

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologie



Bc. Monika Veselá

Bilance biogenních prvků rekultivovaných a nerektivovaných výsypek

Nutrient budget in reclaimed and non-reclaimed heaps

Diplomová práce

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

Praha, 2013

Prohlášení:

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

V Praze, 15. 8. 2013

Podpis

Poděkování

Děkuji své rodině a blízkým za trpělivost a podporu při mém studiu. Zároveň děkuji mému školiteli za cenné rady a čas, který mi věnoval.

Abstrakt

Těžba nerostných surovin vede k devastaci krajiny a cílem rekultivačních snah je proto obnova ekosystémů. Náš výzkum probíhal na hnědouhelných výsypkách Sokolovska, kde jsme porovnávali dvacetileté plochy ponechané spontánní sukcesi a plochy rekultivované olšemi *Alnus glutinosa* a *A. incana*. Biomasa a bilance biogenních prvků byla hodnocena pro byliny a dřeviny, zvláště pro druhy *Salix caprea*, *Populus tremula* a *Alnus glutinosa*. Olše vykazovala signifikantně nejvyšší koncentrace dusíku a uhlíku oproti ostatním dřevinám. Celkové množství biomasy, uhlíku a dusíku pak bylo vyšší na rekultivovaných plochách, zatímco fosfor byl více zastoupen na plochách spontánních. Nejvíce dusíku se akumulovalo v podzemní biomase dřevin, největší množství fosforu bylo v nadzemní biomase dřevin. Dřeviny nerektivovaných ploch produkovaly více opadu, opad olšových porostů zas vykazoval vyšší koncentraci dusíku. Vyšší hodnoty pro biomasu, uhlík a dusík rekultivovaných ploch byly pravděpodobně dosaženy díky schopnosti olše vázat vzdušný dusík.

Klíčová slova: živiny, uhlík, výsypky, sukcese, rekultivace, *Alnus*, *Salix*, *Populus*

Abstract

Extraction of mineral resources causes landscape degradation and the aim of reclamation efforts is to restore ecosystems. Our research was carried out on spoil heaps after brown coal mining near Sokolov (Czech Republic). We compared twenty years old spontaneously developed sites and reclaimed sites afforested by alders *Alnus glutinosa* and *A. incana*. Biomass and nutrient budget were evaluated for herbs and woody plants, separately for species *Salix caprea*, *Populus tremula* and *Alnus glutinosa*. Alder showed significantly higher concentrations of nitrogen and carbon compared to other tree species. The total amount of biomass, carbon and nitrogen was higher on reclaimed sites whereas phosphorus was more represented on spontaneously developed sites. Most of nitrogen was accumulated in the below-ground tree biomass and the largest amount of phosphorus was in the above-ground tree biomass. Woody plants of non-reclaimed sites produced more litter whilst litter of alder stands showed a higher concentration of nitrogen. Higher values of biomass, carbon and nitrogen of reclaimed sites were probably achieved through alder ability to fix atmospheric nitrogen.

Keywords: nutrients, carbon, spoil heaps, succession, reclamation, *Alnus*, *Salix*, *Populus*

Obsah

1. Úvod	7
1.1. Cíle práce.....	7
1.2 Těžba nerostných surovin.....	8
1.2.1 Povrchová těžba.....	8
1.2.2 Výsypky.....	9
1.3 Rekultivace.....	11
1.3.1 Obnova spontánní sukcesí.....	12
1.3.2 Technické rekultivace.....	12
1.3.3 Zemědělské a lesnické rekultivace.....	13
1.4 Vegetace sokolovských výsypek.....	14
1.5 Biogenní prvky.....	15
1.5.1 Uhlík.....	16
1.5.2 Dusík.....	16
1.5.3 Fosfor.....	17
2. Metodika	18
2.1. Velká podkrušnohorská výsypka.....	18
2.2 Výzkumné plochy.....	18
2.3 Sběr vzorků.....	20
2.3.1 Inventarizace dřevin.....	21
2.3.2 Destruktivní analýza dřevin.....	21
2.3.3 Nadzemní biomasa bylin.....	22
2.3.4 Podzemní biomasa bylin a jemných kořenů.....	22
2.3.5 Biomasa listového opadu.....	23
2.4 Laboratorní práce.....	23
2.4.1 Zpracování vzorků.....	23
2.4.2 Analýza C, N, P.....	23
2.5 Matematické zpracování dat a statistika.....	24
3. Výsledky	25
3.1 Biomasa dřevin.....	25
3.2 Obsah biogenních prvků dřevin.....	28
3.3 Rekultivované vs. nerekultivované plochy.....	30

4. Diskuze	40
4.1 Biomasa dřevin.....	40
4.1.1 Vrba jíva (<i>Salix caprea</i>).....	40
4.1.2 Topol osika (<i>Populus tremula</i>).....	41
4.1.3 Olše lepkavá, olše šedá (<i>Alnus glutinosa, A. incana</i>).....	43
4.1.4 Porovnání studovaných dřevin	44
4.2 Obsah biogenních prvků dřevin.....	45
4.2.1 Vrba jíva (<i>Salix caprea</i>).....	45
4.2.2 Topol osika (<i>Populus tremula</i>).....	46
4.2.3 Olše lepkavá, olše šedá (<i>Alnus glutinosa, A. incana</i>).....	47
4.2.4 Porovnání studovaných dřevin.....	48
4.3 Rekultivované vs. nerektivované plochy	49
4.3.1 Biomasa dřevin.....	49
4.3.2 Nadzemní biomasa bylin.....	49
4.3.3 Podzemní biomasa bylin a biomasa jemných kořenů.....	50
4.3.4 Opad.....	51
5. Závěr	54
Literatura	55

1. Úvod

1.1 Cíle práce

Vliv člověka na krajinu a jeho podmaňování přírodních zdrojů stoupá ruku v ruce s rozvojem civilizace a technologickými pokroky. V souvislosti s mírou antropogenně narušených stanovišť však zároveň sílí snahy tyto negativní vlivy kompenzovat, nebo alespoň zmírnit. Řada vědeckých prací se proto zabývá studiem těchto lokalit s cílem napomoci obnově funkčních ekosystémů.

Těžba nerostného bohatství patří k nejvíce devastujícím zásahům člověka do krajiny, kdy se mění nejen její ráz, ale dochází většinou ke kompletnímu zničení všech složek ekosystému. Povrchová těžba uhlí navíc produkuje obrovské množství výsypkového materiálu, který je uložen na rozsáhlých plochách (Štýs 1990). Na těchto substrátech tak můžeme sledovat primární sukcesi, studovat její změny v čase a zároveň diskutovat různé rekultivační zásahy.

Cílem našeho výzkumu bylo porovnat plochy ponechané spontánní sukcesi se stejně starými plochami rekultivovanými olšovou výsadbou. Obě plochy jsme hodnotili z hlediska produkce biomasy a bilance biogenních prvků vegetace. Ta je totiž klíčová při obnově půd a celkového rozvoje ekosystému, protože rostliny tvoří důležitý spojovací článek mezi živou a neživou přírodou (Begon *et al.*, 1996).

1.2 Těžba nerostných surovin

Těžba nerostných surovin je jednou z nejvýznamnějších činností člověka, která negativně ovlivňuje životní prostředí na všech jeho úrovních. Dochází k technogenní transformaci krajiny a výraznému narušení či destrukci ekosystémů, a to v prostoru litosféry, hydrosféry, troposféry, pedosféry i biosféry (Štýs 1990)

Protože je nerostné bohatství uloženo pod povrchem země, k jeho získání je nutné odstranění půdy a vegetace, které ho překrývají. Původní půda a vegetace bývá zcela znehodnocena a těžba tak způsobuje významné poškození celého ekosystému. Téměř vždy také produkuje odpady, které musí být následně likvidovány. Odpadní materiály mohou mít navíc mnoho různých vlastností, ve vztahu k typu těženého materiálu, geologii související vrstvy a také jejich původu během těžby. Mohou pocházet jak ze zvětralého podloží, tak z hlubší nevětralé skrývky, některé substráty mohou být i toxické (Bradshaw 1997). Míra dopadu těžby na krajinu a životní prostředí jde ruku v ruce s rozvojem těžebních technologií a rozsahu dotčených ploch. Pokud byla exploatace nerostných zdrojů přírody realizována v ekologicky vyrovnaném a stabilizovaném prostředí, roztroušenou formou a v malém rozsahu, nebylo pro autoregulační síly přírody problémem zahlazovat negativní vlivy těžby bez přispění člověka. V současné době však těžba nerostných surovin vzrostla a s ní i nároky na následná rekultivační opatření (Štýs 1990).

Těžba nerostných surovin je organizována v podstatě dvěma způsoby: metodami povrchovými a metodami hlubinnými. Ve zvláštních případech mohou být např. uhelná ložiska využívána také podzemním zplynováním nebo loužením (Štýs 1990).

1.2.1 Povrchová těžba

S rozvojem mechanizace zemních prací se těžba stále více zaměřuje na povrchové způsoby, které jsou ekonomicky efektivnější ve srovnání s těžbou hlubinnou. Velkou předností povrchové těžby je vysoká výrubnost ložiska, což lze hodnotit nejen z ekologických hledisek, ale i v souvislostech s nutností efektivního využívání přírodních zdrojů. Vedle těchto výhod má však povrchová těžba i své nevýhody, zejména vyšší stupeň technogenní transformace těžebních území. Ta se projevuje výraznou devastací nejen v prostoru vlastního lomu, ale i vnějších výsypek, a to na úrovni litosféry, atmosféry, hydrosféry, pedosféry i biosféry.

Hlubinné způsoby těžby se vyznačují v porovnání s povrchovou těžbou vesměs výrazně nižší výrubností, na druhé straně však také nižší intenzitou negativních vlivů na krajinu, především menším dopadem na změnu přírodních i antropogenních součástí krajiny (Štýs 1990).

Povrchová těžba je tedy na jednu stranu ekonomicky efektivnější a svým způsobem ekologicky šetrnější, zároveň má ale negativní vliv na ekosystém, především výraznějším zábořem půd. Během těžby je totiž značné množství hlušiny nad zásobami uhlí odstraněno a uloženo do výsypek. Výsypkový materiál je vyhloubený z hlubokých vrstev (např. na Sokolovsku z hloubky až 200 m) a může se značně lišit v chemických a fyzikálních vlastnostech. Typicky také neobsahuje organický uhlík pocházející z recentního rostlinného materiálu (Šourková *et al.*, 2005b; Šnajdr *et al.*, 2013).

Základní formou devastovaného území po povrchové těžbě jsou tedy konvexní reliéfy převýšených výsypek převládající nad konkávními tvary zbytkových lomů a podúrovňových výsypek. Při těžbě hlubinné jsou pak naopak častější konkávní formy reliéfu poklesů a propadlin ve srovnání s konvexními formami převýšených odvalů (Štýs 1990).

1.2.2 Výsypky

Hlavním prvkem devastace krajiny po těžbě nerostného bohatství jsou lomy a výsypky. Lomy dosahují stametrových hloubek, výsypky naopak rostou do stametrových výšek a dochází tak k proměně všech přírodních podsystémů krajiny: reliéfu, horninového prostředí, hydrologické situace, půdního prostředí, troposféry, biosféry a ekosystémů. Zvláště při povrchové těžbě uhlí jsou výsypky v některých oblastech České republiky hlavním zdrojem devastací a zásadním krajinnotvorným fenoménem (Štýs 1990; Řehounek *et al.*, 2010).

Během těžby je velké množství materiálu překrývající vrstvu uhlí vyhloubeno a uloženo na výsypkách. Dotčené ekosystémy bývají často kompletně zničené, a to jak přímo v těžebních prostorech, tak na místech, kde jsou ekosystémy pohřbené pod vzniklou výsypkou (Frouz *et al.*, 2001; Frouz & Nováková, 2005). V České republice je celková rozloha výsypek po těžbě uhlí zhruba 270 km², stejně velká rozloha je pak odhadována pro další plochy těžbou zasažené (zbytkové jámy, manipulační prostory apod.). Sečteme-li Mostecko, Sokolovsko (kde probíhá povrchová těžba), Kladensko a Ostravsko (zde je těžba hlubinná), celkový počet výsypek je cca 70. Tento odhad je nicméně jen přibližný, protože mnohdy nelze přesně jednotlivou výsypku vymezit, především tam, kde se různě propojují. Podle dostupných údajů

je v současnosti vymezeno pouhých 60 ha výsypek s deklarovaným cílem ponechat je spontánní sukcesi. Ostatní rozsáhlá území výsypek jsou určena k technickým rekultivacím, či na nich technické rekultivace již probíhají (Řehounek *et al.*, 2010).

Vzhledem k rozsahu postižených oblastí je proto společným zájmem báňské i rekultivační činnosti přistupovat k zakládání výsypek jako k samostatnému stavebnímu dílu velkého rozsahu. Co se týče efektivity báňské činnosti a minimalizace devastace dotčených lokalit, jsou výsypky umístovány co nejbližší vlastní těžební činnosti. Rozlišujeme tak tzv. vnitřní výsypky, které jsou zakládány do prostorů vytěžených lomem a nevyžadují další zábory pozemku, a tzv. vnější výsypky, situované co nejbližší okraje lomu. Každá vnější výsypka tak vyvolává devastaci dalších ploch. V praxi je ale téměř nemožné zcela eliminovat vliv těžby a umístování výsypek na reliéf krajiny. Případy, kdy vnitřní výsypky dosahují jen úrovně terénu (tzv. výsypky úroňové) nebo jsou zakládány pod úroveň terénu (tzv. výsypky podúroňové), jsou velmi ojedinělé a vyskytují se jen při těžbě mocných, avšak nehluboko uložených ložisek různých užitkových nerostů. Hloubka uložení sloje uhelných pánví má většinou za následek to, že i vnitřní výsypky se zakládají jako převýšené a z hlediska rekultivace jejich povrchů pak není rozdíl mezi rekultivacemi vnější nebo vnitřní výsypky (Štýs 1990).

V současné době je při tvorbě výsypek využívána technologie tzv. bočního zakládání díky rozvoji pásové dopravy na povrchových dolech. Technologie bočního zakládání umožňuje vytváření rovne pláně při úpadním sypání obdobně jako u pluhových nebo rýpadlových výsypek. Použitím pásových zakladačů se při sypání vytvářejí pravidelně členité výsypky, tvořené hřebeny a koryty mezi dvěma záběry. Sypáním zakladači v pásech vzniká systém drobnějších elevací v pásech a mezi pásy pak často zůstávají hlubší, mnohdy zvodnělé deprese. Vytváření těchto hřebenů nelze zabránit. Jejich vzdálenost je dána délkou kroku zakladače, tj. způsobem kráčení. Tento způsob sypání výsypek je z hlediska geodiverzity a navazující biodiverzity velmi příznivý. Bohužel, zejména na Sokolovsku bývá v poslední době povrch výsypek zakládán méně členitě. (Štýs 1990; Řehounek *et al.*, 2010)

1.3 Rekultivace

Stoupající vliv člověka na životní prostředí, zejména v souvislosti s degradací či úplnou devastací ekosystémů, dal vzniknout oborům nabízejícím pomocnou ruku při řešení této ekologické problematiky.

V zásadě rozlišujeme tři hlavní přístupy. První z nich je tzv. ekologie obnovy (angl. restoration ecology), zabývající se obnovou ekosystémů nebo jejich částí, které člověk svojí činností narušil nebo úplně zničil. Ekologie obnovy je však možná pouze pokud se nezměnily abiotické podmínky prostředí (Begon *et al.*, 1996; Řehounek *et al.*, 2010). Pokud se abiotické podmínky zásadně či mnohdy nevratně změnily, je potřeba zvolit alternativní přístup. Termín revitalizace (angl. rehabilitation) označuje proces, jehož cílem je tvorba společenstva, které je podobné, avšak nikoli stejné jako společenstvo původní. Posledním přístupem je tzv. rekultivace, čili vytvoření naprosto jiného společenstva (angl. replacement) (Begon *et al.*, 1996). Podle Štýse (1990) je rekultivace antroporegulačním faktorem v dynamickém procesu vývoje přírody a funkcí převážně kladných zpětných vazeb, kterými je urychlován a usměrňován vývoj struktury a funkce devastovaných částí krajiny. Děje se tak urychlením tvorby ekologicky stabilizujících prvků a tím i dynamicky rovnovážného stavu. Současně s rekultivačními snahami dochází i k plánovité tvorbě biologicky a sociálně vhodných poměrů ve prospěch přírody i člověka.

S rozvojem technologie těžby narůstají také devastační vlivy těžbou způsobené stále ve větším měřítku, od původních maloplošných deformací půdního fondu po velkoplošné destrukce všech základních krajinnotvorných prvků. Rekultivační opatření jsou pak de facto procesem tvorby ekosystémů, počínaje realizací zásad důlnětechnické etapy a konče dokončením biotechnické etapy rekultivace (Štýs 1990). Základním dokumentem, kterým se řídí obnova území po těžbě, je tzv. plán sanace a rekultivace (Řehounek *et al.*, 2010). V legislativě České republiky je také uvedeno, že každé těžební místo musí být rekultivováno. Termín rekultivace však může být poněkud zavádějící a např. použití spontánní sukcese jako bezzásahového rekultivačního opatření je tak spíše problematické (Mudrák *et al.*, 2010).

Hodnocení obnovy narušených míst a následná realizace rekultivačních opatření se opírá o tři základní koncepce. Zaprvé se můžeme plně spoléhat na přírodní procesy, tedy spontánní sukcesí. Zadruhé můžeme přijmout pouze technická opatření, kdy je cílový porost

jako celek uměle vysázen či vyset. Zatřetí můžeme kombinovat oba předešlé přístupy cíleným řízením spontánní sukcese, kdy lze sukcesi různým způsobem usměrňovat, tj. urychlovat, brzdit, vracet zpět nebo jinak nasměrovat. Realizace pak spočívá např. v umělých výsevech žádoucích druhů do sukcesních stadií, eliminaci druhů nežádoucích nebo ve vhodném ochranném managementu (např. obnovení pravidelného kosení na zanedbané louce) (Prach 2003; Řehounek *et al.*, 2010).

1.3.1 Obnova spontánní sukcesí

Nejjednodušším a zároveň nejméně nákladným způsobem obnovy je pochopitelně spontánní sukcese. Jak už bylo řečeno, sukcesi můžeme v odůvodněných případech různým způsobem usměrňovat, blokovat nebo i vracet zpět. V případě silně narušených až zcela zničených stanovišť, kde sukcesní změny začínají od holého substrátu, se jedná většinou o sukcesi primární. Tím, jak se postupně uchycují druhy svojí ekologií dobře odpovídající ekologickým podmínkám daného místa, dochází k obnově cenných ekosystémů tou nejpřirozenější cestou. Někdy těmto druhům můžeme také pomoci. Je však nezbytné, aby vědci zabývající se rekultivacemi byli schopni alespoň rámcově předvídat sukcesní dráhy, které pravděpodobně nastanou na disturbovaném místě (Prach 2003; Řehounek *et al.*, 2010).

Při spontánní sukcesi jsou nejdůležitějším činitelem zdrojové populace druhů. Při těžbě a sypání je proto žádoucí v sousedství dotčených míst ponechávat (polo)přirozená společenstva, která pak mohou poskytovat zdrojové populace žádoucích druhů při spontánní kolonizaci výsypek (Řehounek *et al.*, 2010). Neméně důležitým faktorem pro úspěšnou sukcesi je také abiotické prostředí, zejména kvalita a úživnost substrátu. Obecně má spontánní sukcese jako nástroj obnovy cenných biotopů větší šanci na živinami chudých stanovištích, na takováto místa je u nás vázána také většina vzácných a ohrožených druhů. Rozsáhlá živinami chudá stanoviště, vznikají v naší krajině právě po těžbě nerostných surovin. Většina výsypek má tak potenciál pro obnovu spontánní sukcesí nebo jinými formami přírodě blízké obnovy (Řehounek *et al.*, 2010).

1.3.2 Technické rekultivace

Převážná většina výsypek je dnes rekultivována technickým způsobem. Technické rekultivace se uplatňují především na místech s velmi pozměněnými abiotickými podmínkami, které musí být nejprve ameliorované (např. na toxických substrátech). Dále se jedná o místa intenzivně erodovaná, kde je prioritou právě prevence eroze. Třetím důvodem pro technická opatření rekultivace je preference produkce zájmových druhů, především dřevin a plodin (Prach 2003).

Rekultivační opatření pak probíhají rámcově podobným způsobem. Zhruba po 8 letech po nasypání výsypky dochází k sesednutí výsypkového materiálu, načež je pomocí těžké mechanizace povrch výsypky zarovnán do povlných tvarů. Případné zavodnělé sníženiny jsou odvodněny, většinou pomocí betonové drenáže. Na takto upravený povrch výsypky je poté navezen organický materiál, štěpka, drcená kůra nebo orniční horizonty skryté jinde před postupující těžbou. Nakonec je místo hustě osázeno dřeviny či jinými žádoucími plodinami, někdy místu odpovídajícími, někdy ne, v některých případech dokonce exoty včetně invazních (Řehounek *et al.*, 2010).

1.3.3 Zemědělské a lesnické rekultivace

Při zemědělské rekultivaci se zprvu využívá podobných technických opatření, jak je popsáno výše. Pro úspěšné uchycení zájmových druhů plodin je nejprve důležité připravit povrch substrátu navezením svrchních půdních horizontů. Poté je místo obvykle oseto komerční travní směsí, většinou s vysokým podílem dusík fixujících rostlin (Řehounek *et al.*, 2010).

Vedle zemědělských způsobů je zalesňování dotčených ploch základní metodou rekultivace. Lesnické rekultivace jsou cenné především v souvislostech s prvořadým významem lesních porostů jako stabilizujících prvků v ekologických soustavách. Přitom je třeba brát v úvahu, že ekologicky nejúčinnější jsou lesy přirozené, a proto je při lesnické rekultivaci vhodné uplatňovat přednostně původní druhy dřevin, jejichž sortiment by měl co nejvíce odpovídat domácímu genofondu. Ve srovnání se zemědělskou rekultivací lze také pozitivně hodnotit nižší nároky dřevin na kvalitu stanoviště, a proto zvolením vhodných druhů dřevin není nutná přípravná fáze technické rekultivace (Štýs 1990).

1.4 Vegetace sokolovských výsypek

Podle geobotanické mapy ČSR řadíme oblast sokolovského hnědouhelného revíru do vegetační geografické oblasti acidofilních doubrav a jedlových doubrav (Štýs 1990).

Vegetace výsypek má charakteristickou sukcesní sekvenci. Jednoleté druhy se na začátku téměř neuplatňují a prvními kolonizátory jsou již druhy vytrvalé, především podběl lékařský *Tussilago farfara* a třtina křovištní *Calamagrostis epigejos*, které se roztroušeně vyskytují na plochách starých 2 – 15 let. Mezi 15. – 25. rokem se začíná prosazovat vrba jíva *Salix caprea*, zatímco na nejstarších sukcesních plochách (21 – 41 let) dominuje stromový porost topolu osiky *Populus tremula* a břízy bělokoré *Betula pendula* (Frouz & Nováková, 2005; Frouz *et al.*, 2007; Frouz *et al.*, 2008; Kuráž *et al.*, 2012).

Podrost středně starých sukcesních ploch je zastoupen travinami kostřavou ovčí *Festuca ovina*, třtinou křovištní *Calamagrostis epigejos* a jahodníkem obecným *Fragaria vesca*, přičemž na olšových rekultivacích dominuje více než ze 3/4 třtina křovištní *C. epigejos*, dále pak pýr plazivý *Elytrigia repens* a kopřiva dvoudomá *Urtica dioica*. Třtina křovištní je silným kompetitorem a zejména na olšových plochách vytváří hustý porost, který je schopen potlačit ostatní druhy a blokovat další sukcesi (Mudrák *et al.*, 2010; Řehounek *et al.*, 2010). Oproti olšovým rekultivacím tak plochy spontánní sukcese vykazují vyšší diverzitu rostlin (Mudrák *et al.*, 2010).

Na dvacetiletých sukcesních porostech hodnocených v naší studii dominovala vrba jíva *Salix caprea* a topol osika *Populus tremula*. Oba druhy patří do čeledi vrbovitě (*Salicaceae*) a řadíme je mezi tzv. pionýrské dřeviny. Vrba jíva je nenáročná dřevina. Roste na nejrůznějších lokalitách a minerálních podkladech, odolává také extrémním klimatickým vlivům. V nepříznivých podmínkách roste keřovitě. Patří mezi světlomilné dřeviny, ale snáší i částečné boční zastínění. Její výška většinou nepřesahuje 12 m, průměr kmene pak 50 cm. Dosahuje stáří 40- 60 let. Hospodářský význam jívy je zejména její průkopnická, pomocná a meliorační funkce. Přechodné porosty jívy s břízou, osikou a olší jsou počátečním stadiem přirozené sukcese dřevin, které připravují podmínky pro nástup dřevin náročnějších (Šimíček 1992; Úřadníček *et al.*, 2009).

Topol osika má širokou ekologickou amplitudu. Je to dřevina nenáročná na půdu a vodu, snáší extrémní podmínky, zasolení půd i znečištění ovzduší. Na mělkých a suchých podkladech roste často jen keřovitě. Osika je velmi světlomilná a k přirozenému uchycení

potřebuje holou plochu. Vyrůstá do výšky 20-25 m, výjimečně až 35 m a dosahuje průměru kmene 75 cm. Dožívá se přibližně 150 let (Úřadníček *et al.*, 2009).

Rekultivované plochy byly osázeny olší lepkavou *Alnus glutinosa* s příměsí olše šedé *A. incana*. Olše náležejí do čeledi břízovitých (*Betulaceae*). Olše lepkavá i šedá jsou dřeviny náročné na světlo. Olše lepkavá má maximální nároky na vláhu v půdě a špatně snáší výkyvy hladiny spodní vody. Je však velmi tolerantní k výkyvům klimatu. Dosahuje výšky až 35 m s kmenem přes 1 m v průměru. Jen výjimečně se dožívá 200 let. Olše šedá je co do potřeby vody velmi přizpůsobivá, je také nenáročná na půdu. Snáší klimatické extrémny a platí za pionýrskou dřevinu. Dosahuje obvykle výšky 10 – 20 m a průměru kmene 30 – 50 cm. Nedožívá se více jak 100 let (Úřadníček *et al.*, 2009). Význam olší je především meliorační. Olše také vynikají vlastností fixovat vzdušný dusík díky symbióze s aktinomycety rodu *Frankia* (Gryndler *et al.*, 2004).

1.5 Biogenní prvky

Biogenní prvky jsou přítomny ve všech živých organismech. Kromě prvků, tvořících základ organických látek, tedy uhlíku, vodíku a kyslíku, rozlišujeme ještě prvky minerální, které se v přírodě vyskytují především ve formě anorganických sloučenin. Tzv. makrobiogenní prvky jsou v biomase obsaženy v množství větším než 1000 mg kg⁻¹ sušiny a řadíme mezi ně C, H, O, N, K, Ca, Mg, P a S. Většina těchto prvků plní v rostlinách specifické úlohy, kdy se účastní metabolických procesů nebo slouží k vytváření funkčních struktur a je tak pro rostlinu nepostradatelná (Pavlová 2005).

Uhlík, dusík a fosfor jsou rostlinám k dispozici ve formě jednoduchých organických molekul nebo iontů v atmosféře, případně iontů rozpuštěných ve vodě (dusičnany, fosforečnany atd.). Tyto látky pak mohou být včleněny do složitějších sloučenin uhlíku v biomase. Po přeměně vázaného uhlíku zpět na CO₂ se minerální živiny znovu uvolní v jednoduché anorganické formě a jsou tak dostupné dalším rostlinám (Begon *et al.*, 1996).

Příjem minerálních látek rostlinami současně znamená jejich vstup do biosféry. Naprostá většina prvků je přijímána kořeny z půdy, rostliny jsou však schopné absorbovat minerální látky celým povrchem těla (Begon *et al.*, 1996; Pavlová 2005).

1.5.1 Uhlík

Živá hmota organismů je tvořena z velké části vodou, zbytek pak připadá na sloučeniny uhlíku (95 % a více). Obsah uhlíku v sušině nabývá hodnot $450\ 000\ \text{mg}\ \text{kg}^{-1}$. Dostupná forma uhlíku rostlinám je CO_2 a HCO_3^- , přičemž zásadním zdrojem uhlíku obsaženého v suchozemských společenstvech je právě atmosférický oxid uhličitý (Begon *et al.*, 1996; Pavlová 2005).

Oxid uhličitý je základním substrátem pro fotosyntetickou asimilaci uhlíku. CO_2 vzniká rozkladem organické hmoty rostlinného i živočišného původu, dýcháním rostlin, živočichů a mikroorganismů, pochází také z vulkanické činnosti nebo se uvolňuje z vodních zdrojů, kam se dostává z podkladových hornin. K produkci CO_2 také významně přispívá člověk spalováním fosilních paliv (Pavlová 2005)

Příjem a zachycení CO_2 z okolního prostředí se děje prostřednictvím fotosyntézy a je důležitý pro růst rostlin a přibývání organické hmoty. V podobě redukovaných sloučenin uhlíku se také akumuluje a ukládá energie, která se posléze zpět uvolňuje dýcháním a pohání tak všechny biologické procesy, včetně zachycení a následného využití dalších zdrojů. Oxid uhličitý je uvolňován zpět do atmosféry také činnostmi rozkladačů při dekompozici organické hmoty (Reeike & Bazzaz, 1987; Begon *et al.*, 1996; Pavlová 2005). Rovnováha mezi fixací uhlíku fotosyntézou a jeho uvolňováním oxidačními procesy je základem globálního cyklu uhlíku. Cyklus uhlíku je těsně spjat s živinami jako je dusík a fosfor, protože příjem a sekvestrace uhlíku závisí především na rovnováze mezi příjmem a poptávkou těchto klíčových prvků. Uhlík v rostlinách tak odráží alokační vzory dalších zdrojů (Reeike & Bazzaz, 1987; Hessen *et al.*, 2004).

1.5.2 Dusík

Dusík je čtvrtým nejvíce zastoupeným prvkem v živých organismech. Je obsažen především v atmosféře, kde tvoří 78% objemu a to ve formě N_2 nebo oxidech dusíku. V půdě může být dusík vázán v organických sloučeninách, pocházejících z odumřelých tkání organismů a také z exkrementů či exsudátů. Činnostmi mikroorganismů jsou pak tyto organické sloučeniny přeměněny v různé látky anorganické, které se tak stávají přístupné rostlinám (Nátr 2002; Pavlová 2005).

V rostlinách je dusík součástí mnoha organických sloučenin, například aminokyselin, proteinů či nukleových kyselin. Je také součástí ATP a NADP. Dusík je dále nezbytný pro tvorbu všech strukturních proteinových složek fotosyntetického aparátu a potřebných enzymů. Jeho nedostatek tak ovlivňuje řadu důležitých fyziologických procesů včetně asimilace CO₂ (Pavlová 2005).

Rostlina přijímá dusík z půdy ve formě amonných iontů NH₄⁺, nitrátů NO₃⁻ nebo aminokyselin. Výjimečné postavení ve vstupu dusíku do organismů zaujímá fixace vzdušného dusíku N₂. Vázat molekulární dusík je schopna jen malá skupina prokaryotických organismů, včetně několika bakterií, aktinomycet a sinic. Ty obsahují enzym nitrogenázu přeměňující N₂ na NH₄, tedy na látku, kterou mohou kořeny rostlin absorbovat. Naprostá většina dusíku je pak fixována díky symbiotickému vztahu prokaryot s organismy eukaryotickými, především vyššími rostlinami (Begon *et al.*, 1996; Nátr 2002; Pavlová 2005).

1.5.3 Fosfor

Celkový obsah fosforu v zemské kůře je přibližně 0,12 %, přičemž množství fosforu v půdách kolísá od 0,02 % do 0,5 %. V horní vrstvě půdy se pak vyskytuje okolo 1000 kg ha⁻¹. Celkové množství fosforu dostupných pro rostlinu je poměrně nízké, protože půdní organismy vážou fosfát do organických látek, které nejsou rostlinami využitelné (Nátr 2002; Pavlová 2005).

V půdě se fosfor vyskytuje především ve formě H₂PO₄⁻ nebo HPO₄²⁻ v půdním roztoku, dále může být adsorbovaný na povrchy anorganických půdních složek nebo je součástí amorfních a krystalických minerálů. Fosfor také může být vázán v organické hmotě (Nátr 2002).

V rostlině je fosfát H₃PO₄ součástí látek s vysokým obsahem energie, především ATP, které spolu s dalšími sloučeninami slouží jako základní jednotky syntézy nukleových kyselin. Je obsažen například v NADP nebo fosforylovaných sacharidech Calvinova cyklu. Strukturně je vázán v membránových fosfolipidech. Nedostatek fosfátu snižuje fotosyntetickou kapacitu rostliny (Pavlová 2005).

Rostliny jsou schopny přijímat fosfor ve formě fosfátového aniontu H₂PO₄⁻, který je však ve vodě velmi málo rozpustný a v půdě bývá vázán na ionty hliníku a železa (Pavlová 2005).

2. Metodika

2.1 Velká podkrušnohorská výsypka

Výzkum probíhal na největší hnědouhelné výsypce ČR, tzv. Velké podkrušnohorské výsypce, patřící k severočeské uhelné pánvi a obklopené Krušnými horami. Výsypka se nachází v blízkosti města Sokolov, které se za posledních 100 let stalo významným průmyslovým centrem západní Evropy, právě díky těžbě hnědého uhlí. Nadmořská výška oblasti je 450 – 520 m.n.m., průměrné roční srážky 650 mm, průměrná roční teplota 6,8 °C a průměrná teplota během vegetační sezony 13 °C (Frouz *et al.*, 2001; Frouz *et al.*, 2008; Roubíčková *et al.*, 2009; Mudrák *et al.*, 2010).

Na Sokolovsku je dnes přes 9000 ha území dotčeného těžbou uhlí, z toho asi 55 km² představují ukončené nebo rozpracované rekultivace. Tzv. Velká podkrušnohorská výsypka je systémem dílčích výsypek pokrytých mozaikou lesních stanovišť, které jsou náhodně rozmístěné po celé výsypce a dominovány různým typem vegetace různého stáří (Frouz *et al.*, 2009; Mudrák *et al.*, 2001; Řehounek *et al.*, 2010). Přirozená vegetace zahrnuje především smrkové lesy, které však byly v posledních padesáti letech výrazně eliminovány především zemědělskými aktivitami či kontaminací ekosystémů kyselými dešti (Abakumov & Frouz, 2009).

Výsypkový materiál je tvořen tercierními neogenními jíly tzv. cyprisové formace, s převládajícími minerály jako jsou kaolinit, montmorilonit a ilit. Tyto materiály mohou být dále impregnované kalcitem, sideritem a fosilní organickou hmotou. Dále mají typicky nízký obsah recentní organické hmoty a vykazují též nízkou půdní biologickou aktivitu. Substrát má alkalické pH s hodnotami okolo 8,2, průměrný obsah dostupného fosforu je 11 – 15 mg/100g půdy, celkový obsah uhlíku od 3,6 do 10,2 % (Frouz *et al.*, 2001; Frouz & Nováková, 2005; Šourková *et al.*, 2005a; Baldrian *et al.*, 2008; Abakumov & Frouz, 2009; Mudrák *et al.*, 2010)

2.2 Výzkumné plochy

Pro účely naší studie jsme vybrali čtyři reprezentativní lokality stejného stáří (cca 20 let) a obdobných klimatických podmínek. Dvě výzkumné lokality byly rekultivovány a osázeny olšemi (*Alnus glutinosa*, *Alnus incana*), další dvě byly ponechané spontánní sukcesi. Na

každé lokalitě jsme si dále vytyčili dvě stanoviště, celkem jsme tak získali osm výzkumných ploch.

Přestože výchozí pedologické vlastnosti substrátu byly stejné, geomorfologie terénu byla různá. Na nerektivovaných plochách se díky navážce výsypek těžkou technikou vytvořila mozaika elevací a depresí. Vznikl tak členitý terén s rovnoběžnými vlnami, s převýšením cca 1 m a vzdáleností jednotlivých vrcholů 4 – 8 m. Plochy již nebyly po nasypání dále upravovány a byly ponechány spontánní sukcesi (Frouz *et al.*, 2007).

Rektivované plochy byly naopak urovnány a osázeny olšemi *Alnus glutinosa* a *Alnus incana*, a to 5 let po nasypání. Při výsadbě semenáčků nebyla na povrch výsypkového substrátu dodána žádná další půda či jiné energomateriálové dodatky, nebyly ani uměle vysazovány jiné rostlinné a živočišné druhy kromě již zmíněných druhů zájmových. Mohli jsme tak sledovat rozvinutí organického horizontu in situ stejně jako na nerektivovaných plochách. (Frouz *et al.*, 2007; Frouz *et al.*, 2009; Mudrák *et al.*, 2010)

Dále je třeba zmínit, že pro lepší porovnatelnost výzkumných ploch je jejich stáří udáváno jako doba od poslední velké celoplošné disturbance. Pro spontánní plochy je tím myšleno prvotní nasypání výsypky, u ploch rektivovaných pak urovnání terénu před výsadbou zájmových druhů (Frouz *et al.*, 2009; Mudrák *et al.*, 2010).

Rektivované lokality s olšemi jsme označili A1, A2, nerektivované – tedy spontánní sukcesi – SII, SIII.

Tab 1. Nerektivované výzkumné plochy

název	SII	SIII
management	spontánní sukcese	spontánní sukcese
GPS souřadnice	50.14.467 N / 12.40.758 E	50.14.265 N / 12.40.325 E
rok nasypání	1988	1982
dominantní dřeviny	vrba jíva (<i>Salix caprea</i>)	vrba jíva (<i>S. caprea</i>)
	topol osika (<i>Populus tremula</i>)	topol osika (<i>P. tremula</i>)
	bříza bělokorá (<i>Betula pendula</i>)	bříza bělokorá (<i>B. pendula</i>)
dominantní byliny	lípnice luční (<i>Poa pratensis</i>)	lípnice luční (<i>P. pratensis</i>)
	lípnice hajní (<i>Poa nemoralis</i>)	lípnice hajní (<i>P. nemoralis</i>)
	třtina křovištní (<i>Calamagrostis epigejos</i>)	třtina křovištní (<i>C. epigejos</i>)
pokryvnost podrostu	20%	20%

Tab 2. Rekultivované výzkumné plochy

název	A1	A2
management	rekultivace olše	rekultivace olše
GPS souřadnice	50.14.167 N / 12.40.751 E	50.14.496 N / 12.42.209 E
rok rekultivace	1988	1982
dominantní dřeviny	olše lepkavá (<i>Alnus glutinosa</i>)	olše lepkavá (<i>A. glutinosa</i>)
	olše šedá (<i>Alnus incana</i>)	olše šedá (<i>A. incana</i>)
dominantní byliny	třtina křovištní (<i>Calamagrostis epigejos</i>)	třtina křovištní (<i>C. epigejos</i>)
pokryvnost podrostu	100%.	100%.

(Frouz *et al.*, 2009; Cejpek 2011, Mudrák *et al.*, 2010)

2.3 Sběr vzorků

Na každé studované lokalitě jsme si vytyčili dvě kruhové vzorkovací plochy o velikosti 200 m². Do středu plochy jsme umístili kolík fixující pozici odběrného místa a provázkem o délce poloměru kruhu ($r = 7,9$ m) jsme určili rozsah studované plochy, který byl minimálně v desetimetrové vzdálenosti od okraje souvislého zápoje porostu. Druhá vzorkovací plocha pak byla umístěna v bezprostředním okolí tak, aby reprezentovala stejný porostní typ. První plocha vždy a druhá plocha, bylo-li to možné, odpovídala plochám použitým pro obdobné měření v roce 2006 (Ciencala 2006).

Na každé ploše byla následně provedena inventarizace dřevin, měření nadzemní biomasy dřevin a bylin, množství opadu dřevin, z půdních sond a pomocí destruktivního vzorkování vybraných stromů pak také podzemní biomasa dřevin a bylin. Pro odhad nadzemní a podzemní biomasy dřevin byly použity alometrické rovnice převzaté z literatury (Ciencala 2006).

Použité alometrické rovnice popisují pouze celkovou nadzemní biomasu pro odhad biomasy kosterních kořenů. Pro rozdělení celkové biomasy na jednotlivé složky (kmen, větve, listy) byly v blízkém porostu stejného složení a nejméně 100 m od sledovaných ploch pokáceny vybrané stromy a podrobeny destruktivní analýze. Stromy pro destruktivní analýzu byly vybírány tak, aby pokryly velikostní rozsah stromů nalezených při inventarizaci, a aby se proporce DBH a výšky těchto stromů co nejvíce blížily průměru stromů stejné velikostní kategorie, nalezených při inventarizaci.

2.3.1 Inventarizace dřevin

Na každé ploše jsme zaznamenávali jednotlivé stromy, zařazovali je do druhů a měřili jejich výšku a průměr kmene. Průměr kmene jsme měřili lesnickou průměrkou (Haglöf Mantax 102 cm) v jednotně stanovené výčetní výšce 130 cm, tzv. diameter breast high (DBH). Výšku stromu jsme stanovovali pomocí laserového dálkoměru (Nikon Forestry 550).

Do studie jsme zahrnuli pouze stromy s průměrem kmene ve výčetní výšce > 2 cm. Na základě alometrických rovnic byla posléze spočtena celková biomasa stromového patra na lokalitě.

Dále jsme počítali a měřili mrtvé kmeny na ploše, ležících na povrchu půdy. Lesnickou průměrkou jsme určovali průměr na obou koncích a pomocí pásma jejich délku.

2.3.2 Destruktivní analýza dřevin

Pro zjištění proporcí jednotlivých částí dřevin jsme vybrali šest reprezentativních stromů nejhojnějších druhů (*Alnus spp.*, *Salix spp.*, *Populus spp.*) o různých průměrech kmene, pokrývající velikostní rozsah stromů na studijních plochách. Stromy byly vybírány ze sousedství sledovaných ploch tak, aby měly co nejpodobnější podmínky, zejména obdobné zapojení porostu, jak bylo popsáno výše.

Pro olši (*Alnus spp.*) jsme vybrali jedince o průměru 1.5 cm, 2 cm, 3.5 cm, 6.5 cm, 8 cm a 12 cm; pro vrbu (*Salix spp.*) 3 cm, 4 cm, 5 cm, 6 cm, 8 cm a 9 cm; pro topol (*Populus spp.*) 3.5 cm, 4 cm, 7 cm, 10 cm, 12 cm a 14 cm. Před pokácením jsme změřili průměr jednotlivých stromů v DBH a jejich výšku pomocí laserového dálkoměru, posléze jsme provedli kontrolní měření pomocí pásma. U polykormonů byly měřeny všechny kmeny, které měly v DBH více jak 2 cm.

Stromy jsme pokáceli a následně s pomocí bagru a ručního náčiní vykopali kořenový systém. Každý strom jsme rozdělili na kořen, kmen, větve s listy a na místě zvážili závěsnými vahami (Waymaster 69-1050) s přesností na 200 g. Dále jsme vyčlenili vzorek větví, který představoval alespoň 20% celkové hmotnosti všech větví s hmotností minimálně 1 kg. Pokud bylo větví méně (< 1 kg), zahrnuly jsme do analýzy všechny. U každého vzorku větví jsme otrhali všechny listy a následně zvážili listy a holé větve zvlášť na přenosných vahách (Kern) s přesností 0,01 g.

Hlavní část kořenového systému byla vybagrována bagrem a postranní kořeny ručně vykopány (až do průměru 5 mm). Celý kořenový systém, který se nám podařilo získat, byl opět zvážen na závěsných vahách (Waymaster 69-1050) s přesností na 200 g.

Poté jsme odebrali vzorek z každé části biomasy pro pozdější určení sušiny a dopočítání poměru listové a dřevité části původního větvoví s listím. U dřevitých částí (kmen, větve, kořeny) bylo z každého jedince odebráno 5 reprezentativních vzorků, tak aby byly proporcionalně zastoupeny všechny průměry sledovaných částí. Vzorek listů byl náhodně vybrán ze směsi všech listů daného jedince.

2.3.3 Nadzemní biomasa bylin

V jednotlivých kruzích jsme provedli sběr nadzemní biomasy bylin. Náhodným výběrem jsme vytyčili šest čtverců s délkou strany 0,5 m a nůžkami ostříhali zde rostoucí biomasu bylin těsně u povrchu půdy. Vzhledem ke členitosti terénu na nerekulitovaných plochách, jejichž povrch je tvořen elevacemi a depresemi, jsme odebírali po 2 vzorkách z vrcholu vlny, ramene a z deprese vlny. Sběr proběhl v měsíci srpnu, kdy byl rozvoj vegetace největší.

2.3.4 Podzemní biomasa bylin a jemných kořenů

K určení podzemní biomasy bylin a jemných kořenů dřevin byly použity vzorky z půdních sond (průměr 5,6 cm; délka 15 cm). Na každé ploše jsme náhodně určili 6 míst, kde jsme pomocí půdní sondy odebrali část půdy s kořeny bylin a dřevin. Jedinou podmínkou pro výběr byl na nerekulitovaných plochách reliéf terénních vln, čili obdobně jako u nadzemní biomasy bylin jsme odebírali 2 vzorky z vrcholu vlny, 2 z ramene vlny a 2 z deprese mezi vlnami.

Jednotlivé vzorky půdních sond jsme poté promývali na sítích a po odplavení půdy jsme kořeny menší než 5 mm v průměru dále třídili na bylinné a dřevinné. Kořeny z půdních sond zahrnovaly tzv. jemné kořeny; u dřevin jsme pomocí destruktivní analýzy určovali také tzv. kořeny kosterní.

2.3.5 Biomasa listového opadu

V letních měsících jsme náhodným výběrem na třech místech v každém sledovaném kruhu umístili opadoměry pro sběr listového opadu. Opadoměry byly tvořeny vyvýšenou kovovou konstrukcí s kónickou sítí o ploše 0,5 x 0,5 m a s průměrem ok 0,2 mm. Záchyt listů v sítích umožňoval rychlý odtok vody a listy tak byly udržovány v suchu, což omezovalo ztráty biomasy dekompozicí. Kónické prohnutí sítě zas snižovalo ztrátu vyfoukáním větrem. Na konci listopadu po opadu listů jsme poté sbírali zachycený opad stromů.

2.4 Laboratorní práce

2.4.1 Zpracování vzorků

Odebrané vzorky biomasy (nadzemní biomasa bylin, podzemní biomasa jemných kořenů dřevin a bylin, opad a části stromů z destruktivního měření) jsme v laboratoři vysušili do konstantní hmotnosti (při 60° C, cca 14 hodin). Jednotlivé vzorky jsme poté zvážili na laboratorních vahách (KERN PFB 1200-2) s přesností na 0,01 g.

Sušinu jsme homogenizovaly, u listových vzorků promícháním, u dřevitých odebráním pilin pomocí motorové pily a vytvořili jsme cca 5g směsného vzorku z každého jedince a druhu materiálu. Ten jsme dále nadrtili v laboratorním mlýnku (IKA A11) a prosili přes jemné síto (0,1 mm), abychom dostali směs biomasy rostlin pro pozdější určení zastoupení biogenních prvků (C, N, P).

2.4.2 Analýza C, N, P

Obsah C a N byl stanoven na CHN analyzátořech EA 1108, Carlo Erba Instruments, a EA 1108, Fisons Instruments. Vzorky jemně nadrcené sušiny rostlinné biomasy byly před analýzou baleny v cínových kapslích a váženy na mikrovahách Mettler Toledo s přesností na 0,001 mg. Přístroj byl kalibrován na atropin jako laboratorní standard.

Analýza fosforu probíhala spektrofotometricky. Vysušené a zhomogenizované vzorky se navázily do zkumavek a postupně mineralizovaly kyselinou dusičnou a zředěnou kyselinou chloristou (Somers & Nelson, 1972). Mineralizací a hydrolyzou se všechny formy fosforu převedly na rozpuštěné orthofosforečnany. Orthofosforečnany poté reakcí s molybdenanem

amonným a vinanem antimonylo-draselným vytvořily komplex, který byl redukován kyselinou askorbovou za vzniku fosfoantimonylomolybdenanové modři, jejíž koncentrace se stanovovala pomocí absorpční spektrofotometrie. Intenzita modrého zbarvení se poté měřila na spektrofotometru při vlnové délce 889 nm (Murphy & Rieley, 1962).

2.5 Matematické zpracování dat a statistika

Výsledky měření biomasy a analýz obsahu biogenních prvků z destruktivního vzorkování dřevin jsme porovnali mezi sebou pro každý druh zvlášť (*Salix caprea*, *Populus tremula*, *Alnus glutinosa*). Pomocí alometrických rovnic (Cienciala 2006) jsme spočetli celkovou biomasu jednotlivých stromů z jejich výšky DBH. Součet biomas všech stromů pak udával celkovou nadzemní biomasu dřevité vegetace na dané ploše, ta byla následně přepočtena na ha. Tato celková nadzemní biomasa dřevin byla poté rozdělena na biomasu kmenů a větví.

Podzemní biomasa dřevin byla zjištěna součtem biomasy jemných a kosterních kořenů. Biomasa kosterních kořenů byla odhadnuta pro jednotlivé stromy z jejich nadzemní biomasy pomocí koeficientu stanoveného destruktivní analýzou. Biomasa jemných kořenů byla získána z půdních vzorků odebraných půdními sondami. Analogicky jako nadzemní biomasa byla biomasa kosterních i jemných kořenů přepočtena na ha.

Dále jsme určili celkové množství biomasy na lokalitách součtem nadzemní a podzemní biomasy dřevin (kosterní kořeny z destruktivní analýzy i jemné kořeny z půdních sond), nadzemní a podzemní biomasy bylin a opadu. Pokud byly na lokalitě padlé kmeny stromů, spočítali jsme sušinu jejich biomasy jako objem komolého kužele násoben hustotou daného dřeva v živém stavu. Obsahy jednotlivých prvků (C, N, P) byly stanoveny analogicky s tím, že jednotlivé biomasy jednotlivých kompartmentů byly vynásobeny laboratorně stanoveným obsahem příslušných prvků a následně sečteny. Výsledky jsme přepočtli na jednotky t ha⁻¹ pro biomasu a uhlík a kg ha⁻¹ pro dusík a fosfor, zvlášť pro rekultivované a nerektivované plochy.

Množství celkové biomasy jednotlivých kompartmentů a obsah prvků v nich byl porovnán pomocí jednocestné ANOVy. Statistické zhodnocení bylo provedeno ve statistickém programu R verze 2.11.1 a GraphPad InStat verze 3.00.

3. Výsledky

3.1 Biomasa dřevin

Pomocí destruktivní analýzy dřevin jsme získali velikostní a hmotnostní parametry pro vrbu jívu (*Salix caprea*), topol osíku (*Populus tremula*) a olši lepkavou (*Alnus glutinosa*).

Průměr kmene stromů lze hodnotit dvojím způsobem. Zaprvé, průměr nejsilnějšího kmene, za druhé, průměr všech kmenů daného jedince. Průměry kmenů byly pro vrbu $5,8 \pm 2,1$ cm, resp. $4,6 \pm 1,8$ cm, pro topol $8,4 \pm 3,9$ cm, resp. $8,4 \pm 3,9$ cm a pro olši $5,6 \pm 3,7$ cm, resp. $4,9 \pm 3,8$ cm. Výška kmenů dosahoval hodnot $5,1 \pm 0,9$ m pro vrbu, $8,8 \pm 2$ m pro topol a $5,3 \pm 1,9$ m pro olši. Průměr kmene i výška stromu byly největší u topolu, vrby a olše vykazovaly srovnatelné hodnoty.

Hmotnosti kořenů nabývaly hodnot pro vrbu, topol a olši 3642 ± 2603 g strom⁻¹, resp. 5550 ± 4792 g strom⁻¹ a 2821 ± 3414 g strom⁻¹. Hmotnost kmene pak byla 9764 ± 7052 g strom⁻¹, resp. $14\,438 \pm 11\,217$ g strom⁻¹ a 6084 ± 7231 g strom⁻¹. Suché větve produkovaly pouze vrba a topol o hmotnosti 7058 ± 6593 g strom⁻¹, resp. 667 ± 812 g strom⁻¹. Hmotnost větví jsme naměřili 403 ± 192 g strom⁻¹, resp. 6437 ± 5497 g strom⁻¹ a 167 ± 116 g strom⁻¹ opět pro vrbu, topol a olši. Listů vážilo 93 ± 36 g strom⁻¹, resp. 2025 ± 1729 g strom⁻¹ a 44 ± 23 g strom⁻¹.

Hmotnost jednotlivých kompartmentů napovídá, že kořeny a kmen topolu mají největší zastoupení biomasy ve srovnání s vrbou a olší, tyto rozdíly však nejsou statisticky signifikantní. Průkazně odlišné potom vycházejí měření pro suché větve ($p = 0,0197$), větve ($p = 0,0105$) a listy ($p = 0,0098$). Suché větve topolu a vrby se prokazatelně liší, stejně jako srovnání olše a vrby. Topol a olše se neliší, protože u třech nejmenších průměrů topolu (z šesti celkových) nebyly naměřeny žádné suché větve, stejně tak jako u všech měření pro olši. Hmotnost biomasy větví a listů se shodně prokazatelně liší ve srovnání topolu s vrbou a topolu s olší. Pouze hodnoty mezi vrbou a olší se neliší. Naměřené hodnoty pro jednotlivé druhy jsou shrnuty v tabulce č. 3.

Tab 3. Průměr kmene, výška stromů a hmotnost biomasy dřevin v jednotlivých kompartmentech pro vrbu (*Salix caprea*), topol (*Populus tremula*) a olši (*Alnus glutinosa*) na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska. Data jsou získána destruktivní analýzou jednotlivých druhů stromů, N = 6.

Číslo za symbolem ± je směrodatná odchylka, p = hladina významnosti statistického testu Anova porovnávací hmotnost kompartmentů mezi jednotlivými druhy; pro p < 0,05 statisticky signifikantní rozdíl.

Statistiky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny, Tukey-Kramer Multiple Comparisons Test, vlevo porovnání hmotnosti biomasy mezi stejnými kompartmenty různých druhů.

strom	vrba	topol	olše	p
průměr kmene ¹ [cm]	5.8 ± 2.1	8.4 ± 3.9	5.6 ± 3.7	
průměr kmene ² [cm]	4.6 ± 1.8	8.4 ± 3.9	4.9 ± 3.8	
výška [m]	5.1 ± 0.9	8.8 ± 2.0	5.3 ± 1.9	
kořeny [g strom ⁻¹]	3642 ± 2603	5550 ± 4792	2821 ± 3414	0.5072
kmen [g strom ⁻¹]	9764 ± 7052	14438 ± 11217	6084 ± 7231	0.3418
suché větve [g strom ⁻¹]	a 7058 ± 6593	b 667 ± 812	b 0 ± 0	0.0197
větve [g strom ⁻¹]	a 403 ± 192	b 6437 ± 5497	a 167 ± 116	0.0105
listy [g strom ⁻¹]	a 93 ± 36	b 2025 ± 1729	a 44 ± 23	0.0098

1 = průměr nejsilnějšího kmene, 2 = průměr všech kmenů daného jedince.

Procentuální zastoupení hmotností kompartmentů (kořeny, kmen, suché větve, větve, listy) vzhledem k celkové biomase dřevin bylo zhodnoceno zvlášť pro jednotlivé druhy stromů.

Poměr zastoupení biomasy v jednotlivých kompartmentech vrby klesal v pořadí kmen (44,41 %) > suché větve (33,24 %) > kořeny (18,68 %) > větve (2,95 %) > listy (0,72 %). Pro topol vychází pořadí kmen (51,6 %) > větve (20,51 %) ≥ kořeny (20,12) > listy (6,45 %) > suché větve (1,32 %). Pro olši pak kmen (65,24 %) > kořeny (29,36 %) > větve (4,09 %) > listy (1,32 %).

Nejvyšší poměr kmene a kořenů k celkové biomase vykazuje olše, investice do větví a listů je však mnohem nižší než u topolu. Neprodukuje také žádné suché větve. Topol naopak nejvíce investuje do biomasy větví a listů. Největší produkce tzv. suchých větví byla zaznamenána u vrby, a to cca 33 % z celkové biomasy stromu. To radikálně mění poměr všech ostatních kompartmentů. Výsledky jsou uvedeny v tabulce č. 4.

Tab 4. Poměr (%) jednotlivých kompartmentů k celkové biomase dřevin pro vrba (*Salix caprea*), topol (*Populus tremula*) a olši (*Alnus glutinosa*) na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska. Data jsou získána destruktivní analýzou jednotlivých druhů stromů, N = 6. Číslo za symbolem ± je směrodatná odchylka.

strom	vrba	topol	olše
kořeny	18.68 ± 3.95	20.12 ± 6.16	29.36 ± 5.39
kmen	44.41 ± 9.41	51.60 ± 5.77	65.24 ± 6.82
suché větve	33.24 ± 10.51	1.32 ± 1.45	0 ± 0
větve	2.95 ± 1.84	20.51 ± 5.08	4.09 ± 2.66
listy	0.72 ± 0.49	6.45 ± 1.60	1.32 ± 1.07

Hmotnosti kompartmentů jsme také vyjádřili jako procentuální poměr zastoupení vztažený pouze k nadzemní biomase jednotlivých dřevin. Hodnoty pro kořeny jsou dopočítány podle procentuálních poměrů, vycházejících z rovnic pro nadzemní biomasu dřevin, které se v praxi užívají běžněji než hodnoty pro celkovou biomasu.

Přepočtený poměr zastoupení biomasy v jednotlivých kompartmentech je uveden v tabulce č. 5. Pro vrba platí pořadí kmen (54,81 %) > suché větve (40,6 %) > kořeny (23,24 %) > větve (3,7 %) > listy (0,9 %). Pro topol vychází pořadí kmen (64,83 %) > kořeny (25,99 %) > větve (25,52 %) > listy (8,03 %) > suché větve (1,63 %). Pro olši pak kmen (92,24 %) > kořeny (42,4 %) > větve (5,88 %) > listy (1,88 %).

Nejvyšší poměr kmene a kořenů vůči nadzemní biomase byl zjištěn u olše, kde hodnoty pro kmen dosahují dokonce více než 90 %. Do biomasy větví a listů nejvíce investuje topol, cca 25 % pro větve a 8 % pro listy, což je v průměru 5x více, než investují vrba a olše.

Tab 5. Poměr (%) jednotlivých kompartmentů k celkové nadzemní biomase dřevin pro vrba (*Salix caprea*), topol (*Populus tremula*) a olši (*Alnus glutinosa*) na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska. Data jsou získána destruktivní analýzou jednotlivých druhů stromů, N = 6. Číslo za symbolem ± je směrodatná odchylka.

strom	vrba	topol	olše
kořeny	23.24 ± 5.71	25.99 ± 10.45	42.40 ± 11.06
kmen	54.81 ± 12.20	64.83 ± 7.16	92.24 ± 5.39
suché větve	40.60 ± 11.53	1.63 ± 1.83	0 ± 0
větve	3.70 ± 2.36	25.52 ± 5.06	5.88 ± 4.08
listy	0.90 ± 0.62	8.03 ± 1.59	1.88 ± 1.58

3.2 Obsah biogenních prvků dřevin

Dále jsme měřili zastoupení uhlíku (C), dusíku (N) a fosforu (P) v jednotlivých kompartmentech studovaných dřevin.

Pro vrby klesal obsah dusíku v pořadí listy (1,97 %) > větve (0,71 %) > kořeny (0,32 %) ≥ kmen (0,42 %). Obsah fosforu vykazoval jiný trend, a to listy (1934 mg kg⁻¹) ≥ kořeny (1676 mg kg⁻¹) > větve (955 mg kg⁻¹) ≥ kmen (606 mg kg⁻¹). Pro uhlík platí pořadí kmen (45,85 %) ≥ větve (45,6 %) ≥ listy (44,51 %) > kořeny (42,8 %).

Koncentrace dusíku topolu vykazuje obdobný trend jako u vrby, kdy klesá následovně: listy (2,34 %) > větve (0,55 %) ≥ kořeny (0,39 %) ≥ kmen (0,27 %). Pro fosfor platí pořadí listy (2004 mg kg⁻¹) > kořeny (994 mg kg⁻¹) ≥ větve (964 mg kg⁻¹) ≥ kmen (715 mg kg⁻¹). Hodnoty uhlíku se pohybují v rozmezí 44,85 – 49,34 % a jeho zastoupení mezi jednotlivými kompartmenty nevykazuje žádnou signifikanci.

Pro olši byly zjištěny hodnoty dusíku v pořadí listy (2,92 %) > větve (0,97 %) ≥ kořeny (0,82 %) ≥ větve (0,74 %). Obsah fosforu klesá následovně: listy (2024 mg kg⁻¹) > kořeny (1225 mg kg⁻¹) ≥ kmen (801 mg kg⁻¹) ≥ větve (605 mg kg⁻¹). Rozdíl v množství uhlíku mezi jednotlivými kompartmenty opět není signifikantní, hodnoty jsou v rozmezí 44,45 – 47,53 %.

Analýzy měření obsahu biogenních prvků uhlíku (C), dusíku (N) a fosforu (P) v jednotlivých kompartmentech dřevin jsou uvedeny v tabulce č. 6. Statisticky se porovnávaly hodnoty pro stejné kompartmenty různých druhů dřevin, ale také jednotlivé kompartmenty mezi sebou pro každý druh stromu zvlášť.

Zastoupení uhlíku bylo signifikantně nejnižší u kořenů vrb v porovnání s ostatními kompartmenty téhož stromu. Při stejném srovnání u dalších stromů nevykazovaly rozdíly v obsahu uhlíku žádný signifikantní rozdíl. Pokud však srovnáme jednotlivé kompartmenty napříč dřevinnými druhy, až na kořeny se od sebe liší. Pro kmen a větve má olše signifikantně vyšší obsah uhlíku než topol s vrbou, pro listy vykazuje olše vyšší procento prvku pouze ve srovnání s vrbou.

Obsah dusíku v listech byl prokazatelně nejvyšší u všech sledovaných stromů, ve srovnání s ostatními kompartmenty. Pro kořeny, kmen a větve měla shodně nejvyšší obsah dusíku olše, zatímco topol a vrba nevykazovaly žádný průkazný rozdíl. Pro listy bylo také

zastoupení dusíku největší právě u olše, druhé nejvyšší hodnoty byly naměřeny pro topol a nejnižší pro vrbu.

Obsah fosforu se lišil mezi jednotlivými druhy pouze u větvi, signifikance je však na pětiprocentní hranici a Tukey-Kramer Multiple Comparisons Test nebyl možný. Zastoupení fosforu mezi jednotlivými kompartmenty bylo shodně nejvyšší pro listy. Topol měl v průměru více než dvojnásobný obsah fosforu ve srovnání s ostatními kompartmenty. Nejvíce fosforu v listech měla také olše, u vrby dále nebyl významný rozdíl mezi listy a kořeny.

Tab 6. Obsah biogenních prvků C, N, P v jednotlivých kompartmentech dřevin pro vrbu (*Salix caprea*), topol (*Populus tremula*) a olši (*Alnus glutinosa*) na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska. Data jsou získána destruktivní analýzou jednotlivých druhů stromů, N = 6.

Číslo za symbolem ± je směrodatná odchylka, p = hodnota statistického testu Anova, vpravo porovnání obsahu mezi stejnými kompartmenty různých druhů, dole porovnání obsahu prvku mezi různými kompartmenty téhož druhu.

Statistiky homogenní skupiny jsou označeny stejnými písmeny, Tukey-Kramer Multiple Comparisons Test, vpravo porovnání obsahu prvku mezi různými kompartmenty téhož druhu, vlevo porovnání obsahu mezi stejnými kompartmenty různých druhů.

strom	vrba	topol	olše	p
C [%]				
kořeny	42.80 a ± 0.95	49.34 ± 15.23	44.45 ± 8.63	0.5799
kmen	a 45.85 b ± 0.15	a 45.35 ± 0.45	b 47.53 ± 1.02	0.0002
větve	a 45.6 bc ± 0.44	a 45.38 ± 0.41	b 47.26 ± 0.75	0.0001
listy	a 44.51 c ± 0.86	ab 44.85 ± 1.07	b 46.25 ± 0.81	0.0212
p	< 0.0001	0.77	0.6816	
N [%]				
kořeny	a 0.42 a ± 0.09	a 0.39 ab ± 0.15	b 0.82 a ± 0.27	0.0039
kmen	a 0.32 a ± 0.13	a 0.27 a ± 0.07	b 0.74 a ± 0.12	< 0.0001
větve	a 0.71 b ± 0.14	a 0.55 b ± 0.04	b 0.97 a ± 0.09	< 0.0001
listy	a 1.97 c ± 0.21	b 2.34 c ± 0.13	c 2.92 b ± 0.29	< 0.0001
p	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	
P [mg kg⁻¹]				
kořeny	1676 a ± 599	994 a ± 169	1225 a ± 411	0.0676
kmen	606 b ± 202	715 a ± 364	801 ab ± 332	0.6142
větve	955 b ± 204	964 a ± 289	605 b ± 201	0.046
listy	1934 a ± 392	2004 b ± 229	2024 c ± 277	0.8899
p	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	

3.3 Rekultivované vs. nerekulitované plochy

Základní data o hustotě a biomase jednotlivých výzkumných ploch shrnuje tabulka č. 7.

Rekultivované plochy byly osázeny olšemi *Alnus glutinosa* s příměsí *A. incana*. Průměrný počet stromů na hektar na ploše A1 byl 4025 jedinců, průměrná tloušťka kmene v DBH 6,7 cm a průměrná výška 6,55 m. Olše nevytvářejí žádné polykormony. Průměrná biomasa pro plochu A1 činila 64,3 t ha⁻¹. Porovnáme-li data z roku 2006, roční přírůstek byl 305 jedinců ha⁻¹, pro tloušťku kmene v DBH pak vyšla hodnota -0,06 cm a pro výšku stromů 0,11 m. Přírůstek biomasy činil 4,06 t ha⁻¹. Nejvyšší roční přírůstek 305 jedinců ha⁻¹ můžeme pozorovat právě na ploše A1. Přírůstek výšky naopak vykazoval nejmenší hodnotu v porovnání se všemi sledovanými plochami a nárůst průměru kmene v DBH dokonce záporné číslo. Tato skutečnost souvisí s tím, že při měření v roce 2006 nedosahovalo velké množství stromů tloušťky kmene > 2 cm, které pak nebyly do výsledků započítány. Během 5 let ovšem dorostly do velikostní kategorie > 2 cm a v novém měření byl zaznamenán rapidní nárůst počtu jedinců na hektar. Naopak, velké zastoupení těchto mladých stromů snížilo celkový výškový přírůstek a průměrné DBH se díky nim dokonce snížilo, což se projevilo zápornou hodnotou.

Počet stromů na ploše A2 byl zhruba 2,5 x menší v porovnání s plochou A1. Průměrná hodnota činila 1600 jedinců ha⁻¹. Naproti tomu, průměr kmene v DBH (12,3 cm) byl téměř dvakrát větší než pro plochu A1, stejně tak výška (10,85 m). Také biomasa vykazovala větší hodnoty, a to 81,3 t ha⁻¹. Olše na ploše A2 byly tedy celkově větší a vyšší, hustota naopak nižší. Mezi lety 2006 a 2011 proběhla probírka dřevin, na ploše A2 proto nalezneme mrtvé ležící kmeny, jejichž biomasa byla 10,9 t ha⁻¹. Probírka také zapříčinila zápornou hodnotu ročního přírůstku stromů, a to -50 jedinců ha⁻¹. Roční přírůstek tloušťky kmene v DBH (0,24 cm) byl naopak vyšší než na ploše A1, výška však opět vykazovala zápornou hodnotu -0,23 m. To může znamenat, že při probírce došlo k vykácení relativně vysokých stromů a také že biomasa olší přibývá rychleji v průměru kmene než na výšce. Celková biomasa stromů pak vykazuje záporný přírůstek -1,94 t ha⁻¹, právě díky uskutečněné probírce. Po připočtení biomasy mrtvých kmenů bychom dostali kladné hodnoty.

Na plochách ponechaných spontánní sukcesi převládaly druhy *Salix caprea* a *Populus tremula*. Na ploše SII dominovaly vrby s menší příměsí topolů, na ploše SIII bylo relativní zastoupení topolů a také bříz větší, až zhruba čtyřicetiprocentní. Plocha SII vykazovala průměrný počet stromů 425 jedinců ha⁻¹. Růstová forma vrby jívy (a zřídka kdy topolu osiky)

se vyznačuje tzv. polykormony, čili několika oddělenými nadzemními částmi, které ve skutečnosti vyrůstají z jediného podzemního systému. Počet polykormonů činil 1225 jedinců ha^{-1} a kmenů v polykormonech bylo průměrně 5225 ha^{-1} . Průměr kmene v DBH byl 6,9 cm a výška dosahovala 6,05 m. Celková biomasa vrb a topolů vykazovala hodnotu 50,9 t ha^{-1} . Roční přírůstek počtu stromů, počtu polykormonů a počtu kmene v polykormonech činil 70 jedinců na hektar, resp. 75 a -140 jedinců ha^{-1} . Tloušťka kmene v DBH ročně vzrostla o 0,4 cm a výška o 0,21 m. Přírůstek biomasy byl 4,38 t ha^{-1} .

Na ploše SIII jsme naměřili větší počet stromů než ve srovnání s SII, průměrně 1250 jedinců ha^{-1} . Průměrný počet polykormonů byl rovněž větší (2200 jedinců ha^{-1}), počet kmenů v polykormonech byl však menší (3895 jedinců ha^{-1}). To znamená, že na lokalitě SII bylo méně polykormonů více rozvětvených a naopak na ploše S3 bylo více polykormonů s menším počtem kmenů. Průměrné hodnoty pro tloušťku kmene v DBH (6,45 cm) a výšku (6,75 m) byly srovnatelné s plochou SII. Biomasa byla relativně vyšší než na ploše SII, a to 68,3 t ha^{-1} . Roční přírůstek počtu stromů byl téměř dvojnásobný (125 jedinců ha^{-1}) oproti SII, přírůstek polykormonů pak trojnásobný (235 jedinců ha^{-1}), záporný přírůstek počtu kmenů v polykormonech byl také relativně větší (-201 jedinců na hektar). Přírůstek DBH a výšky se pak pohyboval v obdobných hodnotách, a to 0,45 cm, resp. 0,37 m. Biomasa vykazovala roční nárůst o 6,86 t ha^{-1} .

Hodnoty biomasy bylin na olšových rekultivacích se pohybovaly v rozmezí 0,17 -0,61 t ha^{-1} , pro spontánní plochy jsme naměřili 0,02 – 0,08 t ha^{-1} .

Obsah uhlíku se pro všechny plochy pohyboval shodně okolo 41 %. Průměrná koncentrace dusíku byla 1,98 % pro olšiny a 1,59 % pro spontánní sukcese. Pokud vyjádříme dusík v kg ha^{-1} , dostaneme hodnoty pro olšové rekultivace 6,73 kg ha^{-1} , pro nerekultivované plochy potom 1,89 kg ha^{-1} . Přestože je zde patrný rozdíl díky vyššímu zastoupení dusíku na plochách A2, tento rozdíl není statisticky průkazný. Koncentrace fosforu na olšových rekultivacích vykazovala průměrné hodnoty 1236 mg kg^{-1} a na spontánních plochách 2997 mg kg^{-1} . Díky velké variabilitě dat na plochách SII a SIII však rozdíl není signifikantní. Po přepočtení hodnot na jednotky kg ha^{-1} dostáváme opět neprůkazné výsledky, i když na hranici signifikance, kdy pro olšiny byla průměrná hodnota 0,4 kg ha^{-1} a pro sukcesní plochy 0,05 kg ha^{-1} . Údaje pro nadzemní biomasu bylin jsou shrnuty v tabulce 8.

Tab 7. Základní údaje o hustotě a biomase jednotlivých porostů na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska; A - rekultivované plochy (olšiny), S - spontánní sukcese.

Hodnoty měření z roku 2011, pro srovnání hodnoty z roku 2006 (Cienciala 2006); přírůstek vypočítán z rozdílu dat pro rok 2011 a 2006.

DBH = diameter breast high; průměr kmene ve výčetní výšce 130 cm.

Mrtvé kmeny na plochách A2 odpovídají pokáceným stromům po probírce.

	počet stromů jedinci ha-1	počet polykormonů jedinci ha-1	kmenů v polykormonech jedinci ha-1	DBH cm	výška m	biomasa t ha-1	mrtvé kmeny t ha-1
A1-1	4350	0	0	6.6	6.3	67.6	0
A1-2	3700	0	0	6.7	6.8	61	0
průměr	4025	0	0	6.7	6.55	64.3	0
2006	2500	0	0	7	6	44	0
roční přírůstek	305	0	0	-0.06	0.11	4.06	
A2-1	1900	0	0	12	11.8	91.7	8.1
A2-2	1300	0	0	12.6	9.9	70.9	13.7
průměr	1600	0	0	12.3	10.85	81.3	10.9
2006	1850	0	0	11.1	12	91	0
roční přírůstek	-50	0	0	0.24	-0.23	-1.94	10.9
SII-1	350	800	3520	7.1	5.7	35.5	0
SII-2	500	1650	6930	6.7	6.4	66.3	0
průměr	425	1225	5225	6.9	6.05	50.9	0
2006	75	850	5925	4.9	5	29	0
roční přírůstek	70	75	-140	0.4	0.21	4.38	
SIII-1	1600	2500	4750	6.1	6.8	71.4	0
SIII-2	900	1900	3040	6.8	6.7	65.2	0
průměr	1250	2200	3895	6.45	6.75	68.3	0
2006	625	1025	4900	4.2	4.9	34	0
roční přírůstek	125	235	-201	0.45	0.37	6.86	

Tab 8. Biomasa a obsah biogenních prvků C, N, P nadzemní bylinné biomasy na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska; A - rekultivované plochy (olšiny), S - spontánní sukcese. Číslo za symbolem ± je směrodatná odchylka, p = hladina významnosti statistického testu Anova porovnávající biomasu a obsah prvků mezi jednotlivými plochami; pro $p < 0,05$ statisticky signifikantní rozdíl.

	biomasa		uhlík C		dusík N		fosfor P	
	t ha ⁻¹	%	t ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹	kg ha ⁻¹	
A1-1	0.17 ± 0.14	41.48 ± 1.45	0.07	1.42 ± 0.14	2.45	975 ± 110	0.17	
A1-2	0.19 ± 0.10	40.94 ± 0.91	0.08	2.34 ± 0.76	4.45	1626 ± 575	0.31	
A2-1	0.37 ± 0.12	42.28 ± 0.33	0.15	2.24 ± 0.08	8.18	1178 ± 93	0.43	
A2-2	0.61 ± 0.41	41.55 ± 0.31	0.25	1.93 ± 0.03	11.83	1165 ± 397	0.71	
SII-1	0.08 ± 0.08	40.76 ± 0.88	0.03	1.68 ± 0.63	1.33	1332 ± 329	0.11	
SII-2	0.00 ± 0	40.35 ± 1.71	0	1.79 ± 0.27	0.03	5315 ± 3318	0.01	
SIII-1	0.02 ± 0.03	41.98 ± 2.88	0.01	1.50 ± 0.14	0.27	3297 ± 1573	0.06	
SIII-2	0.02 ± 0.03	39.76 ± 2.28	0.01	1.37 ± 0.22	0.26	2045 ± 154	0.04	
p	0.0562	0.1811	0.0555	0.1517	0.0555	0.1359	0.0530	

Podzemní biomasa bylin a jemných kořenů dřevin nevykazovala signifikantní rozdíl v množství biomasy vyjádřené v t ha⁻¹ pro olšové a spontánní plochy. Podzemní biomasa bylin olšových porostů se pohybovala v rozmezí 0,12 - 2 t ha⁻¹, pro spontánní plochy to bylo 1,47 – 2,01 t ha⁻¹. Relativní zastoupení uhlíku se také nelišilo mezi jednotlivými plochami, kdy pro olšové rekultivace průměrná koncentrace uhlíku činila 41,2 % a pro spontánní sukcesí 39,6 %.

Jediný signifikantní rozdíl mezi rekultivovanými a nereakultivovanými plochami nacházíme v procentuálním obsahu dusíku. Olšové rekultivace vykazovaly téměř dvakrát vyšší koncentraci dusíku (průměrně 1,75 %) než spontánní plochy (průměrně 1,05 %). Po přepočtení na jednotku kg ha⁻¹ se však signifikance ztrácí, díky relativně vyššímu objemu biomasy na spontánních plochách, která však v samostatném hodnocení s olšovými rekultivacemi nevykazovala statisticky průkazný rozdíl.

Porovnání obsahu fosforu v podzemní biomase bylin se rovněž neliší, kdy průměrná koncentrace na plochách olšových rekultivací činila 906,7 mg kg⁻¹ a na spontánních plochách 714,2 mg kg⁻¹.

Podobné výsledky ukazuje i měření podzemní biomasy dřevin, tzv. jemných kořenů. Biomasa rekultivovaných ploch se pohybovala v rozmezí 0,22 – 1,14 t ha⁻¹, biomasa spontánních ploch pak 0,76 – 2,17 t ha⁻¹. Rozdíl nevykazoval signifikanci, stejně jako

koncentrace uhlíku, která nabývala průměrných hodnot 44,5 % pro olšiny a 43,6 % pro spontánní sukcesí. Opět jediný statisticky průkazný rozdíl byl naměřen pro koncentraci dusíku. Téměř dvakrát vyšší hodnotu nacházíme na olšových rekultivacích, kde byla průměrná koncentrace 1,67 %. Hodnota pro nerekultivované plochy činila 0,92 %. Shodně s podzemní biomasou bylin se i zde signifikance po přepočtení hodnot na kg ha^{-1} ztrácí. Co se týče fosforu, průměrná koncentrace na olšových plochách se pohybuje v průměru okolo $791,1 \text{ mg kg}^{-1}$, na plochách spontánních okolo $849,7 \text{ mg kg}^{-1}$.

Výsledky měření pro podzemní biomasu bylin a jemných kořenů dřevin jsou uvedeny v tabulce č. 9. Hodnoty pro kosterní kořeny dřevin jsou shrnuty v tabulce č. 3 a 6.

Tab 9. Biomasa a obsah biogenních prvků C, N, P podzemní biomasy pro byliny a dřeviny (jemné kořeny) na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska. A - rekultivované plochy (olšiny), S - spontánní sukcese.

Číslo za symbolem \pm je směrodatná odchylka, p = hladina významnosti statistického testu Anova porovnávací biomasu a obsah prvků mezi jednotlivými plochami; pro $p < 0,05$ statisticky signifikantní rozdíl.

	biomasa		uhlík C		dusík N		fosfor P	
	t ha-1	%	t ha-1	%	kg ha-1	mg kg-1	kg ha-1	
byliny								
A1-1	0.58 ± 0.3	40.31	0.24	1.62	9.46	831.82	0.49	
A1-2	0.33 ± 0.13	41.54	0.14	1.69	5.55	694.76	0.23	
A2-1	2.00 ± 0.68	41.11	0.82	1.79	35.77	963.39	1.93	
A2-2	0.12 ± 0.11	41.94	0.05	1.89	2.18	1136.96	0.13	
SII-1	2.01 ± 1.46	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
SII-2	3.83 ± 3.22	40.25	1.54	1.02	38.92	747.09	2.86	
SIII-1	1.63 ± 1.60	43.10	0.70	1.05	17.06	778.91	1.27	
SIII-2	1.48 ± 0.92	35.48	0.53	1.09	16.10	616.52	0.91	
p	0.0780	0.5443	0.1796	0.0006	0.3606	0.1388	0.2508	
dřeviny								
A1-1	0.54 ± 0.39	43.23	0.23	1.37	7.42	786.72	0.43	
A1-2	1.14 ± 0.68	40.01	0.46	2.21	25.17	909.38	1.04	
A2-1	0.22 ± 0.32	47.41	0.11	1.51	3.38	986.05	0.22	
A2-2	0.65 ± 0.57	47.53	0.31	1.60	10.41	482.34	0.31	
SII-1	0.76 ± 1.15	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
SII-2	0.90 ± 0.79	41.85	0.38	1.10	9.96	924.55	0.84	
SIII-1	2.17 ± 3.90	46.81	1.02	0.82	17.80	880.55	1.91	
SIII-2	1.60 ± 1.52	42.28	0.68	0.85	13.62	744.06	1.19	
p	0.1163	0.7239	0.1401	0.0202	0.6966	0.6583	0.1036	

Množství biomasy opadu bylo signifikantně vyšší na plochách ponechaných spontánní sukcesi, kdy tyto plochy vykazovaly v průměru dvakrát větší množství opadu než olšové rekultivace (3,04 t ha⁻¹ vs. 1,68 t ha⁻¹). Procentuální zastoupení uhlíku v opadu se mezi lokalitami nelišilo, hodnota se pohybovala mezi 46,58 - 51,61 %. Avšak po přepočtení množství uhlíku na jednotku t ha⁻¹ rozdíl byl již signifikantní a platil stejný vztah jako pro množství biomasy. Pro spontánní plochy to bylo 1,46 t ha⁻¹, pro olšové rekultivace 0,82 t ha⁻¹.

Co se týče zastoupení dusíku, zde můžeme pozorovat opačný výsledek.

V procentuálním vyjádření byl obsah dusíku signifikantně vyšší na olšových rekultivacích (3,35 %), přičemž hodnoty byly více než dvakrát větší oproti spontánním plochám (1,47 %). Naopak, pokud vyjádříme obsah dusíku opadu v jednotkách kg ha⁻¹, rozdíl se ztrácí. Dvojnásobné množství opadu ploch spontánní sukcese je vykompenzováno dvakrát větší koncentrací dusíku v opadu olší a přepočtení obsahu dusíku na kg ha⁻¹ tak vykazuje podobné hodnoty, průměrně 50,5 kg ha⁻¹ pro všechny plochy.

Koncentrace fosforu v opadu se průkazně neliší mezi jednotlivými typy rekultivace (průměrně 1388 mg kg⁻¹). Po převedení hodnot na jednotku kg ha⁻¹ však můžeme opět pozorovat větší nárůst pro spontánní plochy, kdy se množství liší více než dvojnásobně (4,58 kg ha⁻¹ vs. 2,1 kg ha⁻¹). To je opět dáno vyšší produkcí biomasy opadu na plochách se spontánní sukcesí. Údaje pro opad shrnuje tabulka č. 10.

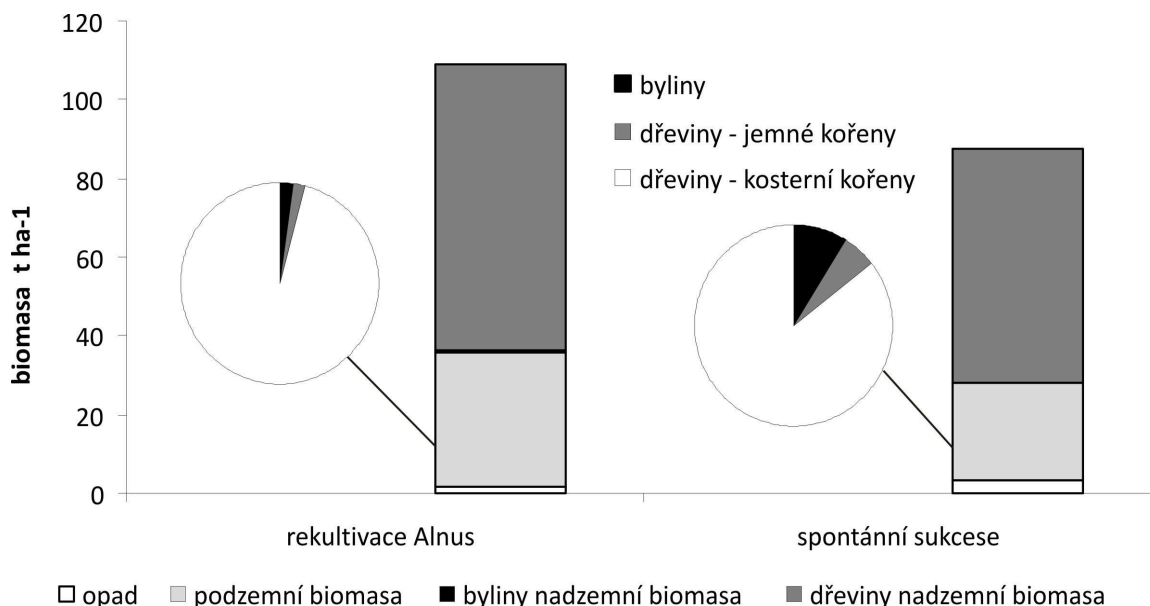
Tab 10. Biomasa a obsah biogenních prvků C, N, P opadu na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska; A - rekultivované plochy (olšiny), S - spontánní sukcese. Číslo za symbolem ± je směrodatná odchylka, p = hladina významnosti statistického testu Anova porovnávací biomasa a obsah prvků mezi jednotlivými plochami; pro p < 0,05 statisticky signifikantní rozdíl.

	biomasa	uhlík C		dusík N		fosfor P	
	t ha-1	%	t ha-1	%	kg ha-1	mg kg-1	kg ha-1
A1-1	2.43 ± 0.16	47.55 ± 0.52	1.16	3.34 ± 0.35	81.20	1160 ± 230	2.82
A1-2	1.57 ± 0.39	47.04 ± 0.62	0.74	3.37 ± 0.36	52.92	1073 ± 295	1.69
A2-1	1.12 ± 0.34	50.26 ± 0.20	0.56	3.09 ± 0.24	34.67	1171 ± 293	1.31
A2-2	1.60 ± 0.38	51.61 ± 0.80	0.83	3.61 ± 0.58	57.67	1619 ± 220	2.59
SII-1	2.30 ± 0.32	46.89 ± 0.14	1.08	1.52 ± 0.25	35.06	1745 ± 174	4.01
SII-2	3.34 ± 0.88	46.58 ± 0.95	1.56	1.45 ± 0.01	48.35	1587 ± 154	5.30
SIII-1	3.00 ± 0.44	48.63 ± 0.63	1.46	1.41 ± 0.10	42.17	1293 ± 189	3.88
SIII-2	3.53 ± 0.38	49.58 ± 0.90	1.75	1.48 ± 0.15	52.12	1454 ± 27	5.14
p	0.0100	0.4001	0.0148	0.0002	0.3030	0.1451	0.0030

Konečné zhodnocení příspěvků biomasy vegetace jsme vyjádřili pomocí souhrnného grafu pro rekultivované a nereakultivované plochy. Z grafu (obrázek 1) je patrné, že celkové množství biomasy bylo vyšší na plochách s olšovou rekultivací ve srovnání s plochami spontánní sukcese. Pokud se zaměříme na jednotlivé složky vegetace, jednalo se o nadzemní biomasu dřevin a bylin, a také celkovou podzemní biomasu. Pouze množství biomasy opadu bylo vyšší u spontánní sukcese, a to dvojnásobně.

Zhodnotíme-li podzemní biomasu obou studovaných ploch, shodně převažoval nejvyšší podíl biomasy kosterních kořenů dřevin, kdy pro olšové rekultivace dosahoval hodnot více než 95 % a u spontánní sukcese to bylo více než 85 %. Podzemní biomasu bylin převažovala na spontánních plochách, a to zhruba trojnásobně oproti rekultivovaným plochám. Stejně tak množství biomasy jemných kořenů dřevin bylo na spontánních plochách téměř dvojnásobné.

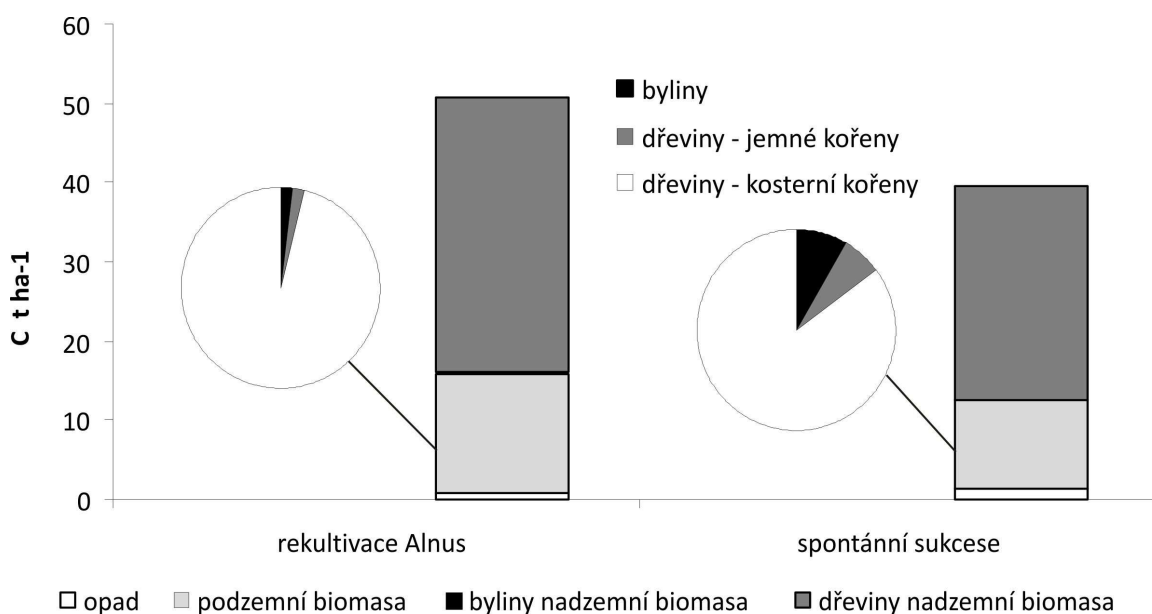
Obr. 1. Srovnání biomasy opadu, podzemní a nadzemní biomasy bylin a dřevin na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska pro plochy olšové rekultivace Alnus a spontánní sukcese. Podzemní biomasu dále rozdělila na kořeny bylin, jemné a kosterní kořeny dřevin.



Obdobné výsledky jako v grafu pro biomasu můžeme pozorovat také pro obsah uhlíku v biomase (obrázek 2). Celkové množství uhlíku bylo vyšší na rekultivovaných plochách, a to jak pro nadzemní biomasu dřevin a bylin, tak i podzemní biomasu.

Také obsah uhlíku opadu koresponduje s jeho biomasou, tedy dvojnásobné množství pro spontánní sukcesí oproti olšové rekultivaci. Podobně pro podzemní biomasu, kdy grafy ukazují téměř totožné zastoupení uhlíku pro jednotlivé složky podzemní biomasy, jako v případě předchozího grafu pro biomasu.

Obr. 2. Srovnání obsahu uhlíku C opadu, podzemní a nadzemní biomasy bylin a dřevin na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska pro plochy olšové rekultivace *Alnus* a spontánní sukcese. Podzemní biomasa dále rozdělena na kořeny bylin, jemné a kosterní kořeny dřevin.



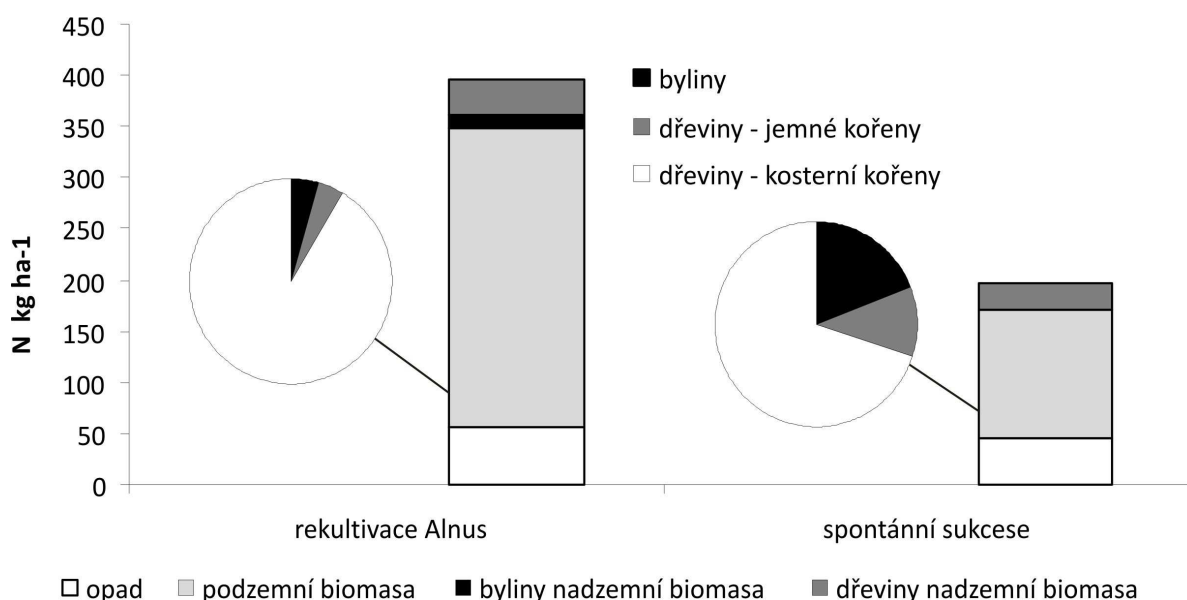
Z grafu pro zhodnocení celkového množství dusíku (obrázek 3) je patrný markantní rozdíl v distribuci a zastoupení dusíku ve vegetaci oproti hodnotám pro biomasu a uhlík z předchozích grafů. Největší podíl dusíku představuje podzemní biomasa, která svými hodnotami výrazně převyšuje nadzemní biomasu dřevin, a to více než 8 x pro rekultivované plochy a téměř 5 x pro plochy spontánní. V grafech pro biomasu a uhlík naopak nadzemní biomasa dřevin dominovala nad ostatními složkami vegetace.

Srovnáme-li plochy mezi sebou, obsah dusíku v podzemní biomase olšových rekultivací více než dvojnásobně převyšoval obsah na plochách se spontánní sukcesí. Při detailnějším rozboru podzemní biomasy představují největší podíl kosterní kořeny dřevin,

obdobně jako u předchozích grafů. Zatímco na rekultivovaných plochách to bylo okolo 90 %, u spontánní sukcese jsme pozorovali velmi silný nárůst obsahu dusíku pro kořeny bylin, které se podílely na zastoupení dusíku až z 20 %. Také u jemných kořenů dřevin na spontánních plochách jsme zaznamenali větší procento zastoupení v podzemní biomase, a to téměř 10 %.

Hodnoty pro nadzemní biomasu bylin byly výrazně vyšší u olšových ploch, kde jsme naměřili 25 x více dusíku než na plochách spontánních. Množství dusíku v opadu bylo také vyšší u ploch s olšovou rekultivací, čísla se však neliší nijak zásadně.

Obr. 3. Srovnání obsahu dusíku N opadu, podzemní a nadzemní biomasy bylin a dřevin na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska pro plochy olšové rekultivace Alnus a spontánní sukcese. Podzemní biomasa dále rozdělena na kořeny bylin, jemné a kosterní kořeny dřevin.

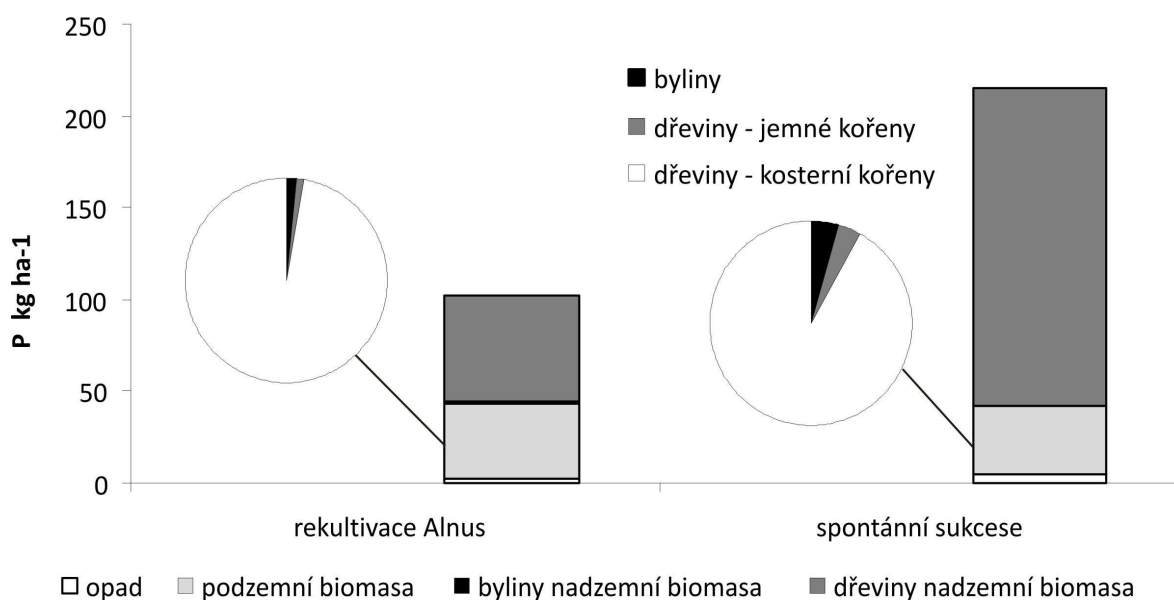


Graf pro celkový obsah fosforu na plochách (obrázek 4) ukazuje vyšší podíl zastoupení pro nadzemní biomasu dřevin, přičemž na rekultivovaných plochách je příspěvek fosforu oproti podzemní biomase nepatrně vyšší. Na spontánních plochách však převyšuje obsah fosforu v nadzemní biomase dřevin celkovou zásobu v podzemní biomase téměř 5 x. Také porovnáme-li obsah fosforu v nadzemní biomase dřevin mezi jednotlivými plochami, pozorujeme zhruba 3 x větší příspěvek na plochách se spontánní sukcesí.

Zastoupení jednotlivých složek podzemní biomasy opět dominují kosterní kořeny dřevin, pro spontánní plochy je to více než 90 %, pro olšové rekultivace dosahují hodnoty až k 97 %. Zbylá procenta jsou víceméně rovnoměrně rozdělena mezi kořeny bylin a jemné kořeny dřevin.

Nadzemní biomasa bylin vykazuje více než 10 x větší příspěvek fosforu na rekultivovaných plochách oproti plochám spontánním. Naopak na plochách se spontánní sukcesí zas pozorujeme 2 x více fosforu pro opad.

Obr. 4. Srovnání obsahu fosforu P opadu, podzemní a nadzemní biomasy bylin a dřevin na výsypkách hnědouhelných dolů Sokolovska pro plochy olšové rekultivace Alnus a spontánní sukcese. Podzemní biomasa dále rozdělena na kořeny bylin, jemné a kosterní kořeny dřevin.



4. Diskuze

4.1 Biomasa dřevin

4.1.1 Vrba jíva (*Salix caprea*)

Vrba jíva *Salix caprea* roste typicky v tzv. polykormonech, proto průměr kmene můžeme počítat dvojnásobkem. Průměr nejsilnějšího kmene nabýval hodnot 5,8 cm a průměr všech kmenů daného jedince hodnot 4,6 cm. Průměrná výška vrb dosahovala 5,1 m.

Pro porovnání s výsledky měření dalších autorů ovšem narážíme na dva problémy. Zaprvé, výzkum vrb se nyní uplatňuje zejména v oblasti tzv. výmladkového pěstování určeného pro produkci biomasy, kde se hodnotí především kříženci vrb nízkého stáří (obvykle 3 roky). Navíc, vzhledem k nízkému věku se průměr kmene většinou měří u báze dřevin a nikoli v DBH. Zadruhé, vzhledem k účelům výmladkového pěstování se hodnotí především produktivita nadzemní biomasy jako celku, čili porovnání biomasy pro různé kompartmenty je obtížné.

Van Cleve *et al.* studovali vývoj vrbových porostů *Salix spp.* po dobu 20 let v záplavových nivách Aljašky. Pro 15 let staré porosty byl průměr kmene v DBH 9 cm, pro dvacetileté 7,4 cm. Snížení průměru je důsledkem dorůstání mladších vrb, které byly v předchozím měření označeny jako podmírečné (< 1 cm) (Van Cleve *et al.*, 1971). Ve studii českých autorů zaměřené na výmladkové pěstování klonů vrb (*Salix alba*, *Salix × rubens*, *Salix viminalis* a *Salix × smithiana*) se hodnoty průměru kmene měřeném při bázi pohybovala po 14 letech vývoje v rozmezí 1,4 - 3,3 cm, průměrně 1,82 cm (Weger & Bubeník, 2011). Patnáctileté porosty *Salix spp.* v nivách dosahovaly výšky 8 m (Van Cleve *et al.*, 1971). Relativně vyšší hodnoty pro výšku i DBH v této studii pravděpodobně souvisí s úživností tamních půd, přičemž sokolovské výsypky představují naproti tomu neúrodnou hlušinu. Naše měření ovšem ukazují podobné výsledky jako práce Wegera a Bubeníka, kdy se výška na čtrnáctiletých porostech kříženců autochtonních druhů vrb pohybovala v rozmezí 5,53 – 8,16 m, průměrně 6,53 m (Weger & Bubeník, 2011). Nutno podotknout, že kříženci jsou šlechtěni na vysokou produkci biomasy a bývají řazeni mezi tzv. rychlerostoucí dřeviny.

Poměr zastoupení biomasy v jednotlivých kompartmentech klesal následovně: kmen (44,4 %) > suché větve (33,2 %) > kořeny (18,7 %) > větve (3 %) > listy (0,7 %).

Jak už bylo zmíněno výše, v odborné literatuře jsou data pro porovnání biomasy stejně starých porostů spíše sporadická. Van Cleve *et al.*, naměřil v záplavových oblastech 15 a 20 let starých porostů *Salix spp.* hodnoty biomasy klesající v pořadí kmen (75,6 %, resp. 93,6 %) > větve (17,5 %, resp. 5,5 %) > listy (6,9 %, resp. 0,9 %) (Van Cleve *et al.*, 1971). Přestože zde není zahrnuta biomasa kořenů a suchých větví, je i zde patrná velice malá investice do biomasy listů, procentuelně shodná s našimi výsledky (pro dvacetileté porosty). Biomasa kořenů byla hodnocena ve studii Duška a Květa, kdy byl měřen tříletý porost olše *Salix caprea* při rekultivaci rybníku Vajgar v jižních Čechách. Poměr jednotlivých kompartmentů klesal v pořadí kmen (55,2 %) > listy (22,6 %) > kořeny (22,2 %). Hodnoty pro listy a kořeny jsou však velmi vyrovnané a vzhledem k nízkému stáří porostu a absenci větví nelze tato data přímo konfrontovat s našimi výsledky (Dušek & Květ, 2006).

4.1.2 Topol osika (*Populus tremula*)

Průměrné hodnoty pro průměr kmene topolu *Populus tremula* dvacetiletých porostů měřený v DBH byl 8,4 cm, průměrná výška 8,8 m.

Wang *et al.* ve své studii porovnávali změny těchto parametrů pro různě staré porosty topolu *Populus tremuloides* a v závislosti na kvalitě substrátu (bohatý na živiny, středně bohatý a živinově chudý). Pro patnáctileté porosty byl naměřen průměr kmene 3,69 cm, respektive 3,67 cm a 2,87 cm. Pro pětadvacetileté porosty nabýval průměr kmene hodnot 4,81 cm, respektive 4,62 cm a 3,94 cm. Hodnota 8,4 cm, tedy stejná jako v naší studii, byla naměřena až pro porosty staré 54 let a na živinově nejbohatších půdách (Wang *et al.*, 1995). Naopak Rytter a Stener naměřili průměr kmene pro křížence topolu *Populus tremula x P. tremuloides* na porostech starých 14 let 15,4 cm (Rytter & Stener, 2003), což je zase 2 krát více než pro topoly měřené na sokolovských výsypkách. Podobný průměr kmene jako ve studii Rytter a Stener, a to 18 cm, byl přitom naměřen pro porosty *Populus tremuloides* staré 40 let v americké Minnesotě (Alban *et al.*, 1978).

Průměrná výška topolů 8,8 m v naší studii se shodovala s výškou naměřenou v již výše zmíněné práci Wang *et al.*, kdy pro 15 let staré porosty na různě kvalitních stanovištích dosahovala hodnot 8,55 m, respektive 6,73 m a 3,71 m. Pro porosty staré 25 let to bylo 10,74 m, respektive 9,69 m a 6,75 m (Wang *et al.*, 1995). Průměrná výška křížence topolů čtrnáctiletých porostů v práci Rytter a Stener činila 15,6 m, tedy opět dvojnásobně než hodnoty pro topoly v naší studii (Rytter & Stener, 2003). Tato hodnota je srovnatelná s průměrnými výškami čtyřicetiletých porostů *Populus tremuloides* (Bray & Dudkiewicz, 1963; Alban *et al.*, 1978).

Ve srovnání s ostatními studii podobného stáří tedy porosty topolu na výsypkách Sokolovska dosahovaly relativně průměrných hodnot, velká variabilita je ovšem pravděpodobně dána různými stanovištními poměry a také druhy zkoumaných topolů, přestože patří k blízce příbuzným.

Poměr jednotlivých kompartmentů k celkové biomase klesá v pořadí kmen (51,6 %) > větve (20,5 %) > kořeny (20,1) > listy (6,5 %) > suché větve (1,3 %). Je nutné podotknout, že hodnoty pro větve a kořeny byly velmi podobné.

Měření mladších, desetiletých porostů *Populus deltoides* v severní Indii ukazují podobné výsledky: kmen (54,7 %) > větve (21,2 %) > kořeny (17,7 %) > listy (6,4 %) (Singh 1998). Naopak na dvakrát starších, čtyřicetiletých porostech topolu *Populus tremuloides* v Minnesotě byly kořeny zastoupeny větší biomasou než větve. Také v jejich procentuálních hodnotách byl větší rozdíl než u hodnot získaných v naší studii. Biomasa klesala v pořadí: kmen (71,6 %) > kořeny (18,6 %) > větve (8,1 %) > listy (1,7 %) (Alban *et al.*, 1978). Výzkumy stejně starých porostů potvrzují shodné pořadí zastoupení biomasy v kompartmentech, ovšem ve výsledcích nejsou zahrnuty data pro kořeny, což samozřejmě mění procentuální zastoupení všech ostatních kompartmentů. Pro patnáctileté porosty *Populus tremuloides* v kanadské British Columbia nabývají proporce biomasy hodnot: kmen (79 %) > větve (13,5 %) > listy (7,5 %) a pro porosty staré 25 let: kmen (83,7 %) > větve (11,9 %) > listy (4,4 %). S výsledků dostupné literatury je patrné, že alokace nadzemní biomasy do kmene vzrůstá s věkem stanoviště (Wang *et al.*, 1995).

4.1.3 Olše lepkavá, olše šedá (*Alnus glutinosa*, *A. incana*)

Dvacetileté porosty olší (*Alnus glutinosa*, *A. incana*) vykazovaly hodnoty pro průměr nejsilnějšího kmene v DBH 5,6 cm a pro průměr všech kmenů daného jedince to 4,9 cm. Výška stromů dosahovala průměrně 5,3 m.

Při porovnání stejně starých olšových porostů nacházíme v literatuře vyšší hodnoty pro průměr kmene v DBH i výšku stromu, a to na různých typech substrátů. Johansson naměřil na 17 let starých porostech *Alnus glutinosa* a *A. incana* na opuštěných polích průměr kmene v DBH 8 cm, respektive 7,4 cm (Johansson 2000). Dvacetileté olšové porosty v záplavových oblastech Aljašky měly průměr kmene 7,1 cm (Van Cleve *et al.*, 1971). Vares *et al.* ve své práci porovnávali 21 let staré olšiny *Alnus glutinosa* na opuštěných polích, v lesních ekosystémech a v oblasti po těžbě ropné břidlice, přičemž měření ukázala dvojnásobné hodnoty DBH než v naší studii, a to 12,4 cm, respektive 15,1 cm a 12,4 cm (Vares *et al.*, 2004).

Výška stromů byla srovnatelná s olšemi patnáctiletých porostů *Alnus spp.*, kdy dosahovala hodnot 5,5 m (Van Cleve *et al.*, 1971). Pro sedmnáctileté porosty *Alnus glutinosa* a *A. incana* na opuštěných polích byla naměřena výška 9,7 m, respektive 9,4 m (Johansson 2000). 21 let staré porosty olše lepkavé taktéž na opuštěných polích, v lesních ekosystémech a po těžbě ropy, vykazovaly výšku 12,4 m, respektive 15,1 a 13,4 (Vares *et al.*, 2004). Hodnoty byly opět dvojnásobné ve srovnání s hodnotami olší na výsypkách Sokolovska. Roli zřejmě hraje úživnost substrátu, zejména v pravidelně zaplavovaných oblastech a na opuštěných polích, kdy docházelo k většímu přísunu živin, ať už v podobě úrodných sedimentů či antropogenně dodávaných hnojiv.

Poměr zastoupení biomasy v kompartmentech klesal následovně: kmen (65,2 %) > kořeny (29,4 %) > větve (4,1 %) > listy (1,3 %). Olše neprodukovala žádné suché větve.

V řadě studií nejsou uvedeny hodnoty podzemní biomasy a tudíž pro stejně staré porosty druhů *Alnus glutinosa* a *A. incana* máme k dispozici pouze data pro nadzemní biomasu. Výsledky ukazují shodné pořadí proporcí jednotlivých kompartmentů, a to v pořadí kmen > větve > listy. Vares *et al.* na 21 let starých porostech *Alnus glutinosa* pro opuštěné pole, les a plochu po těžbě ropy naměřili hodnoty pro kmen (86,6 %; resp. 85,3 % a 90,1 %) > větve (8,9 %, resp. 10,2 % a 7 %) > listy (4,5 %, resp. 4,5 % a 2,9 %) (Vares *et al.*, 2004). Johansson uvádí pro 17 let staré porosty *Alnus glutinosa* a *A. incana* proporce nadzemní

biomasy: kmen (86,2 %, resp. 86,2 %) > větve (7,1 %, resp. 10,7 %) > listy (6,7 %, resp. 3,1 %) (Johansson 2000). Podobné hodnoty, ovšem s větším zastoupením biomasy větví, vykazují dvacetileté porosty *Alnus spp.*; kmen (73,5 %) > větve (21,5 %) > listy (5 %) (Van Cleve *et al.*, 1971).

Z výzkumů, které zahrnují také podzemní biomasu olší, byla získána data pro *Alnus rubra*. 36 let staré plochy v americkém Seattlu vykazovaly stejný trend jako data v naší studii, a to pro kmen (72,2 %) > kořeny (16,8 %) > větve (9,2 %) > listy (2 %) (Turner *et al.*, 1976).

Naopak Sharma uvádí ve své práci na himalájské olši *Alnus nepalensis* odlišné pořadí proporcí kořenů a větví, kdy biomasa na 17 a 30 let starých porostech klesala následovně: kmen (58,9 %, resp. 61,5 %) > větve (20,2 %, resp. 20,2 %) > kořeny (18,7 %, resp. 16,7 %) > listy (2,2 %, resp. 1,6 %). Dále je patrné, že s věkem se rozdíl mezi kořeny a větvemi stále zvyšuje, zatímco sedmileté porosty vykazují stejný trend jako olše v naší studii, čili že biomasa kořenů je relativně více zastoupená vůči biomase větví (Sharma 1993).

4.1.4 Porovnání studovaných dřevin

Ze všech studovaných dřevin na dvacetiletých výsypkách po těžbě uhlí vykazoval topol *Populus tremula* nejvyšší hodnoty jak pro průměr kmene v DBH, tak pro výšku stromu. Pro vrby a olše pak byly naměřeny nižší a velmi podobné hodnoty obou rozměrů. To se shoduje s výsledky práce Labrecque a Teodorescu, ve které byl porovnáván čtyřletý porost topolů a vrb v jižním Quebecu (Labrecque & Teodorescu, 2005).

Pro všechny studované dřeviny vykazoval nejvyšší zastoupení biomasy kmen stromu, kdy se hodnoty pohybovaly v průměru okolo 50 %. Při srovnání pouze nadzemní biomasy můžeme pozorovat velmi vysokou alokaci biomasy do kmene olší (92,2 %) a do kořenů (42,2 % k poměru nadzemní biomasy), ve srovnání s ostatními studovanými dřevinami má tedy olše poměrně odlišný habitus. Vrby se zase vyznačovaly vysokou produkcí suchých větví, která byla spolu s větvemi živými nejvyšší pro studované dřeviny (celkem 36,2 %). To je ve srovnání s větvemi olší dokonce 9x více. Z hlediska produkce listové biomasy vykazoval nejvyšší hodnoty topol (6,5 %), což je 5x více než olše a 9x více než vrba.

4.2 Obsah biogenních prvků dřevin

4.2.1 Vrba jíva (*Salix caprea*)

Obsah dusíku v jednotlivých kompartmentech vrb klesal v pořadí listy (1,97 %) > větve (0,71 %) > kořeny (0,32 %) ≥ kmen (0,42 %). Pro fosfor platí jiný vztah, a to listy (1934 mg kg⁻¹) ≥ kořeny (1676 mg kg⁻¹) > větve (955 mg kg⁻¹) ≥ kmen (606 mg kg⁻¹). Obsah uhlíku se shodně pohybuje okolo 45 %, přičemž signifikantně nejnižší obsah uhlíku pozorujeme v kořenech (42,8 %). Dále se prokazatelně liší koncentrace uhlíku v listech (44,51 %) a kmenech (45,85 %).

V práci Van Cleve *et al.*, kteří hodnotili různé druhy vrb v záplavových nivách Tanana River, nacházíme relativně vyšší hodnoty koncentrace dusíku v listech, ale naopak nižší hodnoty ve větvích. Zastoupení dusíku v pětiletých porostech *Salix alaxensis*, *S. brachycarpa*, *S. interior* a *S. novae angliae* činilo pro listy 2,13 %; respektive 2,8 %, 2,15 % a 2,1 %, pro větve 0,46 %, resp. 0,47 %, 0,47 % a 0,58 % (Van Cleve *et al.*, 1971). Nižší naměřená koncentrace dusíku ve větvích však může být dána habitusem mladých rostlin, kdy lze snadno zaměnit kmeny za větve a hodnota větví je tak spíše průměrem pro celkovou dřevní část. Po 15 letech vývoje *S. alaxensis* je zde patrný nárůst koncentrace dusíku v listech i větvích, a to z 2,13 % na 2,8 % pro listovou část a z 0,46 % na 0,5 % pro větve (Van Cleve *et al.*, 1971). Podobné zastoupení dusíku v dřevní části vrb nacházíme také pro *Salix triandra* a *S. phylicifolia*, kdy hodnoty dusíku společně pro kmen a větve činily po 5 letech 0,41 %, resp. 0,32 % a po 10 letech již 0,54 %, resp. 0,45 % (Hytönen & Saarsalmi, 2009). Koncentrace dusíku se tedy zvyšuje se stářím porostů, koncentrace fosforu však vykazuje opačný trend. Hytönen a Saarsalmi pozoroval klesající koncentraci fosforu v *Salix triandra* a *S. phylicifolia*, kdy pro pětileté porosty naměřili hodnoty 1100 mg kg⁻¹, resp. 1200 mg kg⁻¹, pro 10 let staré porosty to bylo až dvakrát méně, 700 mg kg⁻¹, resp. 600 mg kg⁻¹ (Hytönen & Saarsalmi, 2009). Niinemets a Kull se ve své práci zabývali obsahem dusíku a fosforu vrb na různých typech stanovišť (zalesněné louky, rašeliniště, záplavové nivy). Pro dusík byly naměřeny průměrné hodnoty 1,86 – 2,08 %, obsah fosforu se pohyboval v rozmezí 0,1 – 0,17 % (Niinemets & Kull, 2003). Další hodnoty obsahu dusíku pro různé křížence vrb lze najít v práci Tharakan *et al.*, 2005.

4.2.2 Topol osika (*Populus tremula*)

Topol vykazuje obdobný trend v zastoupení dusíku jako vrba, kdy koncentrace v jednotlivých kompartmentech klesá následovně: listy (2,34 %) > větve (0,55 %) ≥ kořeny (0,39 %) ≥ kmen (0,27 %). Pro obsah fosforu platí podobné schéma, ovšem jediný signifikantní rozdíl mezi kompartmenty představují listy. Pořadí je tedy velmi těsné, kdy listy (2004 mg kg⁻¹) > kořeny (994 mg kg⁻¹) ≥ větve (964 mg kg⁻¹) ≥ kmen (715 mg kg⁻¹). Zastoupení uhlíku mezi jednotlivými kompartmenty nevykazuje žádnou signifikanci. Hodnoty se pohybují v rozmezí 44,85 – 49,34 %.

Shodné výsledky zastoupení dusíku a fosforu ukazuje práce Wang na porostech *Populus tremuloides* starých 5-95 let. Koncentrace dusíku v listech dosahovala hodnot 1,95 % pro listy, 0,57 % pro větve a pro kmen rozdělený na dřevní část a kůru 0,21 %, resp. 0,33 %. Naměřené hodnoty fosforu byly 2000 mg kg⁻¹ pro listy, 800 mg kg⁻¹ pro větve a 300 mg kg⁻¹, resp. 400 mg kg⁻¹ pro dřevní část a kůru kmene. Pouze hodnoty pro kmen byly zhruba dvakrát nižší než naše měření (Wang *et al.*, 1995). Stejný rozdíl ve výsledcích nalézáme také v práci Ryttera a Stenera na čtrnáctiletých porostech křížence *Populus tremula* x *P. tremuloides*. Koncentrace dusíku ve větvích byla 0,6 % a v kmenu 0,22 %. Hodnoty fosforu činily 814 mg kg⁻¹ pro větve, pro kmen pak 281 mg kg⁻¹ (Rytter & Stener, 2003). V některých studiích nalézáme opět podobné výsledky pro dusík, ovšem koncentrace fosforu bývá nižší, a to ve všech kompartmentech. Na osmiletých porostech *Populus deltoides* v Himalájích byly naměřeny hodnoty dusíku v listech 2,25 %, ve větvích 0,53 %, v kmenu rozděleném na kůru a dřevní část 0,75 %, resp. 0,19 % a v kořenech 0,43 %. Co se týče fosforu, listy měli průměrnou koncentraci 1800 mg kg⁻¹, větve 600 mg kg⁻¹, kůra kmene 600 mg kg⁻¹, dřevní část kmene 300 mg kg⁻¹ a kořeny 400 mg kg⁻¹ (Lodhiyal *et al.*, 1995). Stejně schéma je patrné i v práci Das a Chaturvedi, kteří hodnotili 3 a 9 let staré porosty *Populus deltoides*. Pro dusík naměřili hodnoty v listech 2,18 %, resp. 2,5 %, ve větvích 0,48 %, resp. 0,59 % a v kmenu 0,24 %, resp. 0,31 %. Fosfor měl opět celkově nižší koncentraci než naše hodnoty, a to pro listy 1300 mg kg⁻¹, resp. 1500 mg kg⁻¹, větve 500 mg kg⁻¹, resp. 700 mg kg⁻¹ a kmen 400 mg kg⁻¹, resp. 500 mg kg⁻¹ (Das & Chaturvedi, 2005).

Další výsledky můžeme najít například v pracích Alban *et al.*, 1978 pro *Populus tremuloides*, Singh 1998 pro *P. deltoides* či Tullus *et al.*, 2009 pro křížence *Populus tremula* x *P. tremuloides*.

4.2.3 Olše lepkavá, olše šedá (*Alnus glutinosa*, *A. incana*)

Koncentrace dusíku a fosforu v jednotlivých kompartmentech olše klesá pro dusík v pořadí listy (2,92 %) > větve (0,97 %) ≥ kořeny (0,82 %) ≥ kmen (0,74 %), ovšem signifikantní rozdíl vůči ostatním složkám biomasy vykazují pouze listy. Obsah fosforu klesá následovně: listy (2024 mg kg⁻¹) > kořeny (1225 mg kg⁻¹) ≥ kmen (801 mg kg⁻¹) ≥ větve (605 mg kg⁻¹). Rozdíl v množství uhlíku mezi jednotlivými kompartmenty není signifikantní, hodnoty jsou v rozmezí 44,45 % - 47,53 %.

Shodné výsledky ukazuje práce Kuznetsove *et al.* na lokalitách po těžbě ropy. Sedmileté porosty *Alnus glutinosa* vykazovaly hodnoty dusíku pro listy 2,97 %, větve 1,06 % a kmen 0,61 %. Koncentrace fosforu nabývala hodnot okolo 1900 mg kg⁻¹ pro listy, 1000 mg kg⁻¹ pro větve a 700 mg kg⁻¹ pro kmen (Kuznetsova *et al.*, 2011). Uri *et al.* ve své práci hodnotili čtyřleté porosty *Alnus incana* s kříženci *Alnus incana* x *A. glutinosa*. Koncentrace dusíku byla naměřena pro listy 3,9 %, resp. 3,4 %, pro větve 0,79 %, resp. 0,83 %, pro dřevní hmotu kmene 0,42 %, resp. 0,44 % a pro kůru kmene 1,6 %, resp. 1,4 %. Obsah fosforu v listech byl 2900 mg kg⁻¹, resp. 3300 mg kg⁻¹, ve větvích 1100 mg kg⁻¹, resp. 1700 mg kg⁻¹, v dřevní části kmene 1000 mg kg⁻¹, resp. 1500 mg kg⁻¹ a v kůře kmene 1800 mg kg⁻¹, resp. 2100 mg kg⁻¹ (Uri *et al.*, 2003). Kromě koncentrace dusíku ve větvích byly všechny hodnoty vyšší než hodnoty pro olše na sokolovských výsypkách. Výzkum porostů olše *Alnus nepalensis* starých 7-56 let ukazuje nárůst koncentrace dusíku se stářím zkoumaných ploch. Koncentrace dusíku se pohybovala v rozmezí 3,35 - 3,65 % pro listy, 0,78 - 1,53 % pro větve, 0,22 - 0,74 % pro kmen a 0,91 - 1,68 % pro kořeny olší (Sharma 1993). Peichl *et al.* měřili na 5 let starých porostech *Alnus glutinosa* koncentraci dusíku a uhlíku v jednotlivých kompartmentech olší. Obsah dusíku nabýval hodnot 3,69 % pro listy, 0,76 %, resp. 1,63 % pro větve rozdělené na dřevitou část a kůru, 0,7 %, resp. 1,53 % pro dřevo a kůru kmene. Co se týče koncentrace uhlíku, pro listy byly naměřeny hodnoty 49,2 %, pro dřevitou část větví 48,3 %, pro kůru větví 52,3 % a pro kmen také rozdělený na dřevo a kůru 47 %, resp. 49,2 % (Peichl *et al.*, 2012).

V uvedených studiích můžeme pozorovat vyšší hodnoty koncentrací dusíku, fosforu i uhlíku, než které byly naměřeny na olšových rekultivacích sokolovských výsypek, přestože naše výzkumné plochy byly starší a podle předpokladu by tak měly obsahovat vyšší koncentrace těchto prvků. Podobné výsledky jsou uvedeny v dalších pracích, např. Van Cleve *et al.*, 1971; Vogel & Gower, 1998; Uri *et al.*, 2002; Vares *et al.*, 2004.

4.2.4 Porovnání studovaných dřevin

Nejvíce dusíku je akumulováno v listech, následují větve, kořeny a kmen, pro různé druhy dřevin s různou signifikancí rozdílů. Nejvyšší koncentraci dusíku v listech můžeme pozorovat pro olši, nejnižší pak pro vrbu. Koncentrace dusíku v ostatních kompartmentech je opět signifikantně nejvyšší pro olši. Důvod je prostý. Olše jsou známé svou schopností fixace vzdušného dusíku, která se odehrává prostřednictvím symbiózy s rodem *Frankia* na kořenech rostlin. Proto nejsou olše závislé na množství dusíku v půdě a jejich růst tak není limitován jeho dostupností, na rozdíl od vrb a topolů (Ekblad & Huss-Danell, 1995; Gryndler *et al.*, 2004).

Koncentrace fosforu mezi jednotlivými druhy dřevin nevykazuje signifikanci pro žádný z kompartmentů. Na hranici průkaznosti je pouze obsah fosforu ve větvích olše, kdy jsou tyto hodnoty nejnižší pro studované druhy. V rámci jednotlivých dřevin můžeme opět pozorovat nejvyšší koncentraci v listech, která je ve srovnání s větvemi dvojnásobná, u olší dokonce trojnásobná. Druhou nejvyšší hodnotu pro obsah fosforu nalezneme v kořenech, kmeny a větve se shodně dělí o třetí a čtvrtou příčku.

Signifikantně nejvyšší zastoupení dusíku a fosforu v listech je dáno jejich zásadní fyziologickou funkcí - fotosyntézou. Listy jsou nejvíce metabolicky aktivním kompartmentem rostlin a akumulují maximální množství živin. Vysoká koncentrace dusíku je pak obecně přičítána korelaci s množstvím fotosyntetických pletiv v listech (Field & Mooney 1983; Hirose & Werger, 1987; Das & Chaturvedi, 2005)

Nejvíce uhlíku bylo akumulováno v olších. Kromě kořenů, kdy je míra zastoupení shodná pro všechny studované druhy, vykazují signifikantně nejvyšší koncentrace při mezidruhovém srovnání kmeny a větve olše, přičemž pro vrby a topoly se tyto kompartmenty neliší. Obsah uhlíku v listech je prokazatelně rozdílný pouze mezi olšemi a vrbami, kdy je to opět olše, která vykazuje nejvyšší hodnoty. Obsahy uhlíku v jednotlivých kompartmentech se shodně pohybují okolo 50 %.

4.3 Rekultivované vs. nerektivované plochy

4.3.1 Biomasa dřevin

Biomasa dřevin byla celkově vyšší na rekultivovaných plochách, nejvyšší potom na ploše A2, kde průměrná hodnota činila $81,3 \text{ t ha}^{-1}$. Na druhé ploše olšové rekultivace A1 byla hodnota $64,3 \text{ t ha}^{-1}$. Navíc, na ploše A2 došlo mezi lety 2006 a 2011 k probírce stromů, kdy bylo odstraněno zhruba $10,9 \text{ t ha}^{-1}$ biomasy, čili hodnoty biomasy pro tuto plochu by byly ještě vyšší.

Na sukcesních plochách SII a SIII byla celková biomasa dřevin $50,9 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $69,3 \text{ t ha}^{-1}$ a dosahovala tak podobných hodnot jako plocha A1. Pokud ovšem porovnáme data z roku 2006, biomasa dřevin je vyšší pro obě olšové rekultivace. Plochy A1 a A2 vykazovaly hodnoty 44 t ha^{-1} , resp. 91 t ha^{-1} , zatímco SII a SIII 29 t ha^{-1} , resp. 34 t ha^{-1} . Důvodem podobných hodnot biomasy nerektivovaných ploch a plochy A1 z roku 2011 je vyšší roční přírůstek dřevin spontánních ploch. Na ploše SII činil přírůstek biomasy $4,38 \text{ t ha}^{-1}$, na SII pak $6,86 \text{ t ha}^{-1}$. Dřeviny na olšinách A1 vykazovaly přírůstek biomasy $4,06 \text{ t ha}^{-1}$, zatímco na A2 byly hodnoty dokonce negativní ($-1,94 \text{ t ha}^{-1}$), právě díky uskutečněné probírce.

Vyšší hodnoty přírůstku dřevin na spontánních plochách odráží skutečnost, že vrby a topoly patří mezi tzv. rychlerostoucí dřeviny. Dá se však předpokládat, že v následujících letech dojde ke stagnaci nárůstu biomasy, neboť jsou nyní porosty vrb na svém maximu. To dokládá například práce Van Cleve *et al.*, ve které autoři porovnávali vývoj biomasy olší *Alnus spp.* a vrb *Salix spp.* během dvaceti let. Mezi 5. – 15. rokem došlo k prudkému nárůstu biomasy vrb, zatímco mezi 15. – 20. rokem celková biomasa porostů zůstávala na relativně stejných hodnotách. Olše se naopak vyznačovaly pomalejším růstem, ale zato kontinuálním, s vysokými příspěvky produkce biomasy i mezi 15. – 20. rokem (Van Cleve *et al.*, 1971).

4.3.2 Nadzemní biomasa bylin

Biomasa nadzemní části bylin na olšových a spontánních plochách se signifikantně nelišila v žádném ze sledovaných parametrů, přestože rozdíl biomasy vyjádřený v t ha^{-1} a následně i dusík a fosfor vyjádřený v kg ha^{-1} se pohybovaly na hranici statistické průkaznosti. Průměrné hodnoty pro biomasu bylin olšových a spontánních ploch byly $0,34 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $0,03 \text{ t ha}^{-1}$, pro uhlík jsme naměřili hodnoty $0,14 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $0,01 \text{ t ha}^{-1}$. Množství dusíku rekultivovaných a

nerekultivovaných vykazovalo hodnoty $6,73 \text{ kg ha}^{-1}$, resp. $0,47 \text{ kg ha}^{-1}$, pro fosfor to pak bylo $0,4 \text{ kg ha}^{-1}$, resp. $0,06 \text{ kg ha}^{-1}$.

Stejně jako u ostatních výsledků bychom také pro nadzemní biomasu bylin očekávali nárůst koncentrace dusíku na olšových plochách. Rozdíly mezi spontánními a olšovými plochami však nejsou statisticky průkazné, přestože jsou na hranici signifikance. To může být dáno skutečností, že byliny zaujímají ve srovnání s dřevinami jen velmi malou proporcii celkové rostlinné biomasy a mají tak oproti stromům relativně nižší nároky na přísun minerálních živin. Navíc, vzhledem k nízké pokryvnosti bylin na sukcesních plochách (20 %), kde očekáváme menší množství dusíku v půdě, je toto procento živin alokovaných do biomasy bylin ještě menší. Zásoba živin v půdě je tak zřejmě dostatečná jak pro hustý porost *Calamagrostis epigejos* na olšových plochách, tak pro řídké roztroušené traviny a byliny na plochách sukcesních.

4.3.3 Podzemní biomasa bylin a biomasa jemných kořenů

Podzemní biomasa bylin a jemných kořenů dřevin nevykazovala signifikantní rozdíl pro biomasu a biogenní prvky, vyjádřené v t ha^{-1} , resp. kg ha^{-1} . Pro podzemní biomasu bylin byly průměrné hodnoty biomasy rekultivovaných a nerekultivovaných ploch $0,76 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $2,24 \text{ t ha}^{-1}$, uhlík vykazoval hodnoty $0,31 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $0,92 \text{ t ha}^{-1}$. Množství dusíku bylo zastoupeno $13,24 \text{ kg ha}^{-1}$, resp. $24,02 \text{ kg ha}^{-1}$, fosforu pak $0,7 \text{ kg ha}^{-1}$, resp. $1,68 \text{ kg ha}^{-1}$,

Biomasa jemných kořenů dřevin se pohybovala okolo $0,64 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $1,36 \text{ t ha}^{-1}$ pro olšové a spontánní plochy. Pro uhlík jsme naměřili hodnoty $0,28 \text{ t ha}^{-1}$, resp. $0,69 \text{ t ha}^{-1}$, pro dusík $11,6 \text{ kg ha}^{-1}$, resp. $13,79 \text{ kg ha}^{-1}$ a pro fosfor $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$, resp. $1,31 \text{ kg ha}^{-1}$.

Jediný statisticky průkazný rozdíl mezi rekultivovanými a nerekultivovanými plochami nacházíme v procentuálním obsahu dusíku, a to jak pro podzemní biomasu bylin, tak jemných kořenů dřevin. Koncentrace dusíku olšových a spontánních ploch pro byliny činila 1,75 %, resp. 1,05 %; pro dřeviny pak 1,67 %, resp. 0,92 %. Výsledky se shodují s měřeními dalších složek biomasy, kromě nadzemní biomasy bylin.

Předpokládáme-li nižší úživnost půd na sukcesních plochách díky menšímu přísunu dusíku z opadu, množství biomasy kořenů bylin by mohlo být relativně vyšší z důvodu větší investice rostlin do orgánů schopných přijímat živiny a tzv. „prohledávat půdu“. Rozdíl mezi olšovými a sukcesními plochami však není statisticky průkazný ($p = 0,078$), přestože větší

biomasa bylinných kořenů je zde patrná. Díky tomuto relativně většímu množství podzemní biomasy se pak při přepočtu množství dusíku na kg ha^{-1} significance ztrácí, přestože koncentrace dusíku je statisticky průkazně vyšší na plochách olšových rekultivací.

Stejné schéma pak může platit také pro podzemní biomasu dřevin, kde je však neprůkaznost rozdílu množství biomasy daleko větší (příčemž průkaznost rozdílu koncentrace dusíku je naopak menší) a podobné závěry jsou tak pouze spekulativní. Z naměřených hodnot se však dá usuzovat, že neprůkaznost výsledků může být způsobena variabilitou dat, především výrazně vyšší hodnotou biomasy jemných kořenů na ploše A1-2.

4.3.4 Opad

Opad rekultivovaných a nerekulitovaných ploch se signifikantně lišil pro množství biomasy, kdy plochy spontánní sukcese vykazovaly v průměru dvakrát větší množství opadu než olšové rekultivace ($3,04 \text{ t ha}^{-1}$ vs. $1,68 \text{ t ha}^{-1}$). Koncentrace uhlíku v opadu se mezi lokalitami nelišila (průměrně 48,5 %). Po přepočtení na jednotku t ha^{-1} dostáváme hodnoty $1,46 \text{ t ha}^{-1}$ pro spontánní plochy, resp. $0,82 \text{ t ha}^{-1}$ pro olšové rekultivace, které se již statisticky průkazně liší. Dusík vykazuje opačný trend, kdy koncentrace dusíku na olšových rekultivacích byla signifikantně vyšší (3,35 %), a to více než dvakrát vůči spontánním plochám (1,47 %). Pokud však vyjádříme obsah dusíku v jednotkách kg ha^{-1} , rozdíl se ztrácí, díky dvojnásobnému množství biomasy opadu nerekulitovaných ploch. Koncentrace fosforu v opadu se průkazně neliší mezi jednotlivými typy rekultivace (průměrně 1388 mg kg^{-1}), ale po převedení hodnot na jednotku kg ha^{-1} můžeme opět pozorovat více než dvojnásobné množství pro spontánní plochy ($4,58 \text{ kg ha}^{-1}$ vs. $2,1 \text{ kg ha}^{-1}$). To je opět dáno vyšší produkcí biomasy opadu na plochách se spontánní sukcesí.

Opad spontánních ploch je tvořen především listovým opadem vrb *Salix caprea* a topolů *Populus tremula*. Vysoká produkce opadu vrb je doložena např. v práci Marris *et al.*, kdy množství biomasy opadu pro *Salix atrocinerea* činilo $6,12 \text{ t ha}^{-1}$, přičemž obsah dusíku se pohyboval okolo 0,85 %. (Marris *et al.*, 1981). Měření porostů topolů *Populus deltoides* ukázala průměrné hodnoty biomasy opadu $2,25 \text{ t ha}^{-1}$, kdy obsah dusíku činil 0,88 % a koncentrace fosforu 1366 mg kg^{-1} (Singh 1998). Lodhiyal *et al.* pak dokládá pro *P. deltoides* koncentraci dusíku v opadu 1,33 % a obsah fosforu 1600 mg kg^{-1} (Lodhiyal *et al.*, 1995). Podobné hodnoty pro *Populus tremuloides* a *P. balsamifera* můžeme najít také v práci

Taylor *et al.*, 1989. Z pokusů zabývajících se vlivem hnojení na zastoupení biogenních prvků v opadu dále vyplývá, že opad listů z hnojených stanovišť má vyšší koncentraci dusíku než opad z kontrolních ploch. Po dodávce 200 kg N ha⁻¹ se zvýšil obsah dusíku z 0,86 % na 1,29 %. Koncentrace fosforu se naopak snížila z 0,19 % na 0,15 % (Prescott *et al.*, 1999).

Produkce opadu *Alnus glutinosa* a *A. incana* na rekultivovaných plochách hraje zásadní roli v akumulaci živin v půdě. Vysoké zastoupení dusíku v olšovém opadu dokládají práce mnoha autorů (Turner *et al.*, 1976; Binkley *et al.* 1992; Sharma 1993; Vogel & Gower, 1998; Vares *et al.*, 2004). Například Mikola naměřil na tříletých porostech *Alnus glutinosa* a *A. incana* obsah dusíku v opadu 2,57 %, resp. 2,73 % (Mikola 1958). Pětileté porosty *Alnus glutinosa* dokonce vykazovaly hodnoty dusíku 4,2 %, přičemž koncentrace uhlíku byla 53,2 % (Peichl *et al.*, 2012).

Zásadní rozdíl mezi opadem olší na rekultivovaných plochách a opadem vrb a topolů na plochách sukcesních je v množství obsaženého dusíku. U většiny opadavých dřevin dochází při senescenci listů k restranslokaci živin z listů do jiných částí rostliny. Úbytek živin se může pohybovat v průměru okolo 50 %. (Lodhiyal *et al.*, 1995; Heilman & Norby, 1997), ovšem olše mají vysokou koncentraci dusíku v listech i těsně před opadem (Uri *et al.*, 2002). Uliassi a Ruess studovali přesun živin v senescentních listech na porostech topolů *Populus balsamifera* a olší *Alnus tenuifolia*. Účinnost resorpce živin ze zelených listů topolů byla 13,9 % pro dusík a 51,4 % pro fosfor, zatímco olše vykazovaly hodnoty 6,8 %, resp. 38,9 % (Uliassi & Ruess, 2002). Podobné hodnoty byly zjištěny také v práci (Vares *et al.*, 2004; Das & Chaturvedi, 2005).

Vysoká koncentrace dusíku v olších souvisí s jejich schopností vázat vzdušný dusík díky symbióze s aktinomycety rodu *Frankia* (Gryndler *et al.*, 2004). Tím, že olše fixují dusík z atmosféry, nejsou závislé na přísunu dusíku z půdy a využívají tak jen malou část dusíku z půdní organické hmoty (Vogel & Gower, 1998). Proto si mohou dovolit produkovat opad s vysokým zastoupením tohoto prvku.

Poměr C/N je jeden z nejdůležitějších ukazatelů dekompozice a humifikace organické hmoty (Otha & Kumada, 1978; Wang *et al.*, 2010), kdy nízký poměr C/N vede k rychlejší dekompozici opadu mikroorganismy (Prescott *et al.*, 1999; Frouz *et al.*, 2001; Uri *et al.*, 2002; Šourková *et al.*, 2005; Helingerová *et al.*, 2010; Miletić *et al.*, 2012). Olše jsou charakteristické nízkým C/N poměrem v biomase opadu právě díky vysokému zastoupení dusíku (Vogel & Gower, 1998; Miletić *et al.*, 2012; Peichl *et al.*, 2012). Opad se rozkládá

rychleji a dochází také k zpřístupnění živin ostatním rostlinám (Frouz *et al.*, 2008; Miletic *et al.*, 2012). Olše tak zvyšují dostupnost dusíku a fosforu v půdě, akumulaci uhlíku v biomase rostlin a v neposlední řadě také zvyšují ukládání uhlíku v půdě (Van Cleve *et al.*, 1971; Johnson 1992; Vogel & Gower, 1998; Vares *et al.*, 2004).

Olšové rekultivace díky své schopnosti vázat vzdušný dusík a vysokému zastoupení dusíku v opadu vedou k rychlejšímu rozvoji půdy degradovaných míst ve srovnání s plochami spontánní sukcese (Šourková *et al.*, 2005; Frouz *et al.*, 2007; Abakumov & Frouz, 2009).

5. Závěr

Z celkového zhodnocení bilance biogenních prvků a produkce biomasy rekultivovaných a nerektivovaných výsypek vyplývá, že rekultivace olšemi *Alnus glutinosa*, resp. *A. incana* může být prospěšná ve smyslu produkce biomasy a rychlejšího zúrodnění výsypkových substrátů.

Produkce biomasy dřevin i bylin dvacetiletých porostů byla vyšší na plochách osázených olšemi, přičemž celkový obsah uhlíku na lokalitách korespondoval s výsledky dosaženými pro biomasu.

Zásadní rozdíl byl pozorován pro celkové množství dusíku, kdy téměř všechny složky vegetace vykazovaly signifikantně vyšší obsah na olšových rekultivacích. Nepostradatelnou roli přitom hraje schopnost olší vázat vzdušný dusík a posléze ho dodávat do ekosystému skrze produkci opadu. Tuto výjimečnou vlastnost olší lze přičíst symbióze s aktinomycety rodu *Frankia* (Gryndler *et al.*, 2004). Navíc, dusík je zásadním stavebním prvkem chlorofylu důležitým při fotosyntéze, a proto jeho vyšší koncentrace v pletivech olší pozitivně ovlivňuje fixaci CO₂ a následně akumulaci biomasy (Begon *et al.*, 1996; Pavlová 2005)

Fosfor byl naopak nejvíce zastoupen na plochách ponechaných spontánní sukcesi, přestože výsledky pro jednotlivé složky vegetace nebyly průkazné. Nižší obsah fosforu v olších může být daní za symbiotický vztah s mikroorganismy, které fosfor spotřebovávají právě při procesu fixace vzdušného dusíku a v biomase je akumulována pouze menší část přijatého fosforu (Uri *et al.*, 2002, Gryndler *et al.*, 2004). Vzhledem k tomu, že cyprisové jíly sokolovských výsypek poskytují dostatečné množství fosforu (Šourková *et al.*, 2005), nemusí být tato spotřeba limitující pro rozvoj vegetace. Zároveň však může hrát roli také větší účinnost ektomykorhizy vrb v získávání fosforu z půdy na spontánních plochách (Gryndler *et al.*, 2004).

Rekultivace antropogenně narušených substrátů pomocí rostlin schopných fixace vzdušného dusíku tak představuje lepší, a především přirozenější alternativu rozvoje půd a vegetace, například oproti hojně využívaným umělým hnojivům.

Na druhou stranu, ponechání ploch spontánní sukcesi rozhodně není horší volbou v rekultivačních snahách člověka, protože příroda si nakonec vždycky poradí sama, a také nejlépe.

Literatura

Abakumov, E. V., Frouz, J. (2009). Evolution of the soil humus status on the calcareous Neogene clay dumps of the Sokolov quarry complex in the Czech republic. *Eurasian Soil science* 42(7), 718-724.

Alban, D. H., Perela, D. A., Schlaegel, B. E. (1978). Biomass and nutrient distribution in aspen, pine and spruce stands on the same soil type in Minnesota. *Aspen Bibliography* 4834, 290-298.

Baldrian, P., Trögl, J., Frouz, J., Šnajdr, J., Valášková, V., Merhaoutová, V., Cajthaml, T., Herinková, J. (2008). Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 2107-2115.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. (1996). *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell, Oxford.

Binkley, D., Sollins, P., Bell, R., Sachs, D., Myrold, D. (1992). Biogeochemistry of adjacent conifer and alder-conifer stands. *Ecology* 73(6), 2022-2033.

Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8, 255-269.

Bray, J. R., Dudkiewicz, L. A. (1963). The composition, biomass and productivity of two *Populus* forests. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 90(5), 298-308.

Cejpek, J. (2011). Vodní režim rekultivovaných a nerektivovaných výsypek. Nепublikováno, dep.: knihovna ÚŽP PřFUK, 72.

Cienciala, E. (2006). Stanovení zásob dřevní biomasy (uhlíku) na zalesněných plochách lokality Vintřov. IFER – Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, Jílové u Prahy, 22.

Das, D. K., Chaturvedi, O. P. (2005). Structure and function of *Populus deltoides* agroforestry systems in eastern India: 2. Nutrient dynamics. *Agroforestry Systems* 65, 223-230.

Dušek, J., Květ, J. (2006). Seasonal dynamics of dry weight, growth rate and root/shoot ration in different aged seedlings of *Salix caprea*. *Biologica* 61, 441-447.

Ekblad, A., Huss-Danell, K. (1995). Nitrogen fixation by *Alnus incana* and nitrogen transfer from *A. incana* to *Pinus sylvestris* influenced by macronutrients and ectomycorrhiza. *New Phytologist* 131, 453-459.

Field, C., Mooney, H. A. (1983). Leaf age and seasonal effects on light, water, and nitrogen use efficiency in a California shrub. *Oecologia* 56, 348-355.

Frouz, J., Keplin, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, C., Chalupský, J., Rusek, J., Heinkele, T. (2001). Soil biota nad upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* 17, 275-284.

Frouz, J., Nováková A. (2005). Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma* 129, 54-64.

Frouz, J., Pižl, V., Tajovský, K. (2007). The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology* 43, 184-189.

Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J., Řehounková, K. (2008). Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* 44, 109-121.

Frouz, J., Pižl, V., Cienciala, E., Kalčík, J. (2009). Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* 94, 111-121.

Gryndler, M., Baláž, M., Hršelová, H., Jansa, J., Vosátka, M. (2004). Mykorhizní symbióza. Academia, Praha.

Heilman, P., Norby, R. J. (1997). Nutrient cycling and fertility management in temperate short rotation forest systems. *Biomass and Bioenergy* 14(4), 361-371.

Helingerová, M., Frouz, J., Šantrůčková, H. (2010). Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* 36, 768-776.

Hessen, D. O., Ågren, G. I., Anderson, T. R., Elser, J. J., de Ruiter, P. C. (2004). Carbon sequestration in ecosystems: the role of stoichiometry. *Ecology* 85(5), 1179-1192.

Hirose, T., Werger, M. J. A. (1987). Nitrogen use efficiency in instantaneous and daily photosynthesis of leaves in the canopy of a *Solidago altissima* stand. *Physiology Plantarum* 70, 215-222.

Hytönen, J., Saarsalmi, A. (2009). Long-term biomass production and nutrient uptake of birch, alder and willow plantations on cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy* 33, 1198-1211.

Johansson, T. (2000). Biomass equations for determining fractions of common and grey alders growing on abandoned farmland and some practical implications. *Biomass and Bioenergy* 18, 147-159.

- Kuráž, V., Frouz, J., Kuráž, M., Mako, A., Shustr, V., Cejpek, J., Romanov, O. V., Abakumov, E. V. (2012).** Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia. *Erasian Soil Science* 45(3), 266-272.
- Kuznetsova, T., Lukajnova, A., Mandre, M., Lõhmus, K. (2011).** Aboveground biomass and nutrient accumulation dynamics in young black alder, sliver birch and Scots pine plantations on reclaimed oil shale mining areas in Estonia. *Forest Ecology and Management* 262(2), 56-64.
- Labrecque, M., Teodorescu, T. I. (2005).** Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada). *Biomass and Bioenergy* 29, 1-9.
- Lodhiyal, L. S., Singh, R. P., Singh, S. P. (1995).** Structure and function of an age series of poplar plantations in Central Himalaya. II Nutrient dynamics. *Annals of Botany* 76, 201-210.
- Marrs, R. H., Roberts, R. D., Skeffington, R. A., Bradshaw, A. D. (1981).** Ecosystem development on naturally colonised china clay wastes. II. Nutrient compartmentation. *Journal of Ecology* 69, 163-170.
- Mikola, P. (1958).** Liberation of nitrogen from alder leaf litter. *Acta Forestalia Fennica* 67, 1-9.
- Miletić, Z., Knežević, M., Stajić, S., Košanin, O., Đorđević, I. (2012).** Effect of European black alder monocultures on the characteristics of reclaimed mine Soil. *International Journal of Environmental Research* 6(3), 703-710.
- Mudrák, O., Frouz, J., Velichová, V. (2010).** Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecological Engineering* 36: 783-790.
- Nátr., L. (2002).** Fotosyntetická produkce a výživa lidstva. ISV nakladatelství, Praha.
- Niinemets, Ü., Kull, K. (2003).** Leaf structure vs. nutrient relationships vary with soil conditions in temperate shrubs and trees. *Acta Oecologia* 24, 209-219.
- Ohta, S., Kumada, K. (1978).** Studies on the humus forms of forest soils. VI. Mineralisation of nitrogen in brown forest soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 24(1), 41-54.
- Pavlová, L. (2005).** Fyziologie rostlin. Univerzita Karlova v Praze Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Peichl, M., Leava, N. A., Kiely, G. (2012).** Above- and belowground ecosystem biomass, carbon and nitrogen allocation in recently afforested grassland and adjacent intensively managed grassland. *Plant and Soil* 350, 281-296.

- Prescott, C.E., Kabzems, R., Zabek, L.M. (1999).** Effects of fertilization on decomposition rate of *Populus tremuloides* foliar litter in a boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29(3), 393-397.
- Reeike, E. G., Bazzaz, F. A. (1987).** Reproductive effort in plants. 2. Does the carbon reflect the allocation of other resources? *The American Naturalist* 129(6), 897-906.
- Roubíčková, A., Mudrák, O., Frouz, J. (2009).** Effect of earthworm on growth of late succession plant species in postmining sites under laboratory and field conditions. *Biology and Fertility of Soil* 45, 769-774.
- Rytter, L., Stener, L.-G. (2003).** Clonal variation in nutrient content in woody biomass of hybrid aspen. *Silva Fennica* 37, 313-232.
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K. (2010).** Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla, České Budějovice*, 7-26.
- Sharma, E. (1993).** Nutrient dynamics in Himalayan alder plantations. *Annals of Botany* 72, 329-336.
- Singh, B. (1998).** Biomass production and nutrient dynamics in three clones of *Populus deltoides* planted on Indogangetic plains. *Plant and Soil* 203, 15-26.
- Šimíček, V. (1992).** Vrby při úpravách vodních toků a ekologické obnově krajiny. MZČR, ARPA Dvůr Králové, 7-117.
- Šnajdr, J., Dobiášová, P., Urbanová, M., Petránková, M., Cajthaml, T., Frouz, J., Baldrian, P. (2013).** Dominant trees affect microbial community composition and activity in post-mining afforested soils. *Soil Biology & Biochemistry* 56, 105-115.
- Šourková, M., Frouz, J., Šantrůčková, H. (2005).** Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma* 129, 203-214.
- Štýs, S. (1990).** Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. Racionalizační a experimentální laboratoř, s.p., MŽP ČR, Nakladatelství technické literatury, 5-138.
- Taylor, B. R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J. (1989).** Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70, 97-104.
- Tharakan, P. J., Volk, T. A., Nowak, C. A., Abrahamson, L.P. (2005).** Morphological traits of 30 willow clones and their relationship to biomass production. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 421-431.
- Tullus, A., Tullus, H., Soo, T., Pärn, L. (2009).** Above-ground biomass characteristics of young hybrid aspen (*Populus tremula* L. x *P. tremuloides* Michx.) plantations on former agricultural land in Estonia. *Biomass and Bioenergy* 33, 1617-1625.

Turner, J., Cole, D. W., Gessel, S. P. (1976). Mineral nutrient accumulation and cycling in a stand of red alder (*Alnus rubra*). The Journal of Ecology 64(3), 965-974.

Uliassi, D. D., Ruess, R. W. (2002). Limitations to symbiotic nitrogen fixation in primary succession on the Tanana River floodplain. Ecology 83(1), 88-103.

Uri, V., Tullus, H., Lõhmus, K. (2002). Biomass production and nutrient accumulation in short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on abandoned agricultural land. Forest Ecology and Management 161, 169-179.

Uri, V., Tullus, H., Lõhmus, K. (2003). Nutrient allocation, accumulation and above-ground biomass in grey alder and hybrid alder plantations. Silva Fennica 37, 301-311.

Úřadníček, L., Maděra, P., Tichá, S., Koblížek, J. (2009). Dřeviny České republiky. Lesnická práce s. r. o.

Van Cleve, K., Viereck, L. A., Schlentner, R. L. (1971). Accumulation of nitrogen in alder (*Alnus*) ecosystems near Fairbanks, Alaska. Arctic and alpine Research 3(2), 101-114.

Vares, A., Lõhmus, K., Truu, M., Truu, T., Tullus, H., Kanal, A. (2004). Productivity of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) plantations on reclaimed oil-shale mining detritus and mineral soils in relation to rhizosphere conditions. Oil Shale 21(1), 43-58.

Vogel, J. G., Gower, S. T. (1998). Carbon and nitrogen dynamics of boreal jack pine stands with and without a green alder understory. Ecosystems 1, 386-400.

Wang, J. R., Zhong, A. L., Comeau, P., Tsze, M., Kimmins, J. P. (1995). Aboveground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of aspen (*Populus tremuloides*) stands in the Boreal White and Black Spruce Zone, British Columbia. Forest Ecology and Management 78, 127-138.

Wang, Y. P., Law, R. M., Pak, B. (2010). A global model of carbon, nitrogen and phosphorus cycles for the terrestrial biosphere. Biogeosciences 7, 2261-2282.

Weger, J., Bubeník, J. (2011). Hodnocení výnosu a růstu domácích vrb po 14 letech výmladkového pěstování. Acta Pruhoniciana 97: 39-46.