grace, J. (2010) „Ecological contingency in the effects of climatic warming on forest herb communities", *The Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(9), s. 19362–19367. doi: 10.1073/pnas.1006823107.
- Havlíček, P. *et al.* (2016) „Geologický výzkum na soutoku Dyje, Kyjovky a Moravy", *Geoscience Research Reports*, 49, s. 225–232. doi: 10.3140/zpravy.geol.2016.20.
- Havrdová, A., Douda, J. a Doudová, J. (2023) „Threats, biodiversity drivers and restoration in

temperate floodplain forests related to spatial scales", *Science of the Total Environment*, 854, s. 1–19. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158743.

Hédli, R. *et al.* (2011) „Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém", *Živa*, 3, s. 108–110.

Heger, A. *et al.* (2022) „Soil texture and pH affect soil CO₂ efflux in hardwood floodplain forests of the lower middle Elbe River", *European Journal of Soil Science*, 74(1), s. 1–16. doi: 10.1111/ejss.13331.

Heklau, H. *et al.* (2019) „Species-specific responses of wood growth to flooding and climate in floodplain forests in central Germany", *iForest*, 12, s. 226–236. doi: 10.3832/ifor2845-012.

Hennekens, S. M. a Schaminée, J. H. J. (2001) „TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data", *Journal of Vegetation Science*, 12(4), s. 589–591. doi: <https://doi.org/10.2307/3237010>.

Herzberger, E., Leitgeb, E. a Starlinger, F. (2008) „Examples of state of floodplain forests in some european countries.", in Klimo, E. *et al.* (ed.) *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. 341–353.

Hietala, M. *et al.* (2022) „The Native *Hymenoscyphus albidus* and the Invasive *Hymenoscyphus fraxineus* Are Similar in Their Necrotrophic Growth Phase in Ash Leaves", *Frontiers in Microbiology*, 13, s. 1–14. doi: 10.3389/fmicb.2022.892051.

Horal, D. a Riedl, V. (2010) „Soutok - nová CHKO na jižní Moravě ?", *Ochrana přírody*, 3, s. 7–11.

Hrib, M. (2004) „Z historie lesního hospodářství", in Hrib, M. a Kordiovský, E. (ed.) *Lužní les v Dyjsko-moravskéoravské nivě*. Břeclav: Moraviapress, s. 209–225.

Hybler, V., Prax, A. a Hadaš, P. (2008) „Monitoring podzemní vody pro optimalizaci vlhkostního režimu půd lužního lesa", in Sobocká, J. a Kulhavý, J. (ed.) *Sborník příspěvků: Půda v moderní informační společnosti (1. Konference České pedologické společnosti a Societas pedologica slovac)*. Bratislava, s. 451–457. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/profile/Rudolf-](https://www.researchgate.net/profile/Rudolf-Midriak/publication/296484088_sbornik2007/links/56d5b15208aee1aa5f73075b/sbornik2007.pdf#page=451)

[Midriak/publication/296484088_sbornik2007/links/56d5b15208aee1aa5f73075b/sbornik2007.pdf#page=451](https://www.researchgate.net/profile/Rudolf-Midriak/publication/296484088_sbornik2007/links/56d5b15208aee1aa5f73075b/sbornik2007.pdf#page=451). [citováno 2023-07-28].

Janik, D. *et al.* (2011) „Field maple and hornbeam populations along a 4-m elevation gradient in an alluvial forest", *European Journal of Forest Research*, 130(2), s. 197–208. doi:

10.1007/s10342-010-0421-0.

Janík, D. *et al.* (2016) „Patterns of *Fraxinus angustifolia* in an alluvial old-growth forest after declines in flooding events", *European Journal of Forest Research*, 135(2), s. 215–228. doi: 10.1007/s10342-015-0925-8.

Jankovský, L., Pavlíčková, D. a Dvořák, M. (2011) „Zavlečené a invazní choroby dřevin - riziko pro lesnictví ČR", in Knížek, M. (ed.) *Zpravodaj ochrany lesa - Škodlivý činitelé v lesích Česka 2010/2011. Sborník ze semináře. Průhonice. Jiloviště-Strnady: VÚLHM*, s. 64–67.

Karlík, P. (2014) *Plán péče o přírodní rezervaci Úpor - Černínovsko (na období 2014-2021)*. Dostupné z: https://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/index.php?frame&ID=25697. [citováno 2023-09-01].

Kiss, T. *et al.* (2019) „(Mis)management of floodplain vegetation : The effect of invasive species on vegetation roughness and flood levels", *Science of the Total Environment*, 686, s. 931–945. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.006.

Kleyer, M. *et al.* (2008) „The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of the Northwest European flora", *Journal of Ecology*, 96(6), s. 1266–1274. doi: 10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x.

Klimešová, J. *et al.* (2017) „CLO-PLA: a database of clonal and bud-bank traits of the Central European flora", *Ecology*, 89(4), s. 1179–1179. doi: 10.1002/ecy.1745.

Klimo, E. (1998) „History, Condition and Management of Floodplain Forest Ecosystems in Europe", in Sassa, K. (ed.) *Environmental Forest Science, Forestry Sciences*, 54. Springer, Dordrecht, s. 173–186. doi: 10.1007/978-94-011-5324-9_18.

Konvička, M., Beneš, J. a Čížek, L. (2006) *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management*. 2. vydání. Olomouc: Sagittaria.

Kopecký, M., Hédl, R. a Szabó, P. (2013) „Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices", *Journal of Applied Ecology*, 50, s. 79–87. doi: 10.1111/1365-2664.12010.

Košir, P. *et al.* (2013) „Floodplain forest communities along the Mura River (NE Slovenia)", *Acta Botanica Croatica*, 71(1), s. 71–95. doi: 10.2478/v10184-012-0015-7.

Kováříková, Z. (2019) *Na soutoku Moravy a Dyje je unikátní příroda. Stát se se státem neshodne na tom, zda a jak ji chránit*, *Ekolist.cz*. Online. Dostupné z:

<https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/na-soutoku-moravy-a-dyje-je-unikatni-priroda.stat-se-se-statem-neshodne-na-tom-zda-a-jak-ji-chranit>. [citováno 2023-10-05].

Krippel, E. (1986) *Postglaciální vývoj vegetácie Slovenska*. Bratislava: Veda.

Kubík, L. (2005) „Hydropedological parameters limiting soil moisture regime floodplain ecosystems of south Moravia", *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(1), s. 71–84. doi: 10.11118/actaun200553010071.

Lair, G. J. *et al.* (2009) „How do long-term development and periodical changes of river-floodplain systems affect the fate of contaminants? Results from European rivers", *Environmental Pollution*, 157(12), s. 3336–3346. doi: 10.1016/j.envpol.2009.06.004.

Laliberté, E. a Legendre, P. (2010) „A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits, R package version 1.0-12.1", *Ecology*, 91, s. 299–305.

Lanta, V. *et al.* (2019) „Active management promotes plant diversity in lowland forests: A landscape-scale experiment with two types of clearings", *Forest Ecology and Management*, 448, s. 94–103. doi: 10.1016/j.foreco.2019.05.073.

Lanta, V. *et al.* (2022) „Determinants of invasion by single versus multiple plant species in temperate lowland forests", *Biological Invasions*, 24(8), s. 2513–2528. doi: 10.1007/s10530-022-02793-8.

Lazowski, W. (1997) *Auen in Österreich: Vegetation, Landschaft und Naturschutz*. Wien: Umweltbundesamt.

Lepš, J. a Šmilauer, P. (2016) „Anova pro opakovaná měření", in *Biostatistika*. České Budějovice: Episteme - Jihočeská univerzita v Č. Budějovicích, s. 245–247.

Macháček *et al.* (2007) „Raně středověké centrum na Pohansku u Břeclavi a jeho přírodní prostředí", *Archeologické rozhledy*, 59, s. 278–314.

Macháček, J. a Wihoda, M. (2013) „Dolní Podyjí mezi Velkou a přemyslovskou Moravou Archeologicko-historická interpretace výsledků interdisciplinárního výzkumu z let 2007 – 2012", *Archeologické rozhledy*, 65, s. 878–894.

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), s. 426–437. doi: 10.17221/46/2008-jfs.

Machar, I. (2014) „Strategie trvale udržitelného managementu lužních lesů v ČR", *Příroda*,

(32), s. 135–152.

Machar, I. *et al.* (2015) „Potential geo-ecological impact of the proposed Danube-Elbe-Oder Canal on alluvial landscapes in the Czech Republic", *Moravian Geographical Reports*, 23(2), s. 38–45. doi: DOI: 10.1515/mgr-2015-0009.

Machar, I. *et al.* (2018) „Efektivita územní ochrany a monetární hodnota biotopů lužních lesů v České republice", *Zprávy lesnického výzkumu*, 63(3), s. 206–213.

Machar, I., Čermák, P. a Pechanec, V. (2018) „Ungulate browsing limits bird diversity of the Central European hardwood floodplain forests", *Forests*, 9(7), s. 1–14.

Maděra, P. (2001) „Response of the floodplain forest communities herb layer to changes in the water regime", *Biologia*, 56(1), s. 63–72.

Maděra, P. *et al.* (2018) „Vascular plant biodiversity of floodplain forest in morava and Dyje rivers confluence (forest district Soutok), Czech Republic", *Journal of Landscape Ecology*, 11(3), s. 64–97. doi: 10.2478/jlecol-2018-0013.

Maděra, P. (2022) „Lužní lesy na soutoku řek Moravy a Dyje", *Živa*, 4, s. 166–169.

McGrath, M. J. *et al.* (2015) „Reconstructing European forest management from 1600 to 2010", *Biogeosciences*, 12, s. 4291–4316. Dostupné z: <https://doi.org/10.5194/bg-12-4291-2015>, 2015.

Miklín, J. *et al.* (2017) „Veteran trees and saproxylic insects in the floodplains of Lower Morava and Dyje rivers, Czech Republic", *Journal of Maps*, 13(2), s. 291–299. doi: 10.1080/17445647.2017.1300785.

Miklín, J. a Čížek, L. (2014) „Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve", *Journal for Nature Conservation*, 22(1), s. 35–41. doi: 10.1016/j.jnc.2013.08.002.

Miklín, J. a Čížek, L. (2016) „Úspěšná sukcese, neúspěšná ochrana: šíření a houstnutí lesa ve vybraných chráněných územích jižní Moravy", in *Výroční konference České geografické společnosti, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Pedagogická fakulta, katedra geografie*, s. 45–54. Dostupné z: https://old.pf.jcu.cz/structure/departments/kge/upload/files/Miklin_Cizek.pdf.

Miklín, J. a Hradecký, J. (2016) „Změny struktury krajiny v oblasti soutoku Moravy a Dyje",

Geografie, (3), s. 368–389.

Mikyška, R. et al. (1972) „Geobotanická mapa ČSSR: 1. České země. 1 : 200 000". Praha: Academia a Kartografické nakladatelství.

Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press. Dostupné z: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>.

Molder, A. a Schneider, E. (2011) „On the beautiful diverse Danube? Danubian floodplain forest vegetation and flora under the influence of river eutrophication", *River Research and Applications*, 27, s. 132–133. doi: 10.1002/rra.

Moravec, V. et al. (2021) „Europe under multi-year droughts: How severe was the 2014–2018 drought period?", *Environmental Research Letters*, 16(3), s. 034062. doi: 10.1088/1748-9326/abe828.

Nešić, M. et al. (2022) „Factors affecting seed germination of the invasive species *Symphytotrichum lanceolatum* and their implication for invasion success", *Plants*, 11(7), s. 969. doi: 10.3390/plants11070969.

Neuhäuslová-Novotná, Z. (1985) „Salicetum triandro-viminalis – společenstvo křovitých vrb na březích českých a moravských toků", *Preslia*, 57, s. 313–333.

Neuhäuslová, Z. et al. (1997) „Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky". Průhonice: Botanický ústav AV ČR.

Neuhäuslová, Z. a Douša, J. (2013) „Salicetum albae Issler 1926", in Chytrý, M. (ed.) *Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace*. Praha: Academia, s. 64–66.

Neuhäuslová, Z., Douša, J. a Chytrý, M. (2013) „Poříční vrbové křoviny a vrbovotopologické luhy (*Salicetea purpureae*)", in Chytrý, M. (ed.) *Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace*. Praha: Academia, s. 45–72.

Olivares, I., Karger, D. N. a Kessler, M. (2018) „Assessing species saturation: conceptual and methodological challenges", *Biological Reviews*, 93, s. 1874–1890. doi: 10.1111/brv.12424.

Opravil, E. (1983) *Údolní viva v době Hradištní (ČSSR povodí Moravy a Poodří)*, *Studie archeologického ústavu československé akademie věd v Brně (ročník 11, svazek 2)*. Praha: Academia.

Orbán, I. et al. (2021) „The role of disturbance in invasive plant establishment in a changing

climate: insights from a drought experiment", *Biological Invasions*, 23(6), s. 1877–1890. doi: 10.1007/s10530-021-02478-8.

Packová, P. a Maděra, P. (2005) „Změny lesních ekosystémů v krajině dnešní střední Novomlýnské nádrže", *Acta environmentalica universitatis comeniana*, 13(1), s. 85–95.

Penka, M. *et al.* (1985) *Floodplain forest ecosystem. 1, Before water management measures*. Elsevier Science Ltd.

Penka, M. *et al.* (1991) *Floodplain forest ecosystem. 2, After water management measures*. Praha: Academia (Elsevier).

Perosa, F. *et al.* (2021) „A meta-analysis of the value of ecosystem services of floodplains for the Danube River Basin", *Science of the Total Environment*, 777, s. 146062. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146062.

Petrášová-Šibíková, M. *et al.* (2017) „Effect of the Gabčíkovo Waterworks (Slovakia) on riparian floodplain forest ecosystems in the Danube inland delta: Vegetation dynamics and trends", *Biologia*, 72(7), s. 722–734. doi: 10.1515/biolog-2017-0082.

Petrášová, M. a Jarolímek, I. (2012) „Hardwood floodplain forests in Slovakia: Syntaxonomical revision", *Biologia*, 67(5), s. 889–908. doi: 10.2478/s11756-012-0078-x.

Petrášová, M., Jarolímek, I. a Medvecká, J. (2013) „Neophytes in Pannonian hardwood floodplain forests – History, present situation and trends", *Forest Ecology and Management*, 308, s. 31–39. doi: 10.1016/j.foreco.2013.07.041.

Petsch, D. K. *et al.* (2022) „Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems", *Hydrobiologia*, 850(12), s. 2563–2584. doi: 10.1007/s10750-022-04916-7.

Pinke, Z. (2014) „Modernization and decline: An eco-historical perspective on regulation of the Tisza Valley, Hungary", *Journal of Historical Geography*, 45, s. 92–105. doi: 10.1016/j.jhg.2014.02.001.

Prax, A. (2003) „Výsledky antropických zásahů do vlhkostního režimu půd lesů a luk v nivách řek jižní Moravy", in *Pedologické dny, Sborník příspěvků z konference, Ochrana a využití půd v nivních oblastech*. Velké Bílovice, s. 13–15. Dostupné z: <https://pedologie.czu.cz/dokumenty/sbornik2003.pdf#page=19>.

Prax, A. (2004) „Pedologické poměry v jihomoravských lužních lesích", in Hrib, M. a Kordiovský, E. (ed.) *Lužní les v Dyjsko-moravskéoravské nivě*. Břeclav: Moraviapress, s. 35–

Prpić, B. (2008) „Undesirable hydrotechnical impacts upon Croatian floodplain forests", in Klimo, E. et al. (ed.) *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. 50–65.

Pyšek, P. et al. (2012) „Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update , taxonomic diversity and invasion patterns", *Preslia*, 84, s. 155–255.

Pyšek, P. et al. (2022) „Preslia Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition): species introduction pathways and impacts", *Preslia*, 94, s. 447–577. doi: 10.23855/preslia.2022.447.

Quitt, E. (1971) *Klimatické oblasti Československa*. Brno: Geografický ústav ČSAV.

Richardson, D. M. et al. (2007) „Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects", *Diversity and Distributions*, 13(1), s. 126–139. doi: 10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x.

Riedl, V. a Horal, D. (2023) „Změna hospodaření v lesích na Soutoku", *Ochrana přírody*, 3, s. 10–14.

Rozsypálek, J. et al. (2017) „Ash and ash dieback in the Czech Republic", in Vasaitis, R. a Enderle, R. (ed.) *Dieback of European Ash (Fraxinus spp.): Consequences and Guidelines for Sustainable Management*. European cooperation in science technology, s. 79–88. Dostupné z: <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/mykopat/forskning/stenlid/dieback-of-european-ash.pdf>.

Rstudio Team (2022) „RStudio: Integrated Development Environment for R". Boston, MA. Dostupné z: <http://www.rstudio.com/>.

Santini, A., Ghelardini, L. a De Pace, C., et al. (2013) „Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe", *New Phytologist*, 197(1), s. 238–250. doi: 10.1111/j.1469-8137.2012.04364.x.

Schindlbacher, A. et al. (2022) „Soil greenhouse gas fluxes in floodplain forests of the Danube National Park: effects of flooding and soil microclimate", *Biogeochemistry*, 159(2), s. 193–213. doi: 10.1007/s10533-022-00921-z.

Schnitzler, A. (1994) „European alluvial hardwood forests of large floodplains", *Journal of Biogeography*, 21(6), s. 605–623.

- Schnitzler, A., Hale, B. W. a Alsum, E. M. (2005) „Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: A comparative study of the Rhine and Mississippi Valleys", *Biodiversity and Conservation*, 14(1), s. 97–117. doi: 10.1007/s10531-005-4056-2.
- Schnitzler, A., Hale, B. W. a Alsum, E. M. (2007) „Examining native and exotic species diversity in European riparian forests", *Biological Conservation*, 138, s. 146–156. doi: 10.1016/j.biocon.2007.04.010.
- Šebek, P. *et al.* (2022) „Changes in β -diversity of saproxylic beetles along environmental gradients in temperate forests depend on species relative abundances", *Journal of Biogeography*, 49(3), s. 551–562. doi: 10.1111/jbi.14329.
- Sickert, A. a Kasperidus, H. (2008) „Floodplain forests in the Elster-Luppe(Leipzig) River system", in Klimo, E. *et al.* (ed.) *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. 457–477.
- Sienkiewicz, J., Kloss, M. a Grzyb, M. (2001) „The Floodplain Forest Ecosystems of Poland", in Klimo, E. a Hager, H. (ed.) *The Floodplain Forests in Europe*. Brill, s. 249–267. doi: https://doi.org/10.1163/9789004476547_018.
- Siitonen, J. a Ranius, T. (2015) „The Importance of Veteran Trees for saproxylic insects", in Kirby, K. J. a Watkins, C. (ed.) *Europe's changing woods and forests: From wildwood to man-aged landscapes*. Wallingford: CAB International, s. 140–153.
- da Silva, C. V. F. *et al.* (2018) „Climate change impacts and flood control measures for highly developed urban watersheds", *Water*, 10(7), s. 829. doi: 10.3390/w10070829.
- Šípek, P., Sommer, D. a Čížek, L. (2021) „„Moravská amazonie" pohledem biologa", *Myslivost*, 2, s. 24. Dostupné z: <https://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/MYSLIVOST-Straz-myslivosti/2021/Unor-2021/-Moravska-Amazonie-pohledem-biologa>.
- Steinman, A. a Denning, R. (2005) „The role of spatial heterogeneity in the management of freshwater resources", in Lovett, G. *et al.* (ed.) *Ecosystem functions in heterogeneous landscapes*. Springer, s. 367–386.
- Štěrbá, O., Prpic, B. a Killian, H. (2008) „History of the relationship between man and european floodplain forests", in Klimo, E. *et al.* (ed.) *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. 39.
- Stojanovic, D. B. *et al.* (2015) „Growth decrease and mortality of oak floodplain forests as a response to change of water regime and climate", *The European Journal of Forest Research*,

134, s. 555–567. doi: 10.1007/s10342-015-0871-5.

Tabacchi, E. *et al.* (2005) „Seed inputs in riparian zones: Implications for plant invasion", *River Research and Applications*, 21, s. 299–313. doi: 10.1002/rra.848.

Thorp, J. H., Thoms, M. C. a Delong, M. D. (2006) „The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time", *River Research and Applications*, 22, s. 123–147. doi: 10.1002/rra.901.

Tichý, L. (2002) „JUICE, software for vegetation classification", *Journal of Vegetation Science*, 13(3), s. 451–453.

Tockner, K. a Stanford, J. A. (2002) „Riverine flood plains: Present state and future trends", *Environmental Conservation*, 29(3), s. 308–330. doi: 10.1017/S037689290200022X.

Tschikof, M. *et al.* (2022) „The potential of large floodplains to remove nitrate in river basins – The Danube case", *Science of the Total Environment*, 843, s. 156879. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156879.

Unar, P. a Šamonil, P. (2008) „The evolution of natural floodplain forests in South Moravia between 1973 and 2005", *Journal of Forest Science*, 54(8), s. 340–354.

Úradníček, L. a Maděra, P. (2004) „Dřeviny lužních lesů", in *Lužní les v Dyjsko-moravskéoravské nivě*. Břeclav: Moraviapress, s. 195–208.

Ústav výzkumu globální změny AV ČR (2023) *KlimatickáZměna.cz*. Online. Dostupné z: <https://www.klimatickazmena.cz/cs/>. [citováno 2023-06-11].

Veselý, D. (2004) „Vodní hospodářství v oblasti dolního toku řeky Moravy a Dyje, povodně a regulace toků od historie po současnost", in Hrib, M. a Kordiovský, E. (ed.) *Lužní les v Dyjsko-moravskéoravské nivě*. Břeclav: Moraviapress, s. 49–65.

Vicherek, J. *et al.* (2000) *Flóra a vegetace na soutoku Moravy a Dyje*. Brno: Masarykova univerzita v Brně.

Viewegh, J. (2002) „South-moravian floodplain forest herb vegetation in the period 1978-1997", *Journal of Forest Science*, 48(2), s. 88–92. doi: 10.17221/11859-jfs.

Vild, O. *et al.* (2013) „Experimental restoration of coppice-with-standards : Response of understorey vegetation from the conservation perspective", *Forest Ecology and Management*, 310, s. 234–241. doi: 10.1016/j.foreco.2013.07.056.

- Vítková, M. *et al.* (2017) „Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe", *Forest Ecology and Management*, 384, s. 287–302. doi: 10.1016/j.foreco.2016.10.057.
- Vrška, T. *et al.* (2016) „Below-and above-ground biomass, structure and patterns in ancient lowland coppices", *IForest*, 10, s. 23–31. doi: 10.3832/ifor1839-009.
- Wenger, E. L., Zinke, A. a Gutzweiler, K. A. (1990) „Present situation of the European floodplain forests", *Forest Ecology and Management*, 33–34, s. 5–12. doi: 10.1016/0378-1127(90)90180-j.
- Westhoff, V. a van der Maarel, E. (1973) „The Braun-Blanquet Approach", in Whittaker, R. H. (ed.) *Ordination and Classification of Communities*. Dordrecht: Dr. W. Junk, s. 617–626.
- Wilson, P. J., Thompson, K. a Hodgson, J. G. (1999) „Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies", *New Phytologist*, 143, s. 155–162. doi: 10.1046/j.1469-8137.1999.00427.x.

11 Přílohy

Příloha 1: Chráněná území na soutoku Moravy a Dyje, specifika a předměty ochrany

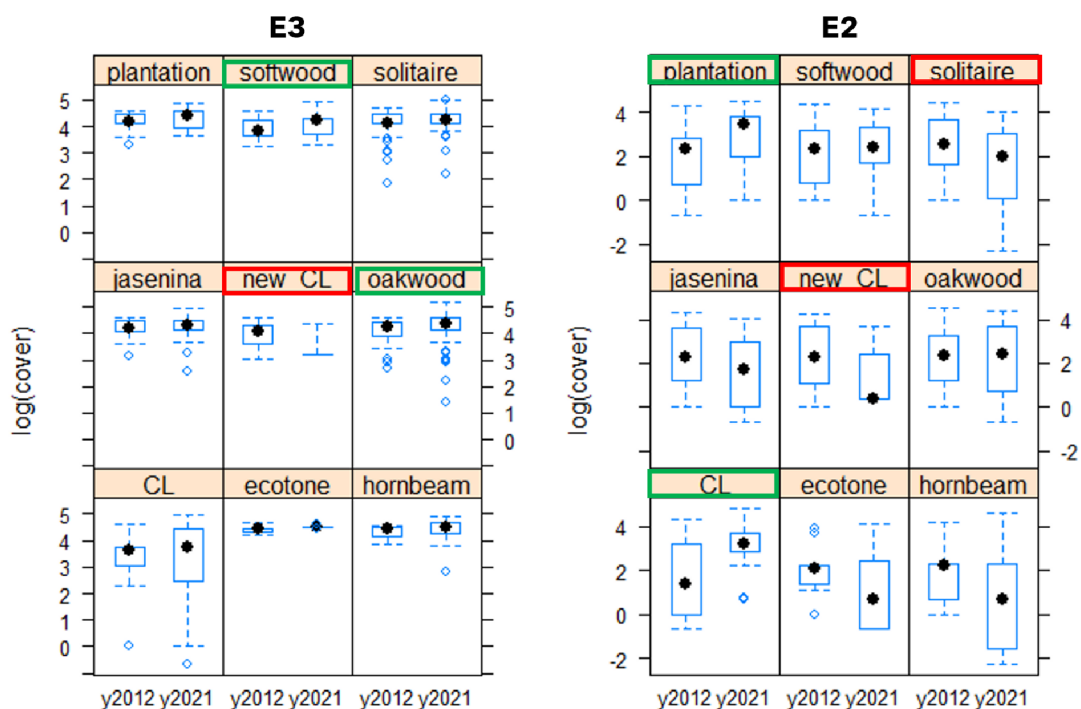
(upraveno dle současně platných plánů péče MZCHÚ, AOPK ČR, dostupné z <https://www.nature.cz/>).

Chráněné území	Typ	Založeno	Předmět ochrany
Ranšpurk	NPR	1949	Starý lužní prales s bohatou avifaunou, bezzásahový režim, zpravidla třípatrové porosty s dominancí dubu letního, jilmu habrolistého a jasanu úzkolistého. Evropsky významné druhy: kuňka obecná, čolek dunajský, lesák rumělkový, páchník hnědý, tesařík obrovský, lejsek bělokrký, žluna šedá, strakapoud prostřední, ledňáček říční. Zvláště chráněné druhy rostlin: řeřišnice malokvětá, bledule letní, řeřišnice bahenní, šišák hrálolistý, sněženka podsněžník, kopřiva lužní.
Cahnov-Soutok	NPR	1949	Zachovalý třípatrový tvrdý luh ponechaný přirozené sukcesi, makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, vegetace vysokých ostřic, tvrdé luhy nížinných řek. Významné druhy: čolek dunajský, orel královský, mravenec lužní, mikárie pospolitá, krasec duhový, tesařík alpský.
Křivé jezero	NPR	1973	Zbytek přirozeného toku řeky Dyje s okolní říční nivou, s lužními porosty a s význačným hnízdištěm ptactva. Hnízdní kolonie hus velkých, zachovalý tvrdý a měkký luh, přecházející v podmáčené louky. Cíl ochrany je zde zachování biotopů nivních luk s hlavatými vrby a blokováním sukcese aktivním hospodařením.
Lednické rybníky	NPR	1953	Významná lokalita vodního ptactva (např. husa běločelá, chřástal malý, kvakoš noční, lžičák pestrý, tenkozobec opačný) makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, rákosiny a vegetace vysokých ostřic, vegetace obnažených den, slaniska
Pastvisko u Lednice	NPP	1990	Mokřadní biotop, výskyt vzácných druhů živočichů (např. koliha velká, blatnice skvrnitá, volavka červená, bekasina otavní) a rostlin (např. bledule letní, bublinatka obecná, pryšec lesklý, žebratka bahenní), měkký a tvrdý luh
Stibůrkovská jezera	PR	1994	Komplex vlhkých periodicky zaplavovaných luk s mrtvými rameny řeky Moravy a tvrdým luhem, zachování významného hnízdiště vodních ptáků a ohrožených druhů rostlin (např. lakušník Baudotův, leknín bílý, hrachor bahenní, drobnička bezkořená, žluťucha žlutá, violka nízká)
Skařiny	PR	1992	Zachovalý porost tvrdého luhu s hnízdištěm čápa bílého a volavky popelavé.

Františkův rybník	PR	1994	Mokřadní, vodní a polostepní (kostřavové trávníky písčin) druhy rostlin (bublinatka obecná, šáchor Micheliův, hvozdík pyšný), hnízdiště ohrožených druhů vodních ptáků a obojživelníků (volavka červená, lžičák pestrý, bukáček malý, kuňka obecná, skokan ostronosý).
Jezírko Kutnar	PP	1996	Nivní tůň s eutrofními mokřadními společenstvy. Výskyt leknínu bílého a blatnice skvrnité
Květné jezero	PP	1988	Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod s vodňankou žabí, tvrdé luhy nížinných řek, člověkem málo ovlivněné porosty. Z živočichů jsou předmětem ochrany lesák rumělkový, páchník hnědý, tesařík obrovský, kuňka ohnivá a bobr evropský.
Soutok – Podluží	EVL	2004	Lužní ekosystémy např. oligotrofní a mezotrofní stojaté vody, polopřirozené suché trávníky, bezkolencové louky, přirozené eutrofní vodní nádrže, bahnité břehy řek
Niva Dyje	EVL	2004	Směšené lužní lesy s dubem letním a jasanovo-olšové lužní lesy, přirozené eutrofní vodní nádrže, nivní louky, extenzivně sečené louky nížin
Soutok – Tvrdonicko	PO	2004	Významná ptačí oblast s výskytem např. čáp bílý, orl královský, včelojed lesní, luňák hnědý, luňák červený, raroh velký, ledňáček říční, žluna šedá, strakapoud prostřední, lejsek bělokrký
Mokřady dolního Podyjí	Ramsarský mokřad	2003	Významné mokřady
Zámecký rybník u Lednice	Ramsarský mokřad	2003	Významné mokřady
Dolní Morava	Biosférická rezervace	2003	Slučování zájmů lidské činnosti a ochrany přírody

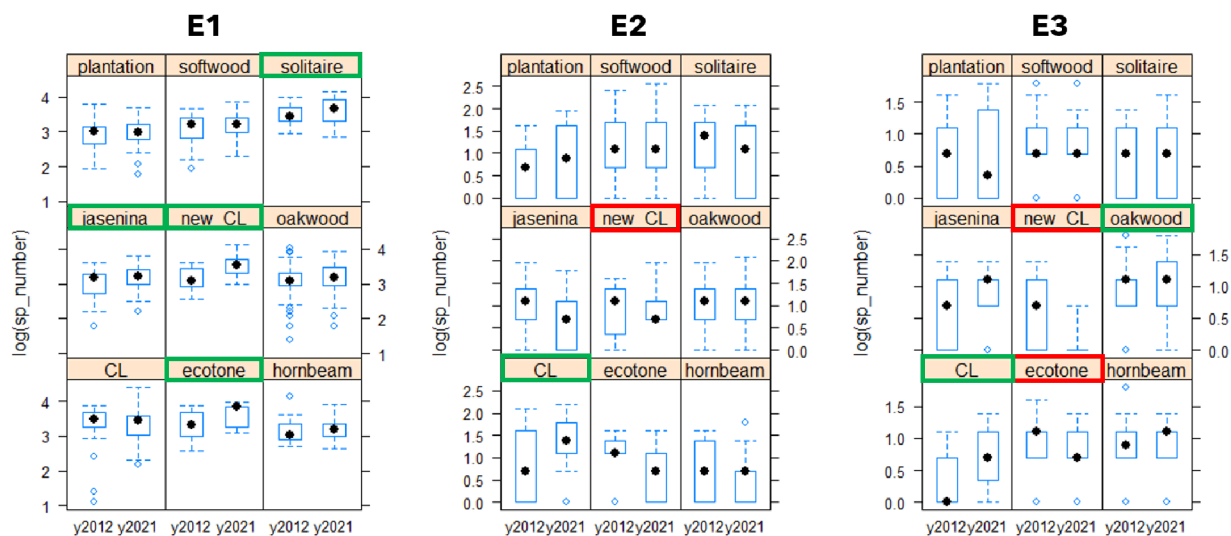
Příloha 2: Změna pokryvnosti stromového a keřového patra, grafické zobrazení

Změna pokryvnosti stromového (E3) a keřového (E2) patra mezi lety 2012 a 2021 na jednotlivých typech porostu (červeně – průkazný pokles, zeleně – průkazný nárůst). V rámci bylinného patra nebyla prokázána změna pokryvnosti v závislosti na typu porostu. (plantation=monokultura, softwood=měkký luh, solitaire=solitér, jasanina=jasanina, new CL=nová paseka, oakwood=doubrava, CL=stará paseka, ecotone=ekoton, hornbeam=dubohabřina)



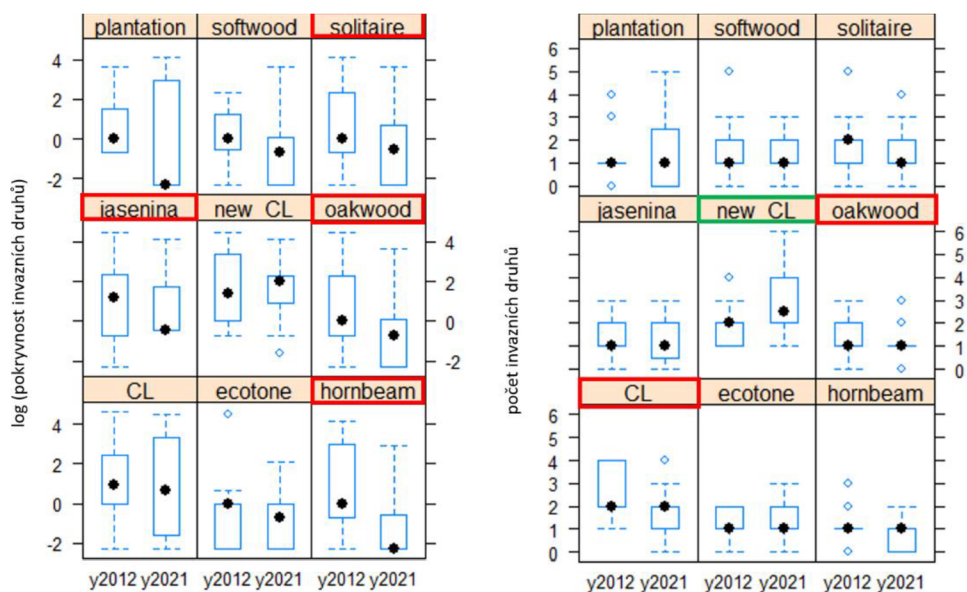
Příloha 3: Změna počtu druhů v jednotlivých patrech, grafické zobrazení

Změna počtu druhů v bylinném (E1), keřovém (E2) a stromovém (E3) patře mezi lety 2012 a 2021 na jednotlivých typech porostu (červeně – průkazný pokles, zeleně – průkazný nárůst). (plantation=monokultura, softwood=měkký luh, solitaire=solitér, jasanina=jasanina, new CL=nová paseka, oakwood=doubrava, CL=stará paseka, ecotone=ekoton, hornbeam=dubohabřina)



Příloha 4: Změna pokryvnosti a počtu druhů invazních rostlin, grafické zobrazení

Změna pokryvnosti (vlevo) a počtu (vpravo) invazních druhů v rámci jednotlivých typů porostu (červeně – průkazný pokles, zeleně – průkazný nárůst). (plantation=monokultura, softwood=měkký luh, solitaire=solitér, jasanina=jasanina, new CL=nová paseka, oakwood=doubrava, CL=stará paseka, ecotone=ekoton, hornbeam=dubohabřina)



Příloha 5: Zkratky rostlinných druhů použité v CCA ordinačních diagramech

Zkratka	Celý název	Zkratka	Celý název
AcerCam	<i>Acer Campestre</i>	GaliVer	<i>Galium verum</i> aggr.
AegoPod	<i>Aegopodium podagraria</i>	GeumUrb	<i>Geum urbanum</i>
AgroSto	<i>Agrostis stolonifera</i>	GlecHed	<i>Glechoma hederacea</i>
AchiMil	<i>Achillea millefolium</i> aggr.	HumuLup	<i>Humulus lupulus</i>
AlisPla	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	ChaeTem	<i>Chaerophyllum temulum</i>
AlliOle	<i>Alliaria petiolata</i>	ChelMaj	<i>Chelidonium majus</i>
AlopPra	<i>Alopecurus pratensis</i>	ChenAlb	<i>Chenopodium album</i>
AnemRan	<i>Anemone ranunculoides</i>	ImpaPar	<i>Impatiens parviflora</i>
AnthOdo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	IrisPse	<i>Iris pseudacorus</i>
ArctLap	<i>Arctium lappa</i>	IrisSib	<i>Iris sibirica</i>
ArisCle	<i>Aristolochia clematitis</i>	JuncEff	<i>Juncus effusus</i>
ArrhEla	<i>Arrhenatherum elatius</i>	LactSer	<i>Lactuca serriola</i>
AsteLan	<i>Aster lanceolatus</i> (<i>Symphotrichum lanceolatum</i>)	LamiMac	<i>Lamium maculatum</i>
AstrGly	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	LathPra	<i>Lathyrus pratensis</i>
BarbStr	<i>Barbarea stricta</i>	LoliPer	<i>Lolium perenne</i>
BarbVul	<i>Barbarea vulgaris</i>	LotuCor	<i>Lotus corniculatus</i>
BideFro	<i>Bidens frondosus</i>	LycEur	<i>Lycopus europaeus</i>
BideTri	<i>Bidens tripartitus</i>	LychFlo	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
BracPin	<i>Brachypodium pinnatum</i>	LysiNum	<i>Lysimachia nummularia</i>
BracSyl	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	LysiNum	<i>Lysimachia nummularia</i>
BromSte	<i>Bromus sterilis</i>	LysiVul	<i>Lysimachia vulgaris</i>
CalaEpi	<i>Calamagrostis epigejos</i>	LysiVul	<i>Lysimachia vulgaris</i>
CalySep	<i>Calystegia sepium</i>	LythSal	<i>Lythrum salicaria</i>
CapsBur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	MillEff	<i>Milium effusum</i>
CardCri	<i>Carduus crispus</i>	MoliCae	<i>Molinia caerulea</i>
CardImp	<i>Cardamine impatiens</i>	OxalStr	<i>Oxalis stricta</i>
CareAct	<i>Carex acutiformis</i>	PariQua	<i>Paris quadrifolia</i>
CareBri	<i>Carex brizoides</i>	PhalAru	<i>Phalaris arundinacea</i>
CareBri	<i>Carex brizoides</i>	PicrHie	<i>Picris hieracioides</i>
CareDiv	<i>Carex divulsa</i>	PlanLan	<i>Plantago lanceolata</i>
CareHir	<i>Carex hirta</i>	PlanMaj	<i>Plantago major</i>
CareMur	<i>Carex muricata</i>	PoaAng	<i>Poa angustifolia</i>
CarePra	<i>Carex praecox</i>	PoaAng	<i>Poa angustifolia</i>
CareRem	<i>Carex remota</i>	PoaPal	<i>Poa palustris</i>
CareRip	<i>Carex riparia</i>	PoaTri	<i>Poa trivialis</i>
CareSpi	<i>Carex spicata</i>	PoaPal	<i>Poa palustris</i>
CareSyl	<i>Carex sylvatica</i>	PolyHyd	<i>Polygonum hydropiper</i> (<i>Persicaria hydropiper</i>)
CareVul	<i>Carex vulpina</i>	PopuNig	<i>Populus nigra</i>
CarpBet	<i>Carpinus betulus</i>	PoteRep	<i>Potentilla reptans</i>
CentJac	<i>Centaurea jacea</i>	PrunSpi	<i>Prunus spinosa</i>
CircLut	<i>Circaea lutetiana</i>	PulmOff	<i>Pulmonaria officinalis</i> aggr.
CirsArv	<i>Cirsium arvense</i>	QuerRob	<i>Quercus robur</i>
CnidDub	<i>Cnidium dubium</i>	RanuRep	<i>Ranunculus repens</i>
ColcAut	<i>Colchicum autumnale</i>	RhamCat	<i>Rhamnus cathartica</i>
ConyCan	<i>Conyza canadensis</i>	RibeUva	<i>Ribes uva-crispa</i>

CornSan	<i>Cornus sanguinea</i>	RosaCan	<i>Rosa canina</i> aggr.
CrepBie	<i>Crepis biennis</i>	RubuCae	<i>Rubus caesius</i>
CynoOff	<i>Cynoglossum officinale</i>	RumeSan	<i>Rumex sanguineus</i>
DactGlo	<i>Dactylis glomerata</i>	RumeThy	<i>Rumex thrysiflorus</i>
DactPol	<i>Dactylis polygama</i>	SambNig	<i>Sambucus nigra</i>
DaucCar	<i>Daucus carota</i>	SangOff	<i>Sanguisorba officinalis</i>
DescCes	<i>Deschampsia cespitosa</i>	ScutGal	<i>Scutellaria galericulata</i>
EchiCru	<i>Echinochloa crus-galli</i>	SerrTin	<i>Serratula tinctoria</i>
ElymCan	<i>Elymus caninus</i>	SoliGig	<i>Solidago gigantea</i>
ElymRep	<i>Agropyron repens</i>	SoncAsp	<i>Sonchus asper</i>
EpilTet	<i>Epilobium tetragonum</i>	StacPal	<i>Stachys palustris</i>
EpipHel	<i>Epipactis helleborine</i> aggr.	StacSyl	<i>Stachys sylvatica</i>
EuonEur	<i>Euonymus europaeus</i>	StelMed	<i>Stellaria media</i>
EuphPal	<i>Euphorbia palustris</i>	StelNem	<i>Stellaria nemorum</i>
FallCon	<i>Fallopia convolvulus</i>	SympOff	<i>Symphytum officinale</i>
FestGig	<i>Festuca gigantea</i>	TiliCor	<i>Tilia cordata</i>
FestRub	<i>Festuca rubra</i>	ToriJap	<i>Torilis japonica</i>
FestRup	<i>Festuca rupicola</i>	TrifHyb	<i>Trifolium hybridum</i>
FiliVul	<i>Filipendula vulgaris</i>	TrifPra	<i>Trifolium pratense</i>
FragVir	<i>Fragaria viridis</i>	TripIno	<i>Tripleurospermum inodorum</i>
FranAln	<i>Frangula alnus</i>	UlmuLae	<i>Ulmus laevis</i>
FraxExc	<i>Fraxinus excelsior</i>	UrtiDio	<i>Urtica dioica</i>
GalePub	<i>Galeopsis pubescens</i>	VerbTha	<i>Verbascum thapsus</i>
GaliApa	<i>Galium aparine</i>	VeroHed	<i>Veronica hederifolia</i> aggr.
GaliBor	<i>Galium boreale</i>	VeroLon	<i>Veronica longifolia</i> (<i>Veronica maritima</i>)
GaliMol	<i>Galium mollugo</i> aggr.	ViolOdo	<i>Viola odorata</i>
GaliPal	<i>Galium palustre</i> aggr.	ViolRei	<i>Viola reichenbachiana</i>

Příloha 6: Změny CWM pro jednotlivé typy porostu, lineární regrese

Lineární regrese v podobě scatterplotu s nulovou linií představující nulovou změnu mezi lety 2012 a 2021 pro jednotlivé typy porostů.

