



Hnutí DUHA
Friends of the Earth Czech Republic

Vliv holosečného hospodaření na půdu, vodu a biodiverzitu

Studie Hnutí DUHA – listopad 2008

Hnutí DUHA s úspěchem prosazuje ekologická řešení, která zajistí zdravé a čisté prostředí pro život každého z nás. Navrhujeme konkrétní opatření, jež sníží znečištění vzduchu a vody, pomohou omezit množství odpadu, chránit krajinu nebo zbavit potraviny toxických látek. Naše práce zahrnuje jednání s úřady a politiky, návrhy zákonů, kontrolu průmyslových firem, pomoc lidem, rady domácnostem a vzdělávání, výzkum, informování novinářů i spolupráci s obcemi. Hnutí DUHA působí celostátně, v jednotlivých městech a krajích, i na mezinárodní úrovni. Je českým zástupcem Friends of the Earth International, největšího světového sdružení ekologických organizací.

Autoři: Erik Baláž, Vojtěch Kotecký, Leona Machalová, Zdeněk Poštulka.

Za cenné podněty a připomínky děkujeme Petru Litschmannovi, Richardu Višňákovi, Vasilu Hutníkovi a Milanu Košuličovi.

Vydalo Hnutí DUHA, listopad 2008.

ISBN 978-80-86834-26-9



STÁTNÍ FOND
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
ČESKÉ REPUBLIKY

Vydání této studie podpořil Státní fond životního prostředí ČR.



Hnutí DUHA
Friends of the Earth Czech Republic

A › Hnutí DUHA, Bratislavská 31, 602 00 Brno

T › 545 214 431

F › 545 214 429

E › info@hnutiduha.cz

www.hnutiduha.cz



Hnutí DUHA
Friends of the Earth Czech Republic

Vliv holosečného hospodaření na půdu, vodu a biodiverzitu

Studie Hnutí DUHA – listopad 2008

Obsah:

1. Úvod	3
2. Půda	5
2.1. Struktura lesní půdy	5
2.2. Chemická skladba půd	8
2.3. Role organismů v půdě	9
3. Holoseče	15
4. Vliv holosečí na půdu	17
4.1. Eroze půdy.....	18
4.2. Degradace lesních půd	20
4.3. Vliv na půdní organismy	22
4.4. Vliv změn v půdě na nadzemní část lesa.....	23
4.5. Holoseče a cyklus uhlíku	24
5. Vliv holosečí na biologickou rozmanitost	25
5.1. Přímá destrukce lesního ekosystému	25
5.2. Struktura porostu	28
5.3. Půdní organismy	29
5.4. Fragmentace.....	29
5.5. Důsledky pro produkci dřeva	29
6. Vliv holosečí na vodní režim	31
6.1. Retenční kapacita půd	31
6.2. Režim vlhkosti a srážek.....	33
6.3. Odtokové poměry v holosečně těžených povodích.....	34
6.4. Vliv na vodní síť.....	36
7. Doporučení Hnutí DUHA	39
7.1. Lesní zákon.....	39
7.2. Dotace	39
7.3. Lesní hospodářské plánování, kalamitní plány a plány oblasti povodí	39
7.4. Nová kategorizace lesů z hlediska ekologických limitů.....	39
7.4.1. Ohrožené lesní oblasti	40
7.4.2. Podmíněně ohrožené lesní oblasti	40
7.4.3. Lesní oblasti s optimalizovaným managementem	40
7.4.4. Odolné (produkční) lesní oblasti.....	41
Literatura	42

1. Úvod

Vliv holosečí na lesní půdu je předmětem řady vědeckých studií. Už na lesnických fakultách jsou studentům vštěpovány základní informace. Přesto zeje obrovská propast mezi teorií a praxí i legislativou. Ačkoliv lesní zákon ve svém aktualizovaném znění holoseče oproti minulosti výrazně limituje, stále jde o omezení velmi nedostatečné. Nejvíce problémů přináší holoseče v horských a podhorských oblastech, kde se vyskytují půdy s omezenou zásobou živin, zranitelné vodní erozí. V lužních lesích se zase spolu s velkými holosečemi často používají ekologicky nepřijatelné praktiky, jako je například velkoplošná příprava půdy frézováním pařezů a orba. Speciální kapitolou je živelný přístup k nahodilým těžbám, které navazují na větrné kalamity či invaze škůdců. Postup při zvládnutí kalamit není u nás dostatečně odborně analyzován a legislativně podchycen. Kalamitní těžby často vykazují sporný hospodářský efekt a navíc s sebou nesou enormní devastaci půdy a biodiverzity.

V publikaci se zabýváme vlivem holosečí na půdu a širšími souvislostmi, které jsou často opomíjeny a navíc se snažíme sledovat i delší časový horizont působících vlivů. Z tohoto hlediska je možno konstatovat, že holoseče výrazně poškozují druhovou rozmanitost i prostorovou strukturu lesů, což způsobuje narůstající náchylnost lesů podléhat kalamitám, degradaci lesních půd, větší ohrožení suchem a povodněmi, dále únik skleníkových plynů a vyplavování živin z lesních půd.

Jsme přesvědčeni, že vědecký výzkum a informace z lesnické praxe dávají pádný důvod pro zásadní omezení holosečí v našich lesích a rovněž pro lepší analýzu lesnického hospodaření s ohledem na stanovištní poměry a stav půd. To by se mělo projevit změnou lesního zákona a také v nové zonaci lesů s návrhy specializovaných opatření, cílených na obnovu půdotvorných procesů a omezení degradace půdy. Je také nezbytné přizpůsobit praxi lesního hospodářského plánování ve smyslu lepšího naplňování mimoprodukčních funkcí lesů. To v důsledku povede k lepší adaptaci lesů na důsledky klimatických změn a omezí rozsah invazí škůdců a větrných kalamit, aniž by došlo ke snížení produkce dřeva.

Omezení holosečí je klíčový krok ke zlepšení zdravotního stavu našich lesů.

2. Půda

Půda je výsledkem vlivu organismů a klimatu na mateřskou horninu. Navzdory tomu, že ji osidlují tisíce druhů organismů, základní zdroj uhlíkatých látek představují rostliny, které jsou zároveň klíčovým komponentem půdy a zdrojem energie pro biologické procesy odehrávající se v půdě.

Tvorba půd trvá obvykle tisíce let. V horských polohách se za jeden rok vytvoří vrstvička půdy silná pouze několik desetin milimetru (Midriak 1995), proto jsou mimořádně citlivé. Půdy v kotlinách a nížinách jsou naopak často vytvořené na hlubokých vrstvách spraší nebo na náplavách řek a jejich hloubka může dosahovat několika metrů. Na takových lokalitách se však nachází jen malý podíl lesních půd, protože jsou většinou využívány pro zemědělství.

Jednotlivé půdy mají svoje specifické vlastnosti závislé na podmínkách prostředí a na délce vývoje. Vývoj půd je ovlivněn klimatem (v teplejších oblastech probíhá rychleji), sklonem svahů (hluboké půdy se vyvíjí spíše na rovinách než na strmých svazích), chemickými a fyzikálními vlastnostmi matečné horniny (jedná se o kyselost půd, zásobu důležitých prvků, pórovitost atd.), hladinou podzemní vody, působením organismů (například smrkové monokultury okyselují půdy), člověkem (těžba dřeva, imise kyselých látek) a dalšími faktory.

2.1. Struktura lesní půdy

Půda je velmi heterogenní prostředí, ve kterém na různých úrovních vystupují rozmanité struktury. Makroskopická horizontální struktura je popisovaná tzv. půdními horizonty, což jsou opticky odlišitelné vrstvy půdy charakterizované fyzikálními, chemickými a biologickými vlastnostmi.

Svrchní část půdy se obvykle vyznačuje výrazně tmavou až černou humusovou vrstvou (tzv. H horizont). Zdola je půda ohraničena matečnou horninou. Mezi humusovou vrstvou a matečnou horninou se nacházejí další vrstvy, ve kterých postupně klesá podíl organických látek a narůstá podíl anorganických složek.

Pokud se půdy vyvíjí v podobných podmínkách, mají i podobné uspořádání půdních horizontů. Specifické uspořádání půdních horizontů ovlivňuje vlastnosti půd a je základem pro klasifikaci půd do tzv. půdních typů.

Obrázek 1: Průřez kyselou hnědou lesní půdou



Zdroj: Tachecí 2008

Humus

Nejdůležitější pro funkci půdy – a přitom nejzranitelnější – je humusový profil, kde se odehrává intenzivní metabolismus půdy. Humusový profil tvoří horizonty nadložního humusu a pod nimi ležící humózní horizont A, především jeho humusem bohatší svrchní vrstva. Nachází se v něm mnoho půdních organismů, včetně kořenových vlásečnic a mykorrhizických hub. Je klíčový i pro retenční schopnost lesních půd a slouží jako bohatý zdroj organických forem dusíku, fosforu a síry.

Příznivé fyzikální a chemické vlastnosti humusu jsou do značné míry podmíněné jeho vysokou strukturovaností; jeho specifický povrch může dosahovat 800–900 m² v jednom gramu půdy (Perry 1994). Obrovská plocha váže ionty prvků a vodu, čímž zvyšuje retenční kapacitu (schopnost půd zadržovat vodu) a sorpční kapacitu (schopnost půd vázat ionty a roztoky) půd. Pro srovnání: skleněná kostka o hmotnosti jednoho gramu má povrch asi 6 cm², tedy asi milionkrát menší.

Další důležitou vlastností humusu je jeho vysoká pórovitost, která zabezpečuje příznivý poměr půdního vzduchu a půdní vláhy. Kilogram humusu může zadržet až 3 kg vody, zatímco kilogram suchého písku (velikost částic 0,06–20 mm) jen 0,2 kg a kilogram hlíny (velikost částic 0,002–0,06 mm) zachytí pouze 0,5 kg vody (Úlehla 1947).

V českých podmínkách se nachází na jenom hektaru půdy 80–550 tun půdního humusu (humusu obsaženého v minerálních půdních horizontech). Množství nadložního humusu (humusový horizont nad minerálními půdními horizonty, kde obsah organické složky bývá zpravidla větší než 20 %) se pohybuje od 4 do 400 tun, většinou však kolem 10–50 tun/ha (Šály 1991).

Na stavu humusu se výrazně podílí lesní hospodářství. Ve starých přirozených lesích je velmi silná vrstva nadložního humusu i velký obsah humusu v minerálních horizontech. Plantáže a monokultury se naopak vyznačují kolísající vrstvou nadložního humusu (a postupným ochuzováním minerálních horizontů o humus).

Humusový profil může mít až desítky centimetrů a jeho povrch tvoří nerozložený rostlinný opad. Ve spodní části humusové vrstvy na styku s minerálními horizonty jsou organické látky natolik rozložené, že není možné identifikovat jejich původní tvar.

Pro rozlišení různých typů nadložního humusu se používá členění na tři základní formy:

- mor – silná vrstva nerozloženého opadu, nízká biologická aktivita, nízké pH – kolem 3,8 (kyselá forma humusu)
- moder – tenčí vrstva nerozloženého opadu, vyšší biologická aktivita, vyšší pH
- mull – velmi tenká vrstva nerozloženého opadu, vysoká biologická aktivita, pH okolo 5 až 8

Pro produkční vlastnosti půd nejvhodnější – a zooedafonem nejvíce oživenou – formou humusu je mull. Naproti tomu mor, tzv. surový humus, vznikající pod jehličnatými monokulturami, je velmi málo oživen zooedafonem. Různé dřeviny vytváří různé typy humusu, a tím pádem také ovlivňují vlastnosti půdy a její oživení.

Vznik různých forem humusu ovlivňují i další podmínky, a rozhodují tak i o trvalosti forem humusu a jsou rozhodující pro akumulaci (hromadění) či dekompozici (rozklad) humusu, a jeho vliv na chemické a vlhkostní poměry v půdním prostředí (Duchaufour 1998). Množství a kvalita humusu spolurozhodují o rezistenci a resilienci půdního prostředí vůči destabilizujícím vlivům (Míchal 1994). Postupná degradace a ubývání humusu (zejména vlivem nedostatečné kvality listového opadu a rozkolísání teplotní a vláhové stability půdního prostředí půd) dalekosáhle působí na společenstva edafických (půdních) organismů, která z velké části rozhodují o úrodnosti půdy. Velká úrodnost půdy znamená velkou pestrost trofických vazeb, funkčních návazností. Velká část těchto interakcí je schopna vytrvat pouze za podmínky zachování kontinuity lesa a stabilních podmínek v rámci lesního půdního prostředí. Bez funkčních vazeb půdního potravního řetězce a při změně kvality listového opadu nedochází k obohacování minerálních vrstev půd o humus, dochází k hromadění kyselého surového humusu a může dojít až k výraznému odlišení nadložního humusu a ochuzených minerálních horizontů (Šarapatka 1996). Při této tzv. podzolizaci nastává vlivem kyselých humusových látek z rozloženého opadu (fulvokyselin) drastický rozklad půdních minerálů, z nichž se uvolňují oxidy železa a hliníku, jež se poté vyluhují z vrchních do spodních půdních vrstev, kde se srážejí. Tyto podmínky likvidují převážnou část půdních živočichů. Vzhledem k výraznému vlivu kyselého opadu na proces podzolizace je vztah mezi vegetací a podzoly celkem přímočarý; k nejintenzivnější podzolizaci dochází v borových a smrkových lesích (Kimmins 2004).

Půdní póry a půdní agregáty

Půdní póry jsou prostory vyplněné vzduchem nebo vodou, které se nachází mezi pevnými složkami půdy. Vzduch umožňuje dýchání rostlinám i ostatním půdním organismům. Půdy s nedostatkem nebo nadbytkem vzduchu či vody značně limitují produkci dřeva a zhoršují také mimoprodukční vlastnosti půd, například jejich schopnost zadržovat vodu. Půdní póry mohou vznikat fyzikálními procesy, například při změnách vlhkosti půd nebo zamrzání a rozmrzání. Častěji je však vytvářejí půdní organismy. Póry obvykle tvoří 35–55 % objemu půdy.

Pro udržení příznivého poměru půdního vzduchu a vláhy je důležitý vzájemný poměr pórů různých velikostí. Mikropóry (menší než 0,1 μm) zadržují vodu fyzikálními silami tak silně, že není fyziologicky přístupná pro rostliny (hygroskopická voda). V půdě s vysokým podílem mikropórů mohou rostliny i přes poměrně vysoký obsah vody trpět suchem. Primárním zdrojem vody pro rostliny jsou póry velikosti 0,1–60 μm . Voda v nich se nazývá kapilární, protože se v pórech dokáže udržet i navzdory gravitaci. Naopak skrz makropóry (větší než 60 μm) voda protéká do nižších vrstev (gravitační voda).

Pórovitost půd je ovlivněna tvorbou půdních agregátů, které vznikají agregací (shlukováním) menších anorganických i organických zrn do větších komplexů. Menší agregáty jsou spojené jílem, humusem, výměšky živočichů, hyfami hub a kořeny rostlin do větších agregátů. Agregáty mají tedy hierarchickou strukturu. Podle velikosti rozlišujeme mikroagregáty (průměr do 0,25 mm) a makroagregáty (průměr nad 0,25 mm).

Interiér agregátů je složený z pevných částí a půdních pórů. Prostory mezi makroagregáty jsou vyplněné většími póry, které umožňují drenáž gravitační vody. Nitro makroagregátů zase zadržuje velké množství kapilární vody. Velký vnitřní povrch makroagregátů zvyšuje sorpční kapacitu půd a zabraňuje vyplavování živin. Z pohledu produktivity a retenční kapacity jsou makroagregáty a makropóry klíčovým strukturálním komponentem lesních půd. Udržení příznivé struktury půdy vyžaduje jemnější hospodářské metody a soustředění těžebních činností mimo vegetační období, když je půda zmrzlá a nedochází k jejímu stlačování a poškozování těžkými mechanismy.

Obrázek 2: Půdní agregáty, hyfy, kořinky



Zdroj: Perry 1994

2.2. Chemická skladba půd

Chemické složení půdy má vliv na růst rostlin. V ideální půdě se nachází optimální množství biogenních prvků ve formě přístupné pro rostliny. Důležitý přitom není jen obsah prvků v půdě, ale také jejich forma a vzájemný poměr. Platí pravidlo, že růst stromů (a rostlin obecně) je omezován tím prvkem, který se v půdě nachází v limitujícím množství. To v praxi znamená, že i když se v půdě může nacházet dostatek všech prvků kromě jednoho, růst stromů bude limitovaný právě tímto prvkem.

Podle podílu prvků v rostlinných pletivech rozdělujeme prvky na makroelementy (vodík, uhlík, kyslík, dusík, fosfor, vápník, draslík, fosfor, hořčík, síra), které mají větší zastoupení, a mikroelementy (bór, chlór, mangan, železo, měď, zinek, molybden a nikl), které se v rostlinách nachází v menších množstvích.

Uhlík, kyslík a vodík asimilují rostliny v procesu fotosyntézy ze vzduchu a vody. Koncentrace CO_2 v atmosféře jako hlavního zdroje uhlíku je nezávislá na lokalitě. V současnosti jeho koncentrace v atmosféře narůstá vlivem lidské činnosti, což může způsobovat zvýšení fotosyntézy, a tím i produkci ekosystémů. Zvýšení koncentrace CO_2 ovšem postupně mění globální – a potažmo i místní – klima, což bude mít na lesní ekosystémy podstatně větší dopad. Velké množství uhlíku je uloženo v půdě ve formě humusových látek. Významnou úlohu v ukládání uhlíku do půdy hrají mikroorganismy, zejména mykorhizické symbiotické houby, které rozvádějí uhlík do půdních zásobníků (Godbold et al. 2006). Stabilitě uhlíku v půdě napomáhá vytváření organominerálních komplexů a makroagregátů, jejichž tvorbu také významně zprostředkovávají půdní organismy (viz níže).

Na suchých lokalitách růst stromů limituje nedostatek vody. V zamokřených půdách může být naopak limitující nedostatek vzdušného kyslíku v půdních pórech, které jsou zaplaveny vodou. Nedostatek kyslíku znemožňuje dýchání kořenů stromů a může omezovat jejich růst. Některé stromy, například olše a vrby, jsou však těmto podmínkám přizpůsobené.

Nejdůležitějším zdrojem přístupného dusíku, fosforu a síry v půdě je rozklad organických látek. Dusík se primárně dostává do půdy prostřednictvím mikroorganismů, které dokáží vázat vzdušný dusík (N_2) do organických forem přístupných pro rostliny (NH_3). Schopnost vázat vzdušný dusík mají především bakterie žijící v symbióze s kořeny rostlin (například olše) nebo bakterie žijící volně v půdních pórech či v tlejícím dřevě, ale i aktinomycéty, řasy a lišejníky. V současnosti se do půdy dostává velké množství dusíkatých iontů vinou emisí z průmyslu a dopravy.

Většina fosforu a síry je vázána v minerální a organické složce půdy ve formě nepřístupné pro rostliny. Fosfor se pro rostliny stává přístupným díky působení enzymů produkovaných půdními organismy, hlavně houbami, především mykorhizickými. Síra se do lesních ekosystémů dostává primárně z atmosféry. V oblastech silně postižených imisemi může být atmosférický spad větším zdrojem síry než rozklad organických látek. Zvýšený imisní spad sloučenin síry a dusíku způsobuje okyselování půd, zvláště v kombinaci s fyziologicky kyselým opadem (smrk, borovice).

Kationty vápníku (Ca^{2+}), draslíku (K^+) a hořčíku (Mg^{2+}) patří mezi zásadité ionty. Jsou důležité pro regulaci pH půd a podporují tvorbu půdních agregátů. Jejich primárním zdrojem jsou horniny. Ty se navzájem značně liší obsahem zásaditých prvků, což se projevuje i jejich obsahem v půdách. Nejbohatší jsou karbonátové horniny, vápence a dolomity, k nejchudším patří křemence, žuly, ruly a křemenité pískovce. V půdách chudých na zásadité prvky mohou imise spolu s nevhodným lesním hospodařením (holosečná těžba, vysazování smrkových monokultur) dramaticky snížit pH půdy a koncentraci zásaditých kationtů na úroveň, která ohrožuje růst stromů a poškozuje fyziologické procesy (Hruška et Cienciala 2005).

Mikroelementy mají v organismech různé funkce, většinou jsou součástí různých enzymů. Jejich přístupnost pro rostliny v půdě je často podmíněná vazbami na specifické organické látky produkované půdními organismy (edafonem), především cheláty (Perry 1994). Cheláty vedle toho působí inhibičně pro mnohé patogeny stromů.

Rozklad organických látek a cyklus živin v lesní půdě jsou zprostředkované půdními organismy. Rozkladem uvolněné ionty se dostávají do vodního roztoku, v němž jsou přístupné kořenům rostlin. Značná část uvolněných iontů se však dočasně váže na takzvané půdní koloidy – malé částice, především organické látky humusu, jílové minerály, amorfní gely a také na mikroorganismy. Fyzikální a chemické síly zadržují na povrchu koloidů ionty prvků, které jsou přístupné rostlinám. Půdní koloidy plní důležitou funkci zásobníku živin a vody, čímž zvyšují takzvanou sorpční kapacitu půd a zabraňují zbytečným ztrátám živin a vody z půdy.

2.3. Role organismů v půdě

Ve zdravé půdě žije obrovské množství organismů. Například na každém hektaru lesa se nachází řádově 10^{17} jednobuněčných organismů, 10^9 chvostokoků, několik milionů mnohonožek, pavouků a stonožek a jen několik stovek obratlovců (Coleman 2008). Jediný čtvereční metr listnatého lesa obsahuje asi 4×10^{14} prokaryotních organismů (bakterií a archea) (Whiteman et al. 1998). Celková hmotnost organismů žijících v půdě na jednom hektaru přesahuje desítky tun (Šály 1991).

Půdní organismy jsou zcela závislé na přísunu energie ve formě uhlíkatých látek pocházejících primárně z rostlin. Tyto látky se do půdy dostávají dvěma základními cestami.

Významnou část – asi čtvrtinu – energeticky bohatých uhlíkatých látek, které stromy vyprodukují díky fotosyntéze, vylučují ve formě kořenových exudátů (výměšků) do půdy (Grynder 2004; Perry 1994). V půdě se tyto cukernaté látky stávají základem potravního řetězce pro houby a bakterie, na které jsou navázány další skupiny organismů od jednobuněčných až po obratlovce.

Druhým významným zdrojem energie v půdním ekosystému jsou odumřelé organické látky. Bez těchto dvou zdrojů by půdní edafon nemohl existovat.

Čerstvá organická hmota podstupuje dekompozici, v rámci níž probíhají v zásadě dva základní procesy. Jde buďto o primární mineralizaci, při níž se uvolňují rozpustné, pro rostliny přijatelné látky. Nebo o humifikaci, kdy dochází k tvorbě humusu. Humus může podléhat sekundární mineralizaci, která je ovšem mnohem pozvolnější. Navíc je humus schopen přijímat a zadržovat rostlinami a houbami nevyužité rozpuštěné živiny z primární mineralizace, které by jinak mohly být vyplaveny do vodních toků.

Tabulka 1: Početnost a celková hmotnost různých skupin půdního edafonu

skupina	počet	hmotnost kg/hektar
bakterie	$600 * 10^6$ v gramu	10 000
houby, plísňe	$0,4 * 10^6$ v gramu	10 000
řasy	$0,1 * 10^6$ v gramu	140
prvoci	$1500 * 10^6$ v litru	370
hlístovci	50 000 v litru	50
chvostokoci	200 v litru	6
roztoci	150 v litru	4
roupice	20 v litru	15
stonožky	14 v litru	50
hmyz, pavouci	6 v litru	17
měkkýši	5 v litru	40
žížaly	2 v litru	4 000

Zdroj: Šály 1991

Půdní organismy se různým způsobem zúčastňují procesů v půdě, přičemž jejich působení můžeme rozdělit do těchto základních skupin:

1. Rozklad odumřelých organických látek a cyklus živin.
2. Přeměna anorganické formy dusíku na organickou a přeměna organického dusíku na plyný dusík.
3. Přímý vztah s živými rostlinami od mutualismu po patogenitu.
4. Produkce enzymů, vitaminů, hormonů, chelátů a alelochemikálií, které regulují populace druhů a procesy v ekosystému. Například tak, že alelopatické chemikálie regulují počet kořenových patogenů a další chemikálie zase podporují rozvoj specifických společenstev vytvářejících vzájemně prospěšné vztahy, například symbiózu.
5. Tvorba půdní struktury.
6. Snižování kompetice (konkurence) mezi rostlinami a vliv na strukturu lesa přerodělováním zdrojů (živin) prostřednictvím mykorhizní symbiózy.
7. Přenos informací (viz dále v textu).

Jednotlivé skupiny půdních organismů ovšem v lesním ekosystému hrají specifické role.

Bakterie

Bakterie jsou druhově i funkčně velmi rozmanitou skupinou náročnou na studium v přirozeném prostředí. Mnoho bakterií žije v symbióze s dalšími organismy, a proto je jejich výzkum v kultuře obtížný. Tedy se dá předpokládat, že mnohé z funkcí bakterií v lesních půdách nejsou známy. V jednom gramu půdy může být až miliarda bakterií, které tvoří potravu pro prvoky anebo žijí symbioticky s houbami. Zatím je známa přibližně desetina bakteriálních druhů (Coleman 2004).

Dobře prostudovaná je nitrifikační činnost bakterií, které vážou vzdušný dusík do organických forem přístupných pro rostliny. Nitrifikační bakterie mohou žít v symbióze s kořeny rostlin (například olší) ve specializovaných hlízkovitých útvarech nebo volně v půdě, nejčastěji v oblasti rhizosféry (kořenové sféry). Symbiotické nitrifikační bakterie vytvářejí vztahy i s dalšími skupinami organismů: s lišejníky, houbami, ale i s hmyzem, který žije pod kůrou (žijí v jeho trávicím traktu). Volně žijící dusíkaté bakterie (například cyanobakterie) žijí nejčastěji ve vrchních vrstvách půdy a v odumřelých kmenech stromů.

Bakterie se v půdě, podobně jako houby, koncentrují v rhizosféře, kde využívají zdroje energeticky bohatých látek. Podílí se na dekompozici organické hmoty, čímž uvolňují živiny přístupné rostlinám a houbám. Funkčně jsou různé skupiny bakterií úzce specializovány na zpracování konkrétních substrátů. V půdě však společenstvo bakterií představuje složité konsorcium na sobě závislých skupin, ve kterém jsou metabolické dráhy navzájem složitě provázané. V globálním měřítku se bakterie podílejí na cyklech některých biogenních prvků, zejména dusíku, fosforu, síry, železa a hořčíku.

Bakterie produkují rozmanité biologicky aktivní látky důležité pro rostliny a další půdní organismy. Tyto látky mohou stimulovat růst rostlin a hub nebo působit proti jejich patogenům. Bakterie žijící v rhizosféře mohou urychlovat kolonizaci kořenů mykorrhizickými houbami. Bylo zjištěno, že mycelium houby, které se zatím nedostalo ke kořenům symbiotické rostliny, dokáže díky bakteriím déle přežít bez hostitelské rostliny. Bakterie současně stimulují růst mycelia houby, ale i produkci spor. Některé bakterie dokonce žijí endosymbioticky s hyfami hub, to znamená, že přinejmenším část svého životního cyklu tráví v houbových vláknech (Gryndler et al. 2004).

Bakterie jsou nejstarší a současně nejpočetnější organismy na Zemi. Adaptovaly se na nejrozmanitější životní podmínky a právě u nich poprvé vznikla většina metabolických procesů, které nacházíme v současných živých organismech.

Bakterie si při tzv. konjugaci navzájem vyměňují genetickou informaci. Dokáží se tak rychle adaptovat na změny podmínek v prostředí a díky tomu pravděpodobně stabilizovat lesní ekosystém (van Elsas et al. 2003). Je pravděpodobné, že miliardy let stará paměť bakterií jim umožňuje reagovat na zřídka se vyskytující jevy, jako například změny chemismu atmosféry (Gorshkov et Makarieva 2000).

Aktinomycéty

Aktinomycéty jsou v některých lesních půdách velmi početné. Produkují velké množství chemikálií, včetně látek, které inhibují růst rostlin, hub a jiných bakterií. Aktinomycéty dokáží přežít i v extrémních podmínkách. Na holosečných plochách se obvykle prudce zvýší množství aktinomycét na úkor symbiotických druhů organismů, což může způsobit těžkosti s obnovou lesa (Perry 2004).

Sinice a řasy

Sinice a řasy jsou fotosyntetizující organismy žijící ve vrchních vrstvách půdy, kam se dostane sluneční záření. Jejich počet v jednom gramu půdy může dosahovat až 100 tisíc jedinců. Některé sinice a řasy se též podílejí na nitrifikaci vzdušného dusíku (Henriksson 1971). Stabilizují vrchní vrstvu půdy, a tím ji chrání před erozí (Perry 1994).

Prvoci

Prvoci obývající půdu jsou zejména požírači bakterií a organických zbytků. Stimulují cyklus živin a mění strukturu půdy. Samotní prvoci jsou hlavním zdrojem potravy pro některé bezobratlé. Prvoků bývá v jednom gramu půdy až dvě stě tisíc (Coleman 2001).

Houby mykorhizické, saprofytické a parazitické

Saprofytické houby patří mezi organismy, které prostřednictvím dekompozice organických látek nejvýznamněji ovlivňují koloběh živin. V menší míře se na rozkladu organických látek podílejí i mykorhizické houby. Rozklad organických látek doprovází sukcese společenstva rozkladačů, přičemž výsledný produkt metabolismu určitého druhu organismu (společenstva) se stává výchozím substrátem pro jiný druh (společenstvo). Nejlépe viditelná je tato sukcese při rozkladu těžko rozložitelných rostlinných pletiv, například odumřelého dřeva, které v procesu rozkladu postupně mění svoji strukturu, vlhkost a další fyzikální a chemické vlastnosti, čímž se stává přístupné vždy pro jiné společenstvo rozkladačů (Gutowski 2004).

Intenzivní dekompozice organických látek probíhá zejména ve vrchní prohumózněné části půdy, protože právě zde se jich nachází nejvíc. Úplný rozklad organických látek trvá podle typu substrátu a podmínek většinou několik let až několik staletí. Během tohoto období se do půdního roztoku postupně uvolňují živiny, které jsou vzápětí přijímány hyfami mykorhizických hub a kořeny rostlin. Tímto procesem se opět dostávají do živých organismů.

Mykorhizní symbióza je vzájemně prospěšný vztah mezi rostlinou a určitým druhem houby, který spočívá v tom, že rostlina poskytuje houbě energeticky bohaté cukry. Houby naproti tomu zajišťují výhody díky svému vlivu na strukturu půdy (viz níže), efektivním získáváním živin z vody a z půdy, ochranou před patogenními organismy, produkcí chelátů, vitaminů, hormonů a enzymů prospěšných rostlinám. Mykorhizní houby zprostředkovávají tok informací mezi rostlinami a snižují jejich vzájemnou kompetici.

Mykorhizní houby vytvářejí hustou síť hyf, přičemž na jeden centimetr jemných kořenových vlásečnic připadá 10–80 metrů mykorhizních hyf (Perry 1994). Celková plocha mykorhizních hyf (přepočítaná na plochu lesa, tzn. že na jeden metr čtvereční lesa připadají asi 3 m² listů a 30–300 m² hyf) dosahuje deseti- až stonásobku plochy listů stromů (Perry 1994). Podobně jako listy dokážou využít sluneční světlo k fotosyntéze, dovedou hyfy hub efektivně přijímat volné ionty a část z nich následně předat rostlinám. Pro svoje malé rozměry (přiměřeně 0,03 mm) se hyfy hub dostanou i na místa nepřístupná pro kořeny rostlin.

Díky postupnému rozkladu organických látek půdními organismy a efektivnímu přijímání uvolněných živin hyfami hub a kořenovými vlásečnicemi funguje lesní ekosystém jako relativně uzavřený systém s malými ztrátami prvků.

Hyfy hub představují mechanickou bariéru, která brání přístupu patogenů ke kořenům rostlin, spolu s bakteriemi produkují alelopatické chemikálie, jež potlačují rozvoj patogenů, vylučují hormony a antibiotika prospěšná rostlinám (Perry 1994).

Mykorhizické houby ovlivňují druhovou i strukturální rozmanitost lesa. Jejich hyfy například spojují různé stromy v lese a zprostředkovávají mezi nimi distribuci živin a cukernatých látek. Zásobují také zastíněné semenáče, které by jinak nedokázaly přežít (Lepšová 2003). Rovnoměrná distribuce zdrojů prostřednictvím mykorhizických hub obecně snižuje kompetici mezi stromy a umožňuje přežít i slabším jedincům (van der Heijden et al. 2003).

Další skupinu hub představují parazitické houby, které parazitují na kořenech vyšších rostlin, odkud se v některých případech šíří i do nadzemních částí stromů. Nejvíce rozšířenou patogenní houbou ve středoevropských smrkových lesích, která způsobuje významné ztráty v lesním hospodářství, je václavka (*Armillaria mellea*).

Bezobratlí

Mezi nejčastější skupiny bezobratlých v lesních půdách patří háďátka, dešťovky, brouci, roztoči, chvostokoci, pavouci, dvojkřídlí, mnohonožky a stonožky.

Půdní bezobratlí tvoří velmi rozmanitou skupinu se stejně rozličnými ekologickými funkcemi. Bezobratlí požírají odumřelé organické látky, bakterie, prvoky, hyfy hub, kořeny rostlin i jiné bezobratlé, čímž stimulují cyklus živin. Bezobratlí, kteří se živí rostlinnými zbytky, hostí v trávicí soustavě společenstvo bakterií, jež jim pomáhají trávit organický materiál. Množství bakterií, které přijmou spolu s potravou, se po průchodu jejich trávicí soustavou znásobí někdy až stonásobně (Křišťůfek 1995). Výměšky bezobratlých se stávají bohatým zdrojem živin a biologicky aktivních látek. Bezobratlí přenášejí spory mykorhizických hub a jiných mikroorganismů, které po průchodu trávicí soustavou přežívají a dostávají se s trusem ke kořenům rostlin, kde vytvářejí symbiózy. Konzumací houbových vláken a různých organismů se starají o udržování biologické rovnováhy mezi populacemi různých druhů organismů. Rozrušováním půdy a vylučováním látek aktivně přispívají ke zlepšování struktury půd.

Obratlovci

Množství obratlovců v půdě je v porovnání s jinými skupinami organismů malé. Jedná se především o drobné zemní savce, například norníky, myšice nebo krtky, kteří rozrývají a provzdušňují půdu. Podobně jako bezobratlí se podílí také na dalších procesech, včetně rozšiřování semen (spor) a zpřístupňování živin. Zjistilo se, že lesní hlodavci mohou mít v trávící soustavě bakterie, které vážou dusík (Li et al. 1986). Trusem obratlovců se ke kořenům rostlin dostává výživa obsahující navíc bakterie a spory hub.

Rostliny

Kořeny rostlin mechanicky rozrušují půdu. Vylučují kořenové exudáty bohaté na organické látky, které podporují mykorhizické houby a společenstva bakterií. Uvolňují také množství biologicky aktivních látek ovlivňujících procesy v půdě. Různé druhy rostlin mají specifické vztahy s konkrétními druhy půdních organismů, proto ovlivňují i složení edafonu. Vliv rostlin na edafon se uplatňuje také prostřednictvím opadu stromů, který se u jednotlivých druhů liší obsahem různých látek a rychlostí rozkladu. Podle kvality opadu (obsah živin, jejich vzájemný poměr, rychlost rozkladu aj.) můžeme dřeviny seřadit v sestupném pořadí takto: jasan, jilm, javor, olše, habr, lípa, dub, buk, smrk, jedle, modřín, douglaska, borovice (Šály 1991).

Tlející dřevo

Odumřelé kmeny stromů a tlusté větve se díky vysokému obsahu uhlíku stávají centrem biologické aktivity lesa. V čerstvě odumřelém dřevě se nachází poměrně málo volných živin, jejich koncentrace se však vlivem organismů během rozkladu zvyšuje až na úroveň podobnou trusu zvířat (Schieg 1998).

S rozkladem dřeva se zvyšuje jeho strukturovanost a pórovitost a roste schopnost zadržovat vodu. Dřevo v pokročilém stupni rozkladu obsahuje v poměru k sušině až 250 % vody (Amaranthus 1989). V okolí větších rozkládajících se kmenů díky tomu dochází ke stabilizaci půdní vlhkosti a půda v létě tolik nevysychá. Tlející dřevo je útočištěm a zdrojem živin pro saprofytické a některé mykorhizické houby a potažmo pro další stromy. Houby na tlejícím dřevě přežívají i při kalamitách a mají schopnost zachycovat vyplavované živiny a zadržovat je v lokalitě.

Odumřelé dřevo se postupně začleňuje do vrchní vrstvy půdy a zvyšuje její strukturální rozmanitost. Strukturovanost půdy zvyšují i prostory po odumřelých kořenech stromů. Podporují také příznivý režim vody a vzduchu v půdě. Například v bučině, na rozdíl od mělkokořenících dřevin (smrk, osika), vzniká množství hlubokých perkolačních průlin, které převádí vodu do hlubších půdních horizontů (Aubertin 1971).

Mrtvé dřevo ovlivňuje i strukturu nadzemní části lesa. Na rozkládajících se kmenech vznikají příznivé podmínky pro růst mechů a lišejníků a jen zřídka na nich rostou vyšší rostliny. Ve smrkových lesích, zaplavovaných lesích nebo v lesích s vysokou hladinou spodní vody na odumřelých stromech zmlazují semenáče stromů. Díky odumřelým stromům vzniká mozaikovitá textura podrostu lesa (Gutowski 2004).

Vliv organismů na strukturu půdy

Působením organismů dochází k postupnému zvyšování strukturální rozmanitosti půdy, promíchávají malé anorganické částice s organickou hmotou a spojují se do větších makroagregátů. Samotné agregáty jsou aktivním centrem biologické aktivity, které se zúčastňují zejména bakterie, prvoci a mikroskopičtí bezobratlí, a jsou protkány hyfami hub a kořenovými vlásečnicemi. Odehrává se v nich intenzivní metabolismus látek důležitý pro zásobování rostlin živinami a současně slouží jako zásobárna vody přístupná pro rostliny.

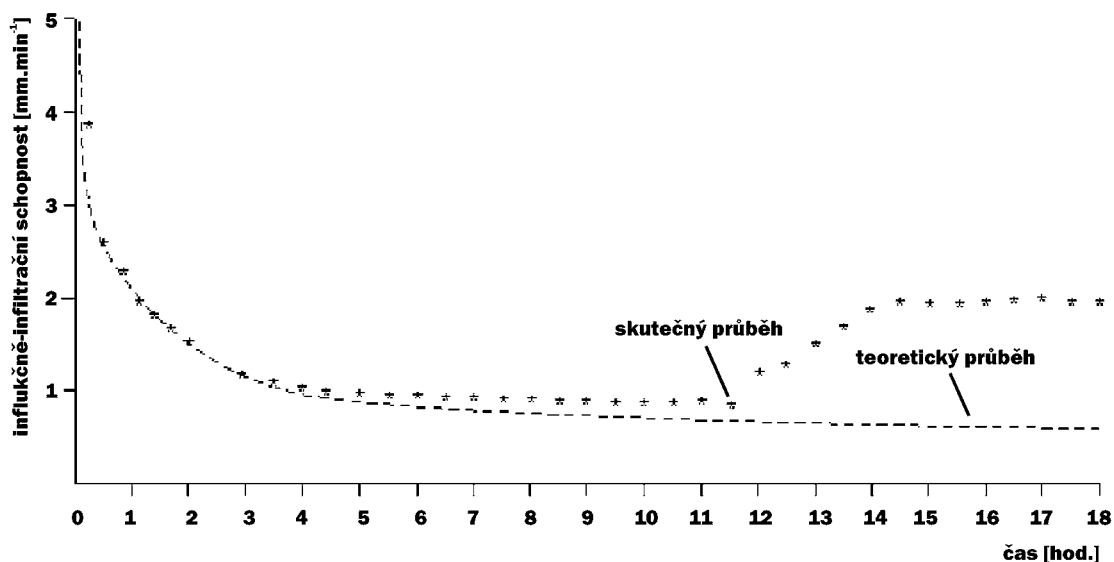
Stabilita půdní struktury závisí na stabilitě agregátů. Změny vlhkosti na ně působí destruktivně, proto musí existovat síly, které je udržují stabilní. Spojování elementárních částic na nejnižším hierarchickém stupni agregace do mikroagregátů je způsobeno elektrostatickým napětím. Organické látky hrají díky svým fyzikálním vlastnostem důležitou roli už v tomto stupni agregace. Stabilita půdních agregátů tedy závisí na množství organické hmoty v půdě (Zhang et al. 2005).

Stabilita makroagregátů úzce souvisí se společenstvem rostlin a mykorhizních hub. Ty totiž produkují rozmanité pojivové látky (například velmi stabilní proteinovou látku glomalin), které mechanicky spojují menší agregáty do větších (Gryndler et al. 2004). Navíc bylo zjištěno, že tvorba glomalínu výrazně roste v prostředí s menšími částicemi, kde je žádoucí vznik větších agregátů. V prostředí bez rostlin se stávají makroagregáty nestabilními a rozpadají se (Perry 1994). Na tvorbě makroagregátů se významně podílejí i velcí bezobratlí.

Prostory mezi makroagregáty jsou vyplněné makropóry. Kromě toho mohou makropóry vznikat i činností půdních živočichů, kteří vytvářejí obvykle vertikální póry nazývané pedohydatody. Na tvorbě pedohydatod se podílí hlavně dešťovky, jejichž přítomnost je velmi důležitá i pro obnovu půdní struktury u degradovaných půd (Kimmins 2004).

Význam půdních organismů pro formování struktury půdy a její retenční (ve smyslu schopnosti zadržovat vodu a rozpuštěné živiny) schopnosti je značný. Experimentální měření prokázala, že pedohydatodou vybudovanou jednou dešťovkou s průměrem 5,5 mm mohou denně protéci 1,55 až 2,33 m³ vody (Vašků 1994). Když uvažíme množství dešťovek (až 5 t) na každém hektaru zdravého lesa, je zřejmé, že jejich podíl na zadržovací schopnosti půd a eliminaci povrchového odtoku je obrovský.

Graf 1: Vliv žížal na infiltrační schopnost půdy



Zdroj: Vašků 1994

Infiltrační schopnost půdy po dobu trvání srážek se mění. Na počátku je velmi vysoká a postupně klesá. Ve skutečnosti však infiltrační schopnost půdy po určitém čase opět roste. Tento jev se připisuje aktivitě půdních organismů, především bezobratlých.

Živočichové se během vsakování vody pohybují a aktivně vytvářejí nové půdní póry, například žížaly během deště vylézají na povrch. Je možné, že organismy reagují zvýšenou aktivitou na nedostatek vzduchu v půdních pórech, které se při srážkách postupně zaplňují vodou. Póry vzniklé pohyby půdních organismů umožňují drenáž půdy. V případě neživé půdy by se existující póry postupně zaplnily vodou a makropóry by postupně zanikaly. V živé půdě však neustále vznikají nové póry při srážkách navíc pravděpodobně ještě rychleji.

Póry vzniklé činností organismů jsou v porovnání s póry vzniklými čistě fyzikálními procesy stabilnější (Coleman 2004). Je to způsobeno produkcí lepkavých látek (dešťovky produkují sliz, houby glomalin, rostliny cukernaté látky aj.) a mechanickým zpevněním půdní struktury kořeny a hyfy hub.

Organismy příznivě ovlivňují i humifikaci organických látek a humusovou formu. V karpatských pralesovitých porostech na Ukrajině, které jsou bohaté na půdní bezobratlé, vědci našli typický až mulový moder na podzolvé oligotrofní kambizemi. Normálně by jí přitom odpovídala méně příznivá forma humusu – mor (Hrubý 2001). Introdukované žížaly například během tříletého experimentu změnilu humus typu mor v mul a charakter půdních procesů a půdy z podzolu na kambizem (Kimmins 2004). Trus žížal (desítky až stovky tun na hektar a rok) je oproti půdě bohatší na dusík (5x), vápník a hořčík (2x), fosfor (8x) nebo draslík (11x).

3. Holoseče

Holosečná těžba představuje vůbec nejdramatičtější typ zásahu do ekosystému lesa. Dochází při ní k jednorázovému vytěžení mateřského porostu nebo jeho části. Od ostatních hospodářských způsobů se liší hlavně tím, že se mateřský porost vyseče, aniž se pod ním nachází přirozené omlazení. Půda proto zůstává dočasně odkrytá, a tím pádem vystavená zvýšenému vlivu různých negativních procesů, například erozi. Holinou se rozumí pozemky, na nichž došlo k odstranění porostů v souvislé ploše větší než 400 m² a které nejsou zalesněné (Národní inventarizace lesů). Podle českého lesního zákona může při mýtní úmyslné těžbě vzniknout holina o rozsahu až jednoho hektaru. V odůvodněných případech může orgán státní správy lesů při schvalování plánu nebo při zpracování osnovy nebo na žádost vlastníka lesa povolit výjimku ze stanovené velikosti holé seče až na dva hektary, a to v lužních a borových lesích a na dopravně nepřístupných svazích (Zákon č. 289/1995 Sb.). Pokud ke vzniku takové plochy došlo v důsledku úmyslné těžby (tedy nikoliv zpracováním kalamit), jedná se o holosečný hospodářský způsob. Ovšem v případech tzv. „kalamitních“ těžeb dochází často k nejhorším případům uplatnění metod holosečného hospodaření (viz kapitola Disturbance).

V České republice se velkoplošnou holosečí stále těží většina dřeva. Každý rok tak vzniká v průměru něco přes 18 tisíc hektarů holin, které musí být do dvou let opět uměle zalesněny (Zelená zpráva 2007).

Holoseče jsou přitom zcela umělé. Lesní ekosystém včetně půdy je přizpůsobený postupné výměně jednotlivých stromů nebo malých skupinek. Využití slunečního záření, vody a živin v těchto vertikálně a druhově bohatě strukturovaných porostech je mnohem lepší než u stejnověkých „plantáží“ s jednovrstvou strukturou a jednoduchou druhovou skladbou (Knoep et al. 2005). V bukových pralesích na Slovensku činí volné plochy po padlých stromech v 85 % případů méně než 250 čtverečních metrů a nikdy nepřekračují 0,4 hektaru; čtyři pětiny mezer vznikají pádem nejvýše tří stromů (Drösler et Lupke 2005).

V důsledku holosečné těžby se v krátké době úplně změní struktura ekosystému, jeho biologická rozmanitost a důležité funkce. Tyto změny jsou natolik závažné, že jejich vliv je viditelný i po staletích. V případě, že se holosečná těžba uskutečňuje opakovaně na velkých územích, vážně narušuje stabilitu celé krajiny (vodní režim, půda, biodiverzita, klima).

Obrázek 3: Holoseč



Foto: E. Baláž

Mikroklima holosečí

Holoseče významně ovlivňují lokální mikroklima. Například neumožňují příznivé účinky stromového zápoje na mladé stromky (Průša 2001). Relativně vyrovnané poměry původního zapojeného porostu totiž na nově vznikající otevřené ploše ustupují extrémnějším výkyvům a posilují klimatické stresové faktory: vysoké i nízké teploty, sucho i vysoká vlhkost, silný sluneční osvit.

Koruny stromů zachycují sluneční záření a transformují ho, jen jeho část se přitom mění na teplo. Při holosečném způsobu těžby však dochází k obnažení povrchu půdy a náhlému vystavení přímému vlivu slunce. Teplota na povrchu tmavé humusové vrstvy může vystoupit na více než 60 °C, na jižních svazích místy až na 80 °C.

Na pasekách narůstá roční i denní amplituda teplot. Vinou vysokých teplot, ale i mrazů (kdy odkrytý povrch vyzařuje teplo) roste riziko vysušování (Korpel 1991). Denní amplituda teplot během letního půlroku může v zapojeném lese činit zhruba 10 °C, zatímco na holině až 30 °C (Petrík et al. 1986). V jasných dnech je minimální teplota v lese o 3 až 4 °C vyšší, zatímco maximální teplota o 4 až 6 °C nižší než na pasece (Petrík et al. 1986). Podobně vypadají rozdíly v teplotách půdy. V letním půlroce je lesní půda až do hloubky 1,2 metru chladnější než půda na pasece, v zimě naopak (Mařan et Káš 1948). Lesní půda v hloubce 15 až 30 centimetrů je v nejteplejších dnech o 4 až 5 °C chladnější než půda na pasece (Mařan et Káš 1948). V jihomoravských lužních lesích byly v období od května do prosince naměřeny průměrné teploty půdy na povrchu o 2,5 °C a v hloubce 5 centimetrů o 2,8 °C nižší než na pasece (Hadaš et Hybler 2003). Obdobně počet dnů během vegetačního období, kdy půdní teplota klesá pod bod mrazu, je ve vzrostlém smíšeném lese pětina ve srovnání s volnou plochou (Pobědinskij et Krečmer 1984).

Ještě rozkolísanější je vláhový režim paseky. Vysoká teplota a nízká absolutní vlhkost vzduchu i rychlejší proudění větru zvyšuje transpiraci. Ve vzrostlém porostu je výpar vlhkosti o 40 až 50 % nižší (Mařan et Káš 1948) a relativní vlhkost vzduchu o 4 až 5 % vyšší (Pobědinskij et Krečmer 1984). Pokryv a transpirace stromů zajišťuje, že vlhkost půdy v lese je v průběhu roku vyrovnaná (Mařan et Káš 1948). Proto nedochází k zamokřování ani přílišnému vysychání. Vyrovnané rozdělení vláhy a slabý výpar z povrchu půdy umožňují lesním porostům lépe se vyrovnávat s letními periodami silného sucha. Naproti tomu na holinách silně kolísají nejen teploty, ale i obsah vláhy.

Holosečná těžba mění také světelný režim. V zapojeném lese, zejména v jehličnatém porostu nebo v listnatém lese během vegetačního období, dominuje difúzní světelné záření s odlišnými vlnovými délkami. Intenzita slunečního svitu v zapojeném porostu často činí jen tři nebo čtyři procenta hodnot volného prostranství (Petrík et al. 1986).

Mikroklima holosečí patří mezi hlavní charakteristiky, kterými se liší vytěžené paseky od zapojeného, vzrostlého lesa. Vážně ovlivňuje půdu, biologickou rozmanitost i zadržování vody v porostu. Vliv holé seče na všechny tři oblasti postupně diskutujeme v následujících kapitolách.

4. Vliv holosečí na půdu

Vliv holosečného způsobu těžby dřeva na půdu se projevuje různými destrukčními procesy. K nejdůležitějším patří:

- eroze půdy,
- narušení koloběhu látek mineralizací humusu a vyplavováním živin
- a degradace půdní struktury.

Celkový dopad holosečného těžby na ekosystém lesa závisí na mnoha faktorech. Poškození půd erozí například závisí na sklonu a délce svahu, hloubce půdy, její skeletnatosti (kamenitosti) nebo obsahu jílových částic. Narušení koloběhu látek a půdních organismů je tím větší, čím méně vegetace a ležícího dřeva zůstane na ploše po vykonání holoseče a čím déle bude trvat regenerace lesa. Přehřívání humusové vrstvy je intenzivnější na jižních svazích než na severních. Dopady holosečného těžby dřeva může snížit čas vykonání těžby (nejlepší v zimě na zamrzlé půdě a nejhorší na jaře) a použitá těžební technologie (traktory způsobují větší škody než lanovky).

Změny v ekosystému lesa po holosečném těžbě závisí i na stavu mateřského porostu. Holosečné vytěžení starého přirozeného lesa vede k výraznější destrukci humusové vrstvy než v případě těžby hospodářského lesa, kde byl humus v minulosti vícekrát poškozen holou sečí, odstraňováním veškerého hroubí a pálením těžebních zbytků nebo vyhrabáváním opadu. Podobně nastanou větší změny ve složení půdního biologického společenstva po holosečném těžbě starého přirozeného lesa než po těžbě smrkové monokultury postižené borealizací půdy. Ovšem i zde holosečné kácení vyvolává značnou škodu, protože při jiném způsobu hospodaření může půda regenerovat a zlepšovat svoje vlastnosti. Ozdravnému procesu však holoseče brání.

Ekologické dopady holosečného těžby dřeva, které zde diskutujeme, se v různé míře projevují i při jiných hospodářských způsobech. Obvykle jsou však podstatně mírnější než při holoseči.

Obrázek 4: Důsledky holosečného těžby



Foto: M. Míček, 1995

Ve více ohledech se holosečím přibližuje hospodářský způsob s krátkou obnovní dobou a s velikostí obnovních prvků přesahujících půl hektaru (některé formy násečné a clonné seče). Krátká obnovní doba na větších plochách vede ve svém důsledku ke vzniku stejnověkých porostů, podobně jako holosečný hospodářský způsob. Přirozené zmlazení při krátké obnovní době bývá často plošně nedostatečné a semenáče jsou tak mladé, že nedokážou převzít ekologickou funkci mateřského porostu. V takových lokalitách je půda vystavena všem negativním důsledkům popisovaným při holosečné těžbě.

4.1. Eroze půdy

Eroze půdy je proces, při kterém dochází vlivem vody nebo větru k odnosu půdních částic. Přirozená intenzita eroze je pomalejší než rychlost tvorby půdy a úbytky plynule nahrazují půdotvorné procesy (Jařabáč et Chlebek 1989).

Erozi půdy jsou nejvíce postihnuté svrchní části půdy, kde dochází k povrchovému odtoku srážkové vody nebo vody z tajícího sněhu. Z lesní půdy se ztrácí cenné humusové části a množství jemnozemně. Riziko eroze půdy dramaticky roste s odstraněním ochranné vegetace, zejména pak na strmých a dlouhých svazích. Extrémně náchylné na erozi jsou půdy vyvinuté na flyšových horninách, ale i mělké a skeletnaté (kamenité) půdy. Skeletnaté půdy jsou ohrožené tzv. intraskeletovou erozí, při které dochází po holoseči k propadnutí svrchních vrstev půdy, jež byly drženy kořeny stromů mezi skeletem, čímž se obnaží kameny. Zalesnění těchto půd bývá velmi složité. Některá holosečně těžena území jsou náchylnější k sesuvům, zejména kvůli oslabení stabilizační funkce kořenů, omezení zastoupení hluboce kořenících druhů dřevin, změně vodního režimu či nadměrné erozi vodních toků. Zejména nevhodně obhospodařované flyšové oblasti jsou k sesuvům velmi náchylné.

Obrázek 5: Intraskeletová eroze po holosečné těžbě na Polaně



Foto: Erik Baláž

Pokrytí území souvislým netěženým lesem v principu zajišťuje téměř úplnou ochranu půdy před erozí (Buzek 1981). Samozřejmě, že erozní pochody v lesních povodích jsou závislé na přírodních poměrech, především na geologickém podloží a klimatických činitelích. Hlavním faktorem jsou srážky, při absenci vydatnějších dešťů intenzita eroze zůstává na nízké úrovni (Jařabáč et Chlebek 1984). Díky dobré schopnosti lesa snižovat povrchový odtok jeho převodem na podpovrchový je riziko vzniku škodlivých erozních procesů nízké. K protieroznímu působení lesa přispívá i to, že zmenšuje sílu působení dešťových kapek při dopadu na půdu a odparem snižuje množství vody pro potenciální odtok (Likens et Bormann 1974; Pobědinskij et Krečmer 1984). Důležité protierozní působení mají kořenové soustavy dřevin, půdní humus a nadložní humusová pokrývka. Pokud by došlo k jejímu odstranění, mohou snadno vzniknout urychlené erozní procesy (Pobědinskij et Krečmer 1984).

K přírodním faktorům eroze na lesních půdách však přistupuje působení vlivů člověka. Především mechanizační prostředky s vysokou mobilitou a hmotností, používané při těžbě a odvozu dřeva (traktory, harvestory a další) mohou být příčinou urychlených erozních procesů (Pobědinskij et Krečmer 1984; Buzek 1981). Výstavba a využívání lesní dopravní sítě, způsob obnovy porostů a použitá technologie těžebních prací výrazně ovlivňují erozi půdy (Valtýni 1985; Bielek et al. 1991; Kantor et al. 2003). Urychlená eroze má za následek výrazné zhoršení hydropedologických vlastností půdy (rozrušení struktury, snížení vodní kapacity a propustnosti, negativní změna povrchu půdy). Tím dochází k poškozování úrodnosti půdy a degradaci jejích důležitých vlastností, jež jsou výsledkem staletého půdotvorného procesu (Pobědinskij et Krečmer 1984).

Na mechanicky nenarušené lesní půdě může erozi vyvolat pouze souvislý povrchový odtok srážkové vody, který se však v netěžených či citlivě výběrně těžných lesních porostech v podstatě nevyskytuje. Obnovní proces včetně těžby a dopravy dřeva je zásah do biomasy lesního porostu, kdy dochází ke změnám půdního krytu, a tím i jeho náchylnosti k erozním procesům (Šach 1986; Šach 1988; Peřina et Šach 1986). Nejmarkantnější je právě na holých sečích (Míchal et al. 1992; Indruch 2000; Šindelář 2001), kde při těžbě dochází k různě závažnému narušení půdního povrchu (Šach 1978; Šach 1986; Šach 1988; Pobědinskij et Krečmer 1984; Peřina et Šach 1986). Toto přímé narušení je pak prvotní příčinou vzniku a rozvoje jedné urychlené tzv. strojní (těžebně dopravní) eroze. Intenzita a rozsah narušení půdního povrchu závisí nejen na těžebně dopravní technologii a typu mechanizačního prostředku, ale i na druhu obnovní seče (její velikosti), a tím objemu transportovaného dřeva (Šach 1986), především v místech křížení dopravní trasy s vodotečí a při zamokřeném terénu (Buzek 1981).

Při srovnání různých obnovních způsobů probíhají na holosečích významnější erozní procesy a jsou zde zjišťovány nejvyšší půdní ztráty, i při použití stejné soustředovací technologie (tab. 2) (Pobědinskij et Krečmer 1984; Šach 1986, Quesnel et Curan 1999).

Tabulka 2: Ztráty nadložního humusu a minerální půdy podle druhu obnovní seče (v m³/ha)

Část svahu	Holá seč		Celoplošná clonná seč		Kotlíková seč	
	Humus	Půda	Humus	Půda	Humus	Půda
Horní	65	106	360	61	16	20
Střední	34	34	29	46	22	22
Dolní	109	444	59	197	11	8

Zdroj: Pobědinskij a Krečmer 1984

Příčina tkví v přímém vystavení půdního povrchu srážkám, větru, slunečnímu záření, větším výkyvům teplot a vlhkosti, doprovázeným rychlým rozkladem nadložní vrstvy humusu. Nic na něm nemění ani nasazení nejšetrnější možné technologie k vyklizení dřeva. Velkoplošné odstranění vegetace bude mít vliv, i kdyby půdní povrch zůstal téměř nedotčen těžbou a transportem dřeva. Potenciální možnost eroze je tak vyšší než při pokryvu půdy vegetací (Šály 1991). Na holosečích jsou půdy obnaženy, chybí opad a hrabanka. Nedochozí tak například ke snížení kinetické energie dešťových kapek a půdní struktura je narušována rychleji než v zapojeném lesním porostu, který může kinetickou energii dopadajících kapek utlumit až o 95 % (Pobědinskij et Krečmer 1984).

Při porovnávání velikosti dopravní eroze na různých typech sečí při použití stejné technologie soustředování dříví (pозemní gravitační spouštění) byly naměřeny na holé seči ztráty půdy 128 m³/ha, v první fázi dvoufázové clonné seče 32 m³/ha, při kotlíkové seči 4,2 m³/ha a u výběrné 1,6 m³/ha (Šach 1986), respektive v jiné práci pro holou seč po smrčíně 9,7 m³/ha, u výběrné seče 3,7 m³/ha (Pobědinskij et Krečmer 1984). V clonných sečích může být rozsah poškození povrchu blízky holým sečím (při všech použitých technologiích): příčinou je velká intenzita výběru na celé ploše porostu (kolem 50 %). Proto jsou pro ochranu půdy před erozí příznivější seče kotlíkové a výběrné (Šach 1986). Kromě zvyšování splachu půdy a kalnosti vod dochází i k odplavování nadložního humusu a minerálních částic dolů po svahu (Midriak et al. 1988). Proto je problém zvláště citelný v horských oblastech se svahy s velkým sklonem (Pobědinskij et Krečmer 1984). Přitom intenzita vzniku půdy v horských oblastech činí průměrně jen 0,1 mm za rok (Holý 1994). Zvýšená eroze zde může znamenat výrazný úbytek půdní vrstvy (Pobědinskij et Krečmer 1984). Na holosečích také ve srovnání s jinými druhy sečí (clonné, kotlíkové, výběrné) erozní procesy přetrvávají déle po skončení prací. Podle přírodních podmínek doba činí dva roky až dvacet let, přičemž intenzivní erozní procesy zpravidla ustávají do pěti let (Šach 1986). Na erozi půdy má vliv i šířka sečí: pokud se šířka holé seče zvětší z 50 na 200 metrů, smy půdy stoupne dvakrát až třikrát (Pobědinskij et Krečmer 1984).

4.2. Degradace lesních půd

Eroze je první téma, k němuž diskuse o vlivu holoseči na půdu obvykle směřuje. Evidentní příčina tkví často ve viditelných škodách: nápadných erozních rýhách v lese a obnaženému skalnímu podloží. Ale ve skutečnosti podstatně závažnější důsledky má nenápadná, skrytá degradace lesní půdy chemickými změnami, ke kterým pasečné hospodaření a tvorba stejnověkových druhově chudých porostů přispívá.

Rozklad humusu

Štefan Korpel et al. soudí, že nejvýraznější změnou půdy, ke které na holoseči dochází, je „úbytek organických složek horních půdních vrstev v důsledku zvýšené nitrifikace, zapříčiněné vyšší teplotou a kolísající vlhkostí“ (Korpel et al. 1991).

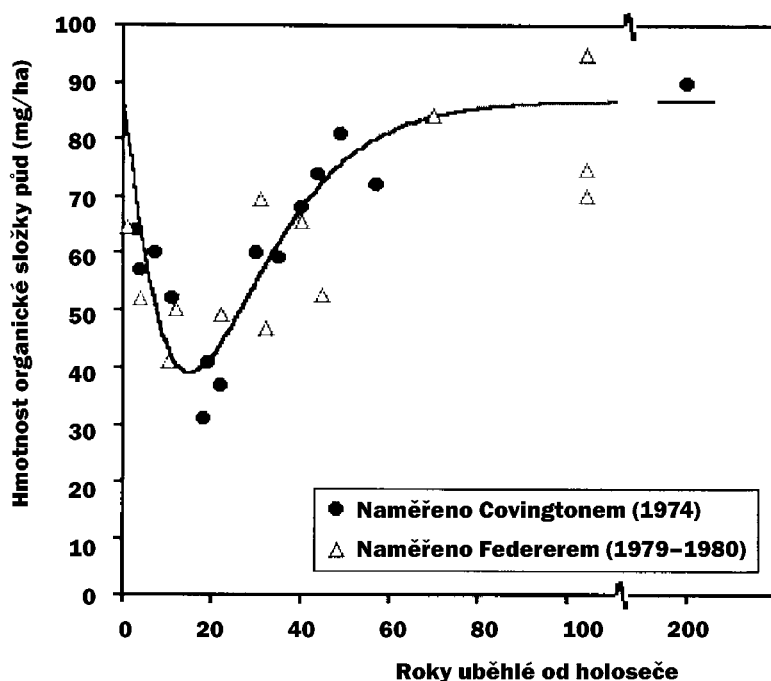
Zvýšená teplota zesiluje metabolickou činnost půdních mikroorganismů na holině, a zrychluje tak rozklad organické hmoty v půdě (Pierce 1993). Při holosečném způsobu těžby dochází k obnažení půdního povrchu, který je náhle vystaven přímému slunečnímu záření.

Mineralizuje i stávající humusová vrstva, která tak může být oslabena až o několik centimetrů (Vacek et Podrázský 2006). Humusové látky jsou vyplavovány do hlubších půdních horizontů nebo úplně odplavovány (Pierce 1993). Proto po holoseči dochází k destrukci většiny povrchového humusu, který se nahromadil za celý život porostu (Pierce et al. 1993; Hruška et Cienčila 2005). Menší dopady může mít na pasekách rovinatých či mírně svažitéch poloh a hlubokých půdách s bohatým bylinným patrem nebo zmlazením. Ale vážný a dlouhodobý vliv mohou mít na extrémních stanovištích, jako jsou polohy s velkou svažitostí, chudé půdy nebo okolí vodotečí (Hruška et Cienčila 2005). V borech na chudých písčitéch půdách perioda zvýšeného rozkladu organické hmoty přetrvává téměř 20 let. Původní zásoba půdního uhlíku se vytvoří asi za 80–100 let (Hruška et Cienčila 2005) (viz graf 2).

Rovněž odběr biomasy těžbou dřeva, štěpkováním a pálením klestu má velký vliv na množství humusu v půdě (Mrkva 2005). Vlivem zahřátí půdy dochází také k nevratnému vysrážení půdních koloidů a snížení jejich účinného povrchu. Humus mění svoji strukturu a silně snižuje schopnost zadržovat vodu (Úlehla 1947).

Přímá expozice slunečnímu záření ovlivňuje humifikaci půdy. Při přímém ozáření půdy roste kyselost půdy, je ztížen rozklad organických látek a tvorba humusu (zejména v borech a na suchých půdách) a podobně jako při hustém zápoji se tvoří nepříznivé formy humusu (Pelíšek 1964).

Graf 2: Pokles obsahu organické složky půd jako následek holosečné těžby



Zdroj: Yanai 2003

Stlačování

Na místech pohybu těžkých mechanismů a vlečených kmenů stromů dochází ke stlačování půdy a destrukci půdních pórů (Pobedinskij et Krečmer 1984; Pelíšek 1964). Největší dopady má v českých podmínkách traktorové přibližování (Křístek et al. 2002).

Zvláště markantní jsou změny v těžkých hlinitých podzolovaných půdách (Křístek et al. 2001). Tyto lokality se vyznačují sníženou infiltrační (vsakovací) schopností a zvýšeným povrchovým odtokem, což vytváří prostor pro vodní erozi půdy. Odstraněním lesního porostu se otevírá volná plocha, což dovoluje, aby prudké srážky působily na půdu mechanickým utloukáním a sléváním povrchu. Obnova pórovitosti lesní půdy je zdlouhavý proces trvajících desetiletí (Midriak 1995).

Vyplavování živin

Při holosečném způsobu hospodaření je náhle odstraněna vegetace, což vede k přetržení předtím komplexního cyklu živin. V tomto cyklu se živiny uvolňují činností půdních organismů při rozkladu organických látek a chemickým působením na minerální složku půdy. Následně se dostávají do půdního roztoku, odkud je odebírají kořenové vlásečnice rostlin a hyfy hub.

Tato část cyklu živin je však při holosečném způsobu hospodaření na velké ploše vážně narušena odstraněním všech stromů. Uvolněné živiny jsou proto vyplavovány z půdy a ve zvýšené míře odchází z dosud relativně uzavřeného cyklu do vodních toků. Navíc se urychluje mineralizace humusu v povrchové vrstvě půdy (viz výše), což ještě zvyšuje obsah volných – a tedy vyplavitelných – živin.

V půdě a odtékající vodě proto náhle, výrazně stoupá hlavně koncentrace dusíku (Prescott 2002). V experimentálním povodí Hubbard Brook v USA bylo zaznamenáno po odstranění vegetace průměrně třináctinásobné zvýšení koncentrace anorganických látek ve vodním toku odvodňujícím postižené povodí (Likens et Borman 1975). V případě dusíku byly tyto ztráty oproti stavu před odstraněním vegetace až šedesátinásobné. Během tří let po vykácení ztráty dusíku překračovaly 340 kg na hektar (Likens et Borman 1974).

Vyluhování živin může snižovat kvalitu podzemních vod, ve kterých především pronikavě stoupá obsah nitrátů (Klímko et al. 2001). Přibývá také draslíku a nestabilního hliníku (Henriksen et Kirkhusmo 2000). Biochemická spotřeba kyslíku ve vodě z holoseči stoupla skoro dvojnásobně a třikrát se zvýšila její oxidovatelnost (Pobedinskij et Krečmer 1984). Při měření v jižním Norsku trvalo třináct let po holoseči, než se koncentrace nitrátů ve vodě snížila na původní hladinu (jiné práce zjistily o něco kratší dobu), zatímco vyplavování draslíku bylo stále vyšší než před těžbou (Henriksen et Kirkhusmo 2000). Přitom clonné a skupinovitě výběrné seče ovlivňují jakost vody podstatně méně (Pobedinskij et Krečmer 1984).

Okyselování půd a ztráta živin

Patrně nejdůležitějším jevem je ovšem okyselování půdy v důsledku ztráty živin. V posledních desetiletích se hodně mluví o degradaci lesních půd vlivem imisí, které způsobují chřadnutí až odumírání lesních porostů. Za hlavního viníka těchto procesů se označuje imisní spad, který snižuje pH lesních půd a způsobuje vyplavování a mobilizaci těžkých kovů, zejména hliníku Al^{3+} , které jsou pro rostliny toxické. Z pohledu toxicity pro rostliny není důležitá celková kyselost půdy ani koncentrace hliníkových iontů, ale poměr Al^{3+} k bazickým prvkům. Mezi bazické prvky patří vápník (Ca), hořčík (Mg), sodík (Na) a draslík (K).

Lesní půda má značnou kapacitu tlumit škodlivý vliv imisí na rostliny, prostřednictvím tzv. pufrovacích mechanismů, kdy půdní komplex obsahuje velké množství bazických prvků, které omezují vznik a působení trojmocných iontů hliníku. Způsob hospodaření může tuto tlumicí kapacitu naopak významně snižovat. Za velmi významné je třeba považovat ztráty bazických prvků vlivem těžby dřeva (Hruška et Cienciala 2005). Ke ztrátám prvků dochází nejen vlivem samotné těžby a odvozu dřeva, ve kterém je vázána značná část bazických prvků, ale při holosečném způsobu hospodaření i vyplavováním prvků z mineralizovaného humusu a erozí půdy, dále rovněž vlivem imisního okyselování půdy, které může být umocněno kyselým opadem některých dřevin (borovice, smrk). Holosečná těžba přitom často implikuje právě opětovnou umělou výsadbu kultur jehličnanů, čímž se degradace půdy nadále prohlubuje. Škodlivý vliv imisí se tedy pěstováním smrkových monokultur zhoršuje, jejich kyselý odpad přispívá ke snižování pH půdy a zpomalování mikrobiálních procesů. Na druhé straně listnaté dřeviny mohou zvýšit pH půdy až o 1,4; v průměru o 0,7. Toto zvýšení pH může několikanásobně snížit koncentraci toxického Al^{3+} v půdě (Hruška et Cienciala 2005). Listnaté dřeviny v průběhu jednoho obměty vyčerpají z půdy a podloží třikrát až čtyřikrát více živin než jehličnany. Tyto živiny jsou každoročně s listovým opadem, větvemi, plody a odumřelými kořeny

zpřístupněny pro posílení živinové rovnováhy půdy a rozhybání půdních potravních řetězců, které především určují kvalitu a úrodnost půdy. Obsah živin ve dřevě listnáčů a jehličnanů se přitom výrazně neliší (Spur et Barnes 1980).

Ztráty živin jsou zvláště silné při tzv. stromové metodě těžby, která využívá nejen kmen, ale celou nadzemní část biomasy nebo dokonce provádí extrakci pařezů. Větve, listy nebo jehlice a kůra jsou někdy páleny nebo zpracovány většinou na štěpku, která někdy bývá z lesa odvážena. Pokud ve smrkovém porostu větve zůstanou na místě, ztráta vápníku a hořčíku se ve srovnání s úplným vytěžením celých stromů sníží na zhruba 40 % (Hruška et Cienciala 2005). Odvezení pouze samotného dřeva (tedy ponechání na místě nejen větví či asimilačních orgánů, ale také kůry) snižuje ve smrkovém lese při stoletém obmýtí ztráty vápníku na 23 % a hořčíku na 19 % (Klimo 2001). Velké důsledky na vyplavování živin má rovněž rozšířené pálení klestu (Hruška et Cienciala 2005). Pokud započteme rovněž odčerpávání živin při výchovné těžbě (ke které dochází nárazově zejména při holosečném hospodaření), či dokonce odvozem klestu do výtopen, ztráty se zvyšují o dalších 50 % u vápníku nebo 70 % u draslíku (Klimo 2005).

Tabulka 3: Hrubá kalkulace odčerpávání hlavních živin z českých lesů roční těžbou (v 1000t)

Těžená hmota	Dusík	Fosfor	Draslík	Vápník	Hořčík
Dřevo kmene	4,4	0,4	2,2	2,6	0,4
Celková biomasa	11,3	1,7	5,7	11,3	1,4

Zdroj: Klimo et al. 2001

V imobilizaci těžkých kovů zase sehrávají důležitou roli organické látky v půdě, které vážou těžké kovy do sloučenin nepřístupných pro rostliny (Hruška et Cienciala 2005). Mineralizací humusové vrstvy při holosečné těžbě se snižuje kapacita lesní půdy pro imobilizaci těžkých kovů. Současně dochází k náhlému vyplavování těch kovů, které byly dočasně udržovány v organické hmotě. Tyto kovy se uvolňují do vodního roztoku, kde působí škodlivě přímo na rostliny nebo později na ekosystém vodního toku.

Na degradaci lesních půd jsou nejnáchylnější půdy vzniklé na kyselých horninách, které mají přirozeně nízký obsah bazických prvků. Citlivější na vyplavování živin jsou dále hlavně mělké půdy v horských oblastech, kde proces uvolňování zásaditých iontů probíhá díky nízkým teplotám pomaleji a vysoké srážky zde navíc vyplavují více iontů (Hornbeck et al. 2007). S ohledem na podmínky stanoviště je možno stanovit, jaká část biomasy se může odvézt, aniž by byla ohrožena živinová balancovanost půd (Hornbeck et al. 1997). Toto hledisko se snažíme uplatnit i v návrhu zonace lesních půd a opatření v závěru publikace.

Ilustrativní jsou výsledky modelování, které dělal Hruška v povodí toku Lysina (Hruška et Cienciala 2005). Využívalo metodiku, která umožňuje kalkulovat další vývoj kyselosti půdy. Zohledňuje přitom imise, druh porostu, typ půdy a další faktory. Srovnání dvou scénářů pro Krkonoše ukázalo, že pokud do roku 2030 na sledovaných plochách zůstanou smrkové porosty a bude docházet k odstraňování nebo pálení veškeré zůstatkové biomasy, bude chřadnutí porostů pokračovat současným tempem. Zatímco při jejich náhradě smíšenými porosty a ponechávání podstatné části biomasy na místě se začne zlepšovat kyselost půdy, koncentrace síranů či toxického hliníku a množství zásaditých látek (Hruška et Cienciala 2005). Obdobné modelování pro Slavkovský les, který patří mezi citlivá území s přirozeně poměrně kyselými půdami, ukázalo, že zde „v blízké budoucnosti... může lesnictví stát dominujícím mechanismem ochuzujícím půdy (Hruška et Cienciala 2005). Jenom vlivem klasického lesního hospodaření, tedy po odečtení veškerých vlivů emisí, se množství zásaditých látek v půdě sníží do konce třetí dekády zhruba na polovinu přirozené úrovně (Hruška et Cienciala 2005).

4.3. Vliv na půdní organismy

Odstranění všech stromů z holoseče znamená pro půdní organismy především náhlé odstavení od zdroje energie ve formě cukerných látek produkovaných stromy. Význam těchto látek v normální půdě se živými stromy dobře ilustruje poměr mikrobiálních organismů v blízkosti kořenů (rhizosféra) k poměru těchto organismů v neprokořeněných částech půdy. V případě bakterií činí od 10:1 do 50:1, u hub je to od 5:1 do 10:1 (Perry 1994).

Bakterie a houby tvoří základ potravní pyramidy pro jednobuněčné a bezobratlé. Zastavení přísunu energie spustí lavinu změn ve struktuře půdního biologického společenstva (Perry 1994).

Pro řadu organismů je klíčovým faktorem změna mikroklimatu, především vlhkosti a teploty. Proto po holoseči mizí relativně vlhkomilné druhy lesní půdy. Mění se rovněž charakter substrátu, který leží na povrchu půdy. Původní bakterie, aktinomycety či houby jsou přitom fyziologicky adaptované na rozklad lesního opadu, nikoliv nově se objevující biomasy (Hassett et Zak 2005).

Vzájemný poměr bakterií a hub se po holosečné těžbě změní ve prospěch bakterií. Mykorhizické houby jsou nahrazovány aktinomycetami, které nevytvářejí symbiotické vztahy, ale produkují alelopatické chemikálie potlačující růst stromů i mykorhizických hub (Perry 1994). Pokles koncentrace mykorhizických hub a jejich diverzity na holoseči je úměrný vzdálenosti od stojících živých stromů (Dickie et Reich 2005). Výrazněji se projevuje už ve vzdálenosti pěti metrů od okraje porostu.

V půdě klesá zastoupení chelátů produkovaných symbiotickými mikroorganismy, které chrání semenáčky a sazenice stromů před patogenními houbami. Klesá i množství bezobratlých. Redukovány jsou počty hlístic, pavouků, roztočů, chvostoskoků a larev much (Marshall 2000). Plochy po holé seči v osikovém lese vykazovaly o 24 % méně biomasy mikroorganismů a o 10–30 % nižší výskyt extracelulárních enzymů, které buňky vylučují k rozkladu opadu (Hassett et Zak 2005).

Dopady holosečné těžby na celkové množství půdních organismů jsou různé. Ačkoliv množství bezobratlých a symbiotických hub většinou poklesne, může stoupnout množství bakterií a aktinomycet (Perry 1994). Změny biologického společenstva se tedy týkají více změn struktury než celkových kvantitativních charakteristik. Posouvají jeho složení ve prospěch nelesních – pasekových – druhů organismů a na úkor původních, často symbiotických lesních druhů (viz kapitola 5.1.).

Změny nastávají i ve druhovém složení vegetace, kde nastupují tzv. pasekové druhy, charakteristické kromě jiného i tím, že nevytvářejí mykorhizické vazby a do půdy investují jen málo energie ve formě kořenových exudátů.

Změny biologických společenstev v půdě nutně ovlivní strukturu půdy, její fyzikální a chemické vlastnosti. Bohatě strukturovaná a funkční lesní půda se na holoseči výrazně homogenizuje, klesá zastoupení makroagregátů a makropórů důležitých pro retenční schopnost lesa (Perry 1994). Tyto změny výrazně narušují cyklus živin v půdě a její úrodnost (Hornbeck et al. 1997).

V extrémních podmínkách na horní hranici stromové vegetace či v extrémně suchých lokalitách může narušení těchto vztahů způsobit těžkosti s návratem lesa. Změněné podmínky a hlavně absence symbiotických organismů zpomalují či dokonce znemožňují obnovu lesa na vzniklé holině.

4.4. Vliv změn v půdě na nadzemní část lesa

Vliv holosečné těžby a tím vyvolaných extrémů mikroklimatu na nadzemní část lesa není možné oddělit od jejího vlivu na půdní ekosystém, ale totéž platí samozřejmě i naopak. Některé změny v nadzemní části lesa lze připsat změnám v půdě. Změny vlastností půd po holoseči se projeví i změnami v druhovém složení lesa, jeho zdravotního stavu i celkové produkci.

Nedostatek symbiotických organismů na holých plochách nevyhovuje tzv. klimaxovým druhům, především jedli, buku, ale i klimaxovým ekotypům smrku. Stav půdy na holoseči předurčuje přirozený vývoj společenstva dřevin přes tzv. pionýrské druhy, jako jsou například bříza, vrba jíva, jeřáb ptačí, osika nebo olše, které dokážou růst i bez symbiotických organismů, navíc v extrémních klimatických podmínkách holých ploch. Po zapojení pionýrských druhů by došlo ke stabilizaci půdních a mikroklimatických podmínek a návratu klimaxových druhů dřevin. Přeskočení prvotních sukcesních stádií na holoseči má za následek neúspěch ve výsadbě náročnějších druhů (například jedle a buku) a změny druhového složení lesů.

Destrukce humusové vrstvy půd mineralizací a erozí půdy zhoršuje podmínky pro růst druhů dřevin vyžadujících humózní půdy (javor, jasan, jilm). Změny půdních podmínek proto vedou k homogenizaci složení dřevin a vzniku smrkových nebo bukových monokultur. V těchto monokulturách se navíc postupem několika generací stromů vyrostlých na holosečích selektují tzv. pionýrské genotypy, čímž dochází k degradaci populací klimaxových dřevin (Košulič 2006a).

Sazenice ekonomicky žádoucích dřevin (hlavně smrku), které na holoseči přežívají, jsou často napadány patogenními organismy, jejichž rozvoj může být podpořen nedostatkem symbiotických organismů v půdě. Tyto poruchy můžou přetrvávat i ve vyšším věku porostů, zejména pokud jsou pěstovány na nevhodných stanovištích (Gömöryová 2004). Asi nejvýznamněji se tento jev projevuje na václavkách v přeměněných smrkových porostech. Stromy oslabené václavkou jsou následně náchylnější na vyvrácení větrem i napadení škodlivým hmyzem.

Změny v půdní struktuře (destrukce makroagregátů, makropórů, humusové vrstvy), ve složení půdního biologického společenstva spolu s vyplavováním živin a erozí půdy zhoršují podmínky pro růst stromů. Proces degradace lesních půd může být urychlen i vlivem imisí.

Snížení bonity půd vlivem holosečného způsobu hospodaření je výrazné zejména v horských oblastech na mělkých půdách vzniklých na podloží chudém na minerály. V takových podmínkách jsou díky nízkým teplotám zpomaleny

biologické procesy, a tím i uvolňování živin a tvorba půd. Ztráty prvků holosečnou těžbou dřeva proto nemohou být za dobu jedné obnovní doby nahrazeny (Hruška, Cienciala et al. 2002).

Vliv na lesní hospodaření mají také dopady, které diskutujeme v dalších kapitolách, například snižování retenční schopnosti půd (kapitola 6.1.).

4.5. Holoseče a cyklus uhlíku

Lesy mírného pásma představují významný zásobník uhlíku, který může být v případě požáru nebo při spálení vytěženého dřeva rychle uvolněn do atmosféry.

Při rychlé dekompozici organických látek ve vrchních vrstvách půdy v důsledku přehřívání vrchní vrstvy půdy po holoseči se do atmosféry uvolňuje velké množství uhlíku ve formě CO_2 . Negativní bilance uhlíku pokračuje i v mladých lesních porostech, které asimilují menší množství uhlíku než se za stejný čas uvolní do atmosféry vinou rozkladu organických látek. Posléze se negativní bilance změní na kladnou, protože roste množství asimilovaného uhlíku. Uhlík se přitom hromadí nejen ve stromech, ale i v půdě, kam se dostává díky opadu a kořenovým exudátům stromů. Zásoba uhlíku v ekosystému lesa rovnoměrně narůstá až do následující holosečné těžby dřeva, kdy se uvolní tolik uhlíku, kolik se nakumulovalo v půdě po dobu života porostu. Hospodářské lesy založené na neustálé rotaci lesních porostů proto přispívají ke snížení koncentrace skleníkových plynů jen omezenou měrou (Schulze et al. 2000).

Ve starých přirozených lesích mírného pásma se uhlík naopak ukládá v půdě ve formě opadu a kořenů a také v odumřelém dřevě (Zhou et al. 2006). Kumulace uhlíku je až překvapivě dlouhodobá. Jedna studie například uvádí výraznou akumulaci uhlíku i v lese starším 400 roků (Zhou et al. 2006).

Zásoba akumulovaného uhlíku je v přirozených lesích nejméně dvakrát vyšší než v hospodářských porostech. Při těžbě starých lesů proto dochází k uvolnění několika set tun uhlíku z každého hektaru lesa. Těžba starých lesů tak významně přispěla a stále přispívá ke zvyšování koncentrace CO_2 v atmosféře (Harmon et al. 1990; IPCC report 2000).

Z množství uhlíku odebraného za stoleté obmýtí by se mohlo vytvořit kolem 40 tun humusu, což odpovídá asi 20–25% jeho průměrné celkové zásoby v lesních půdách (Bielek et al. 1991).

Zásoba uhlíku v pralesech je o dost větší než v hospodářských lesích, včetně lesů výběrných. V hospodářských lesích je například podstatně méně uhlíku uloženého v biomase živých a mrtvých stromů či padlých kmenů. Zatímco například v Dobročském pralese dosahuje zásoba živých a mrtvých stromů dohromady přibližně 1500 m^3 (Slávik et al. 2002), v hospodářských lesích je průměrná zásoba dřeva kolem 250 m^3 (Zelená zpráva 2007) a ve výběrných lesích $250\text{--}350 \text{ m}^3$ (Zelená zpráva 2005). Zásoba tlejícího dřeva v hospodářských lesích přitom jen zřídka přesahuje 10 m^3 . Rozdíl v celkové dřevní biomase mezi pralesem a průměrným hospodářským lesem může tedy být až pětinasobný.

Rozdíly ale existují i v dalších složkách lesního ekosystému, zejména v půdě. Tady je porovnání složitější kvůli obrovské rozmanitosti půdních typů. Mocnější vrstvu humusu v pralesích pozorovali mnozí výzkumníci. I zde běžně dosahuje rozdíl mezi pralesem a hospodářským lesem víc než sto tun uhlíku na hektar lesa (Šály 1991; Hrubý 2001).

Dalo by se namítnout, že část uhlíku z hospodářských lesů se dál uchovává v podobě výrobků ze dřeva. Průměrná doba, za kterou se takto vázaný uhlík dostane do atmosféry, je však kratší, než je tomu v pralese. Vedle uhlíku uniklého při narušení půdy a humusové vrstvy při těžbě se přibližně polovina uhlíku uvolní do pěti let od těžby dřeva (spálené piliny a kůra, chemické zpracování aj.) a jen malá část zůstane uložena více než sto let (Harmon et al. 1990). V pralese je průměrný život molekuly uhlíku podstatně delší. Jen v živém stromě může strávit stovky roků. Po smrti stromu se sice uhlík postupně vrací do atmosféry, ale tento proces postupuje pomalu, protože značná část uhlíku se váže do velmi stabilních humusových látek nebo organominerálních komplexů.

Rychlost asimilace uhlíku v hospodářském lese a v pralese je přibližně stejná, různá je však doba jeho setrvání v ekosystému a v konečném důsledku i celková zásoba vázaného uhlíku.

Lesní hospodářství tedy rovněž ovlivňuje celkovou koncentraci CO_2 v atmosféře. Rozumné uhlíkové hospodářství vyžaduje chránit staré lesy s vysokou zásobou uhlíku, který se těžbou může uvolnit do atmosféry. Kromě toho je možné zvýšit zásobu uhlíku v hospodářských lesích prostřednictvím jemnějších forem hospodaření, které jsou šetrnější k půdě a trvale zachovávají větší objem dřeva v podobě živých i tlejících stromů.

5. Vliv holosečí na biologickou rozmanitost

Lesy byly po tisíciletí formujícím prvkem české krajiny. Odhady přesného podílu lesa (respektive bezlesí) v holocénu se u různých autorů liší. Nicméně lesní formace bezesporu výrazně převažovaly, ačkoliv i v jejich rámci existovala mozaika nelesních společenstev a ekotonů. Proto lesní fauna a flóra tvoří důležitou část druhového bohatství střední Evropy. Hospodaření v lesích se tedy přirozeně podepisuje také na biologické diverzitě. Mnoho indikačních skupin lesní bioty naznačuje, že lesní hospodaření se na druhovém bohatství podepisuje záporně. Například populace lesních druhů motýlů v zemích EU jen mezi roky 1980 a 2002 klesly zhruba o čtvrtinu (EEA Report 5/2006). Nevhodné lesní hospodaření je ve střední a východní Evropě nejčastější příčinou ohrožení tzv. významných botanických území: poškozuje 44 % lokalit (Anderson et al. 2005). Významnou roli přitom hraje holosečná těžba a její průvodní jevy.

Obrázek 6: Strukturálně rozmanitý a biologicky bohatý les



Foto: E. Baláž

5.1. Přímá destrukce lesního ekosystému

Holosečná těžba na řadu let z dotčené plochy zcela odstraňuje lesní prostředí, a tedy rovněž biotop řady druhů, které jsou na něm závislé. Většina lesních druhů rostlin a živočichů na vznikající pasece nenachází příhodné místo k životu.

Přímé odstranění porostu

V první řadě se to samozřejmě týká vysloveně stromových druhů – veverek (*Sciurus vulgaris*), plchů (*Gliridae*), mnoha skupin ptáků, brouků i jiného hmyzu, epifytických lišejníků, mechorostů i cévnatých rostlin – a samozřejmě stromů samotných. Obnova jejich biotopu, který tvoří vzrostlý, dospělý stromový porost, trvá desítky let.

Přímo zničeny mohou být i další prvky lesního biotopu. Holosečná těžba obvykle vedle stromového plošně likviduje také keřové patro. Při pohybu dříví a strojů dochází také k ničení vegetace všech dalších lesních pater; intenzita a závažnost narušení závisí na použité technologii a počtu opakovaných zásahů. Rýhy po tahání dříví a zhutnění půdy ve vyjetých kolejkách snižují lokálně výskyt rostlin v bylinném patře a mění odtok vody (Godefroid et Koedam 2004). Další opatření pro přípravu umělé obnovy a například chemická ochrana kultur proti buření (herbicidy) už pravděpodobně přímo vyhubí většinu bylin původního podrostu.

Změna lesního prostředí a vliv na bylinné patro

Bylinné patro tvoří sice méně než jedno procento rostlinné biomasy v lese, ale zdaleka největší část druhového bohatství rostlin – v severoamerických lesích je to v průměru asi 80 % všech druhů. Právě byliny mají větší míru vymírání než ostatní lesní rostliny (Gilliam 2007). Rozhodující vliv na bylinné patro má změna tzv. porostního mikroklimatu. Populace trav a bylin v lesním podrostu jsou přímo závislé na stavu dřevin (Buček et Lacina 1992).

Lesní rostlinné společenstvo, kde hlavní prostorovou strukturu vytvářejí stromy, je totiž výrazně patrovité. Korunová vrstva stromového patra obvykle vytváří souvislou vrstvu, takže spodní patra (porostní interiér) jsou chráněna před přímými klimatickými vlivy. Porostní mikroklima mírní teplotní výkyvy a snižuje pohyb vzduchu. Vlivem evapotranspirace zvyšuje vlhkost vzduchu. Struktura porostu rovněž ovlivňuje světelné klima. Podrobně rozdíl mezi poměry lesního interiéru a paseky diskutujeme v kapitole 3.

Protože má toto relativně stálé lesní prostředí dlouhé trvání (ve střeoevropských podmínkách asi 8000 let), přizpůsobilo se mu množství organismů včetně rostlin. Velká část lesních bylin je stínomilná a přizpůsobená vlhkému, mírnému a poměrně stabilnímu prostředí dospělého porostu. Právě stínomilné rostliny jsou odkázány na trvalé zachování specifického lesního mikroklimatu (Macků 1992).

Holá seč dramaticky mění ekologické i stanovištní podmínky. Mikroklima paseky (i okrajů lesních porostů) se vyznačuje velkou extrémností (viz kapitola 3). Vykazuje podstatně vyšší denní teploty. Relativní vlhkost vzduchu je pod porostem naopak vyšší. Mikroklima paseky se rovněž vyznačuje extrémnější amplitudou v denním chodu – tj. většími rozdíly mezi dnem a nocí – teploty a vlhkosti vzduchu i teploty půdy. Řada druhů lesních bylin zde umírá nebo nenachází ekologické optimum (Meier et al. 1995).

Belgický výzkum zjistil, že na holosečích v bukovém lese mizí hlavně vzácnější druhy bylin (Godefroid et al. 2005). Ve Švédsku holosečně těžené plochy smrkových lesů vykazují podstatně menší druhové bohatství i druhovou diverzitu (měřenou Simpsonovým indexem) než místa vytěžená výběrným způsobem a dochází zde k větší změně druhového složení (Hannerz et Hånell 1997).

Na pasekách po odlesnění se v sukcesním vývoji nejdříve objevují jednoleté a dvouleté druhy s největší rozšiřovací schopností, přitom v různé míře zůstávají ještě zachovány nejpřizpůsobivější podrostní druhy. Pak nastupují druhy vytrvalé, mezi nimi trávy, které posléze převládnou, a nakonec se mezi nimi začnou zmlazovat pionýrské dřeviny. Na pasece se daří druhům světlomilným (popř. ke světlu indiferentním), zatímco druhy stínomilné jsou na ústupu (Elliot et al. 1997). Vedle některých druhů dřívějšího lesního podrostu se na pasece rozšiřují i druhy vysloveně pasekové, které v zapojeném lese nejsou zpravidla přítomny. Tzv. pasekové druhy – například ostružiníky (*Rubus sp.*), starčky (*Senecio sp.*), vrbovka úzkolistá (*Epilobium angustifolium*), náprstník červený (*Digitalis purpurea*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) či na živých půdách kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) – záhy ovládnou prostor a zatlačí druhy typické pro les. Ty pak mohou z porostu úplně a natrvalo vymizet. V lužních lesích jsou některé porosty narušeny sítí průseků natolik, že v bylinném podrostu zcela převládají ruderální druhy a neofyty (Buček et Lacina 1992).

Holiny či paseky jsou též ideálním prostředím pro nástup geograficky nepůvodních rostlin s velkým invazním potenciálem. Takto se již v dřívější době v mnohých lesích teplejších území masově rozšířila netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), původem z Asie. Ze západní Evropy pak přes paseky do lesního prostředí pronikl náprstník červený, zatímco janovec metlatý (*Cytisus scoparius*) coby druh světlomilný přežívá pouze na pasekách či v lesních lemech. Lesní paseky patří v české krajině mezi biotopy s poměrně vysokým podílem neofytů (Chytrý et al. 2005), ze kterých se invazivní druhy rostliny rekrutují. Pět nejrozšířenějších zavlečených a invazivních druhů v lužních lesích v nivě Dyje (netýkavka malokvětá – *Impatiens parviflora*, hvězdnice kopinatá – *Aster lanceolatus*, dvouzubec černoplodý – *Bidens frondosa*, turanka kanadská – *Conyza canadensis* a zlatobýl obrovský – *Solidago gigantea*) se vyskytuje především na pasekách (Řepka et al. 2008).

Bylinné patro je konzervativní. Například lze dodnes prostřednictvím druhového spektra travino-bylinného podrostu indikovat působení vlivů hrabání steliva a pastvy dobytka, tedy vlivů, které skončily před desetiletími (Buček et Lacina 1992). Obvykle se předpokládá, že se na ploše po holoseči lesní podrost časem obnoví. Záleží ovšem na tom, zda holoseč ještě umožní přežití aspoň několika jedinců či jejich diaspor každého druhu na ploše paseky, jaké časově nejbližší (sukcesní) stadium po holoseči umožní existenci původních druhů a jaký je imigrační potenciál druhů, které se na ploše holoseče vymizely, tj. zda se v okolí vyskytují a jak rychle se případně šíří. Pokud je velká část druhové diverzity lesní flóry na holé seči zlikvidována, jejich další existence na ploše zcela závislá na imigraci. Většina lesních rostlin se však šíří jen pomalu; často jde o myrmekofilní druhy, jejichž semena roznášejí mravenci na vzdálenost několika centimetrů nebo decimetrů ročně (Čížek et al. 2007).

Pro 49 druhů lesního podrostu evropského mírného pásma byla zjištěna průměrná rychlost migrace 0,3–0,5 metru za rok, z toho pro druhy šířené mravenci byla rychlost nejmenší, totiž 0,25 metru za rok, naopak největší byla u druhů s adhesivními semeny: 0,48 metru za rok (Brunet et Oheimb 1998). Proto než rostlinné druhy lokálně vyhynulé po holé seči znovu nabudou původní velikosti populace ve vzdálenosti 50 metru od okraje holoseče, může být potřeba století nebo více.

Ovšem kalkulace předpokládá, že v sousedství paseky leží původní, druhově bohatý porost s kompletní flórou. Často tomu tak nemusí být: může jít o plochu, kde bylo bylinné patro rovněž ochuzeno předchozí těžbou a doposud se nestačilo plně obnovit.

Obnova stromového patra ovšem neznamená obnovu dobrých podmínek pro lesní byliny, právě naopak. Jakmile založené kultury odrostou a (ve fázi mlaziny) vytvoří hustý korunový zápoj, klesne přístup světla k bylinnému podrostu na ještě menší intenzitu, než jaká byla v předchozím dospělém porostu. Mlazina tak poskytuje jen omezené možnosti pro uplatnění druhů bylinného patra. Hlavně v mladých porostech jehličnatých dřevin je potlačení bylinného a někdy i mechového patra velmi markantní. Stav potlačeného bylinného patra může přetrvávat 20–30 let a ani v porostech starších není bylinné patro rozvinuto do té míry jako ve věkově zralém porostu. Teprve později se začne obnovovat, aby následně bylo opět zdecimováno holou sečí (Zerbe et al. 2003).

Průměrná doba obmýtí v českých lesích činí 115 let (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství ČR 2005). Proto je velmi pravděpodobné, že všude v okolí plochy dřívější holoseče nebo i na ní samotné proběhnou další holoseče dřívě, než se pomalu se šířící druhy stihnou vrátit, popřípadě budou holosečemi zničeny i tam, odkud se původně pomalu šířily. Rychlost vymírání tak přesáhne rychlost rekolonizace a druh z obhospodařovaných lesů postupně zcela vymizí (Fraterrigo 2005).

Pasečné hospodaření tak opakovaně decimuje lesní podrost, přičemž se lze domnívat, že regenerace podrostu po přestálé holoseči není dokonalá. Plošné mýcení lesního porostu zřejmě přispělo významným způsobem k ochuzení biodiverzity lesů o druhy konzervativně lesní, životně závislé na stálosti lesního prostředí. To platí nejen o vyšších rostlinách, ale ještě více o mechorostech, houbách a některých skupinách bezobratlých živočichů. Některé z nich nachází pouze v plošně omezených zbytcích přírodních lesů, zatímco v lesích pasečně obhospodařovaných je stěží najdeme (Humphrey 2003).

Počet druhů versus zachování lesních druhů

V některých taxonomických skupinách může druhové bohatství po vzniku holoseče paradoxně stoupat. Nemusí jít pouze o už diskutované neofyty. Ilustrativním příkladem jsou střevlíci, u kterých řada prací zjistila zvýšený výskyt na holoseči ve srovnání s původním lesem (Warnaffe et Lebrun 2004; Moore et al. 2004; Niemelae et al. 1993).

Sice zde mizí druhy typické pro uzavřený porost a „původní lesní společenstvo se často po holoseči obnovuje velmi pomalu a některé typické lesní druhy se nikdy nevrátí. Holoseče proto mohou vést ke ztrátě některých typických lesních druhů na úrovni krajiny“ (Warnaffe et Lebrun 2004). Ale zároveň vznikají vhodné podmínky pro kolonizaci některými druhy otevřené krajiny (kterých je větší počet). Souvislosti tohoto problému s degradací lesní půdy diskutujeme v kapitole 4.4. V některých případech ovšem citlivé uplatňování holosečných prvků může druhové diverzitě prospět. V některých případech je tedy možné v zájmu určitých cílových druhů uvažovat i o jejich upřednostnění před kvalitou půdy, mělo by jít však vždy o dobře zdůvodněné výjimky. Podobně pravidla péče o lesní biotopy v soustavě Natura 2000 v Dánsku nevyklučují a priori holoseče, protože tvoří důležitý biotop několika prioritních chráněných druhů: lelka lesního (*Caprimulgus europeaus*), skřivana lesního (*Lullula arborea*) a ťuhýka obecného (*Lanius collurio*) (MŽP 2004).

Velkoplošná příprava půdy

Extrémní formou holoseče je těžba spojená s tzv. celoplošnou přípravou půdy frézováním do hloubky. Používána je především v lužních lesích na jihovýchodě Moravy. Při ní dochází k úplnému mechanickému zničení půdy do hloubky 30 centimetrů i všech rostlin podrostu včetně jejich oddenků a kořenových systémů. Holý povrch půdy pak výhradně osidluje zcela jiné, rychle se šířící, mnohdy nepůvodní druhy pasekové vegetace. Kromě toho jsou vlastnosti půd změněny tak, že nevyhovují rostlinám původního podrostu a přispívají naopak k rozvoji agresivních pasekových druhů (Čížek et al. 2007).

Celoplošná příprava půdy přímo ničí důležité, někdy i chráněné a ohrožené druhy rostlin, jako je bledule letní (*Leucojum aestivum*), dymnivka dutá (*Corydalis cava*), dymnivka nízká (*Corydalis pumila*), sněženka podsněžník (*Galantus nivalis*) nebo křivátek žlutý (*Gagea lutea*) (Čížek et al. 2007).

Ale vážně poškozena je rovněž zoocenóza. Frézování dovádí degradaci prostředí do extrému, protože les se prakticky mění v orniště, kde chybí jakákoliv mikrostanoviště. Míží důležité biotopy a živné rostliny, na kterých závisí vzácné druhy hmyzu, jež se v lužním lese vyskytují: roháč obecný (*Lucanus cervus*), druh chráněný českou legislativou coby silně ohrožený a zařazený mezi druhy ochraňované evropskou směrnicí o stanovištích; tesařík (*Akimerus schaefferi*), kriticky ohrožený druh českého červeného seznamu; lesák rumělkový (*Cucujus cinnaberinus*), rovněž druh chráněný směrnicí o stanovištích, a některé další, které se vyvíjejí v pařezech (Čížek et al. 2007). Nacházejí zde poslední zbytky tlejícího dřeva v lesním porostu (viz níže). Celoplošná příprava je připravuje o klíčový zbytkový biotop. Larvy jasoně dymnivkového (*Parnassius mnemosyne*), chráněného jako silně ohrožený druh a zařazeného do směrnice o stanovištích, se žije jen na osluněných listech dymnivek, jež z porostu při této operaci rovněž mizí (Čížek et al. 2007).

5.2. Struktura porostu

Ovšem přímý zásah do vykácené plochy není jediným a možná ani nejdůležitějším faktorem, který ovlivňuje biologickou diverzitu lesa. Neméně důležité jsou nepřímé vlivy: holosečná těžba totiž prakticky rozhoduje o charakteru nově vznikajícího porostu. V důsledku z něj vylučuje některé prvky, jež jsou zásadní pro druhové bohatství.

Umělou obnovou na holoseči – bez ohledu na druhovou skladbu – vzniká stejnověký, stejnorodý les. Ve věkově i prostorově uniformním porostu chybí mozaika mikrobiotopů: víceetážová struktura stromového patra, střídání stinných míst a maloplošných světlin. Právě na rozmanité architektuře vegetace ovšem závisí velká část biodiverzity. Ilustrativním příkladem jsou některé druhy hmyzu, jež se v České republice ocitly na pokraji vyhnutí. Housenky okáče jilkového (*Lopinga achine*) se vyvíjejí výhradně na lesních druzích ostřic (*Carex sp.*) rostoucích v doubravách s korunovým zápojem 60–80 % (Konvička et al. 2004). Podrost prvosenek v polostínu a zároveň osluněné větve v závětří vyžaduje k páření a k rozmnožování další motýl, pestrobarvec petrklíčový (*Hamearis lucina*) (Konvička et al. 2004). Tesařík obrovský závisí na osluněném dřevě doposud živých dubů (Konvička et al. 2004).

Obdobné biotopové nároky má řada druhů rostlin. Silně ohrožený střevičník pantoflíček (*Cyripedium calceolus*) nebo zvonovec vonný (*Adenophora liliifolia*) klasifikovaný coby kriticky ohrožený jsou typické druhy řídkých lesů, kde nacházejí stanoviště se střídáním světla a stínu (Rybka et al. 2004). Pasečné hospodaření, kde se postupně obměňují zapojené vysokokmenné porosty s otevřenými plochami holosečí, je vytlačuje na ekotonová stanoviště lemů. Víceetážová struktura lesa patří mezi hlavní biotopové nároky (a holosečná těžba mezi důležité příčiny degradace biotopu) datlovitých ptáků (Mikusiński 2006).

Pravděpodobně ještě důležitější je, že pasečné hospodaření z lesa postupně, holoseč po holoseči, odstraňuje všechny dospělé stromy. Platí to i pro výstavky, které jsou obvykle po vysemenění rovněž smýceny, neboť většinou chřadnou kvůli změně stanovištních poměrů. Nezůstávají zde prakticky žádné přestarlé stromy. Proto v lese chybí stanoviště starých a dozívajících stromů s dutinami a šterbinami, souší nebo zlomů, padlých kmenů a tlejícího dřeva, kde řada důležitých druhů nachází biotopy (Hooper 2002).

Rozdíl demonstrují statistiky. Výzkum českých pralesovitých rezervací – od nížinných lužních lesů na jihu Moravy přes Českomoravskou vrchovinu až po Beskydy a Šumavu – ukazuje, že na jeden hektar přírodního lesa připadá 50 až 345 m³ tlejícího dřeva (Vrška et Hort 2001), nejčastěji však 100 až 150 m³. V krkonošských horských smrčích se nachází asi 124 m³/ha, zhruba čtvrtinu tvoří ležící kmeny (Janovský et al. 2002). Na jednom hektaru bučin a smrkových porostů v Národní přírodní rezervaci (NPR) Kněhyně-Čertův mlýn (Beskydy) je 132 m³ tlejícího dřeva, padlé stromy tvoří asi 86 m³ (Janovský et al. 2004). Tlející dřevo pokrývá 23–30 % celkového objemu dřevní hmoty v přírodních lesích (Vrška et al. 2005). V pralese Razula v CHKO Beskydy je to dokonce 61 % celkové dřevní hmoty, tedy průměrně 345 m³/ha (Vrška et Hort 2001).

Naopak v intenzivně obhospodařovaných lesích tlející dřevo prakticky úplně chybí. Jeho míra činí v průměru 7 m³/ha (Národní inventarizace lesů). Většinou jde pouze o větve a kůru. Přitom není nutné dostat porosty na úroveň pralesa. Postačuje, pokud se v lese objevuje alespoň částečná nabídka tohoto biotopu. Už při zhruba 30 m³ tlejícího dřeva na hektar výrazně stoupá druhové bohatství saproxylických brouků, mezi které patří i mnoho ohrožených druhů (Gilg 2005). WWF pro evropské lesy doporučuje, aby postupně dosáhly 20–30 m³ tlejícího dřeva na hektar (Dudley et Vallauri 2004).

Asi třetina evropské lesní fauny a flóry je závislá na tlejícím dřevě nebo odumírajících stromech (Dudley et Vallauri 2004). Patří mezi nejvzácnější druhy středoevropských lesů. Potravu zde hledají nebo v dutinách či na zlomech hnízdí mnohé druhy ptáků: sovy (*Strigiformes*), datlovití (*Picidae*), čápi černí (*Ciconia nigra*), lejsci (*Ficedula sp.*) brhlíci lesní (*Sitta europaea*) nebo sýkory (*Parus sp.*). Výzkum v pralese na Velké Fatře ukázal, že druhy, jež hnízdí v polodutinách

souší nebo ve vývratech, přijdou o snůšku vinou predátorů či špatného počasí méně často než ptáci, kteří hnízdo umístí na zemi či ve větvích (Saniga et Saniga 2004). Datlík tříprstý (*Picooides tridactylus*) se nevyskytuje v porostech, kde zlomy tvoří méně než pět procent z celkového počtu stojících stromů (Butler et al. 2004). Abundance datlů černých (*Dryocopus martius*) a strakapoudů (*Dendroscopus sp.*) v přírodním lese je ve srovnání se stejnověkovou monokulturou třikrát větší (Gutowski et al. 2004).

V dutinách žijí stromoví netopýři, plši nebo veverky. Tlející dřevo představuje klíčový biotop pro řadu brouků, například mnohé tesaříky (*Cerambycidae*) a krasce (*Buprestidae*), páchníka hnědého (*Osmoderma eremita*), roháče nebo nosorožka kapucínka (*Oryctes nasicornis*). Závisí na nich i další skupiny hmyzu a predátoři, kteří se jimi živí, saprofytické houby, lišejníky, mechy, kapradiny nebo bakterie. V NPR Cahnov – lužním lese u soutoku Dyje s Moravou – žije 86 % druhů mechorostů na ležících kmenech a 17 ze 71 druhů se vyskytuje výhradně na tlejícím dřevě (Jankovský 2001).

Složení biologického společenstva obývajících tlející dřevo závisí na druhu stromu, ze kterého pochází, jeho tloušťky, stupně rozkladu, vlhkosti, na tom, zda je to stojící nebo ležící dřevo nebo se nachází na světle nebo ve stínu. Díky vyšší strukturální rozmanitosti lesů, kde těžba probíhá výběrným způsobem, v nich specializované druhy spíše najdou vhodné biotopy.

5.3. Půdní organismy

Půdní fauna je kvantitativně (počtem druhů) i kvalitativně (rolí v ekosystému) velmi důležitou součástí biologické diverzity lesa. Změny ve společenstvu půdních živočichů i jiných organismů, které diskutujeme v kapitole 4.4., mají proto významné implikace nejen pro biodiverzitu, ale výrazně ovlivňují retenci a koloběh živin a tvorbu půd, a tím i produkci dřeva (Prescott 2002). Český výzkum například ukazuje zhruba vyrovnanou druhovou pestrost, ale dramatický pokles abundance stonožek (*Chilopoda*), mnohonožek (*Diplopoda*) a stonoženek (*Symphyla*) na holoseči ve srovnání s původním lesem (Tuf et al. 2003).

5.4. Fragmentace

Holosečná těžba podmiňuje biologickou diverzitu nejen na vykáčené ploše (ať už na pasece, či v budoucím lese po obnově), ale rovněž v okolních porostech. Fragmentace narušuje souvislý lesní porost. Snižuje jeho atraktivitu pro některé druhy, zejména menší obratlovce. Fragmentace v důsledku holoseči patří mezi důležité důvody, proč ubývá vhodného biotopu pro tetřeva hlušce na Slovensku (Saniga 2003). Pro tetřevy jsou přijatelné holoseče do rozlohy asi 0,2 hektaru.

5.5. Důsledky pro produkci dřeva

Snížení biologické diverzity lesního porostu ovšem není významné pouze z hlediska ochrany přírody. Podobně jako degradace půd má vážné, byť nepřímé důsledky pro lesní hospodaření a potažmo produkci dřeva.

Rozmanitost lesů přímo ovlivňuje jejich stabilitu. Strukturálně rozmanité lesy jsou staticky stabilnější než stejnověkové lesy s jednoduchou strukturou. V bohatě strukturovaných lesích rostou stromy stejné etáže v řidším zápoji než v hustých stejnověkových hospodářských lesích. To jim umožňuje vytvářet delší koruny, díky kterým mají níže položené těžišťe a vyšší statickou stabilitu. Mladé stromy nacházející se ve spodní etáži lesa jsou podstatně pružnější a odolnější vůči větru než staré stromy. Proto i při extrémně silném větru přežijí v rozmanitém lese aspoň některé stromy a ekosystém – a produkční porost – zůstane zachován (Zeng 2006).

Rozmanité lesy jsou odolnější i proti biologickým patogenům stromů, které jsou často specializovány pouze na určitý druh stromu a jeho vývojové stádium. Lýkožrout smrkový se specializuje na oslabené smrky starší 80 let (Grodzki et al. 2006). V přirozeném lese se též nachází víc antagonistických druhů, hlavně predátorů, parazitů a parazitoidů. Tyto druhy jsou často vázány na odumřelé stromy (datlí, drobčící aj.) nebo jiné struktury, které v přeměněných lesích chybí (dutinová ptáci a netopýři), a tudíž jsou v nich velmi vzácné.

6. Vliv holosečí na vodní režim

Holosečná těžba dřeva hned několika cestami ovlivňuje vodozadržnou kapacitu lesa, zejména:

- destrukcí vrstvy opadu zrychleným rozkladem a změnou jeho fyzikálních vlastností,
- vytvářením erozních rýh,
- stlačováním půdy těžkými mechanizmy,
- prostřednictvím vlivu na půdní organismy a půdní strukturu,
- snížením transpirace a změn struktury nadzemní části lesa, jak již bylo zmíněno v předchozích kapitolách.

Jednotlivé dopady diskutujeme v předchozích kapitolách. Zde se podrobněji budeme zabývat vlivem na zadržování vody a na odtokové poměry.

6.1. Retenční kapacita půd

Holosečná těžba znamená dočasný zánik nadzemní stromové struktury lesa, která za normálních okolností tlumí energii padajících kapek, část srážek zachytává na svém povrchu (intercepce) a mění rozdělení srážek dopadajících na lesní půdu (například stok po kmeni buků). Zvýšená energie padajících kapek na povrch půdy, která navíc na čerstvé holoseči není kryta opadem listů a jehličí, zvyšuje riziko eroze a s ním spojený zvýšený povrchový odtok. Náchylnost lokality na vznik povrchového odtoku všeobecně roste se sklonem svahů a jejich délkou a se zvyšujícími se srážkami (je větší na horách).

Vliv holosečné těžby se silně projevuje zrychleným rozkladem vrstvy opadu a potažmo její redukcí. Vrstva opadu silná šest centimetrů přitom dokáže téměř úplně eliminovat povrchový odtok i při vydatných přívalových srážkách (Midriak 2000). Humus na jedné straně umožňuje protékání vody do nižších vrstev půdy, na druhé straně sám zadržuje velké množství vody. Rozdíl v množství nadložního humusu mezi starým a přirozeným lesem a lesem obhospodařovaným holosečně dosahuje desítek až stovek tun, což snižuje retenční schopnost lesních půd až o stovky krychlových metrů vody na každém hektaru lesa (Šály 1991).

Retenční kapacita lesních půd závisí na půdní struktuře – vzájemném poměru půdních agregátů a pórů různých velikostí, ta je zase ovlivňována půdními organismy a půdní organickou hmotou. Destruktivní vliv holosečné těžby na půdní organismy se projeví i ve změně půdní struktury a redukcí půdních pórů. Na holoseči se může zvýšit objemová hmotnost půdy až dvojnásobně (Perry 1994). Klesne množství makropórů důležitých pro infiltrační schopnost půd a klesne také množství makroagregátů, což se projeví snížením retenční kapacity půd.

Povrchový odtok vody nastává i při poměrně malých srážkách na místech pohybu těžkých mechanismů a vlečených kmenů stromů, kde došlo ke stlačení půdy a eliminaci půdních pórů. Povrchový odtok na svážnici může dosáhnout až 1300 násobek povrchového odtoku v dospělém lese (Midriak 1995), což znamená, že povrchově odteče téměř všechna voda, která dopadne na svážnici. Přitom až 95% této vody se dostane do vodních toků (Midriak 2000).

Tabulka 4: Intenzita infiltrace vody do půdy v různých lesních porostech

Charakter lesa	Intenzita vsakování na začátku	Intenzita vsakování po dvou hodinách
Paseka	1	0,3
Smrková tyčovina	13	2
Smrková kmenovina	30	14
Smíšený dospělý jedlovo-bukový les	56	1

Zdroj: Valtíny 1996

Po nasycení půdních pórů vodou dochází při pokračování srážek k pohybu půdní vody ve směru gravitace jako tzv. podpovrchový odtok. Při gravitačním pohybu vody půdním profilem se část vody dostává hlouběji do půdního a horninového prostředí, kde může přetrvat dlouhé období, dokud se nedostane na povrch ve formě pramene. Druhá část vody se může dostat na povrch v případě, že narazí na terénní depresi, kde vytéká a tvoří opět povrchový odtok. Proto se poměrně rychle dostane do vodních toků. Kromě přirozených terénních depresí představují taková místa i lesní cesty, svážnice a erozní rýhy, ale i erodované zahloubené vodní toky, které drénují půdní vodu a zvyšují odtok vody z lesa. Naopak vhodně obnovené mokřady, asanované cesty a revitalizované nivy vodních toků mohou výrazně přispět k zadržování vody a živin v dílčích mikropovodích (Hornbeck et al. 1997).

Tabulka 5: Půdní profil pod různými stadii porostu podle hydrologických vlastností (v milimetrech)

Stav smrkového porostu	Vrstva nadložního humusu (m)	Maximální kapilární vodní kapacita	Obsah vody v půdním profilu, léto	Pravděpodobná retenční kapacita vody v půdním profilu, léto
Tříletá kultura na 5 let staré holoseči	0,04	234	208	26
Pět let stará clonná seč (poloviční zakmenění)	0,07	282	190	92
Kontrolní porost s plným zakmeněním	0,09	297	176	121

Zdroj: Šach et al. 2003

Také na pasekách, které byly včas (ze zákona o lesích do dvou let) zalesněny, mohou být hydrologické vlastnosti půdy pozmeněny. Na pět let staré holoseči na prudkém jižním svahu s tříletou smrkovou kulturou a pokryvem silné vrstvy nadložního humusu byla v půdním profilu zjištěna nejnižší maximální kapilární vodní kapacita, nejvyšší vlhkost a tím i nejmenší potenciální retenční kapacita oproti clonné seči a kontrolnímu porostu (Tab. 5, Šach et al. 2003).

Na holině (a v porostu jehličnanů) v porovnání s listnatým porostem dochází k výraznému zhoršení pedofyzikálních charakteristik nejsvrchnějšího minerálního horizontu (Podrázský et Remeš 2005). Na holoseči byla zjištěna zvýšená objemová hmotnost, snížení pórovitosti a snížení minimální vzdušné kapacity (tab. 6). Tyto změny spolu s mineralizací nadložního humusu a ulehnutím půd, ke kterému může na holosečích dojít, pak výrazně zhoršují půdní vlastnosti a může dojít až k ohrožení plnění hydrických funkcí lesa ve smyslu rychlého odtoku vody a vláhovým deficitům v suchých obdobích (Podrázský et Remeš 2005).

Tabulka 6: Základní pedofyzikální charakteristiky svrchní vrstvy minerální půdy v porostech s různým složením a na holině

Dřevina	Objemová vlhkost (%)	Objemová hmotnost (g/cm ³)	Pórovitost (%)	Max. vodní kapacita (%)	Min. vzdušná kapacita (%)
Listnáče	31,1	0,82	67,5	45,0	22,5
Smrk (55 let)	16,1	0,92	64,1	33,7	30,4
Holina	29,8	1,25	51,0	36,4	14,6

Zdroj: Podrázský et Remeš 2005

Výrazné zhoršení vlastností půdy je způsobeno již samotným odstraněním lesního porostu a odkrytí plochy. Velmi rychle a značně se tím sníží obsah nekapilárních pórů, a tak na pasece poklesne absolutní vzdušná kapacita půdy (tab. 5). Stejně tak se sníží i momentální vzdušnost půdy (v hloubce 0–30 cm až o 20 %), a dojde tedy ke změnám jejích vlastností (Mařan et Káš 1948). Také rychlý rozklad nadložního humusu a možnost odváti či přemístění organické vrstvy může snížit obsah pórů (Mařan et Káš 1948). Na holoseči tak bylo zjištěno až dvojnásobné zvýšení objemové hmotnosti půdy (Perry 1994) a pokles provzdušněnosti a propustnosti půd o 20–30 % (Pelíšek 1964). Holé seče ovlivňují půdní vlastnosti zvýšením hustoty a snížením celkové pórovitosti a propustnosti pro vodu (Pobědinskij et Krečmer 1984) (viz tab. 3 a 4). Nicméně nejvýraznější změnou půdy na holoseči je úbytek organických složek horních půdních vrstev v důsledku zvýšené nitrifikace zapříčiněné teplotními a vláhovými extrémy (Korpel et al. 1991). Dochází také ke zhoršení provzdušnění a hospodaření s vodou na hlinitých, těžkých půdách s labilní strukturou, kde se po provedení holoseče rozpadává hrudkovitá horní vrstva. Kromě toho mohou na holé ploše působit srážky na půdu mechanickým utloukáním a sléváním povrchu. V lesním porostu je velká část srážek zachycena korunami, což zabrání snižování pórovitosti půdního povrchu přímým dopadem prudkých srážek (Úlehla 1947; Mařan et Káš 1948). Slehnutím půd se zvětšuje výpar, a tím i ztráty vody z povrchu. Půdy s přeschlým povrchem (humusem, hrabankou, půdní krustou) se pak jen velmi pomalu zvlhčují a infiltrace značně zpomaluje (Pelíšek 1964; Mařan et Káš 1948; Šach 1986; Kantor et al. 2003; Šach 2006).

Tabulka 7: Vývoj průměrné absolutní vzdušné kapacity půdy na pasece po skácení porostu (v procentech)

Roky (po skácení porostu)	Hloubka měření v půdě (cm)			
	0–10	10–20	20–30	30–50
1933	38,05	38,35	32,20	24,62
1935	34,29	32,65	30,46	27,21
1936	28,65	26,36	23,38	19,51

Zdroj: Mařan et Káš 1948

Tabulka 8: Hustota a pórovitost půdy na holoseči a v dospělém porostu

Hloubka odběru vzorků (cm)	Hustota (g/cm ³)		Celková pórovitost (%)	
	Jednoletá holoseč	Mýtný porost	Jednoletá holoseč	Mýtný porost
1,5–10	0,57	0,43	74	88
10–20	1,19	0,87	50	66
20–30	1,29	1,07	49	58
30–40	1,28	1,28	49	50

Zdroj: Pobědinskij et Krečmer 1984

K výraznému zhoršení fyzikálních vlastností půdy dochází na pasekách po holosečích, kde byla poškozena půda, například vláčením přibližovaného dřeva či pojezdem mechanizace (Pelíšek 1964; Pobědinskij et Krečmer 1984). V takto ovlivněných půdách dochází především ke zmenšení pórovitosti a dalším změnám půdní struktury (tab. 5) (Pelíšek 1964; Pobědinskij et Krečmer 1984). Zvláště markantní je zhoršení hydrologických vlastností na těžkých hlinitých podzolovaných půdách (Pobědinskij et Krečmer 1984). V českých podmínkách má nejvíce destruktivní vliv traktorové přibližování. Kola jedoucího stroje způsobují stlačování půdy, rozrušování půdního povrchu i jeho strhávání a částečně i rozrušování podloží (Křístek et al. 2002).

Důležitým prvkem zadržování vody v lesním porostu je – vedle retenčních schopností půdy samotné – též tlející dřevo (viz kapitola 5.2.). Rozkládající se kmeny fungují jako rezervoár vlhkosti, a tím zaručují zachování intenzity půdních procesů i v suchých obdobích, kdy se jinak okolní vyschlá půda ukládá „ke spánku“ s částí organismů v dormantní fázi (Perry 1994). V srážkově silných obdobích, kdy je půda nasycená, putuje část vody do odumřelých kmenů, kde je zadržována. V suchých obdobích, kdy transpirace stromů vysušuje půdu, se vláha vrací do půdy. Navíc v závislosti na dispozici k vrstevnicím, vhodně položené kmeny zabraňují půdní erozi a tvoří místa, kde voda může zasakovat do kypré humózní půdy.

6.2. Režim vlhkosti a srážek

Protože vláhový režim na holinách je oproti lesnímu porostu rozkolísanější (viz kapitola o mikroklimatu), vegetací nezakrytá půda je poškozována suchem (vyšší ztráty výparem) i zamokřením, v závislosti na stanovišti (Mařan et Káš 1948). Zvětšení výparu z půdy i povrchu rostlin hlavně v kritických letních měsících způsobuje kromě vyšších teplot a nižší vlhkosti vzduchu i menší schopnost půdy zasakovat vodu do hlubších horizontů a rychlejší proudění větru (Pelíšek 1964; Pobědinskij et Krečmer 1984).

Těžební zásahy – a především těžba holou sečí – podstatně mění vliv srážek na půdu. Nemůže se uplatnit intercepce srážek v korunách, stok po kmenech, okap z listů a následně ani transpirace stromové vegetace, což se projevuje ve vodním režimu holiny (a při větším rozsahu holosečného hospodářství v celé krajině). V místech s vysokou hladinou podzemní vody (nebo dokonce se stagující vodou) dochází ztrátou transpirace až k permanentnímu zamokření; v místech s rychlým odtokem vody dochází ke střídavému extrémnímu zamokřování a vysychání. Obsah vody v půdním profilu na zabuřené holině je tak mnohem rozkolísanější než pod lesním porostem (Vacek et Podrázský 2006). Stromy vytranspirují značnou část vody, obsah vody v hlubších vrstvách půdy pod nimi je tak přibližně o 3–4% nižší než na holoseči. Ale nejsvrchnější vrstvy lesní půdy v zapojeném porostu bývají v průměru vlhčí než na holoseči. Lesní porosty tak mohou bez větší újmy přežít i letní sucha, která na pasekách mohou mít vážné následky (Mařan et Káš 1948). Při déle trvajícím suchu pasečná vegetace odebírá množství vody ze svrchních vrstev půdy (nebo se vypaří z nezakrytého povrchu) a v kořenovém horizontu stromků i většiny rostlin je nedostatek vláhy zrovna v době její největší potřeby (Pelíšek 1964). Mladé porosty, nárosty a kultury jsou na nedostatek vody citlivější než starší porosty a suchem oslabené dřeviny více napadají škůdci. Nejvíce suchu ohrožuje smrky, jedle a borovice (Křístek et al. 2002).

Rovněž tání sněhu je na holině rychlejší. Koruny stromů zadržují část slunečního záření a brání proudění tepla mezi vzduchem a sněhem (Pobědinskij et Krečmer 1984). Lesní porosty tak prodlužují tání a umožňují plynulé zasakování vody (Mezera 1971). Na holoseči sníh taje většinou rychleji (1,5–2krát oproti zapojenému porostu), což na zmrzlé (a špatně propustné) půdě může způsobit povrchový odtok (Pobědinskij et Krečmer 1984). Při holosečné těžbě roste celkový odtok z tání sněhu o 11 až 143 %; vrchol tání nastává o čtyři až pět dní dříve a zvýšená intenzita tání zůstává patrná během devíti let probíhající přirozené regenerace porostu (Riedel et al. 2001). Časový posun odtokových vln při tání sněhu v mýceném a plně zalesněném (malém) povodí činí 1–2 týdny (Zelený 1974).

6.3. Odtokové poměry v holosečně těžených povodích

Zadržování vody v povodích ovlivňuje do značné míry geomorfologie a geologická stavba území. Geologické poměry jsou (relativně) neměnné, zato geomorfologii území a hydromorfologii vodních toků však často významně ovlivňuje lesnictví (a zemědělství) (Riedel et al. 2001). Vodní toky se pod vlivem degradačních procesů mění. Každé vážné narušení lesního ekosystému je následované iniciací erozních procesů a destabilizací odtokových poměrů. Dochází ke snížení schopnosti lesního povodí zadržovat vodu i živiny. Ačkoliv les se regeneruje poměrně rychle, lesní půdy se obnovují pomaleji a velmi pomalu trvá regenerace lesních vodních toků a mokřadů (Webster et al. 1992).

Koloběh vody má však ještě další podstatnou fázi – atmosférickou, jež určuje, jak se bude redistribuovat srážková voda. Rychle přibývající asfaltové a betonové povrchy i budovy, a intenzifikace zemědělského využití půdy způsobují úbytek srážek v nížinách a jejich další přesun do horských oblastí. Degradovaná horská povodí ovšem nedokážou tyto přívalové deště zachytit a voda v podobě povodňových vln směřuje do nížin.

Pokud se v dospělém porostu 30–90 % srážkové vody vrací formou intercepce a transpirace do atmosféry, musí z holiny srovnatelné množství vody odtékat po povrchu, protože půda zde má malou retenční schopnost. To má pak vliv i na vodní režim okolní krajiny (Vacek et Podrázský 2006).

Tabulka 9: Povrchový odtok z atmosférických srážek na odtokových mikroplochách (v milimetrech)

Hydrologický rok	Holá seč			Clonná seč			Kontrolní porost		
	Zima	Léto	Celkem	Zima	Léto	Celkem	Zima	Léto	Celkem
1979/80	4,4	0,9	5,3	4,4	1,4	5,8	2,1	0,2	2,3
1980/81	3,1	1,0	4,1	0,9	1,8	2,7	3,0	0,5	3,5
1981/82	15,0	1,8	16,8	14,3	1,0	15,3	12,2	1,7	13,9
1982/83	3,9	8,4	12,3	1,7	3,3	5,0	4,1	4,2	8,3
1983/84	2,5	15,0	17,5	2,8	5,0	7,8	2,7	4,8	7,5

Zdroj: Šach 1986

Holoseče vykazují největší množství tzv. neproduktivně odtékající vody, tj. té, která odtéče, aniž by byla využita vegetací či pro doplnění zásob podzemní vody. V mýtně zralých a přestárlých porostech v povrchovém odtoku jen 31 % vody odtéče a kalnost odtékající vody je průměrně poloviční (Midriak 1995). Zvyšování odtoku z holosečných ploch, zvláště je-li jejich výměra rozsáhlá (více než 12 % celkové výměry lesa v mikropovodí), může silně ovlivňovat vodní režim okolní krajiny (Midriak 1995). Ve flyšových oblastech se povrchový odtok zrychluje už při odlesnění na svazích o sklonu kolem 5° (Buzek 1981).

Statisticky významně vyšší povrchový (i podpovrchový) odtok oproti kontrolnímu porostu a ploše s clonnou sečí byl zjištěn i 25 let po provedení holosečné těžby (Šach 2006a, 2006b).

Poměr podzemního ku povrchovému odtoku se na holoseči během prvních čtyř let po zásahu 4,5krát zmenšil. Udáván je až desetinásobný nárůst odtokové výšky (Pobědinskij et Krečmer 1984). Jarní svahový odtok se v prvních třech letech po holoseči zvětšil šestkrát, při postupné těžbě jen třikrát (Pobědinskij et Krečmer 1984).

Holosečná těžba dřeva tedy výrazně snižuje vodozadržnou kapacitu lesních půd, přispívá ke vzniku povrchového odtoku a zvyšuje riziko povodní. Zvýšený odtok vody se posléze v suchých obdobích projevuje nízkými minimálními průtoky vodních toků a poklesem hladiny podzemní vody.

Plošně rozsáhlé odlesnění významně zvyšuje odtok vody z povodí (Henriksen et Kirkhusmo 2000; Likens et Bormann 1974; Kantor et al. 2003). Při holosečném mýcení topolových porostů se odtokové kulminace z dešťových srážek zvyšují o 250 %

a objemy vod z bouřkových lijáků o více než 170% v prvních dvou letech po holoseči (Verry et al. 1983).

Při holosečném odstranění stromů na 25% plochy povodí stoupá odtok o 52% (Burton 1997). Roli hraje i vyklizovací technika – při použití traktoru a smýkání dřeva bylo zvýšení trojnásobné ve srovnání s použitím lana navijáku (Ursic 1991). Povodňové průtoky z holosečně obhospodařovaných povodí zůstávají zvýšené dvacet až třicet let od skončení těžebních operací. Výzkum holosečně obhospodařovaných povodí v Apalačském pohoří, kde nedošlo při těžbě a transportu k narušení půdy, ukázal zvýšení celkového objemu povodňových průtoků o 11% a maximální povodňové průtoky se zvýšily o 7% (Webster et al. 1992).

Zvýšení průtoků bylo zjištěno i při použití pásové těžby podobné holosečím v českých podmínkách (šířka seče 25 metrů, vedené po spádnicí, navíc kolem toků ponechán pruh porostu). Ve srovnání s předpokládanými hodnotami v netěženém porostu se během prvních dvou vegetačních období zvýšilo množství odtékající vody o 54%, respektive 23% (Kantor et al. 2003). Na jiném holosečně obnovovaném povodí bylo zaznamenáno zvýšení kulminačního průtoku o 35% oproti povodí nedotčenému. Kulminační průtoky ovlivnila redukce transpirace, narušení půdy na těžných plochách a vytvoření nové hydrografické sítě z přibližovacích linek. Efekt holosečně těžného povodí se postupně ztrácí se zarůstáním ploch vegetací, která vodu začíná odebírat (Kantor et al. 2003).

Při srovnání dvou dílčích podpovodí Červíku v podpovodí s holosečnými těžbami byl odtok v úhrnu o 16% vyšší oproti povodí bez holosečných těžeb (Zelený 1971; Zelený 1974). Prokazatelné bylo také zvýšení odtoku ze zimních srážek v důsledku většího nahromadění sněhu na pasekách (Zelený 1971).

Vysoká závislost odtoků na srážkách po provedení seči u režimu pramenného výtoku i pro celé experimentální povodí dokládají, že těžební zásahy tohoto druhu podporují citlivější reakci pramenů na srážkové situace, a jsou tak příčinou větší rozkolísanosti odtoků. Holé seče tedy mají záporný vliv na kvalitativní vodohospodářské působení lesních porostů. Používání takových obnovních sečí tak zvyšuje rozkolísanost odtoků celého povodí (Zelený 1971; Zelený 1974). Celkový odtok z holosečně odtěženého povodí v americkém státě Kentucky se zvýšil o 138%; použití nárazníkových pásů podél vodních toků a ochrana půdy při těžbě snižovala následky velkopošné kalamitní holoseče v průměru o 10–20% (Yanai et al. 2003).

Přírozené disturbance versus holosečná těžba

Volné plochy po padlých stromech ve středoevropském přírodním lese bývají mnohem menší než běžné holoseče. Ale někdy dochází k přírodním disturbancím, které s holosečemi lze pohodlně srovnat nebo jsou i podstatně větší – především k velkým polomům a invazím hmyzích škůdců. Důležitou otázkou proto je: Jaký mají vliv? Kupodivu poměrně malý. To však platí pouze za podmínky, že na ploše polomu zůstane podstatná část biomasy a že nedojde k narušení půdy a jejímu zhutnění těžkými mechanismy. Za těchto podmínek se naopak přírozené disturbance mohou projevit jako mechanismus, reagující včas na změnu podmínek prostředí a směřující k odstranění špatně adaptovaných porostů (Lindenmayer 2006). V našich podmínkách jde velmi často o nahrazení stejnověkových monokultur smrku druhy lépe adaptovanými na měnící se klima. Význam hybných sil a směřování disturbancí je ovšem často špatně analyzováno a dochází opět k umělé obnově stanovištně nepůvodních porostů. Zvláště v době dynamicky se měnícího klimatu bude nutné lépe analyzovat možné adaptace ekosystémů a perspektivní druhové mixy vřídčích dřevin. V principu půjde o posun vegetačních pásem a o razantní ústup smrku v příštích 50 letech (EEA report 2008). Snažit se o fixaci ekosystémů v jejich podobě z počátku minulého století bude znamenat čím dál častější a vážnější kolize s reálnou dynamikou přírodních procesů.

Disturbance často znamená příležitost k adaptaci ekosystémů na změnu. Při disturbanci samotné nedojde k ohrožení lesního ekosystému, ačkoliv na první pohled to tak může vypadat. Vážné narušení však může způsobit špatně naplánovaný asanační zásah. Jsou dokumentovány případy, kdy asanační popadaného porostu dojde k likvidaci přírozené obnovy, jež by jinak nahradila původní nestabilní porost (Foster et Orwig 2006). Je velmi důležité analyzovat, za jakých podmínek je odtážení dřeva z kalamity výhodné a kdy při něm dojde k nenapravitelným škodám na lesní půdě a biotě. Za určitých stanovištních podmínek je možné velkou část biomasy odtěžit, v určitých podmínkách je nutno použít velmi citlivé technologie a velkou část dřeva ponechat na místě a někdy je lepší nechat kalamitu úplně bez zásahů v zájmu ochrany půdy a samovolné obnovy kvalitního lesního porostu (Foster et Orwig 2006). Současný výzkum se kalamitními holinami zabývá pouze nedostatečně a rovněž lesnické plánování a příprava na řešení kalamit se odehrává většinou ad hoc. Kalamitní holiny přitom tvoří nejvýraznější zásah do stability lesů a lesních povodí (Lindenmayer et Noss 2006).

Ve smíšených lesích Nové Anglie proběhl experiment, kdy experimentálně navodili situaci po průchodu vichřice, jež poškodila většinu porostu, pouze 30% porostu zůstalo stát. Většina ze stovek stromů tak byla úplně vyvrácena z kořenů. Na území neprovedli žádné těžební práce a nedošlo k žádným pojezdům těžké mechanizace ani k odtahování dřeva. Část vyvrácených stromů obrazila listím a část vyhnala nové větve. Díky ponechané biomase nedošlo ani k výrazné změně mikroklimatu. Překvapivě erozní procesy, humifikace, dekompozice a nutriční rovnováha zůstaly ve srovnání se stojícím lesem téměř nezměněny a během tří let došlo k rozvoji přirozené obnovy v počtu 25 tisíc na hektar (Foster et al. 2006). Naproti tomu výzkum asanace holiny v Portugalsku a její návazné umělé zalesnění vedly ke stonásobnému zvýšení odtoku sedimentů a živin z erodovaných půd (Shakesby et al. 1993). Tyto experimenty jsou jedněmi z mnoha, které dokumentují, že v určitých případech je moudré ustoupit od kalamitních těžeb, zvláště pokud má kalamitní těžba slabý nebo dokonce záporný ekonomický efekt. Bezzásahová varianta znamená, že porost se samovolně obnoví, aniž by došlo ke ztrátě půdy a živin. Tato varianta je dobře využitelná zejména v případě kalamit v listnatých, zejména bukových, porostech, kde nehrozí kalamity podkorního hmyzu a kde velkoplošné odstranění biomasy znamená prakticky likvidaci celého biotopu. V našich podmínkách je účelné vyhýbat se kalamitním těžbám zejména na příkrých svazích s velkým obsahem půdního skeletu. Problém přemnožení kůrovců může vzniknout při ponechání nezpracovaných polomů ve smrkových lesích. Má opodstatnění v chráněných územích, zejména v národních parcích a přírodních rezervacích, a dále v horských smrčinách, které jsou mimořádně citlivé a asanační zásah by zde, na rozdíl od kůrovce, znamenal jejich trvalé poškození. Na stanovištích acidofilních smrčin (*Vaccinio-Piceetea*) a rašelinných lesů zařazených do evropské sítě chráněných území Natura 2000 by při velkých větrných kalamitách mělo být jejich zpracování vyloučeno (Bejček et al. 2007).

Pokud nedojde k vážnému narušení půdy a mikroklimatu asanačním zásahem, dostanou po disturbanci šanci i semena klimaxových dřevin, které v těchto podmínkách mohou místy úspěšně prosperovat. Pokud ovšem dojde k narušení mikroklimatu a degradaci půdy, uplatní se v sukcesi nejspíše agresivní traviny a z dřevin pouze dřeviny pionýrské (Foster et al. 2006). Obnova kalamitních holin přes pionýrské dřeviny je u nás již diskutována (Košulič 2008) a lze ji označit za ekonomický i ekologicky vhodný způsob obnovy holin narušených kalamitní těžbou. Méně se již mluví o metodách, spočívajících v ponechávání části padlé biomasy a o plánování intenzity kalamitních těžeb v rámci různých lesních hospodářských souborů. Přitom chaotický a kvapný přístup ke kalamitním těžbám, špatná organizace práce a transportu dřeva způsobuje často velké škody na životním prostředí, ať již jde o budování cest a přibližovacích linek, odstranění veškeré biomasy z erozně exponovaných svahů a rovněž náhrada původního často ekologicky cennějšího porostu stejnověkou monokulturou (Lindenmayer et Noss 2006).

Obrázek 7: Technologicky nezvládnutá kalamitní těžba. VVP Boletice 2007.



Foto: P. Štorch

6.4. Vliv na vodní síť

Pozvolná degradace lesní vodní sítě, která je po staletí intenzivního využívání současných lesních oblastí velmi pozměněná, způsobuje zrychlený odtok vody z přívalových srážek (Webster et al. 1992). Hospodaření v horských povodích mění hydromorfologii vodních toků 1. a 2. řádu (dle Strahlera). Přitom právě tyto vodní toky jsou velmi důležité pro zachycení formujících se povodní a pro infiltraci vody a doplňování zásob podzemních vod (Riedel et al. 2001). Část vody se vsakuje a doplňuje hlubší zvodně podzemních vod, které často sytí zdrojnice v nížinách nebo jsou spojené se systémy podzemních vod v povodích jiných řek (Saraf 2006). Voda pramenných úseků může v závislosti na ekologickém stavu vodních toků a mokřadů významným způsobem sytit systémy podzemních vod. Nelze proto vodní bilanci horských povodí redukovat na intercepci, evapotranspiraci a povrchový a podpovrchový odtok (Verry 2003), protože voda, která vydrénovanými a přehloubenými vodotečemi předčasně odečte z erodovaných povodí, nemůže saturovat infiltrační zóny, ve kterých se tvoří zásoby kvalitní podzemní vody.

Obrázek 8: Morfologicky zachovalý vodní tok 2. řádu



Foto: Zdeněk Poštulka

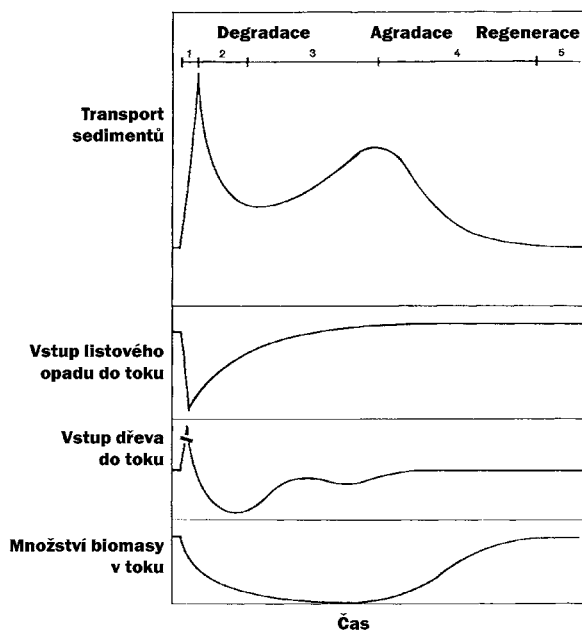
Situaci lesního vodního toku po holosečném odtěžení jeho okolí demonstruje graf 3, kde je viditelná změna transportu sedimentů vodním tokem a souvislé změny zastoupení objemu mrtvého dřeva ve vodních tocích v průběhu 100 let po velkoplošné kalamitní těžbě. Výzkumu v Apalačském pohoří (USA) stanovil pět fází vývoje dynamiky lesního vodního toku, které následovaly po těžbě (Webster et al. 1992).

V počáteční fázi roste v reakci na erozi půdy a rozkolísanost odtokových poměrů transport sedimentů. Dochází k tomu v důsledku zrychlené eroze půdy, způsobené těžební mechanizací a transportem dřeva a také kvůli tvorbě erozních rýh a strží v místech koncentrace soustředěného odtoku. Transportované sedimenty jsou zčásti odplaveny, zčásti tvoří akumulaci útvary zadržené v přehrádkách, tvořených klestem. Silnější kmene, jež stabilizují dno a břehy vodních toků a zůstaly zde z doby existence dospělého lesa, postupně podléhají dekompozici. Ve druhé fázi transport sedimentů klesá. Zůstává však nad úrovní před těžbou, zejména kvůli postupnému odnosu erodovaného materiálu (akumulaci útvary držené klestem se po jeho dekompozici rozpadají a jsou odplavovány). Přísun listového opadu do toku vzrůstá a deset až dvacet let po těžbě dosahuje původní úrovně. Kvalita se ale může různit. Malé kusy dřeva se rozkládají, téměř žádné další nepřibývají. Akcelerovaná ztráta sedimentů trvá přibližně až třicet let po skončení těžby. Objem zachycené biomasy v toku dále klesá a na mnoha místech dochází k erozi dna.

Ve třetí fázi se obnovuje přísun malých kusů dřeva do toku. Čtvrtá fáze – agradační – začíná ve chvíli, kdy se stabilizuje lesní porost v odtěženém povodí a kdy se relativně větší kusy dřeva a velké větve dostávají do vodního toku a začínají tvořit stabilnější přehrádky. Stabilizují se tím erozně akumulací poměry v toku a zachycuje se organická hmota, tvořící základ potravního řetězce lesních vodních toků. Po sto letech od těžby tak může vodní tok dosáhnout rovnováhy, často ovšem jde o rovnováhu dosaženou v novém, zahloubeném korytě, které více odvodňuje své okolí.

Během několika generací lesa (v závislosti na geologické skladbě území) dochází při holosečné těžbě a narušení nárazníkových zón lesa kolem vodních toků ke změně morfologie lesních vodních toků.

Graf 3: Vliv těžebních zásahů na ekosystém lesního vodního toku



Zdroj: Webster et al. 1992

Lesní vodní toky se zahlubují a zpětná eroze může způsobit tvorbu strží a erozních rýh, čímž dochází k rychlému odtoku vody z horských lesních povodí a drénování lesních mokřadů (Riedel et al. 2002). Tento proces negativně ovlivňuje půdotvorné procesy i mikroklima lesních porostů, dochází ke změně stanovištních poměrů a zastoupení druhů dřevin, zhoršuje se kvalita listového opadu a zastoupení živin v něm, což dále ovlivňuje tvorbu humusu a půdy. Menší zadržení vody v lesních povodích znamená menší evapotranspiraci při zvýšení počtu dnů s vláhovým deficitem, kdy lesy nedokáží ochladit své mikroklima a celé povodí se přehřívá. Stromy jsou stresovány nedostatkem vody a zvyšuje se jejich náchylnost ke kalámitám. Vyschlá lesní půda nedokáže vsakovat přívalové srážky. Řetězec zdánlivě nesouvisících procesů a změn tak během několika staletí radikálně snížil schopnost našich lesů zadržovat vodu. Cesta k obnově vodohospodářských funkcí lesních povodí není jednoduchá. Je o to těžší, že jen málokdo si naléhavost situace lesů ležících kolem pramenů našich řek uvědomuje.

7. Doporučení Hnutí DUHA

7.1. Lesní zákon

Helsinská definice trvale udržitelného hospodaření v lesích, ke které se Česká republika přihlásila, jej definuje takto: „správa a využívání lesů a lesní půdy takovým způsobem a v takovém rozsahu, které zachovávají jejich biodiverzitu, produkční schopnost a regenerační kapacitu, vitalitu a schopnost plnit v současnosti i v budoucnosti odpovídající ekologické, ekonomické a sociální funkce na místní, národní a globální úrovni, a které tím nepoškozují ostatní ekosystémy“. Z toho vyplývá, že holosečné hospodaření je v příkrém rozporu s trvalou udržitelností využívání lesů.

Ačkoliv první paragraf zákona o lesích vymezuje jeho účel jako vytvoření předpokladů pro zajištění trvale udržitelného hospodaření, umožňuje jiný paragraf jedno až dvouhektarové holoseče. To je v rozporu jak s helsinskou definicí trvalé udržitelnosti hospodaření, tak s citovaným úvodním ustanovením zákona.

Proto Hnutí DUHA doporučuje omezení holosečí na nejvýše 0,3 ha, s výjimkou případů diskutovaných v rámci nové kategorizace lesů (viz kapitola 7.4.).

7.2. Dotace

Dotační programy je potřeba přeformulovat tak, aby vlastníky lesa motivovaly k omezení holosečí a zavádění přírodě blízkých způsobů hospodaření, jak to požaduje Národní lesnický program schválený vládou. Do podmínek dotačních titulů je nutné zavést tzv. pravidla „správné praxe“. Mezi těmi by se určitě mělo objevit nepoužívání holosečí při mýtní úmyslné těžbě (s výjimkou specifických případů). Pravidla „správné praxe“ je nutné začlenit do podmínek dotačních titulů zejména Programu rozvoje venkova, dotací rozdělovaných ministerstvem zemědělství i finančních příspěvků na hospodaření v lesích přidělovaných kraji.

7.3. Lesní hospodářské plánování, kalamitní plány a plány oblasti povodí

Do praxe je potřeba zavést prostorové modelování porostů. Tyto modely by měly být vizualizované s dostatečnou mírou přehlednosti, aby byly využitelné jako pomůcka pro jednání mezi orgány ochrany přírody, lesními hospodáři a odbornou veřejností s cílem přizpůsobit druhové a prostorové uspořádání porostů aktuálním environmentálním rizikům a požadavkům. V rámci modelování je nezbytné zhodnotit prioritní funkce lesních území pomocí vícekritériální analýzy.

Důležitá je také tvorba akčních plánů pro prevenci kalamit. Tyto plány zabezpečí plynulý přechod k druhově a věkově diverzifikovaným porostům. Jejich důležitou součástí bude metodika optimalizovaných postupů při kalamitních těžbách, která zabezpečí ochranu půd proti nadměrnému poškození a další degradaci i vodní erozi.

Plánování v oblasti vod podle vodního zákona (254/2001 Sb.) bude konkrétně zahrnovat opatření v ploše lesních povodí, které zvýší retenční schopnost lesů a také plán obnovy lesů v záplavových územích. Tato opatření se následně promítnou do lesních hospodářských plánů.

7.4. Nová kategorizace lesů z hlediska ekologických limitů

Současný zákon člení lesy podle převažujících funkcí do tří kategorií, a to na lesy ochranné, lesy zvláštního určení a lesy hospodářské. Toto členění je dnes již nevyhovující. Proto Národní lesnický program pro roky 2008–2013 zadává úkol „přehodnotit kategorizaci lesů na základě odborné diskuse tak, aby odpovídala funkčnímu potenciálu i záměru využití lesů, včetně stanovení priorit funkcí“.

Například vliv holosečí na půdu, biodiverzitu a zadržování vody se velmi liší v závislosti na velikosti holoseče, expozici, svažitosti a dalších podmínkách. Důležité jsou živinové poměry půd, jejich hloubka a skeletnatost, náchylnost k erozi, charakter podloží, srážkové a teplotní charakteristiky stanoviště. Je třeba doplnit a zkombinovat dosavadní známé mapy citlivosti a zranitelnosti lesních půd a lesních ekosystémů, a na základě multikritériální analýzy pak vytvořit systémový legislativně podchycený nástroj pro novou kategorizaci lesů a návrh hospodářských pravidel pro jednotlivé kategorie a subkategorie lesních území. To je úkol přesahující možnosti této publikace. V následujícím textu zmíníme stručný návrh lesních oblastí, ve kterých by mělo především dojít k eliminaci holosečí a také k revizi množství ponechávané potěžeční biomasy.

Naší ambicí není návrh finální ucelené metodiky a balancovaných indikátorů. Přicházíme s obrysovým návrhem metodiky, která musí být širěji odborně diskutována a která povede k aktualizované kategorizaci lesů. Vybrali jsme základní kritéria

a jejich indikativní parametry, jež podle předchozích zjištění mají potenciál zajistit dostatečnou ochranu lesních půd. Je ovšem nezbytné kritéria zpřesnit a dále rozpracovat.

Navrhujeme diferencovat lesní území do čtyř kategorií:

1. plochy s ekologickými riziky vyššího stupně – ohrožené lesní oblasti
2. plochy s ekologickými riziky středního stupně – podmíněně ohrožené lesní oblasti
3. plochy s ekologickými riziky nižšího stupně – lesní oblasti s optimalizovaným managementem
4. plochy s malými ekologickými riziky – odolné (produkční) lesní oblasti

Tyto nové čtyři kategorie, do kterých by byly rozčleněny všechny lesy, by nahradily současné kategorie lesů ochranných a lesů hospodářských. Navíc by některé lesy mohly být zařazeny ještě do kategorie lesů zvláštního určení, která by zůstala v platnosti pro lesy se specifickým cílem managementu – například ve zvláště chráněných územích, dále by sem patřily příměstské a lázeňské rekreační lesy, lesy v chráněných oblastech přirozené akumulace vod apod.

V následujícím návrhu je lesní území začleněno do dané kategorie, pokud se ho týká alespoň jeden ze zahrnutých faktorů: srážky, svazitost, půdní typ, skeletnatost, eroze, blízkost vodního toku, nivy. Návrh kategorizace, který si žádá další upřesnění, by měl tedy obsahovat limitující faktory.

7.4.1. Ohrožené lesní oblasti

Limitující faktory: roční srážkové úhrny nad 1200 mm, živinově špatně balancované půdy se sklonem k acidifikaci, často na svazích, půdní druhy: například podzoly kambické, podzoly arenické, regozemě arenické, antrosoly. Všechny lesy na svazích se sklonitostí nad 60 %, s obsahem půdního skeletu nad 60 %. Území s velmi vysokou mírou vodní eroze a plošného znečištění (indikátor: vstup fosforu do vodních toků nad 1,5 kg/ha/rok), okolí vodních toků, mokřadů. U vodních toků I. řádu navrhujeme šířku ochranného pásu 15–30 metrů, u vodních toků II. řádu šířku pásů 20–50 metrů podle zranitelnosti půd a geomorfologie, dále ochranné lesy v celém rozsahu rozlivných zón lesních vodních toků.

Zásady obhospodařování: ponechání bez těžby, úplné vyloučení holosečí, s doplňkovým managementem cíleným na protierozní opatření, zvýšení strukturální a druhové diverzity porostů, zlepšení živinové balancovanosti půd a revitalizaci vodních toků. Při těchto zásadách pokácené stromy ponechávat na místě, využívat je k protierozním opatřením. Úprava druhové skladby: případnou výsadbu směřovat k přirozené druhové skladbě na daném místě.

7.4.2. Podmíněně ohrožené lesní oblasti

Limitující faktory: roční srážkové úhrny nad 1000 mm, živinově degradované půdy se sklonem k acidifikaci. Půdní druhy: například kambizemě dystrikové, kambizemě stagnické, pseudogleje pelické, organozemě s gleji, kambizemě arenické, fluvizemě glejové, gleje ze svahovin a nivních sedimentů. Lesy na svazích se sklonem nad 45 %, půdy s vysokým obsahem půdního skeletu (nad 50 %), území s vysokou mírou vodní eroze a plošného znečištění (indikátor: vstup fosforu do vodních toků nad 1 kg/ha/rok), území s negativními dopady předešlého hospodaření, území negativně ovlivněná lesní cestní sítí, území navazující na ochranné pásy podél mokřadů a vodních toků.

Zásady obhospodařování: výběrné hospodaření (jednotlivý nebo skupinový výběr) bez holosečí, s ponecháváním 50 % biomasy a používáním výhradně šetrných těžebních a odtahových technik. Úprava druhové skladby: přípustná odchylka v podílu druhu stromu na výsadbě je nejvýše 10 % oproti přirozené druhové skladbě na daném místě.

7.4.3. Lesní oblasti s optimalizovaným managementem

Limitující faktory: lesy na svazích se sklonem nad 30 %, půdy rovinaté s vyšším obsahem půdního skeletu (nad 30 %), půdy s vyrovnaným chemismem, půdy středně hluboké. Půdní druhy: například pseudogleje, ostatní kambizemě, rendziny a pararendziny.

Zásady obhospodařování: preferování výběrných a výběrových metod hospodaření, bez holosečí, výjimečně přípustné holoseče do 0,3 ha, s ponecháváním pěti (ve státních lesích deseti) souší nebo padlých kmenů na hektar, používání výhradně šetrných těžebních a odtahových technik. Úprava druhové skladby: přípustná odchylka v podílu druhu stromu na výsadbě je nejvýše o 10 % větší než v potenciální přirozené druhové skladbě na daném místě, s výjimkou přesně vymezených podmínek pro pěstování nepřirozených porostů.

7.4.4. Odolné (produkční) lesní oblasti

Limitující faktory: lesy na rovinatých, hlubokých půdách, s vyrovnaným chemismem a příznivým vláhovým režimem, s nízkým obsahem půdního skeletu, mimo zvláště chráněná území. Půdní druhy: například fluvizemě, luvizemě, černozemě, černice, šedozemě, hnědozemě, smonice.

Zásady obhospodařování: pouze v této kategorii je možné uvažovat o zachování holosečného hospodaření do 0,5 hektarů, bez velkoplošné přípravy půdy. Alternativně je možné zakládání systémů nízkých lesů. Zbytky po těžbě je možné zpracovat pro energetické využití. Úprava druhové skladby: přípustná odchylka v podílu druhu stromu na výsadbě je nejvýše o 10% větší než v potenciální přirozené druhové skladbě na daném místě, s výjimkou přesně vymezených podmínek pro pěstování nepřirozených porostů. Výjimky z tohoto pravidla je nezbytné řešit na základě podrobnějších analýz.

Literatura

Amaranthus, M. P., Parrish, D. S., Perry, D. A. (1989): Decaying Logs as Moisture Reservoirs After Drought and Wildfire, Proceedings of Watershed: A Conference on the stewardship of soil, air and water resources, USDA Forest servis, p. 191–194

Anderson, S., Kušík, T., et Radford, E. (eds.) (2005): Important plant areas of Central and Eastern Europe: Priority Areas for Plant Conservation, Plant Life International, Salisbury

Arthur, M. A., Coltharp, G. B., et Brown, D. L. (1998): Effects of best management practices on forest streamwater quality in eastern Kentucky, Journal of the American Water Resources Association 34: 481–495

Aubertin, C.M. M. (1971): Nature and extent of macropores in forest soils and their influence on subsurface water movement. USDA Forest Service Research Paper NE 192, p. 33

Bejček, V., Chvojková, E., Lysák, F., Volf, O. (2007): Řešení následků orkánu Kyrill v NP Šumava. Expertní posouzení vlivu záměru na Evropsky významnou lokalitu a Ptačí oblast Šumava. Dostupný na <http://sumava.drosera.cz/info/posudky/n2000-expert.pdf>

Bever, J. D. (2003): Soil Community Feedback and the Coexistence of Competitors: Conceptual Frameworks and Empirical Tests, New Phytologists, 157 (3): 465–473 March 2003

Bayer, T., Tesař, M., Šír, M. (2004): Tvorba dešťového odtoku z malého horského povodí, Aktuality Šumavského výzkumu, s. 56–62

Begon, M., Harper, J. L., Townsed, C. R. (1997): Ekologie, jedinci, populace, společenstva, Nakladatelství Univerzity Palackého Olomouc 1997, s. 949

Bielek P. et al. (1991): Ohrozená půda. 1. vyd. Bratislava: Vydavateľstvo VÚPÚ pro Výzkumný ústav lesního hospodárstva Zvolen, s. 77

Brunet, J., Goddert von Oheimb (1998): Migration of Vascular Plants to Secondary Woodlands in Southern Sweden. Journal of Ecology 86: 429–438

Buček, A., Lacina, J.: Péče o genofond travino-bylinného podrostu. In: Míchal, I. et al. (1992): Obnova ekologické stability lesů. 1. vyd., ČSAV pro MŽP ČR, Praha

Burton, T. A. (1997): Effect of Basin-Scale Timber Harvest on Water Yield and Peak Streamflow. Journal of the American Water Resources Association 33 (6): 1187–1196

Butler, R., Angelstam, P., Ekelund, P., et Schlaepfer, R. (2004): Dead Wood Treshold Values for the Three-toed Woodpecker Presence in Boreal and Sub-Alpine Forests. Biological Conservation 119: 305–318

Buzek, L. (1981): Eroze proudící vodou v centrální části Moravskoslezských Beskyd. Spisy pedagogické fakulty v Ostravě, sv. 45, 1. vyd., Praha: Státní pedagogické nakladatelství, s. 110

Coleman, D. C. (2008): From Peds to Paradoxes: Linkages Between Soil Biota and Their Influences on Ecological Processes, Soil Biology & Biochemistry 40, 271–289

Coleman, D. C., Whitman, W. B. (2004): Linking Species Richness, Biodiversity and Ecosystem Function in Soil Systems, International Symposium on Impacts of Soil Biodiversity on Biochemical Processes in Ecosystems, Taipei, Taiwan 2004

Čížek, L., Roleček, J., et Danihelka, J. (2007): Vliv plošné přípravy půdy na biodiverzitu, Lesnická práce 86: 514–515

Dickie, I. A., Reich, P. B. (2005): Ectomycorrhizal Fungal Communities at Forest Edges, Journal of Ecology, 93 (2): 244–255, April 2005

Dröbšler, L., et von Lüpke, B. (2005): Canopy Gaps in Two Virgin Beech Forest Reserves in Slovakia, Journal of Forest Science 51 (10): 446–457

Dudley, N., et Vallauri, D. (2004): Deadwood – Living Forests, WWF, Gland

Duchaufour, P.: New Findings on Humification in Forest Soils under Temperate Conditions; Interperiodica, Birmingham, AL, ETATS-UNIS, 1998, vol. 31, n. 7, 803–808, (42 ref.), (1992) (Revue), Eurasian Soil Science

EEA Report No. 5/2006: Progress Towards Halting the Loss of Biodiversity by 2010, European Environment Agency, Copenhagen

EEA Report No 4/2008: Impacts of Europe's Changing Climate – 2008, Indicator-Based Assessment. European Environment Agency, Copenhagen

Elliot, K. J., Boring, L. R., Swank, W. T., et Haines, B. R. (1997): Successional Changes in Plant Species Diversity and Composition After Clearcutting a Southern Appalachian Watershed; *Forest Ecology and Management* 92: 67–85

Foster, D., Orwig, D. (2006): Preemptive and Salvage Harvesting of New England Forests: When Doing Nothing Is a Viable Alternative. *Conservation Biology* Volume 20, No. 4, 959–970, Society for Conservation Biology

Gilg, O. (2005): Old-growth Forests: Characteristics, Conservation and Monitoring; Habitats and Species; Management Technical Report no 74 bis, L'Atelier technique des espaces naturels, Montpellier WWF

Gilliam, F. S. (2007): The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience* 57: 845–858

Godefroid, S., et Koedam, N. (2004): Interspecific Variation in Soil Compaction Sensitivity Among Forest Floor Species. *Biological Conservation* 119: 207–217

Godbold, D. L., Hoosbeek, M. R., Lukac, M., Cotrufo, M. F., Janssens, I. A., Ceulemans, R., Polle, A., Velthorst, E. J., Scarascia-Mugnozza, G., De Angelis, P., Miglietta, F., Peressotti, A. (2006): Mycorrhizal Hyphal Turnover as a Dominant Process for Carbon Input Into Soil Organic Matter. *Plant and Soil*. 281 (1–2): 15–24, March 2006

Grodzki, W., Jakus, R., Lajzová, E., Sitková, Z., Maczka, T., Škvarenina, J. (2006): Effects of Intensive Versus on Management Strategies During the Outbreak of Bark Beetle *Ips typographus* (L) in Tatra Mts in Poland and Slovakia; *Annals of Forest Science* 63 (2006): 55–61

Gorshkov, V. G., Makarieva, A. M. (2000): Biotic Regulation of the Environment: Key Issue of Global Change. Springer-Praxis Series in Environmental Sciences, Springer, London, p. 367

Gömöryová, E. (2004): Ekoedafické podmienky rastu smrekových porastov na Slovensku. Technická univerzita vo Zvolene, Vedecké štúdie 8/2004/B, s. 57

Godefroid, S., Rucquoj, S., et Koedam, N. (2005): To What Extent do Forest Herbs Recover after Clearcutting in Beech forest? *Forest Ecology and Management* 210: 39–53

Griffin, M. (1977): Water Potential and Wood-Decay Fungi, *Annual Review of Phytopathology*, September 1977, Vol. 15, Pages 319–329 (doi: 10.1146/annurev.py.15.090177.001535)

Gryndler, M. et al. (2004): Mykorhizní symbióza, O soužití hub s kořeny rostlin. *Akademie věd ČR*, s. 366

Gutowski, J. M., Bobiec, A., Pawlaczyk, P., Zub, K. (2004): *Drugie zycie drzewa*. Warszawa – Hajnówka 2004, p. 245

Hadaš, P., Hybler, V.: Analysis of Floodplain Forest Stand Microclimate Properties From the Viewpoint of Regeneration. In: Rožnovský, J., Litschman, T. (ed.): *Seminář „Mikroklima porostů“*. Brno, 26. března 2003

Haimi, J., Einbork, M. (1992): Effects of Endogenic Earthworms on Soil Processes and Plant-Growth in Coniferous Forest Soil. *Biology and Fertility of Soils* 13 (1): 6–10 March 1992

Hannerz, M., Hannel, B. (1997): Effects on the Flora in Norway Spruce Forests Following Clearcutting and Shelterwood Cutting. *Forest Ecology and Management*, Elsevier, Amsterdam

Harmon, M. E., Ferrell, W. K., Franklin, J. F. (1990): Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science*, Vol. 247: p. 699–702

Hassett, J. E., et Zak, D. R. (2005): Aspen Harvest Intensity Decreases Microbial Biomass, Extracellular Enzyme Activity and Soil Nitrogen Cycling. *Soil Science Society of America Journal* 69: 227–235

Henriksen, A., Kirkhusmo, L. A. (2000): Effects of Clear-Cutting of Forest on the Chemistry of a Shallow Groundwater Aquifer in southern Norway. *Hydrology and Earth System Sciences* 4: 323–331

- Henriksson, E. (1971): Algal Nitrogen Fixation in Temperate Regions, *Plant and Soil*, Special Volume 1971, 415–419
- Holý, M. (1994): *Eroze a životní prostředí*, 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT, s. 383
- Homann, P. S., Remillard, S. M., Harmon, M. E., Bormann, B. T. (2004): Carbon Storage in Coarse and Fine Fractions of Pacific Northwest Old-Growth Forest Soils, *Soil Science Society of America Journal* 68: 2023–2030
- Hooper, D. et al. (2002): Interactions Between Aboveground and Belowground Biodiversity Terrestrial Ecosystems: Patterns, Mechanisms, Feedbacks. Vol. 50 No. 12, *BioScience* 1061
- Hornbeck, J. W., Bailey, S. W., Buso, D. C., Shanley, J. B. (1997): Streamwater Chemistry and Nutrient Budgets for Forested Watersheds in New England: Variability and Management Implications. *Forest Ecology and Management* 93, 73–89
- Hrubý, Z. (2001): Dynamika vývoje přirozených lesních geobiocenóz ve Východních Karpatech. Autoreferát doktorské dizertační práce, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, s. 43
- Hruška, J., Cienciala, E. et al. (2005): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. *Česká geologická služba*, s. 160
- Humphrey, J. W., Ferris, F., Quine, C. P. (eds.) (2003): *Biodiversity in Britain's Planted Forests*. Forestry Commission, Edinburgh
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I., et Danihelka, J. (2005): Invasions of Alien Plants in the Czech Republic: A Quantitative Assessment Across Habitats. *Preslia* 77: 339–354
- Indruch, A. (2000): Úloha lesníka v boji proti větrným a sněhovým kalamitám. *Lesnická práce*. 79 (9): 398–401
- IPPC Special Report: Land Use, Land Use Change and Forestry; Summary for policy makers. Intergovernmental panel on climate change, 2000
- Jankovský, L., Čermák, P. (2001): *Tlejúce drevo; 2001*, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, s. 140
- Jankovský, L., Vágner, A., et Aptlauer, J. (2002): The Decomposition of Wood Mass Under Conditions of Climax Spruce Stands and Related Mycoflora in the Krkonoše Mountains. *Journal of Forest Science* 48: 70–79
- Jankovský, L., Lička, D., et Ježek, K. (2004): Inventory of Dead Wood in the Kněhyně-Čertův Mlýn National Nature Reserve, the Moravian-Silesian Beskyds. *Journal of Forest Science* 50: 171–180
- Jařabáč, M., Chlebek, A.: Eroze půdy vyvolaná technologickými postupy na flyši. Jíloviště – Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Podkladová zpráva pro závěrečné oponentní řízení, 1984, s. 50
- Kantor, P., Krečmer, V., Šach, F., Švihla, V., Černohous, V. (2003): *Lesy a povodně: Souhrnná studie*; Praha: Národní lesnický komitét a Ministerstvo životního prostředí; s. 48
- Kimmins, J. P. (2004): *Forest Ecology – A Foundation For Sustainable Forest Management and Environmental Ethics in Forestry*. 3rd ed. Prentice Hall, Upper Sadle River
- Klimo, E. et al. (2001): *Lesnická ekologie; 2. vydání*, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno
- Knoepp, J. D., Reynolds, B. C., Crossley, D. A., Swank, W. T. (2005): Long-Term Changes in Forest Floor Processes in Southern Appalachian Forests. *Forest Ecology and Management* 220, 300–312
- Kodesova, R., Kodes, V., Zigova, A., Simunek, J. (2006): Impact of Plant Roots and Soil Organisms on Soil Micromorphology and Hydraulic Properties. *Biologia* 61: S339-S343 Suppl. 19
- Konvička, M., Čížek, L., et Beneš, J. (2004): *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management; Sagittaria*, Olomouc
- Korpeľ, Š. (ed.): *Pestovanie lesa; Príroda*, Bratislava, 1991
- Košulič, M. st. (2006a): Přípravný les pro klimaxové dřeviny na holinách – ano či ne? *Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis*. [Internet, cit. 8. 9. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=113>
- Košulič, M. st. (2006b): O holosecích dle lesního zákona. *Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis*.

[Internet, cit. 8. 9. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=111>

Křišťůfek, V. (1995): Interakce mezi mikroorganismy a bezobratlými živočichy v půdě. *Lesnictví-forestry*, 41, s. 581–584

Křístek, J. (2001): Koncepce lesního hospodářství na ekosystémovém základě. *Lesnická práce*. 80 (1): 10–11

Lepošova, A. (2003): Les jako ektomykorhizní systém. *Vesmír*, roč. 82, 04/2003, s. 26

Lesy SR: Správa o lesnom hospodarstve v SR 2007. Ministerstvo Polnohospodarstva

Lewis, J. (1997): Changes in Storm Peak Flows after Clearcut Logging. *Eos, Transaction, American Geophysical Union* 78 (46)

Li, C. Y., Maser, Ch., Caldwell, B. A. (1986): Role of Three Rodents in Forest Nitrogen fixation in Western Oregon: Another Aspect of Mammal –Mycorrhizal Fungus-Tree mutualism. *Great Basin Naturalist*, Vol 48: 411-414

Likens, G. E., Bormann, F. G. (1975): An Experimental Approach to New England Landscapes: In Coupling of Land and Water systém. (A. D. Hasler ed.), p. 7–30, Chapman & Hall, London

Likens, G. E., Bormann, F. H. (1974): Effects of Forest Clearing on the Northern Hardwood Forest Ecosystem and its Biochemistry. *Proceedings of the First International Congress of Ecology*; 8–14. 9. 1974; The Hague; The Netherlands. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, p. 330–335

Lindenmayer, D., Noss, R. (2006): Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* Volume 20, No. 4, 949–958, Society for Conservation Biology

Macků, J.: Současné formy zabezpečování ekologické stability lesů v hospodářsko-úpravnickém plánování. In: Míchal, I. et al. (1992): *Obnova ekologické stability lesů. Vydání 1, ČSAV pro MŽP ČR, Praha*

Marshall, V. G. (2000): Impact of Forest Harvesting on Biological Process in Northern Forest Soils. *Forest Ecology and Management*. 133: 43–60

Marcel, G. A., van der Heiden, Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglís, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A., Sanders, I. R. (1998): Mycorrhizal Fungal Diversity Determines Plant Biodiversity, Ecosystem Variability and Productivity. *Nature*, vol. 396: 69–72, 1988

Mařan, B., Káš, V.: *Biologie lesa; I. díl. Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Řada spisů technických, sv. 6, 1. vyd., Praha: Melantrich, s. 569*

Meier, A. J., Bratton, S. P., et Duffy, D. C. (1995): Possible Ecological Mechanisms for Loss of Vernal-Herb Diversity in Logged Eastern Forests, *Ecological Applications* 5: 935–946

Megahan, W. F., Kidd, W. J. (1972): Effect of Logging and Logging Roads on Erosion and Sediment Deposition from Steep Terrain. *Journal of Forestry*. 70 (3): 136–141. In: Šach F. 1986. Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, s. 84

Midriak, R. (2000): Krajinnoeologický vplyv obhospodarovania lesov na hydrickú a protieróznu funkciu lesných porastov. *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 18: 239–250

Midriak, R. (1993): Únosnosť a racionálne využívanie územia vysokých pohorí Slovenska, s. 114

Midriak, R. (1995): Ekologické vplyvy hospodárenia v lese na krajinu (prípadová štúdia z Čergova), *Vedecké a pedagogické aktuality* 3/1995, Technická univerzita vo Zvolene, s. 52

Midriak, R. et al. (1988): Obhospodarovanie lesov vo flyšových oblastiach, 1. vyd. *Lesnícke štúdie* č. 44. Bratislava: *Príroda pro Výskumný ústav lesného hospodárstva vo Zvolene*, s. 160

Míchal, I. (1994): *Ekologická stabilita*, Veronica, Brno

Míchal, I., Buček, A., Hudec, K., Lacina, J., Macků, J., Šindelář, J. (1992): *Obnova ekologické stability lesů, 1. vyd. Praha: Academia, s. 172*

Moore, J. D., Ouimet, R., Houle, D., et Camiré, C. (2004): Effects of Two Silvicultural Practices on Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Northern Hardwood Forest. *Quebec, Canada, Canadian Journal of Forest Research* 34: 959–968

Mikusiński, G. (2006): Woodpeckers: Distribution, Conservation and Research in a Global Perspective. *Annales Zoologici Fennici* 43: 86–95

Ministerstvo životního prostředí, Natura 2000 a lesy – Problémy a příležitosti, *Planeta* 12

Mrkva, R. (2005a): Ochrana lesa současnosti a vize pro budoucnost. *Lesnická práce*. 84 (4): 21–23

Národní inventarizace lesů, www.uhul.cz/il

Niemelae, J., Langor, D., et Spence, J. R. (1993): Effects of Clear-Cut Harvesting on Boreal Ground-Beetle Assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada, *Conservation Biology* 7: 551–561

Pelíšek, J. (1964): *Lesnické půdoznalství*, 2. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, s. 570

Perry, D. A. (1994): *Forest Ecosystems*. The John Hopkins University Press, Baltimore and London, s. 649

Perry, D. A., Borchers, J. G., Turner, D. P., Gregory, S. V., Perry, C. R., Dixon, R. K., Hart, S. C., Kauffman, B., Neilson, R. P., Sollins (1991): Biological Feedbacks to Climate Change: Terrestrial Ecosystems as Sinks and Source of Carbon and Nitrogen. *The Northwest Environmental Journal*, 7: 203–232, 1991

Petrík, M., Havlíček, V., Uhrecký, I. (1986): *Lesnícka bioklimatológia*, 1. vyd. Bratislava: Príroda, s. 352

Pierce, R. S., Hornback, J. W., Martin, C. W., Tritton, L. M., Smith, C. T., Federer, C. A., Yawney, H. W. (1993): Whole Tree Clearcutting in New England: Managers Guide to Impact on Soils, Streams, and Regeneration. Unites Stages Department of Agriculture, p. 28

Pobědinskij, A. V., Krečmer, V. (1984): *Funkce lesů v ochraně vod a půdy*, 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, s. 256

Podrázský, V., Remeš, J. (2005): Effect of Forest Treespecies on the Humus Form State at Lower altitudes, *Journal of Forest Science*, 51, 2005 (2): 60–66

Poljakov, A. F. (1965): Vlijanije glavnyh rubok na počvozaščitnyje svojstva bukovych lesov. Moskva: Les. Prom. 173 s. In: Šach F. 1986. Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, s. 84

Prescott, C. E. (2002): The Influence of the Forest Canopy on Nutrient Cycling, *Tree Physiology* 22: 1193–1200

Průša, E. (2001): *Pěstování lesů na typologických základech*, Nakladatelství Lesnická práce 2001, 590 stran + 1 CD

Quesnel, H. J., Curan, M. P. (2000): Shelterwood Harvesting in Root-Disease Infected Stands – Postharvest Soil Disturbance and Compaction. *Forest Ecology and Management*, 133: 89–13

Qualls, R. G., Haines, B. L., Swank, W. T., Tyler, S. W. (2000): Soluble Organic and Inorganic Fluxes in Clearcut and Mature Deciduous Forests, *Soil Science Society of America Journal* 64: 1068–1077

Riedel, M., Verry, M., Brooks, K. (2001): Land Use Impacts on Fluvial Processes in the Nemadji river Watershed. *Hydrological Science and Technology*, 2001 AIH Annual Meeting, 20th Anniversary and International Conference on Hydrologic Science: Challenges for the 21st Century: October 14–17, 2001, Minneapolis, Minnesota Volume 18, No. 1–4, American Institute of Hydrology

Rothe, A., Mellert, K. H. (2004): Effects of Forest Management on Nitrate Concentrations in Seepage Water of Forests in Southern Bavaria, Germany. *Water and Soil Pollution*, 156 (1–4): 337–355

Rybka, V., Rybková, R., et Pohlová, R. (2004): *Rostliny ve svitu evropských hvězd. Rostliny soustavy Natura 2000 v České republice*, Sagittaria, Olomouc

Řepka, R., Maděra, P., Packová, P., Koblížek, J., Koutecký, T., Dreslerová, J., Habrová, H., Štykar, J., et Svátek, M. (2008): *Ekosystémové služby říční nivy*, USBE AVČR, Třeboň

Saniga, M., Saniga, M. (2004): Influence of Forest Stand Structure on the Occurrence of Bird Community in Skalná Alpa National Nature Reserve in the Velká Fatra Mts. (West Carpathians), *Journal of Forest Science* 50: 219–234

- Saniga, M. (2003): Ecology of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Forest Management in Relation to its Protection in the West Carpathians. *Journal of Forest Science* 49: 229–239
- Shakesby, R. A., Coelho, C., Ferreira, A. D. (1993): Salvage Logging Impacts on Soil Erosion and Hydrology in Wet Mediterranean Forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 3: 95–110
- Schieg, K. (1998): Totholz bringt leben in Wirtschaftswald. *Schweiz, Z. Forstwes*, 149, 10: 784–794
- Schulze, E. D., Wirth, Ch., Heiman, M. (2000): Managing Forests after Kyoto, *Science*, vol 289: 2058–2059
- Simard, S. W., Perry, D. A., Jones, M. D., Myrold, D. D., Durall, D. M., Molina, R.: Net Transfer of Carbon between Ectomycorrhizal Tree Species in the Field. *Nature* 388 (6642): 579–582 August 7, 1997
- Slávik, D. et al. (2002): Dobročský prales, Národná prírodná rezervácia. ÚVVP LVH SR Zvolen, s. 92
- Spurr, S. H., Barnes, B. (1980): *Forest Ecology*. John Wiley and Sons, New York
- Šály, R. (1991): *Pedológia, vysokoškolské skriptá*, Technická univerzita, Zvolen, s. 373
- Šály, R. (1991): *Pedológia. 4. čiastočne prepracované vyd., vysokoškolské skriptá*, Vysoká škola lesnícka a drevárska, Technická univerzita vo Zvolene, s. 378
- Šach, F. (1986): Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, s. 84
- Šach, F. (1988): Vliv těžby dřeva na erozi půdy. *Vodohospodářský časopis*. 36 (2): 199–210
- Šach, F., Peřina, V. (1986): Možnosti snížení eroze půdy na obnovních sečích. *Lesnická práce*. 65 (2): 61–65
- Šach, F. (1990a): K omezení nepříznivého hydrologického působení lesní dopravní sítě. *Lesnická práce*, 69 (3): 105–108, referát
- Šach, F. (1990b): Přehled výsledků studia vlivu těžebně dopravních technologií na erozní procesy na holosečích v horských lesích. *Lesnictví*, 36 (12): 1043–1051, referát
- Šach, F. (1990c): Eroze půdy na imisních holosečích vyvolaná těžbou a soustředováním dřeva a návrh opatření k její minimalizaci. *Práce Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti*, 75: 203–236
- Šach, F. (2006a): Svahový odtok ve vztahu k postupům obnovy lesa. *Zprávy lesnického výzkumu*, 51 (3): 184–194
- Šach, F. (2006b): Odtokový režim na lesním svahu ve vegetačním období 25 let po uplatnění holé a clonné seče. In: Jurásek A, Novák J, Slodičák M. (eds.). 2006. *Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností*. 1. vyd. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, Výzkumná stanice Opočno, s. 467–478
- Šach, V., Černohous, V., Kantor, P. (2003): Horské lesy a jejich schopnosti tlumit povodně. In: Anonymus 2003. *Lesy a povodně. Celostátní seminář*, 25. 6. 2003, Praha: Česká lesnická společnost, s. 17–29
- Šarapatka, B. (1996): *Pedologie*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc
- Šindelář, J. (2001b): Aplikace hospodářských způsobů a forem v lesnické pěstební praxi v podmínkách České republiky. *Zprávy lesnického výzkumu*, 46 (3): 169–175
- Tachecí, P. (2008): <http://cecwi.fsv.cvut.cz/jiz>
- Tuf, I. H., Veselý, M., Tuřová, J., Dedek, P.: Vliv mýcení lesa na půdní faunu aneb jak interpretovat data získaná studiem odlišných skupin bezobratlých?, in: Karas, J. (ed.): *Sborník konference Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů*, Kostelec nad Černými lesy 20.–21. 11. 2003, Česká zemědělská univerzita Fakulta lesnická a environmentální, Praha 2003
- Úlehla, V. (1947): *Napojme prameny*. Praha, s. 125
- Ursic, S. J. (1991): Hydrologic Effects of Two Methods of Harvesting Mature southern Pine. *Water resources bulletin*, 27 (2): 303–315

- Vacek, S., Podrázský, V. (2006): Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy, 1. vyd., Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze a Lesnická práce, s. r. o., s. 74
- Valtýni, J. (1996): Základy hydrologie a lesnické hydrologie, vysokoškolské skriptá, Technická univerzita vo Zvolene
- Valtýni, J. (1985): Vodohospodársky a vodoochranný význam lesa, 1. vyd. Lesnícke štúdie č. 38, Bratislava: Príroda pro Výskumný ústav lesného hospodárstva ve Zvoleně, s. 67
- van Elsas, J. D., Turner, S., Bailey, M. J. (2003): Horizontal Gene Transfer in the Phytosphere, *New Phytologist*, 157 (3): 525–537
- van der Heijden, M. G. A., Wiemken, A., Sanders, I. R. (2003): Different Arbuscular Mycorrhizal Fungi Alter Coexistence and Resource Distribution between Co-Occurring Plant, *New Phytologist*, 157 (3): 569–578, March 2003
- Vašků, Z. (1994): Červi a voda, Publikováno: Vesmír 73, 396, 1994/7: www.vesmir.cz/clanek.php3?CID=3466
- Verry, E. S., Lewis, Jeffrey, R., Brooks, Kenneth, N. (1983): Aspen clearcutting increases snowmelt and storm flow peaks in north central Minnesota, *Water Resources Bulletin*. 19(1): 59–67
- Vrška, T., Hort, L. (2001): Podíl tlejícího dřeva v přírodních lesích ČR. in: Jankovský, L., et Čermák, P. (eds.): Tlející dřevo, Sborník referátů, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno
- Whitman, W. B., Coleman, D. C., Wiebe, W. J. (1998): Prokaryotes: the Unseen Majority, *Proceedings of the National Academy of Science* 95: 6578–6583
- Yanai, R., Currie, W., Goodal, C.: Soil Carbon Dynamics after Forest Harvest: An Ecosystem Paradigm Reconsidered. *Ecosystems* 6, 197–212, 2003
- Vrška, T., Hort, L., Adam, D., Odehnalová, P., Horal, D. (2005): Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v ČR II – lužní lesy / Developmental dynamics of virgin forest reserves in the Czech Republic II – The lowland floodplain forests, Academia, Praha
- Vrška, T., Hort, L. (2001): Podíl tlejícího dřeva v přírodních lesích ČR. in: Jankovský, L., et Čermák, P. (eds.): Tlející dřevo, Sborník referátů, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno
- Warnaffe, G., Lebrun, P. (2004): Effects of Forest Management on Carabid Beetles in Belgium: Implications for Biodiversity Conservation. *Biological Conservation* 118: 219–234
- Webster, J. R., Golladay, S. W., Benfield, E. F., Meyer, J. L., Swank W. T., Wallace, J. B.: Catchment Disturbance and Stream response: An Overview of Stream Research at Coweeta Hydrologic Laboratory, 231–253, in Boon, P. J., Calow, P., Petts, G. E. (eds.): *River conservation and management*, 1992
- Zákon č. 289/1995 Sb., ze dne 3. listopadu 1995, o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon)
- Zelená zpráva: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky za rok 2006, Ministerstvo zemědělství, Praha 2007
- Zerbe, S., Branda, A. (2003): Woodland Degradation and Regeneration in Central Europe During the Last 1000 years – A Case Study in NE Germany. *Phytocoenologia*, Volume 33, Number 4, p. 683–700 (18), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung
- Zhang, B., Horn, R., Hallett, P. D. (2005): Mechanical Resilience of Degraded Soil Amended with Organic Matter, *Soil Science Society of America Journal* 39: 864–871
- Zhou, G., Liu, S., Li, Z., Zhang, D., Tang, X., Zhou, Ch., Yan, J., Mo, J. (2006): Old-Growth Forests Can Accumulate Carbon in Soil, *Science*, vol. 314: 1417
- Zelený, V. (1974): Vliv obnovy a přeměn lesních porostů na vodní režim malých povodí ve středohorské flyšové oblasti. Zbraslav: Výzkumný ústav meliorací, s. 54, Dílčí zpráva úkolu P-16-331-053-01-07
- Zeng, H., Peltola, H., Talkkari, A., Strandman, H., Venäläinen, A., Wang, K., Kellomäki, S. (2006): Simulations of The Influence of Clear-Cuttings on the Risk of Wind Damage on a Regional Scale Over a 20 Year Period, (Manuscript in review), *Canadian Journal of Forest Research*, 36(9): 2247–2258



Hnutí DUHA

Friends of the Earth Czech Republic

A › Hnutí DUHA, Bratislavská 31, 602 00 Brno

T › 545 214 431

F › 545 214 429

E › info@hnutiduha.cz

www.hnutiduha.cz

Hnutí DUHA s úspěchem prosazuje ekologická řešení, která zajistí zdravé a čisté prostředí pro život každého z nás. Navrhujeme konkrétní opatření, jež sníží znečištění vzduchu a vody, pomohou omezit množství odpadu, chránit krajinu nebo zbavit potraviny toxických látek. Naše práce zahrnuje jednání s úřady a politiky, návrhy zákonů, kontrolu průmyslových firem, pomoc lidem, rady domácnostem a vzdělávání, výzkum, informování novinářů i spolupráci s obcemi. Hnutí DUHA působí celostátně, v jednotlivých městech a krajích i na mezinárodní úrovni. Je českým zástupcem Friends of the Earth International, největšího světového sdružení ekologických organizací.