

ANALÝZA MOŽNOSTI VYTVORENIA SYSTÉMU VÝSTAVBOVÝCH ŠTRUKTURÁLNYCH SCHÉM PRIAZNIVÉHO STAVU JEDĽO- BUKOVÝCH A BUKO-JEDĽOVÝCH LESNÝCH SPOLOČENSTIEV

ANALYSIS OF THE POSSIBILITIES FOR DEVELOPING A SYSTEM OF STRUCTURAL SCHEMES REPRESENTING FAVOURABLE CONDITIONS OF FIR-BEECH AND BEECH-FIR FOREST COMMUNITIES

JÁN MERGANIČ & KATARÍNA MERGANIČOVÁ



Citácia dokumentu:

MERGANIČ, J., MERGANIČOVÁ, K. 2009: Analýza možnosti vytvorenia systému výstavbových štruktúrálnych schém priaznivého stavu jedľo-bukových a buko-jedľových lesných spoločenstiev. Čiastková správa riešenia projektu APVV-0632-07 "Výskum metód klasifikácie a štruktúrálnych modelov priaznivého stavu lesných ekosystémov Slovenska – Hodnotenie stavu a vývoja lesov v krajine s podporou DPZ", FORIM, 23s.

MERGANIČ, J., MERGANIČOVÁ, K. 2009: Analysis of the possibilities for developing a system of structural schemes representing favourable conditions of fir-beech and beech-fir forest communities. Partial report of the solution of the project APVV-0632-07 „Research of the classification methods and structural models of forest ecosystems favourable state – Assessment of the state and development with help of RS“, FORIM, 23p.

OBSAH

Abstrakt.....	3
Rozbor problematiky.....	4
Mŕtve drevo ako indikátor prirodzenosti lesa	4
Množstvo mŕtveho dreva v pralesoch	4
Množstvo mŕtveho dreva v hospodárskych lesoch	5
Aktuálne množstvo mŕtveho dreva v hospodárskych lesoch	5
Minimálne požadované množstvo mŕtveho dreva v hospodárskych lesoch	5
Len množstvo nestačí.....	6
Empirický materiál.....	7
Metodika	8
Metódy analýzy.....	8
Aplikované modely	8
Model stromových vrstiev podľa Zlatníka (1976)	8
Model vývojových štádií prírodného lesa	10
Model výškovej krivky	11
Model objemu stromu, kmeňa a pňa.....	11
Hybridný stanovištno–drevinový klasifikačný model lesného vegetačného stupňa.....	12
Návrh indikátorov pre tvorbu modelových porovnávacích štruktúrnych schém.....	15
Počet druhov	16
Zastúpenie drevín	16
Zápoj vrstiev a počet Zlatníkových vrstiev	16
Priemerná korunovosť stromov	16
Počet stromov.....	16
Agregačný index <i>R</i> (CLARK & EVANS 1954)	16
Index zmiešania (<i>DM</i>) a diferenciácie (<i>TM</i>) (FÜLDNER 1995)	17
Zásoba a podiel odumretého dreva	18
Vplyv vybraných faktorov na indikátory štruktúry.....	18
Záver	21
Citovaná literatúra.....	22

Abstrakt

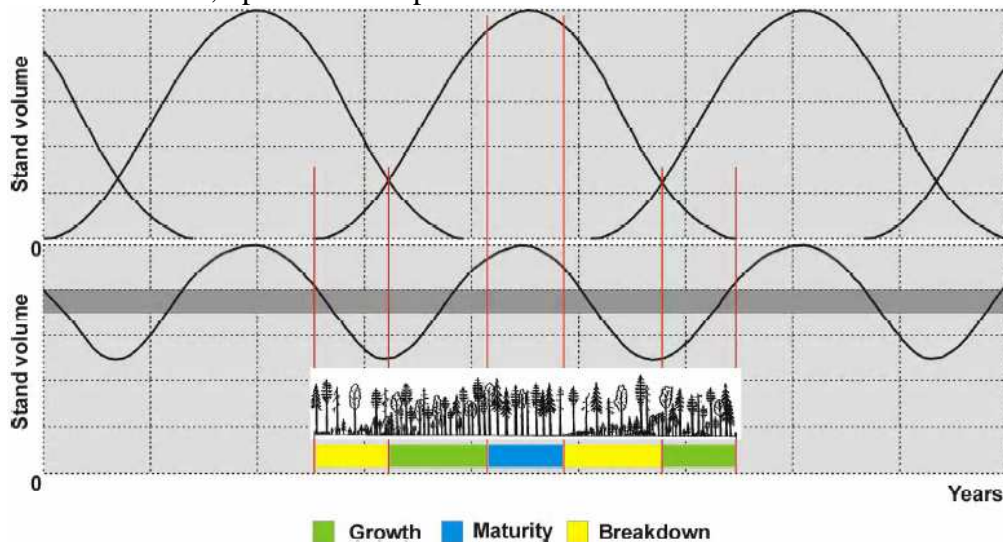
Predkladaná práca analyzuje možnosti vytvorenia systému výstavbových štrukturálnych schém priaznivého stavu lesných spoločenstiev. Analýzy sú realizované na podklade údajov z dvoch veľkých celoslovenských databáz, t.j. údajov z projektu APVV-27-009304 „Reakcia diverzity lesných fytoocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska“ a databázy údajov Národnej inventarizácie a monitoringu lesov SR (NIML SR). Ako modelová drevinová zmes boli vybrané jedľo-bučiny a buko-jedliny. Táto zmes je zastúpená v troch lesných vegetačných stupňoch. Riešenie si vyžadovalo vytvoriť štyri originálne modely „Model stromových tried podľa Zlatníka“, „Model vývojových štádií prírodného lesa“, kontrolný „Hybridný stanovištno–drevinový klasifikačný model lesného vegetačného stupňa“ a model objemu ležiaceho odumretého dreva. Z databázy údajov bolo kvantifikovaných 24 indikátorov štruktúry lesa. Analýza vplyvu vybraných faktorov na indikátory štruktúry poukázala, že tvorba systému výstavbových štrukturálnych schém priaznivého stavu lesných spoločenstiev by mala zohľadňovať nosnú drevinovú skladbu porastu, vývojové štádium lesa a vegetačný stupeň.

Prirodzenosť je komplexná charakteristika lesa, ktorá je často hodnotená na základe súboru indikačných druhov a mikrostanovišť, ktoré sa vyskytujú v prírodných lesoch. Jedným z takýchto indikátorov je mŕtve drevo. Ak je v poraste dostatok mŕtveho dreva správneho charakteru a typu, potom je dosť pravdepodobné, že les je prirodzený. Keďže pralesy predstavujú lesné ekosystémy s najvyšším stupňom prirodzenosti, množstvo mŕtveho dreva zisteného v pralesoch sa berie za referenčné hodnoty, ku ktorým sa má pri hodnotení prirodzenosti lesa porovnávať stav v lesoch hospodárskych. V európskych pralesoch sa priemerný objem mŕtveho dreva pohybuje medzi 40 a 200 m³/ha, čo predstavuje približne 5-30% z celkovej zásoby porastu, t.j. zo sumy zásoby živej a mŕtvej dendromasy. Množstvo mŕtveho dreva v európskych hospodárskych lesoch je všeobecne veľmi nízke a v priemere dosahuje hodnoty od menej ako 1 po 23 m³/ha. Z hľadiska zachovania biodiverzity odporúčajú novšie práce zabezpečiť v porastoch minimálne 15-30 m³/ha mŕtveho dreva, resp. 5-10% z celkovej zásoby porastu. Obdobné výsledky sme dosiahli aj analýzou našich údajov, z ktorých vyplýva, so znižujúcou sa prirodzenosťou lesného porastu (t.j. s rastúcim stupňom prirodzenosti) podiel odumretého dreva klesá. Najvyšší podiel odumretého dreva sa nachádza v štádiu rozpadu a pre 5. a 6. *lvs* sa pohybuje na úrovni 20-30% zo zásoby živých stromov. Najnižší je v štádiu optima a pohybuje sa okolo 10-15%.

Napriek tomu, že množstvo mŕtveho dreva sa často používa ako indikátor prirodzenosti lesného ekosystému, táto veličina sama osebe nie je vždy najvhodnejším indikátorom. Podľa viacerých autorov je mŕtve drevo indikátorom pre ekologické hodnotenie prirodzenosti len vtedy, ak sú o ňom známe aj ďalšie detaily (rozmery, rozklad, abiotické faktory atď.). V ďalšom výskume tejto problematiky bude potrebné stratifikovať údaje aj s ohľadom na túto skutočnosť a referenčné hodnoty o zásobe resp. podiele odumretého dreva doplniť o jeho významné parametre.

Rozbor problematiky

Vývoj lesných ekosystémov nenarušených človekom sa riadi v celku už dobre známymi zákonitosťami. Vývoj klimaxového prírodného lesa prebieha kontinuálne cyklicky cez tri hlavné vývojové štádiá dorastanie, optimum a rozpad.



Obr. 1 Vývojové cykly pralesa (Korpeľ 1989)

Na rozdiel od prírodných lesov vývoj v človekom obhospodarovaných lesoch neprebíha kontinuálne, ale v skokoch, počas ktorých sa vývoj lesa a jeho štruktúra podobá len určitým časovým úsekom kontinuálneho cyklu pralesa. Ak odhliadneme od väčších katastrof, v hospodárskych lesoch sa štádium rozpadu vyskytuje len v prestarnutých porastoch a v porastoch, v ktorých sa obnova realizuje postupným podrastovým hospodárskym spôsobom. Výstavkové hospodárstvo môže mať určitú paralelu s rozpadom s rýchlym priebehom – katastrofy. Na dĺžku a priebeh cyklu má nesporne vplyv viacero faktorov. Hlavnými z nich sú však klimaticko stanovištné podmienky a drevinová skladba porastu. Analýzu a tvorbu výstavbových štruktúrnych schém je preto nutné prepojiť s uvedenými faktormi.

Mŕtve drevo ako indikátor prirodzenosti lesa

Prirodzenosť lesa je komplexný pojem, ktorý v sebe spája dynamiku lesa, rušivé vplyvy pôsobiace na les na rozličných úrovniach, jeho adaptáciu na meniace sa podmienky ako aj vplyv človeka (Laarman et al. 2009). Prirodzenosť nie je teda určená len vyskytujúcimi sa druhmi, ale aj štruktúrou, spôsobmi fungovania lesa z ekologického hľadiska, jeho schopnosťou meniť sa, rozsahom fragmentácie a samoregeneračnými procesmi (WWF 2004). Z dôvodu komplexnosti je prirodzenosť často hodnotená na základe súboru indikačných druhov a mikrostanovišť, ktoré sa vyskytujú v prírodných lesoch (WWF 2004).

Jedným z takýchto indikátorov je mŕtve drevo. Ak je v poraste dostatok mŕtveho dreva správneho druhu, potom je dosť pravdepodobné, že les je dostatočne prirodzený (WWF 2004). Otázne však je, čo sa rozumie pod pojmom dostatok.

Množstvo mŕtveho dreva v pralesoch

Pralesy predstavujú lesné ekosystémy s najvyšším stupňom prirodzenosti. Z tohto dôvodu sa odporúča používať množstvo mŕtveho dreva zisteného v pralesoch za referenčné hodnoty, ku ktorým sa má pri hodnotení prirodzenosti lesa porovnávať stav v lesoch hospodárskych (Hahn a Christensen 2004, Humphrey et al. 2004).

V európskych pralesoch sa priemerný objem mŕtveho dreva pohybuje medzi 40 a 200 m³/ha (WWF 2004). Tento alebo obdobný rozsah uvádzajú viaceré práce, napr. Albrecht (1991), Hort a Vrška (1999), Siitonen et al. (2000), Karjalainen et al. (2002), Vallauri et al. (2003), Christensen et al. (2005), Vandekerkhove et al. (2009). Avšak v literatúre nie sú vzácne ani extrémne vysoké hodnoty (>400 m³/ha), ktoré sa zistili predovšetkým v niektorých pralesoch v strednej Európe, napr. v Badíne a Dobroči (Saniga a Schuetz 2001), Bialowieza v Poľsku (Bobiec 2002), Pecka v Slovinsku (Debeljak 1999), či Rajhenavski Rog v Slovinsku (Debeljak 2006). Zvyčajne však ide o hodnoty získané z malého množstva plôch o relatívne malej výmere predstavujúce určité štádium vývoja pralesa, na ktorých sa môžu vyskytovať aj vyššie hodnoty, pretože zásoba mŕtveho dreva sa po ploche porastu veľmi mení (Mueller a Schnell 2003).

V relatívnych hodnotách tvorí mŕtve drevo v pralesoch približne 5-30% z celkovej zásoby porastu, t.j. zo sumy zásoby živej a mŕtvej dendromasy (WWF 2004). Horná hranica intervalu korešponduje s viacerými prácami, napr. Saniga a Schuetz (2001) zistili rozsah 16 až 33%, Holeksa (2001) 32%, Bobiec (2002) 25%, Jankovský et al. (2004) do 35%, Merganičová et al. (2004) 34%, Rouvinen et al. (2005) 28%. Vyššie hranice zistili Hort a Vrška (1999), podľa ktorých tvorí mŕtve drevo v pralesoch Českej republiky 8.6 až 47% z celkovej zásoby. Jaworski a Paluch (2001) na svojich plochách na poľskej strane Babej hory zistili približne 50% podiel mŕtveho dreva na celkovej zásobe porastu. V ich prípade ide podobne ako pri vysokých absolútnych hodnotách o malý počet sledovaných výskumných objektov o nízkej výmere.

Z hľadiska hodnotenia prirodzenosti je dôležité aj rozdelenie mŕtveho dreva medzi kategórie stojaceho a ležiaceho dreva a tiež medzi jednotlivé štádia rozkladu mŕtveho dreva (Liira a Sepp 2009). Vandekerkhove et al. (2009) zistili, že podiel objemu ležiaceho dreva k celkovému množstvu mŕtveho dreva závisí len od druhu dreviny a nie je ovplyvnený geografickou polohou. Na základe meta analýzy údajov od viacerých autorov (Korpel, Meyer, Bobiec) dospeli Vandekerkhove et al (2009) k záverom, že podiel ležiaceho dreva k celkovému mŕtvemu drevu kolíše medzi 75 až 85%.

Množstvo mŕtveho dreva v hospodárskych lesoch

Aktuálne množstvo mŕtveho dreva v hospodárskych lesoch

Množstvo mŕtveho dreva v európskych lesoch je všeobecne veľmi nízke. Podľa MCPFE (2007) dosahujú priemerné hodnoty za krajinu od menej ako 1 po 23 m³/ha, pričom najmenej moderového dreva je v lesoch stredozemia a z hľadiska nadmorskej výšky v najnižších polohách (MCPFE 2007). Najvyššie množstvá mŕtveho dreva sa vyskytujú v strednej Európe (Travaglini and Chirici 2006). Zvyčajne však priemerné množstvo moderového dreva v hospodárskych lesoch nepresahuje 10 m³/ha (Fridman a Walheim 2000, FAO 2000, Christensen et al. 2005). V mnohých prípadoch nedosahuje objem mŕtveho dreva ani 5 m³/ha (Albrecht 1991, Smykala 1992, Schmitt 1992, WWF 2004, Vallauri et al. 2009) napriek tomu, že toto množstvo je podľa vedcov v európskych podmienkach ľahko dosiahnuteľné (Atici et al. 2009). Christensen et al. (2005) uvádza, že v hospodárskych lesoch je 10 až 20-krát menej mŕtveho dreva ako v pralesoch.

Minimálne požadované množstvo mŕtveho dreva v hospodárskych lesoch

V súčasnosti prebieha v Európe vo vedeckých ako aj v politických kruhoch debata, koľko mŕtveho dreva by sa malo v lese nachádzať (WWF 2004, Christensen et al. 2005). Napriek tomu, že univerzálny minimálny resp. maximálny podiel mŕtveho dreva v lese nie je možné stanoviť (Jankovský et al. 2004), z hľadiska zachovania biodiverzity je vhodné určiť aspoň hrubú mieru (WWF 2004).

Nilsson et al. (2002) predpokladá, že v európskych lesoch sa pred exploatáciou človekom mohlo na väčšine stanoviť bežne vyskytovať cca 130-150 m³/ha, z čoho 30-50 m³ tvorili sucháre a cca 100m³ ležiace mŕtve drevo. Aj keď je všeobecne akceptované, že hodnoty množstva mŕtveho dreva v pralesoch by mali predstavovať referenčné hodnoty pre lesné hospodárstvo, navrhované referenčné hodnoty sú zvyčajne omnoho nižšie, pričom medzi jednotlivými autormi sa rôznia od 3

m^3/ha (Utschik 1991, BMLFW 2007) po $60 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Müller et al. 2007). Kým staršie štúdie hovoria o minimálne o $3 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Utschik 1991), resp. $5\text{-}10 \text{ m}^3/\text{ha}$, čo predstavuje cca $1\text{-}2\%$ z celkovej zásoby porastu (Ammer 1991), v novších prácach sa odporúča zabezpečiť v porastoch minimálne $15\text{-}30 \text{ m}^3/\text{ha}$ mŕtveho dreva (Colak 2002, Bütler a Schlaepfer 2004, Jankovský et al. 2004, WWF 2004), resp. $5\text{-}10\%$ zásoby (Moeller 1994, Jedicke 1995, Buetler 2003, Bütler a Schlaepfer 2004, Vandekerkhove et al. 2009). Je zrejmé, že veľmi malé hodnoty (napr. $1 \text{ m}^3/\text{ha}$) sú príliš nízke na to, aby mali význam pre ochranu prírody (Scherzinger 1996) či biodiverzitu.

Podľa Vandekerkhove et al. (2009) minimálne množstvo mŕtveho dreva v lese by malo zabezpečiť výskyt celého spektra druhov, ktoré sú na mŕtvom dreve závislé. Práce, ktoré sa zaoberajú stanovením zásoby mŕtveho dreva pre saproxylitické populácie, hovoria o cca $40 \text{ m}^3/\text{ha}$ ako o spodnej kritickej hranici, pri ktorej je diverzita týchto saproxylitických spoločenstiev v hospodárskych lesoch porovnateľná s ich diverzitou v pralesoch (Haase et al. 1998; Kirby et al. 1998; Martikainen et al. 2000, Mueller a Bussler 2008). V prípade počtu jedincov saproxylitických druhov rodu Coleoptera zistili Mueller a Bussler (2008), že spodná kritická hranica je až $144 \text{ m}^3/\text{ha}$. Táto hodnota sa už blíži stavu v pralesoch (viď. kapitola o pralesoch).

Veľký podiel mŕtveho dreva však nemusí byť vždy symbolom stability resp. nemusí indikovať autochtónny charakter porastu (Rouvinen et al. 2005), najmä ak je výsledkom predčasného rozpadu ekosystému (Jankovský et al. 2004). Podľa Jankovského et al. (2004) ani v zreých porastoch pralesovitého charakteru neprekračuje podiel mŕtveho dreva 60 až 70% z ich celkovej zásoby. Za optimálne množstvo v chránených lesoch (lesoch ochranných a lesoch osobitného určenia) 6. a 7. lvs považujú títo autori cca 30% z celkovej zásoby, pričom 20% predstavuje podľa nich minimálnu hodnotu.

Z hľadiska zvyšovania prirodzenosti porastov formou zvyšovania množstva mŕtveho dreva ponechaného v lese vyvstáva otázka, za aký čas je možné dosiahnuť požadované hodnoty. Celkové obnovenie stavu mŕtveho dreva po ťažbe a hospodárskych zásahoch do prirodzeného stavu, t.j. do stavu pred hospodárskym vplyvom človeka, môže niekedy trvať aj 1000 rokov (Spies et al. 1988, Fraver et al. 2002). Meyer (1999) hodnotil stav porastov v rezerváciách založených pred 10 až viac ako 100 rokmi a zistil, že cca po $2\text{-}3$ desaťročiach sa v sledovaných rezerváciách naakumulovalo 30 a viac m^3 mŕtveho dreva na hektár. Avšak vytvorenie rezervácie samo osebe nemusí vždy viesť k zvyšovaniu objemu dreva. Príkladom sú rezervácie v Poľsku, kde sa namerali veľmi nízke hodnoty mŕtveho dreva ($0\text{-}6.8 \text{ m}^3/\text{ha}$) a v ktorých sa dokonca zistila negatívna závislosť medzi vekom rezervácie a množstvom mŕtveho dreva (Pasierbek et al. 2007).

Len množstvo nestačí

Napriek tomu, že množstvo mŕtveho dreva sa často používa ako indikátor prirodzenosti lesného ekosystému, Marage a Lemperiere (2005), Rouvinen et al. (2005), Pasierbek et al. (2007) a Laarman et al. (2009) prezentujú, že táto veličina nie je vždy najvhodnejším indikátorom. Marage and Lemperiere (2005) zistili, že rozdiely medzi prírodnými a hospodárskymi lesmi boli len v kategórii veľkých odumretých stojacich stromov, pretože v hospodárskych lesoch sa stromy ťažia pred dosiahnutím maximálnej hrúbky.

Rouvinen et al. (2005) zase zistil, že objektívnejšou charakteristikou pri stanovení stupňa prirodzenosti je počet pňov, ktoré vznikli v dôsledku ťažby. Podľa Laarmanna (2007 in Laarman et al. 2009) sa približne 40% prirodzenosti lesných porastov sa dá popísať štruktúrnymi a kvalitatívnymi vlastnosťami odumretých stromov (ako a kde odumreli). Laarman et al. (2009) považujú na základe svojej analýzy za lepšie indikátory priestorové rozmiestnenie mŕtveho dreva, podiel nedávnej mortality a jej príčiny. Podobne Rondeux a Sanchez (2009) potvrdzujú, že mŕtve drevo je indikátorom pre ekologické hodnotenie prirodzenosti len vtedy, ak sú o ňom známe ďalšie detaily (rozmery, rozklad, abiotické faktory atď.).

Empirický materiál

Údaje pre tvorbu výstavbových štrukturálnych schém priaznivého stavu lesných spoločností vychádzajú z údajov dvoch veľkých databáz, t.j. databázy z projektu APVV-27-009304 „Reakcia diverzity lesných fytoocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska“ a databázy údajov Národnej inventarizácie a monitoringu lesov SR (NIML SR).

Základný empirický materiál projektu APVV predstavujú údaje získané z obnovy typologických reprezentatívnych (výskumných) plôch (TRP), ktoré boli zakladané v rámci všeobecného (1951-1955) a podrobného (1956 -1977) typologického prieskumu a boli obnovované v rámci riešenia projektu na celom území Slovenska (Vladovič et al. 2008). Obnovou TRP sa zabezpečili identické dvojice zápisov z terénneho výskumu, t.j. údaje pôvodné a údaje po obnove TRP s časovým odstupom 30 až 50 rokov. Počas riešenia projektu sa v teréne znovu obnovilo 2310 TRP, z toho 200 TRP s podrobnými dendrometrickými meraniami vrátane stojaceho a ležiaceho mŕtveho dreva technológiou FieldMap (tzv. TRP 2. podrobnejšej úrovne). Na vybraných obnovených TRP sa celkovo odobralo a analyzovalo 1772 pôdnych vzoriek a vzoriek pokryvného humusu na celkovom počte 542 vzorkových TRP. Vzorky sa odoberali z identických hĺbok ako v minulosti, podľa možnosti aj z identických pôdnych sond. Plochy sa obnovili v celom spektre typologických jednotiek podľa ekologickej mriežky lesov Slovenska. Získal sa tak rozsiahly materiál z opakovaného zisťovania na dvojiciach identických výskumných plôch, ktorý umožňuje posúdenie vývoja lesných fytoocenóz, drevinovej štruktúry, diverzity a vybraných pôdnych parametrov lesných pôd s odstupom 30 až 50 rokov, čo bolo základnou podmienkou obnovy TRP. Dizajn obnovených plôch je v prevažnej miere kruhový prípadne štvoruholníkový so štandardizovanou výmerou 1000 m² (dendrozložka) a 500 m² (zápis bylinnej synúzie). Plochy sa lokalizovali prostredníctvom GPS a vyhotovila sa podrobná digitálna fotodokumentácia. Informačné spektrum pozostáva zo základných údajov: Lesná oblasť (VLADOVIČ et al. 1994), jednotka priestorového rozdelenia lesa (JPRL) a i.; stanovištných a terénnych charakteristík: lesný typ (It) (HANČINSKÝ 1972), skupina lesných typov (slt) a novšie zaradenie podľa ZLATNÍKA (1976), pôdny predstaviteľ, reliéf terénu, nadmorská výška, expozícia a sklon; porastových charakteristík: zastúpenie dreviny, vek, zakmenenie, zápoj; fytoocenologických charakteristík: pokryvnosť druhov podľa Zlatníkovej kombinovanej stupnice abundancie a dominancie; pedologické charakteristiky a odbery pôdnych vzoriek. Z biometrických veličín stromovej etáže sa na plochách zisťovali: výška stromu, hrúbka stromu, nasadenie koruny, korunová projekcia, druh dreviny, poškodenie stromu, parametre stojaceho a ležiaceho dreva.

NIML SR bola realizovaná v rokoch 2005 – 2006 ako výberová reprezentatívna metóda s komplexným zisťovaním informácií na pravidelnej sieti trvalých inventarizačných plôch (IP) v sponne 4 × 4 km na celom území SR (ŠMELKO et al. 2006). Celkový počet IP bol 3071 a z toho na 1419 IP sa nachádzal les. Pre účely tejto práce sa využili prevažne údaje o stromoch, obnove lesa, poraste a stanovišti zisťované v zmysle pracovných postupov pre NIML SR (ŠMELKO et al. 2006). Tieto údaje boli zisťované na troch druhoch inventarizačných plôch: A – základná inventarizačná plocha (konštantný kruh o výmere $p = 500 \text{ m}^2$ s polomerom $r = 12,62 \text{ m}$), slúžila pre zisťovanie stanovištných, porastových a ekologických charakteristík a pre inventarizáciu mŕtveho ležiaceho dreva a pňov, B – dva konštantné kruhy pre inventarizáciu stromov s hrúbkou $d_{1,3} \geq 7 \text{ cm}$ (s kôrou), a to B1 – veľký kruh pre stromy s $d_{1,3} \geq 12 \text{ cm}$, polomer $r = 12,62 \text{ m}$ ($p = 500 \text{ m}^2$), ktorý je totožný s kruhom A a B2 – malý kruh pre stromy s $d_{1,3} \geq 7 \text{ cm}$ a $< 12 \text{ cm}$, polomer $r = 3 \text{ m}$ ($p = 28,26 \text{ m}^2$) a napokon C – variabilný obnovný kruh pre inventarizáciu náletu, nárastov, kultúr a mladín s výškou od 0,1 m a hrúbkou $d_{1,3} < 7 \text{ cm}$ (vrátane kôry), ktorého "optimálna" veľkosť (výmera p a polomer r) sa zvolila individuálne na každom stanovisku podľa konkrétnej hustoty (sponu) jedincov. V prípade silnej heterogenity IP spôsobenej napr. hranicou les/neles, les/bezlesie, rozdielnym rastovým stupňom v rámci IP a podobne, sa IP rozčlenila na menšie homogénnejšie časti – subplochy (ŠMELKO et al. 2006).

Ako základná východisková modelová časť tvorby výstavbových štruktúrnych schém priaznivého stavu lesných spoločenstiev sa vybral 5. *lvs*. V zmysle platnej typologickej školy je tento lesný vegetačný stupeň charakterizovaný výskytom 78 lesných typov a 20 skupín lesných typov. Z hľadiska drevinovej skladby sa v danom *lvs* uplatňuje 14 typov zmiešania hlavných drevín tvoriacich nosnú kostru porastu. Z pohľadu frekvencie lesných typov prevláda zmes smreka s jedľou.

Tab. 1 Frekvencia drevinových zmesí v 5. *lvs*.

Druhy drevín tvoriacich kostru porastu*			Frekvencia
Drevina 1	Drevina 2	Drevina 3	
SM	JD		14
BK	JD		10
BK			10
JD	BK		9
BK	JV		8
BO	SM		7
JD	BK	SM	5
JD	JV		4
SM	BO		3
JS	JV		3
JV	JD		2
SM	JV		1
LP	SM		1
JV	BK		1

*analýza vychádza z názvov lesných typov

Ako modelová zmes je vybraná jedľo-bučina a buko-jedlina. Uvedené zmesi sa vyskytujú aj v 4. až 6. *lvs* a tvoria ich tieto SLT: AFn, AFv, Fa, FAn, FAv.

Charakteristiky štruktúry lesa viazané na stromy nie sú vypočítané pre každú skusnú plochu, pretože pri údajoch APVV (plochy prvej úrovne) absentujú stromové informácie. Z výpočtov boli vylúčené aj skusné plochy, na ktorých bol počet stromov menší ako 3. Taktiež boli z výpočtov vylúčené skusné plochy, ktorých výmera nebola úplná (0.05ha). Pred samotným výpočtom vybraných dendrometrických charakteristík sa overila logická správnosť a úplnosť údajov.

Metodika

Metódy analýzy

Pri analýze údajov sa použili bežné jednorozmerné i viacrozmerné štatistické metódy (popisná štatistika, lineárna a nelineárna regresia, diskriminačná analýza). Hodnotenie vplyvu vybraných faktorov na indikátory štruktúry sa realizovalo pomocou analýzy variancie (ANOVA).

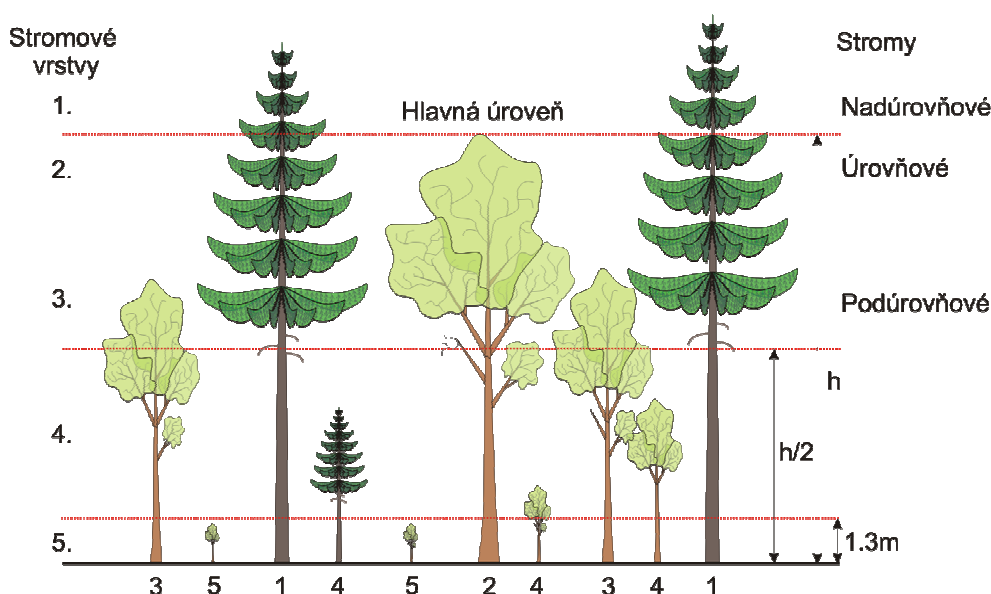
Aplikované modely

Model stromových vrstiev podľa Zlatníka (1976)

Ako je vidieť z tabuľky 7, pri mnohých indikátoroch je dôležité poznať príslušnosť stromu k vrstve, ktorá je definovaná v zmysle Zlatníka (1976). Zlatník (1976) rozlišuje nasledovné stromové vrstvy:

- 1 Stromy nadúrovňové, t.j. stromy, ktoré sú vyššie ako stromy hlavnej úrovne.

- 2 Stromy hlavnej úrovne (stromy úrovňové), ktoré zreteľne zasahujú svojimi vrcholkami do vrstvy úrovňových stromov. V prípade, keď nie je možné dobre rozlíšiť stromy nadúrovňové od stromov úrovňových v prechode do 3.vrstvy, spájame tieto dreviny do jednej vrstvy, ktoré označujeme ako vrstva 1., 2.
- 3 Stromy podúrovňové, vyššie ako polovica výšky stromov hlavnej úrovne, ale svojimi korunami zreteľne nezasahujú do súvislej vrstvy korún stromov úrovňových.
- 4 Stromy podúrovňové s druhmi stromovitého vzrastu a kry od výšky 1,30 m do polovičnej výšky stromov hlavnej úrovne.
- 5 Stromy najviac do 1,30 m. Táto vrstva sa ďalej delí na:
 - 5_{1a} jedince vyššie ako 20 cm (20 cm–1,30 m)
 - 5_{1b} jedince do 20 cm, jedince ihličnanov s jedným bočným výhonkom, jedince listnáčov bez klíčných lístkov
 - 5₂ semenáčky, jedince ihličnanov s klíčnymi ihlicami a bez bočného výhonku a jedince listnáčov s klíčnymi lístkami.



Obr. 2 Triedenie stromov do stromových vrstiev podľa Zlatníka (Zlatník 1976)

Informácia o príslušnosti stromu k stromovej vrstve podľa Zlatníka sa v teréne neurčovala. Z tohto dôvodu sme vypracovali zjednodušený model kvantifikácie stromovej vrstvy podľa Zlatníka. Vychádza z nasledovného algoritmu:

1. Vyhľadá sa strom s maximálnou výškou (h_{max})
2. Vypočíta sa výška hlavnej úrovne (HU) podľa vzťahu $HU = h_{max} \times 0.85$
3. Spočítajú sa stromy (stromy s výškou nad 1.3m), ktorých výška je vyššia ako HU
4. Ak je počet stromov vyšších ako $HU \leq 20\%$, $HU = h_{max} \times 0.85$, inak $HU = h_{max}$

Ak je známa hodnota HU , kvantifikácia stromových vrstiev je nasledovná:

Vrstva	Popis
1	$h_i > HU$
2	$h_i > HU \times 0.75$ a $h_i \leq HU$
3	$h_i > HU \times 0.5$ a $h_i \leq HU \times 0.75$
4	$h_i > 1.3m$ a $h_i \leq HU \times 0.5$
5 _{1a}	$h_i > 0.2m$ a $h_i \leq 1.3m$
5 _{1b}	$h_i \leq 0.2m$

Model vývojových štádií prírodného lesa

Ako vyplýva z predošlého textu, porovnanie štruktúry porastu v hospodárskych lesoch s prírodnými bude možné, ak sa štruktúrne prvky kvantifikujú pre vývojové štádia (dorastanie, optimum, rozpad) a porastovú zmes popripade aj *lvs* (ak sa ukáže jeho signifikantný vplyv).

V prvom rade je potrebné určiť štádium, v ktorom sa daný porast nachádza. Doteraz sa vývojové štádia charakterizovali prevažne verbálne (Korpeľ 1989). V súčasnosti sa však s úspechom využívajú moderné technológie. Napr. Podlaski (2004, 2006) využil na stanovenie a vylíšenie vývojových štádií dendrochronologické a štatistické metódy (in Šamonil a Vrška 2007), Marage a Lemperiere (2005) použili infračervené snímky a Merganičová (2004) a Vrška et al. (2006) zase využili počítačové vizualizačné techniky.

Z hľadiska porovnávania pralesov a hospodárskych lesov je potrebné exaktne kvantifikovať kritériá, ktoré vymedzujú jednotlivé štádia. Keďže vývojové štádium sa v teréne neurčovalo a jeho vplyv na variabilitu štruktúrnych prvkov je značný, vypracovali sme zjednodušený model kvantifikácie vývojových štádií prírodného lesa. Je postavený na zápoji vrstiev drevín (z pokryvnosti) v zmysle Zlatníka (1976) a maximálnom veku porastu. Po analýze údajov vyplynula potreba štádium rozpadu rozdeliť na dve fázy.

Tab. 2 Kvantifikácia vývojových štádií prírodného lesa pre jedľo-bučiny a buko-jedliny

Štádium	Popis
Optimum	zápoj vrstvy 1 až 3 je $\geq 60\%$, zápoj vrstvy 4 a 5 je $\leq 30\%$, maximálny vek porastu je ≥ 80 rokov
Dorastanie	zápoj vrstvy 1 až 3 je $\geq 60\%$ a maximálny vek porastu je < 80 rokov OR zápoj vrstvy 1 až 3 je $< 60\%$ a maximálny vek porastu je ≥ 30 rokov AND < 80 rokov
Rozpad 1 – počiatkové štádium	zápoj vrstvy 1 až 3 je $\geq 60\%$, zápoj vrstvy 4 a 5 je $\geq 30\%$, maximálny vek porastu je ≥ 80 rokov
Rozpad 2	zápoj vrstvy 1 až 3 je $< 60\%$ a maximálny vek porastu je ≥ 80 rokov OR zápoj vrstvy 1 až 3 je $< 60\%$ a maximálny vek porastu je < 30 rokov

Podobne boli pri porovnávaní charakteristík hospodárskych lesov s pralesami v porastovej zmesi jedľa-buk vylíšene štyri vývojové štádia lesa aj v prácach Marage a Lemperiere (2005) a Debeljak (2006). Prví autori vylíšili skoré štádium dorastania (early aggradation phase), štádium dorastania (aggradation), štádium optima (biostatic phase), a štádium rozpadu (degradation phase), ktoré sa v hospodárskych lesoch nevyskytovalo (Marage a Lemperiere 2005). Jednotlivé štádia vylíšili pomocou infračervených snímok a charakterizovali ich štyrmi základnými dendrometrickými veličinami: kruhová základňa porastu, vek, hustota, výška. Skoré štádium dorastania bolo charakteristické najnižšou kruhovou základňou, najnižším vekom porastu (30-40 rokov) a najmenšou výškou. Najvyššia hustota porastu a najvyššia kruhová základňa bola v štádiu dorastania (vek 45-50). Štádium optima bolo charakteristické vysokou kruhovou základňou, vekom 100-110 rokov, vysokou výškou porastu a nižšou hustotou v porovnaní s predchádzajúcimi štádiami. V štádiu rozpadu výška a vek porastu (120-160 rokov) narastajú oproti štádiu optima, kým hustota a kruhová základňa klesajú. Z hľadiska štruktúry predstavuje skoré štádium dorastania fázu, kde intenzívne prebieha self-thinning a to tak v hospodárskych lesoch ako aj pralesoch. Štádium dorastania má rovnomernú štruktúru a v hospodárskych lesoch mu zodpovedá žrdkovina a žrdovina. Štádium optima, resp. biostatická fáza, prislúcha zmiešaným nepravidelným porastom, kým štádium rozpadu je charakteristické medzerami a zmladením.

Podobne aj Debeljak (2006) vylíšil 4 vývojové fázy, pričom rozlišuje: fázu dorastania (juvenile), optima (optimum), obnovy (regeneration) a zmiešanú fázu (mixed). Fáza dorastania je charakterizovaná ako hustý nový porast vysoký 4-5 m o homogénnej štruktúre bez hornej vrstvy

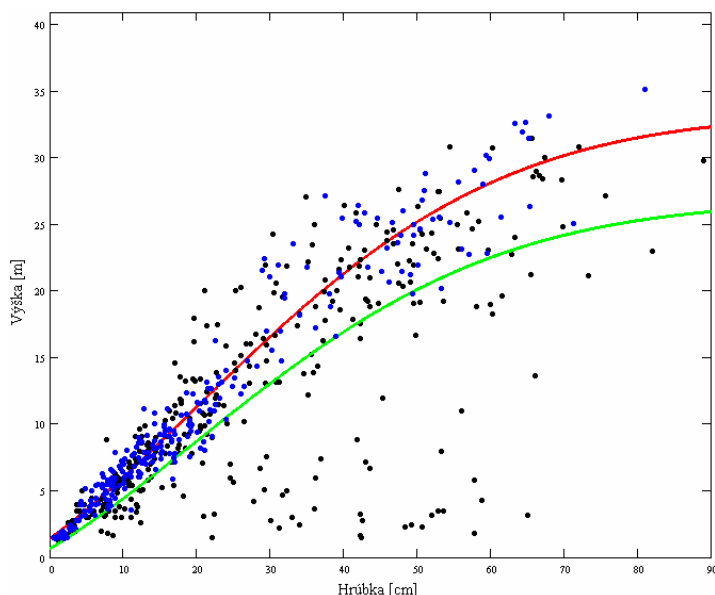
porastu. Optimum je tvorené zrelými vitálnymi stromami a porast má uniformnú štruktúru. Vo fáze obnovy vitalita stromov klesá, v poraste sa vyskytujú medzery a v hustých skupinách sa objavuje zmladenie. Zmiešaná fáza predstavuje porasty so všetkými predchádzajúcimi fázami.

Model výškovej krivky

Pri analýze správnosti údajov išlo prevažne o hrúbku (d) a výšku stromov (h). Pre tento účel bol použitý model výškovej krivky podľa Wolfa (Šmelko 2000), ktorý má nasledovný tvar:

$$h = 1.3 + \frac{d}{a + b \times d} \quad (1)$$

Pomocou tohto modelu bola každému stromu priradená aj modelová výška stromu. Modelová výšková krivka bola parametrizovaná na každej skusnej ploche z nepoškodených stromov. Princíp overenia výšky stromov je postavený na báze štatistického testu, t.j. modelová výška konkrétneho stromu sa porovnala s jeho skutočnou výškou. Ak bola skutočná výška menšia alebo väčšia ako hranica obalovej krivky modelovej výšky (obr. 3), hodnota skutočnej výšky bola overovaná alebo mu bola táto modelová výška dočasne pridelená. Ak modelová výška nebola štatisticky významne rozdielna od skutočnej meranej výšky, modelová výška sa rovnala skutočnej meranej výške.



Obr. 3 Princíp selekcie stromov s neprirodzenou skutočnou výškou stromu na spodnej hranici obalovej výškovej krivky. Modrou farbou sú znázornené stromy, ktoré boli použité na parametrizáciu výškovej krivky. Čiernou farbou stromy, ktoré obsahovali kód poškodenia, resp. išlo o sucháre. Zelenou farbou je znázornená spodná hranica obalovej krivky modelu výškovej krivky.

Modelová výšková krivka bola taktiež použitá pri kvantifikácii objemu stromov.

Model objemu stromu, kmeňa a pňa

Pre výpočet objemu živých a odumretých stojacich stromov bola použitá objemová rovnica na báze modelu tvaru kmeňa PETRÁŠ (1986, 1989, 1990). Jej zjednodušený zápis je nasledovný:

$$v = \frac{\pi}{40,000} \times \int_0^{hR} d(h_i, hM, d_{1.3}, \bar{a}, sp)^2 dh \quad (2)$$

kde:

v – objem kmeňa a pňa bez kôry v m^3 ,
 hR – reálna, meraná výška stromu v m,

hM – modelová výška stromu v m,
 $d_{1.3}$ – hrúbka stromu vo výške 1.3 m v cm,
 d – hrúbka stromu v i -tej výške (h_i) stromu v cm,
 a – vektor drevinovo-špecifických parametrov modelu tvaru kmeňa,
 sp – druh dreviny.

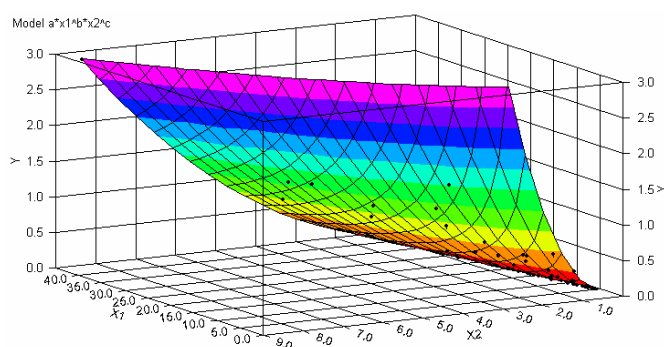
Objem pňov je vypočítaný ako objem valca. Objem odumretého ležiaceho dreva bol vypočítaný podľa Smalianovej metódy (Šmelko 2000). V problematických situáciách, t.j. ak odumreté drevo neležalo celým svojim objemom vo vnútri skusnej plochy, ale vo vnútri skusnej plochy bola iba jeho časť, bol objem odumretého ležiaceho dreva kvantifikovaný modelom vychádzajúcim z informácií o ploche a obvode odumretého dreva (z GIS analýzy po orezaní na skusnú plochu). Z 242 odskúšaných nelineárnych modelov bol použitý nasledujúci exponenciálny model:

$$y = a \times Obvod^{b \times Plocha^c} \quad (3)$$

Parametre modelu sú uvedené v Tabuľke 3 a priebeh modelu je znázornený na Obrázku 4. Model je veľmi tesný, o čom svedčí vysoká hodnota indexu korelácie 0.9996. Koeficient determinácie má hodnotu 0.9993.

Tab. 3 Hodnoty parametrov modelu objemu odumretého ležiaceho kmeňa

Parameter	Hodnota parametra	Stredná chyba parametra	Studentova t štatistika
a	2.25978045866862	0.06	40.98
b	-1.12821829837997	0.01	-90.38
c	2.06089751980919	0.01	175.99



Obr. 4 Priebeh modelu objemu odumretého ležiaceho kmeňa (Y–objem, X1–Obvod, X2–Plocha)

Hybridný stanovištno–drevinový klasifikačný model lesného vegetačného stupňa

Lesný vegetačný stupeň (*lvs*) podáva informáciu o „prirodzenom“ resp. ekologicky najvhodnejšom drevinovom zložení lesných porastov, na základe čoho sa posudzuje vhodnosť alebo nevhodnosť skutočného drevinového zloženia na lokalite. Jeho správne určenie je preto jednou z najdôležitejších podmienok pri návrhu a plánovaní väčšiny hospodársko-úpravníckych opatrení.

Pri praktickom určovaní lesného vegetačného stupňa (*lvs*) v teréne špecialista zohľadňuje viacero faktorov. Hlavnými z nich sú nadmorská výška, expozícia, sklon, typ podložia a pôdy, skladba druhov drevín a bylín. Z uvedeného vyplýva, že okrem stanovištných charakteristík sú zohľadňované aj informácie o poraste a bylinnej synúzii. Tieto charakteristiky sú však človekom často silne ovplyvnené a môžu viesť k chybným klasifikáciám *lvs*. Výberové informácie v databázach, ktoré sú k dispozícii a sú použité pre parametrizáciu modelu, sú zaťažené aj týmto fenoménom, a neexistuje jednoduchá a univerzálna metóda ako údaje rozdeliť. Použitie údajov len z chránených a ochranných území by značne zredukovalo set údajov a na strane druhej je potrebné

si uvedomiť, že hospodárska činnosť realizovaná v súlade s prírodnými princípmi nemá negatívny vplyv na zámer tvorby klasifikačného modelu pre *lvs*.

Pri parametrizácii modelu sa ako vstupné premenné testovali ľahko dostupné topografické (nadmorská výška v m n.m.) a geomorfologické informácie (expozícia (°) a jej dva typy transformácie, ďalej sklon terénu (°), index xericity (podľa Austina *et al.* 1984)), stanovištné informácie (pokryvnosť povrchového skeletu (%), 3 humusové formy, 7 typov pôdy podľa MKSP 2000, 13 materských hornín) ako aj informácie o zastúpení indikačných drevín pre *lvs* (19 druhov drevín). Zastúpenie indikačných drevín vychádza zo stromových tried 1 až 3 podľa ZLATNÍKA (1976), ktoré zahŕňajú stromy vyššie ako polovičná výška porastu.

Okrem skutočnej hodnoty expozície sa v modeli testoval aj relativizovaný vplyv expozície (y) pomocou transformačnej funkcie v podobe paraboly, ktorá má nasledovný tvar:

$$y = \frac{1}{32400} \cdot x^2 - \frac{1}{90} \cdot x + 1 \quad (4)$$

kde:

x – expozícia v stupňoch.

Agregovaný relatívny vplyv expozície (prísun svetla, tepla, relatívna vlhkosť atď.) sa pohybuje od 0 po 1, pričom vrchol paraboly je umiestnený presne na juh. Druhý variant transformácie spočíval v umiestnení vrcholu paraboly na juhozápad. Kategorické veličiny ako humusová forma, typ pôdy a materská hornina vstupovali do modelov ako dummy premenné.

Klasifikačný model je konštruovaný na báze prediktívnej diskriminačnej analýzy (Cooley A Lohnes 1971, Huberty 1994, Statsoft Inc. 2004). Diskriminačný model má nasledovný všeobecný tvar:

$$\text{DiskrimSkóre}_i = a_i + b_{i,j} \times C_j + \dots b_{i,8} \times C_8 \quad (5)$$

kde:

a – absolútny koeficient pre i -ty *lvs* (0 až 8)

b – regresné koeficienty pre i -ty *lvs* a j -tu vstupnú premennú (1 až n)

C – hodnota j -tej vstupnej premennej

Vlastná kvantifikácia *lvs* spočíva v tom, že po zadaní konkrétnych hodnôt vstupných premenných do diskriminačného modelu sa vypočíta 9 diskriminačných skóre (pre 0. až 8. *lvs*). Hodnotená jednotka, lokalita, skusná plocha patrí do toho *lvs*, v ktorom je hodnota diskriminačného skóre maximálna.

Navrhovaný model má povahu kontrolného modelu, t.j. *lvs* kvantifikovaný modelom sa porovná s informáciou o *lvs* napr. z typologických podkladov. Ak sa porovnané hodnoty *lvs* budú rovnať, skusná plocha je s vysokou pravdepodobnosťou reprezentantom príslušného *lvs*. Ak budú porovnávané hodnoty rozdielne, skusná plocha nie je s vysokou pravdepodobnosťou dobrým reprezentantom príslušného *lvs* a to z nasledovných dôvodov: pôvodná prirodzená drevinová skladba je výrazne zmenená, ide o stanovištné varianty, na ktoré nie je klasifikačný model citlivý, chyby porovnávacieho setu vyplývajúce z chybného určenia *lvs* (napr. pri typologickom prieskume).

Použitím diskriminačnej analýzy sa preverila schopnosť navrhovaných vstupných premenných klasifikovať *lvs*. Ako vyplýva z tabuľky 4, vytvorený diskriminačný model je štatisticky veľmi významný. Tento záver prijímame na základe Fischerovej štatistiky F a Willkinsovej štatistiky lambda. Willkinsovu štatistiku lambda interpretujeme tak, že ak sa jej hodnota blíži k 0, model je vhodný a naopak, ak sa blíži k 1, je nevyhovujúci. V ďalšom stĺpci tabuľky sú uvedené parciálne hodnoty Willkinsovej lambdy, na základe ktorých môžeme posúdiť príspevok jednotlivých vstupných veličín ku diskriminácii závislej veličiny. Vo výslednom diskriminačnom modeli sa z topografických informácií uplatnili nadmorská výška (m n.m.), z geomorfologických veličín expozícia – efekt juh (°), sklon terénu (°) a zo stanovištných veličín typ pôdy glej, pseudoglej, fluvizem, černica. Výraznými indikačnými drevinami sa stali *Quercus cerris*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Fagus sylvatica*, *Abies alba*, *Picea abies*, *Pinus mugo*. Všetky

použité vstupné veličiny sú štatisticky veľmi významné, čo značí, že prispievajú ku diskriminácii *lvs*. Najväčší vplyv má zastúpenie dreviny *Pinus mugo*, a typ pôdy glej, pseudoglej, fluvizem, černica. Najmenší vplyv má sklon svahu.

Tab. 4 Štatistická charakteristika hybridného stanovištno–drevinového diskriminačného modelu

¹ Diskriminačný model			
² Počet premenných: 11		³ Počet skupín: 9	
Wilks' Lambda: 0.000001		$F_{(88,9157)} = 951.79^{***}$	
⁴ Jednotlivé vstupné premenné			
⁵ Vstupný parameter	Wilks' Lambda	Partial Lambda	$F_{(8,1569)}$ ***99.9%
Nadmorská výška (mn.m.)	0.0000012	0.20	684.9 ***
Expozícia terénu - efekt (°)	0.0000003	0.92	14.2 ***
Sklon terénu (°)	0.0000003	0.95	9.3 ***
Typ pôdy Glej, Pseudoglej, Fluvizem, Černica (áno=1 / nie=0)	0.0000069	0.04	4609.3 ***
Zastúpenie <i>Quercus pubescens</i> (%)	0.0000003	0.88	23.8 ***
Zastúpenie <i>Quercus cerris</i> (%)	0.0000014	0.18	797.2 ***
Zastúpenie <i>Quercus petraea</i> (%)	0.0000013	0.19	728.5 ***
Zastúpenie <i>Fagus sylvatica</i> (%)	0.0000003	0.90	19.3 ***
Zastúpenie <i>Abies alba</i> (%)	0.0000003	0.75	59.0 ***
Zastúpenie <i>Picea abies</i> (%)	0.0000004	0.59	119.8 ***
Zastúpenie <i>Pinus mugo</i> (%)	0.0000096	0.03	6494.8 ***

1 – discriminant model, 2 – number of variables, 3 – number of groups, 4 – individual independent variables, 5 – independent variable,

Navrhovaný diskriminačný model dosahuje veľmi vysokú pravdepodobnosť správnej klasifikácie 95.5%. Ako vyplýva z tabuľky 5, najvyššia pravdepodobnosť správnej klasifikácie sa dosiahla pri *lvs* 7 a 8 (100.0%) a najnižšia pri *lvs* 5 (82.7%).

Tab. 5 Klasifikačná matica diskriminačného modelu

¹ Lesný vegetačný stupeň	² % správnej klasifikácie	³ Lesný vegetačný stupeň klasifikovaný diskriminačným modelom										⁴ Spolu
		0	1	2	3	4	5	6	7	8		
0	97.3	36	0	0	1	0	0	0	0	0	0	37
1	88.9	0	16	1	1	0	0	0	0	0	0	18
2	97.8	0	0	226	5	0	0	0	0	0	0	231
3	100.0	0	0	0	469	0	0	0	0	0	0	469
4	96.1	0	0	0	10	244	0	0	0	0	0	254
5	82.7	0	0	0	0	25	162	9	0	0	0	196
6	91.6	0	0	0	0	0	10	120	1	0	0	131
7	100.0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	64
8	100.0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	14
⁴ Spolu	95.5	36	16	227	486	269	172	129	65	14	0	1414

Legend: 1-, 2-percentage of correct classification, 3- determined with the discriminant model, 4-sum, ■ - correctly determined

Výsledný diskriminačný model obsahuje 11 vstupných premenných. Parametre modelu (absolútny a regresné koeficienty) sú uvedené v tabuľke 6.

Tab. 6 Parametre diskriminačného modelu lesného vegetačného stupňa

Vstupná veličina (C)		Lesný vegetačný stupeň								
		0	1	2	3	4	5	6	7	8
Nadmorská výška (mm.m.)	b_1	0.05235	0.04387	0.04024	0.04515	0.07413	0.09403	0.12522	0.15117	0.12689
Expozícia terénu - efekt (°)	b_2	14.61924	9.00367	7.79249	9.28702	11.88695	14.71469	17.20753	21.55295	11.79693
Sklon terénu (°)	b_3	0.02175	0.03746	0.07489	0.14689	0.21067	0.26614	0.21104	0.22709	0.19710
Typ pôdy Glej, Pseudoglej, Fluvizem, Černica (áno=1 / nie=0)	b_4	1409.67325	3.64402	3.34355	3.92034	5.81554	5.45812	8.60625	6.77696	9.24873
Zastúpenie <i>Quercus pubescens</i> (%)	b_5	0.04765	5.03775	0.64251	0.10795	0.04870	0.01938	0.03652	0.02951	-0.05986
Zastúpenie <i>Quercus cerris</i> (%)	b_6	0.10620	5.92934	0.74273	0.19303	0.20280	0.21584	0.28741	0.32393	0.21728
Zastúpenie <i>Quercus petraea</i> (%)	b_7	-0.01568	0.57100	1.02328	0.09232	0.02056	-0.02336	-0.01864	-0.04705	-0.09627
Zastúpenie <i>Fagus sylvatica</i> (%)	b_8	0.01373	0.06623	0.07400	0.13607	0.16425	0.11288	0.14644	0.11347	-0.02872
Zastúpenie <i>Abies alba</i> (%)	b_9	0.05697	0.07184	0.06622	0.12637	0.19754	0.43403	0.26954	0.40404	0.07230
Zastúpenie <i>Picea abies</i> (%)	b_{10}	0.02000	0.05324	0.05590	0.10126	0.13708	0.30956	0.20990	0.63417	-0.09136
Zastúpenie <i>Pinus mugo</i> (%)	b_{11}	-0.29116	-0.23952	-0.22150	-0.26722	-0.40953	-0.56224	-0.66217	-0.92794	49.95390
Absolútny koeficient	a	-702.25475	-242.55428	-55.51121	-19.08919	-38.73843	-58.24486	-86.18928	-143.37101	-2462.72847

Návrh indikátorov pre tvorbu modelových porovnávacích štruktúrnych schém

Tvorba štruktúrnych schém pre prirodzené lesné spoločenstvá je navrhovaná s cieľom tvorby modelových porovnávacích schém štruktúry, t.j. človekom pozmenené a hospodársky ovplyvnené porasty resp. ich štruktúra budú porovnané k modelovému stavu a bude kvantifikovaná vzdialenosť od tohto „prirodzeného stavu“. Návrh indikátorov štruktúry porastu vo vzťahu k prirodzenosti obsahuje nasledovná tabuľka.

Tab. 7 Návrh indikátorov pre tvorbu modelových porovnávacích štruktúrnych schém

Indikátor	Skratka	Zdroj	
		APVV	NIML
Počet druhov drevín stromov (vrstva 1–3)		A	A
Počet druhov drevín stromov (vrstva 4–5)		A	A
Počet druhov krov		A	A
Počet druhov machov a lišajníkov		A	A
Zastúpenie drevín stromov (vrstva 1–3)		A	A
Zastúpenie drevín stromov (vrstva 4–5)		A	A
Zápoj (vrstva 1–3)		A	A
Zápoj (vrstva 4–5)		A	A
Počet Zlatníkových vrstiev (vrstva 52 vynechaná)		A	A
Korunovosť stromov (vrstva 1–3) - priemer		A [#]	A
Počet stromov na ha (vrstva 1–3)		A [#]	A
Počet stromov na ha (vrstva 4)		A [#]	A
ClarkEvans ($d_{1,3}$ nad 12cm)	R	A [#]	A
Zmiešanie ($d_{1,3}$ nad 12cm)	DM	A [#]	A
Diferenciácia ($d_{1,3}$ nad 12cm)	TM	A [#]	A
Zásoba suchárov na ha		A [#]	A
Zásoba ležaniny na ha		A [#]	A
Zásoba pňov na ha		A [#]	A
Zásoba odumreté drevo na ha		A [#]	A
Zásoba živých stromov na ha		A [#]	A
Podiel suchárov		A [#]	A
Podiel ležaniny		A [#]	A
Podiel pňov		A [#]	A
Podiel odumreté drevo		A [#]	A

* dalo by sa od $d_{1,3} = 0\text{cm}$, # len na plochách druhej úrovne

Počet druhov

Z databázy údajov sa pre každú skusnú plochu kvantifikoval počet druhov drevín pre stromovú vrstvu 1 až 3, 4 a 5, ako aj počet druhov krov, machov a lišajníkov.

Zastúpenie drevín

Z databázy údajov sa kvantifikovalo zastúpenie každého druhu dreveniny samostatne pre stromovú vrstvu 1 až 3 i 4 a 5 vychádzajúc z jej pokryvnosti (APVV), alebo stanoviskovej plochy (NIML).

Zápoj vrstiev a počet Zlatníkových vrstiev

Z databázy údajov sa samostatne pre stromovú vrstvu 1 až 3 i 4 a 5 kvantifikoval zápoj. Pri APVV sa vychádzalo z údajov o pokryvnosti drevín, pri databáze NIML zo stanoviskovej plochy. Pri údajoch NIML sa zápoj kvantifikoval ako pomer sumy stanoviskovej plochy vrstvy (súboru vrstiev) k výmere skusnej plochy. Frekvenčnou analýzou sa pre každú skusnú plochu vypočítal počet zastúpených stromových vrstiev podľa Zlatníka. Do celkového počtu sa nezapočítavala stromová vrstva 52, ktorá bola určovaná len v rámci projektu APVV.

Priemerná korunovosť stromov

Na každom živom strome sa kvantifikovala korunovosť, t.j. pomer dĺžky koruny k výške stromu. Následne sa vypočítali priemerné korunovosti stromov, ktoré pochádzajú zo stromových vrstiev 1 až 3 pre každú skusnú plochu.

Počet stromov

Z databázy údajov sa vypočítal počet stromov na hektár samostatne pre stromovú vrstvu 1 až 3 a vrstvu 4. Vrstvu 5 je možné vypočítať len pre údaje z NIML, preto sa z výpočtov vylúčila.

Agregačný index R (CLARK & EVANS 1954)

Agregačný index bol vyvinutý pre účely botanických a fytoecologických štúdií. V lesníckej oblasti sa daný index používal veľmi zriedkavo. Jeho význam v lesníctve začal narastať až so štúdiom biodiverzity resp. diverzity lesných porastov. Pravdepodobne prvýkrát ho uplatnili vo svojich prácach PRETZSCH (1995) a FÜLDNER (1995).

Agregačný index popisuje horizontálne rozmiestnenie stromov pomocou pomeru priemernej vzdialenosti medzi centrálnym stromom a jeho najbližším susedom k očakávanej vzdialenosti medzi nimi pri náhodnom rozmiestnení stromov po ploche porastu. Matematicky je definovaný nasledovne:

$$R = \frac{\frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n r_i}{0.5 \times \sqrt{\frac{n}{Pl}}} \quad (6)$$

kde:

- r_i - vzdialenosť i -teho stromu k jeho najbližšiemu susedovi
- n - počet stromov na skusnej ploche
- Pl - výmera skusnej plochy (m^2)

Clark - Evansov index R môže teoreticky nadobúdať hodnoty od 0 pri maximálnom zoskupení stromov až po hodnotu 2.1491, ktorá sa dosiahne pri pravidelnom 6-uholníkovom rozmiestnení stromov. Hodnota indexu 1 hovorí, že stromy sú rozmiestnené po ploche porastu náhodne. Porasty s hodnotou indexu nad 1 vykazujú tendenciu k pravidelnému rozmiestneniu, kým hodnoty pod 1 vyjadrujú zase tendenciu k zhlukovaniu.

Pre praktické účely nestačí poznať iba konkrétnu hodnotu vypočítaného indexu, teda či ide o hlúčkovité alebo pravidelné či náhodné rozmiestnenie. Vieme, že v prírode má veľká väčšina veličín stochastický charakter. Z toho dôvodu je veľmi žiaduce vedieť do akej miery, na akej hladine významnosti, sa líši nami vypočítaná hodnota indexu od hodnoty zodpovedajúcej náhodnému rozdeleniu. Túto skutočnosť môžeme otestovať nasledujúcim spôsobom:

$$t = \frac{r_R - r_T}{\sigma_{r_T}} = \frac{r_R - r_T}{\frac{0.26136}{\sqrt{n \times \frac{n}{Pl}}}} \quad (7)$$

kde:

- r_R - reálna, skutočná vzdialenosť k najbližšiemu susedovi
- r_T - teoretická vzdialenosť k najbližšiemu susedovi
- σ_{r_T} - stredná chyba priemeru teoretickej vzdialenosti k najbližšiemu susedovi
- n - počet stromov na skusnej ploche
- Pl - výmera skusnej plochy (m²)

V prípade, že je hodnota vypočítaného t väčšia ako 1.96, môžeme s 95% pravdepodobnosťou povedať, že stromy majú v poraste hlúčkovité resp. pravidelné rozmiestnenie podľa toho, aká je hodnota indexu R pre daný porast.

Index zmiešania (DM) a diferenciácie (TM) (FÜLDNER 1995)

Ďalšími dôležitými parametrami pre popis štruktúrnej diverzity je zmiešanie a diferenciácia stromov.

Riešením pre porasty tvorené viac ako dvoma druhmi je index DM („Durchmischung“ FÜLDNER 1995), ktorý berie okrem najbližšieho suseda do úvahy aj ďalších dvoch susedov. Pokrokom oproti segregáčnemu indexu je aj to, že index DM môže byť určený pre všetky druhy spolu ako aj pre každý druh zvlášť. Matematická formulácia tohto indexu je nasledovná:

$$DM_i = \frac{1}{n} \cdot \sum_{j=1}^n V_{ij} \quad (8)$$

kde:

- n - počet stromov na skusnej ploche
- V_{ij} - 0 ak sused patrí k rovnakému druhu ako nultý strom
1 ak sused patrí k inému druhu ako nultý strom

Index zmiešania pre strom i (DM_i) môžeme definovať ako pravdepodobnosť, že žiadny z jeho m najbližších susedov nie je toho istého druhu ako strom i . Priemerná hodnota DM pre všetky stromy je hodnota indexu v danom poraste. DM index môže nadobúdať hodnoty od 0 po 1, pričom nízke hodnoty DM indikujú výskyt silne zastúpeného resp. silne zhlúčeného druhu (t.j. v poraste sa vyskytujú homogénne skupinky jedného druhu), kým vysoké hodnoty napovedajú, že druhy vyskytujúce sa v poraste sú premiešané.

Ďalším dôležitým parametrom štruktúrnej diverzity je diferenciácia stromov. Môžeme ju vyjadrovať z rôznych stromových veličín (hrúbka, obvod, kruhová plocha, výška, objem). Veľmi často používanou veličinou je hrúbka, keďže je ľahko zistiteľná a jednoducho merateľná. Földner kvantifikuje diferenciáciu nasledovným vzťahom:

$$TM_i = \frac{1}{n} \times \sum_{j=1}^n (1 - d_{ij}) \quad (9)$$

kde:

- n - počet stromov na skusnej ploche
- d_{ij} - pomer menšej hrúbky ku hrubšej hrúbke v analyzovanom susediacom páre stromov

Index nadobúda hodnoty z intervalu 0 až 1. Porasty s malým hrúbkovým rozrôznením majú hodnoty indexu blízke 0 a naopak, porasty s veľkou hrúbkovou variabilitou nadobúdajú hodnoty indexu blízke sa 1.

Pre lepšiu interpretáciu indexu navrhuje jeho autor nasledovnú štvorstupňovú stupnicu diferenciácie: malá (0.0-0.3), stredná (0.3-0.5), silná (0.5-0.7) a veľmi silná (0.7-1.0) diferenciácia. AGUIRRE *et al.* (1998) navrhli rozdeliť hodnoty indexu *TM* do jemnejšej päťčlennej stupnice za účelom zjednodušenia porovnávania porastov medzi sebou a to nasledovne: nízka diferenciácia (0.0-0.2), mierna diferenciácia (0.2-0.4), zreteľná diferenciácia (0.4-0.6), silná diferenciácia (0.6-0.8) a veľmi silná diferenciácia (0.8-1.0).

Zásoba a podiel odumretého dreva

Kvantifikáciou objemov pňov, ležaniny a suchárov a ich súčtom sa pre každú skusnú plochu vypočítala celková zásoba odumretého dreva na ha ako aj samostatne pre kategóriu pne, sucháre a ležanina. Pomerom k zásobe živých stromov sa vypočítali relatívne podiely odumretého dreva.

Vplyv vybraných faktorov na indikátory štruktúry

Z pripravenej databázy údajov boli vybrané skusné plochy prislúchajúce do SLT AFn, AFv, Fa, FAn, FAv o celkovom počte 533. Následne bola hybridným stanovištno–drevinovým klasifikačným modelom preverená reprezentatívnosť plôch vzhľadom na *lvs*. Z uvedeného počtu bol *lvs* z typologických podkladov zhodný s modelovým na 285 skusných plochách. Tento súbor slúži pre nasledujúce analýzy. Nižšie prezentovanými analýzami sledujeme zodpovedanie nasledovných otázok:

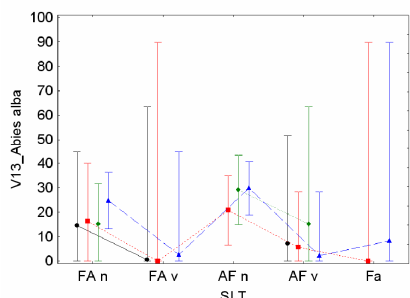
- na akej úrovni stratifikácie údajov je potrebné spracovávať údaje, aby malo vytvorenie štrukturálnych modelových schém dostatočnú výpovednú hodnotu
- ktoré faktory ovplyvnia stratifikáciu údajov

Počiatkové analýzy vychádzajú z hodnotenia vplyvu najnižších jednotiek v ekologickej hierarchii možných vplyvov. Zároveň je snaha o viacfaktorové analýzy a preverenie súhrnných interakcií vplyvov faktorov. Na vybraných údajoch pripadajú do úvahy faktory: vývojové štádium, drevinová zmes, SLT, vegetačný stupeň, prirodzenosť.

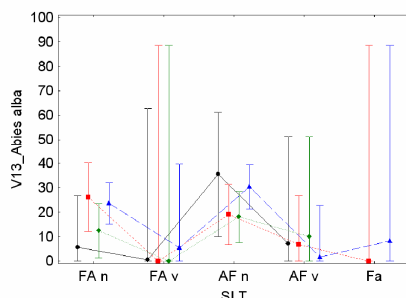
Prvou analýzou je analýza vplyvu vývojového štádia a SLT na zastúpenie drevín typických pre tieto SLT, t.j. *Fagus sylvatica*, *Abies alba* a *Picea abies* v hlavných stromových vrstvách (1 až 3). Ako vyplýva z obrázku 5, stratifikácia údajov podľa vývojových štádií je veľmi dôležitá, pretože vplyv vývojového štádia je, ako sa očakávalo, značný. Vývojové štádiá zároveň znamenajú implementáciu vývojových trendov v cykle vývoja lesa. Z hľadiska SLT sa badateľný vplyv pohybuje skôr na úrovni výškových stupňov ako medzi SLT. Výškový stupeň je odrazom vegetačného stupňa. Z obrázkov taktiež vyplýva, že rozdiely medzi zmesou drevín jedľo-bučina a buko-jedlina sú štatisticky zanedbateľné a údaje je možné spojiť a zhodnocovať ako zmes jedle s bukom. Obdobné trendy bolo vidieť aj pri ostatných indikátoroch štruktúry lesa.

Vzhľadom na predošlý výsledok v ďalších analýzach sme upustili od stratifikácie údajov podľa SLT a dôležitým stratifikačným faktorom sa stal lesný vegetačný stupeň. Vplyv *lvs* a vývojových štádií prírodného lesa podľa rôznych stupňov prirodzenosti na zastúpenie hlavných drevín je znázornený na obrázku 6. Prvý analyzovaný, t.j. 4. *lvs* je možné hodnotiť pomerne obtiažne, pretože nemáme k dispozícii dostatok empirického materiálu. Pri drevine *Abies alba* sme zaznamenali signifikantný rozdiel v jej zastúpení medzi *lvs* 5 a 6 hlavne pri štádiu optima. V prirodzených porastoch 5. *lvs* je badateľný trend nárastu zastúpenia *Abies alba* od štádia rozpadu k štádiu optima. V 6. *lvs* rozdiely nie sú už tak výrazné. Pri drevine *Fagus sylvatica* je vplyv *lvs* a vývojových štádií výraznejší. V 5. *lvs* v prirodzených porastoch je zastúpenie buka najvyššie v optime. V 6. *lvs* je jeho zastúpenie najvyššie na konci štádia optima a v počiatkovom štádiu rozpadu. V oboch *lvs* je najnižšie zastúpenie v štádiu dorastania. Pri drevine *Picea abies* je vplyv *lvs*

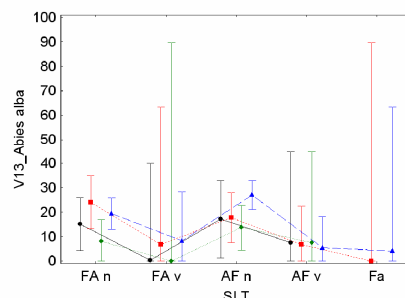
a vývojových štádií najvýraznejší v 5. lvs. Zastúpenie smreka je v danom lvs najvyššie v štádiu rozpadu a najnižšie v štádiu optima.



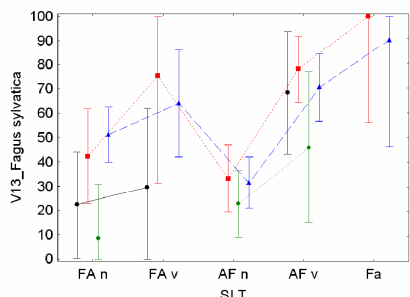
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Abies alba* po SLT – stupeň prirodzenosti 1 a 2



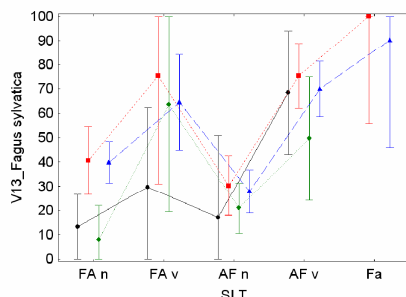
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Abies alba* po SLT – stupeň prirodzenosti 1 až 3



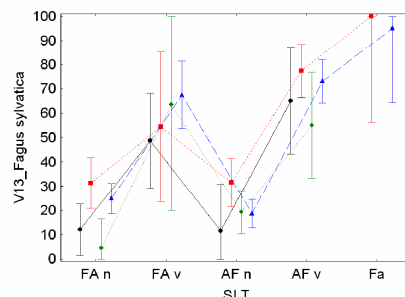
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Abies alba* po SLT – bez ohľadu na stupeň prirodzenosti



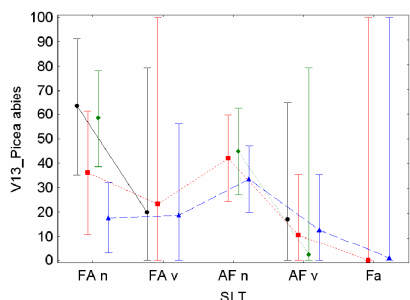
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Fagus sylvatica* po SLT – stupeň prirodzenosti 1 a 2



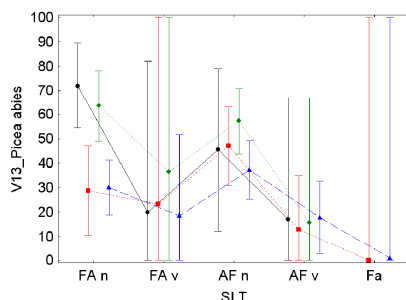
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Fagus sylvatica* po SLT – stupeň prirodzenosti 1 až 3



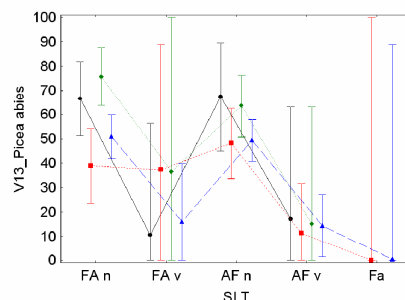
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Fagus sylvatica* po SLT – bez ohľadu na stupeň prirodzenosti



Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Picea abies* po SLT – stupeň prirodzenosti 1 a 2



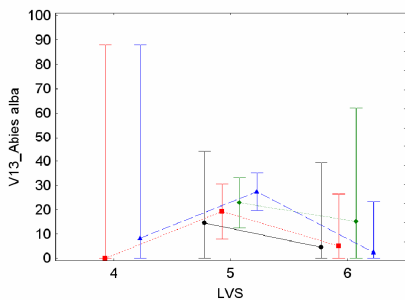
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Picea abies* po SLT – stupeň prirodzenosti 1 až 3



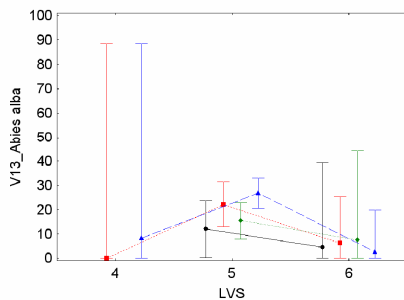
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Picea abies* po SLT – bez ohľadu na stupeň prirodzenosti

Obr. 5 Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia drevín *Abies alba*, *Fagus sylvatica* a *Picea abies* po SLT a stupňoch prirodzenosti

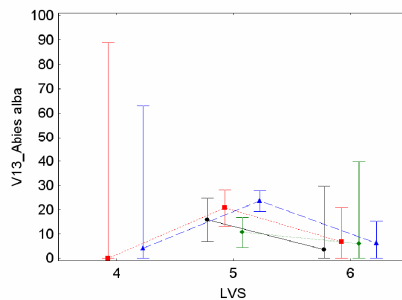
Legenda: štádium optima, štádium počiatocného rozpadu, štádium rozpadu, štádium dorastania



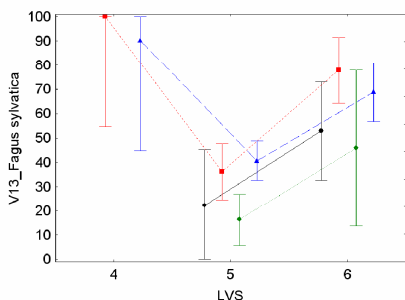
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Abies alba* po *lvs* – stupeň prirodzenosti 1 a 2



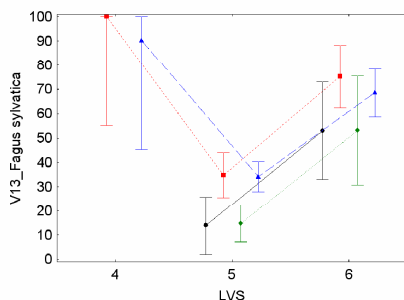
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Abies alba* po *lvs* – stupeň prirodzenosti 1 až 3



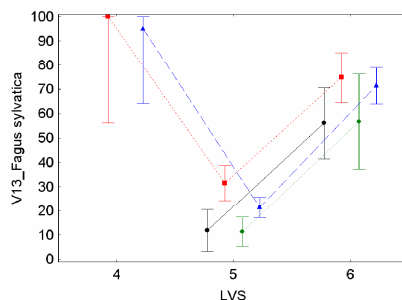
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Abies alba* po *lvs* – bez ohľadu na stupeň prirodzenosti



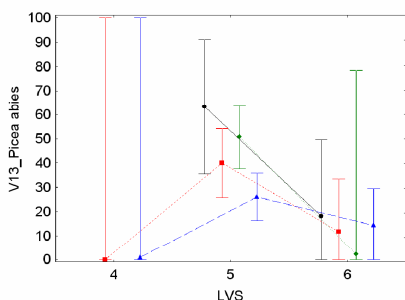
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Fagus sylvatica* po *lvs* – stupeň prirodzenosti 1 a 2



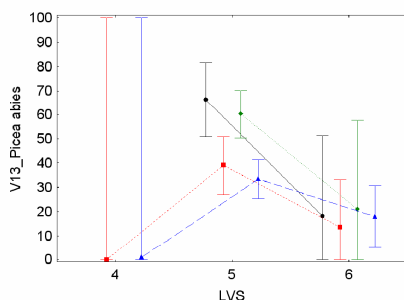
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Fagus sylvatica* po *lvs* – stupeň prirodzenosti 1 až 3



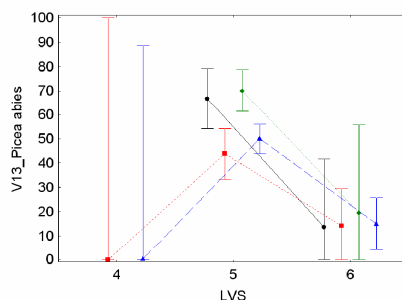
Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Fagus sylvatica* po *lvs* – bez ohľadu na stupeň prirodzenosti



Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Picea abies* po *lvs* – stupeň prirodzenosti 1 a 2



Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Picea abies* po *lvs* – stupeň prirodzenosti 1 až 3



Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia *Picea abies* po *lvs* – bez ohľadu na stupeň prirodzenosti

Obr. 6 Priebeh priemerných hodnôt zastúpenia drevín *Abies alba*, *Fagus sylvatica* a *Picea abies* po *lvs* a stupňoch prirodzenosti

Legenda: štádium optima, štádium počiatočného rozpadu, štádium rozpadu, štádium dorastania

Vzhľadom na predchádzajúce analýzy je výpočet typických hodnôt realizovaný prostredníctvom údajov stratifikovaných podľa *lvs*, vývojového štádia a prirodzenosti. Pri analýze zásob odumretého dreva bolo možné vylíšiť 20 stratifikačných kategórií. Variabilita údajov je však pomerne vysoká a pohybuje sa od 40 do 150%. Napriek tomu sú viditeľné trendy v hodnotách zásob odumretého dreva, ktoré sú aj logicky vysvetliteľné. So znižujúcou sa prirodzenosťou lesného porastu (t.j. s rastúcim stupňom prirodzenosti) podiel odumretého dreva klesá. Najvyšší podiel odumretého dreva sa nachádza v štádiu rozpadu a pre 5. a 6. *lvs* sa pohybuje na úrovni 20-30% zo zásoby živých stromov. Najnižší je v štádiu optima a pohybuje sa okolo 10-15%.

Tab. 8 Zásoba a podiel odumretého dreva po lesných vegetačných stupňoch, vývojových štádiách a stupňoch prirodzenosti

LVS	Stadium	PRIRODZENOSŤ	n	AM Zásoba Odumreteho Dreva (ha)	SD Zásoba Odumreteho Dreva	AM Podiel Odumrete Drevo	SD Podiel Odumrete Drevo
4	R1	2	1	127.0		30.1	
5	D	2	18	55.6	40.1	21.5	12.2
5	D	3	16	37.5	31.1	17.0	22.5
5	D	4	16	41.9	41.3	10.9	13.0
5	O	2	29	59.4	33.4	13.6	8.4
5	O	3	19	47.4	36.3	8.4	4.6
5	O	4	17	19.4	21.0	3.3	4.0
5	R	2	4	58.3	46.7	27.0	19.6
5	R	3	10	17.2	15.5	21.7	32.1
5	R1	2	14	63.1	55.4	10.7	10.0
5	R1	4	4	41.0	50.3	7.7	9.1
6	D	2	1	11.1		11.7	
6	D	3	2	62.9	34.1	16.1	8.7
6	O	1	4	62.9	39.9	14.1	7.1
6	O	2	10	49.1	18.3	12.2	4.6
6	O	3	6	54.3		10.8	
6	R	2	5	41.6	22.5	20.0	12.2
6	R1	1	4	383.3		57.9	
6	R1	2	7	39.5	16.7	11.5	4.3
6	R1	3	1	142.6		25.2	

AM = aritmetický priemer, SD = smerodajná odchýlka

Záver

Predkladaná práca analyzuje možnosti vytvorenia systému výstavbových štrukturálnych schém priaznivého stavu lesných spoločenstiev. Analýzy sú realizované na podklade údajov z dvoch veľkých celoslovenských databáz, t.j. údajov z projektu APVV-27-009304 „Reakcia diverzity lesných fytoocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska“ a databázy údajov Národnej inventarizácie a monitoringu lesov SR (NIML SR). Ako modelová drevinová zmes boli vybrané jedľo-bučiny a buko-jedliny. Táto zmes je zastúpená v troch lesných vegetačných stupňoch. Riešenie si vyžadovalo vytvoriť štyri originálne modely „Model stromových tried podľa Zlatníka“, „Model vývojových štádií prírodného lesa“, kontrolný „Hybridný stanovištno-drevinový klasifikačný model lesného vegetačného stupňa“ a model objemu ležiaceho odumretého dreva. Z databázy údajov bolo kvantifikovaných 24 indikátorov štruktúry lesa. Analýza vplyvu vybraných faktorov na indikátory štruktúry poukázala, že tvorba systému výstavbových štrukturálnych schém priaznivého stavu lesných spoločenstiev by mala zohľadňovať nosnú drevinovú skladbu porastu, vývojové štádiu lesa a vegetačný stupeň.

Prirodzenosť je komplexná charakteristika lesa, ktorá je často hodnotená na základe súboru indikačných druhov a mikrostanovišť, ktoré sa vyskytujú v prírodných lesoch. Jedným z takýchto indikátorov je mŕtve drevo. Ak je v poraste dostatok mŕtveho dreva správneho charakteru a typu, potom je dosť pravdepodobné, že les je prirodzený. Keďže pralesy predstavujú lesné ekosystémy s najvyšším stupňom prirodzenosti, množstvo mŕtveho dreva zisteného v pralesoch sa berie za referenčné hodnoty, ku ktorým sa má pri hodnotení prirodzenosti lesa porovnávať stav v lesoch hospodárskych. V európskych pralesoch sa priemerný objem mŕtveho dreva pohybuje medzi 40 a 200 m³/ha, čo predstavuje približne 5-30% z celkovej zásoby porastu, t.j. zo sumy zásoby živej a mŕtvej dendromasy. Množstvo mŕtveho dreva v európskych hospodárskych lesoch je všeobecne veľmi nízke a v priemere dosahuje hodnoty od menej ako 1 po 23 m³/ha. Z hľadiska zachovania biodiverzity odporúčajú novšie práce zabezpečiť v porastoch minimálne 15-30 m³/ha mŕtveho dreva, resp. 5-10% z celkovej zásoby porastu. Obdobné výsledky sme dosiahli aj analýzou našich údajov, z ktorých vyplýva, so znižujúcou sa prirodzenosťou lesného porastu (t.j. s rastúcim stupňom prirodzenosti) podiel odumretého dreva klesá. Najvyšší podiel odumretého dreva sa nachádza v štádiu rozpadu a pre 5 a 6 lvs sa pohybuje na úrovni 20-30% zo zásoby živých stromov. Najnižší je v štádiu optima a pohybuje sa okolo 10-15%.

Napriek tomu, že množstvo mŕtveho dreva sa často používa ako indikátor prirodzenosti lesného ekosystému, sama osebe táto veličina nie je vždy navhodnejším indikátorom. Podľa viacerých autorov je mŕtve drevo indikátorom pre ekologické hodnotenie prirodzenosti len vtedy, ak sú o ňom známe aj ďalšie detaily (rozmery, rozklad, abiotické faktory atď.). V ďalšom výskume tejto problematiky bude potrebné stratifikovať údaje aj z ohľadom na túto skutočnosť a referenčné hodnoty o zásobe resp. podiele odumretého dreva doplniť o jeho signifikantné parametre.

Citovaná literatúra

- AGUIRREO., KRAMER H., JIMÉNEZ J., 1998. Strukturuntersuchungen in einem Kiefern-Durchforstungsversuch Nordmexikos. Allgemeine Forst und Jagdzeitung, 169: 213-219.
- ALBRECHT L., 1991. Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstw. Cbl., 110 (2): 106-113.
- AMMER U., 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforstung für die forstliche Praxis. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110: 149-157.
- ATICI E., COLAK A.H., ROTHERHAM I.D. 2008. Coarse Dead Wood Volume of Managed Oriental Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) Stands in Turkey. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 17(3): 216-227.
- BMLFW (Hrsg.), 2007. Indikatoren, Ist-Grosen und Soll-Grosen-Vorschläge. Arbeitspapier, Stand 3, Oktober 2007: 101.
- BOBIEC A., 2002. Living stands and dead wood in the Bialowieza forest: suggestions for restoration management. Forest Ecol. Mgmt, 165: 125-140.
- BUTLER R., SCHLAEPFER R., 2004. Dead wood in managed forests: how much is enough? Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 155 (2), 31-37.
- BÜTLER SAUVAIN R. 2003. Dead wood in managed forests: how much and how much is enough? Development of a Snag Quantification Method by Remote Sensing & GIS and Snag Targets Based on Three-toed Woodpeckers' Habitat Requirements. PhD. Thesis, Lausanne EPFL 184s. Available online at: http://biblion.epfl.ch/EPFL/theses/2003/2761/EPFL_TH2761.pdf
- CLARK P.J., EVANS F.C. 1954: Distance to nearest neighbour as a measure of spatio-temporal relationship in populations. Ecology, 35: 445-453
- COLAK A.H., 2002. Dead wood and its role in nature conservation and forestry: a Turkish perspective. The Journal of Practical Ecology and Conservation, 5/1: 37-49.
- COOLEY W.W., LOHNES P.R. 1971. Multivariate data analysis. Wiley, New York
- DEBELJAK M. 1999. Dead trees in the virgin forest of Pecka. Forestry Wood Sci. Technol. 59: 5-31.
- DEBELJAK M. 2006: Coarse woody debris in virgin and managed forest. Ecological Indicators 6: 733-742
- FAO, 2000. Global Forest Resources Assessment 2000, Rome, Italy.
- FRAVER S., WAGNER R.G., DAY M. 2002. Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, U.S.A. Can. J. For. Res. 32: 2094-2105.
- FRIDMAN J., WALHEIM M., 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. Forest Ecol. Mgmt, 131: 23-36.
- FÜLDNER K., 1995: Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. Forstarchiv 66: 235-240.
- Haase, V., Topp, W., & Zach, P. (1998). Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten, Z. Ökologie u. Naturschutz, 7, 137-153.
- HAHN K., CHRISTENSEN M., 2004. Dead wood in European forest reserves - A reference for forest management. In: Marchetti M. (Ed.): Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality.
- HANČINSKÝ, L., 1972: Lesné typy Slovenska. Príroda, Bratislava, 307 s.
- HOLEKSA J., 2001. Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. Forstw. Cbl., 120: 256-270.
- HORT L., VRŠKA T., 1999. Podíl odumřelého dřeva v pralesovitých rezervacích ČR. In: VRŠKA T. (ed.), Význam a funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Sbor. ref. NP Podyjí, Vranov nad Dyjí: 75-86.
- HUBERTY C.J. 1994. Applied discriminant analysis. Wiley, New York
- HUMPHREY J.W., SIPPOLA A.L., LEMPERIERE G., DODELIN B., ALEXANDER K.N.A., BUTLER J.E. 2004- Deadwood as an indicator of biodiversity in European forests: from theory to operational guidance. EFI Proceedings 51: 193-206.
- CHRISTENSEN M., HAHN K., MOUNTFORD E.P., ÓDOR P., STANDOVÁR T., ROZENBERGAR., 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Forest Ecology and Management, 210 (1-3), 267-282.

- JANKOVSKÝ L., LIČKA D., JEŽEK K. 2009: Inventory of dead wood in the Kněhyně-Čertův mlýn National Nature Reserve, the Moravian-Silesian Beskids. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 50 (4): 171–180.
- JAWORSKI A., PALUCH J. 2001. Structure and dynamics of the lower mountain forests of primeval character in the Babia Góra Mt. National Park. *JOURNAL OF FOREST SCIENCE* 47(2):60-74.
- JEDICKE E., 1995. Anregungen zu einer Neuauflage des Altholzinsel- Programms in Hessen. *Allgemeine Forstzeitung*, 10: 522-524.
- KARJALAINEN L., KUULUVAINEN T., KORPILAHTI E., 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fenn.*, 36: 147–167.
- KIRBY K.J., REID C.M., THOMAS R.C., GOLDSMITH F.B., 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *J. Appl. Ecol.*, 35: 148–155.
- KORPEL Š., 1989: Pralesy Slovenska. Veda, SAV, Bratislava, 332s.
- LAARMANN D., KORJUS H., SIMS A., STANTURF J. A., KIVISTE A., KOESTER K. 2009: Analysis of forest naturalness and tree mortality patterns in Estonia. *Forest Ecology and Management* 2585:5187-5195.
- LIIRA J., SEPP T. 2009. Indicators of structural and habitat quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. *Ann. Bot. Fennici* 46:308-325.
- Merganičová K., Merganič J., Vorčák J., 2004. Zásoba odumretého dreva v NPR Babia hora. *Beskydy* 17: 137-142.
- MARAGE D., LEMPERIERE G., 2005. The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annals of Forest Science*, 62 (2), 135-142.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L., & Rauh, J. (2000). Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 94, 199–209.
- MCPFE 2007. State of Europe's forests 2007. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe. Liaison Unit Warsaw. 247s. Available online at: http://www.mcpfe.org/filestore/mcpfe/Publications/pdf/state_of_europes_forests_2007.pdf
- MERGANIČOVÁ K., 2004: Modelling forest dynamics in virgin and managed forest stands. Dissertation thesis, BOKU Vienna, 155s.
- MEYER, P., 1999: Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwiss. Cent.bl.* 118: 167–180.
- MÖLLER G., 1994. Alt- und Totholzlebensräume. *Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 28 (1), 7-15.
- MÜLLER J., BUSSLER H., 2008. Key factors and critical thresholds at stand scale for saproxylic beetles in a beech dominated forest, southern Germany. *Rev. Écol. (Terre Vie)* 63:73-82.
- MÜLLER J., BUSSLER H., UTSCHICK H., 2007. How much deadwood does the forest need? A science-based concept against species loss in coenoses of dead wood. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 39 (6), 165-170.
- NILSSON S.G.M., NIKLASSON J., HEDIN G., ARONSSON J.M., GUTOWSKI P., LINDER H., LJUNGBERG G., MIKUSINSKI-RANIUS T., 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161: 189–204.
- PASIERBEK T., HOLEKSA J., WILCZEK Z., ŻYWIĘC M. 2007. Why the amount of dead wood in Polish forest reserves is so small? *Nature Conservation* 64: 65-71.
- PETRÁŠ R., 1986. Matematický model tvaru kmeňa. *Lesnícky časopis* 32(3): 223-236.
- PETRÁŠ R., 1989. Matematický model tvaru kmeňa ihličnatých drevín. *Lesníctví* 35(10): 867-878.
- PETRÁŠ R., 1990. Matematický model tvaru kmeňa listnatých drevín. *Lesnícky časopis* 36(3): 231-241.
- PRETZSCH H., 1995: Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. *Methodische Überlegungen am Beispiel niedersächsischer Buchen-Lärchen-Mischbestände. Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 112: 91-117.
- RONDEUX J., SANCHEZ C. 2009. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environmental Monitoring and Assessment*.
- ROUVINEN S., RAUTIAINEN A., KOUKI J., 2005. A Relation Between Historical Forest Use and Current Dead Woody Material in a Boreal Protected Old-Growth Forest in Finland. *Silva Fennica* 39(1): 21–36.
- SANIGA M., SCHÜTZ J., 2001. Dynamik des Totholzes in zwei gemischten Urwäldern der Westkarpaten im pflanzengeographischen Bereich der Tannen-Buchen- und der Buchenwälder in verschiedenen Entwicklungsstadien. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 152 (10): 407–416.
- SCHERZINGER W., 1996. *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCHMITT M., 1992. Buchen-Totholz als Lebensraum für Xylobionte Käfer-Untersuchungen im Naturwaldreservat "Waldhaus" und zwei Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (Forstamt Ebrach, Steigerwald). *Waldhygiene*, 19: 97-191.
- SIITONEN J., MARTIKAINEN P., PUNTTILA P., RAUH J., 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecol. Manage.* 128, 211–225.
- SMYKAŁA J. 1992. Stan zdrowotny i sanitarny lasów w Lasach Państwowych w 1991 roku (Health and sanitary condition of the forests belonging to the State Forests in 1991). *Sylwan* 136,7: 5-15.
- SPIES, T.A., FRANKLIN, J.F., AND THOMAS, T.B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. *Ecology*, 69: 1689–1702.
- STATSOFT 2004. STATISTICA for Windows. Tulsa, OK <http://www.statsoft.com>
- ŠAMONIL P., VRŠKA T. 2007. Trends and cyclical changes in natural fir-beech forests at the north-western edge of the Carpathians. *Folia Geobotanica* 42: 337–361.
- ŠMELKO Š., MERGANIČ J., ŠEBEŇ V., RAŠI R., JANKOVIČ J., 2006: Národná inventarizácia a monitoring lesov Slovenskej republiky 2005-2006. Metodika terénneho zberu údajov (Pracovné postupy - 3. Doplnená verzia). Národné lesnícke centrum Zvolen, 129s.
- ŠMELKO, Š., 2000: Dendrometria. Vydavateľstvo TU vo Zvolene. 399s.
- TRAVAGLINI D., CHIRICI G. 2006. ForestBIOTA project. Forest Biodiversity Test-phase Assessments: Deadwood assessment. Work report. *Accademia Italiana di Scienze Forestali* 19s. Accessed online at http://www.forestbiota.org/docs/report_DEADWOOD.pdf
- UTSCHICK H., 1991. Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 110 (2), 135-148.
- VALLAURI D., ANDRE J., BLONDEL J., 2003. Dead wood - a typical shortcoming of managed forests. *Revue Forestiere Francaise*, 55 (2), 99-112.
- VANDEKERKHOVE K., KEERSMAEKER DE L., MENKE N., MEYER P., VERSCHELDE P., 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management* 258: 425–435.
- VLADOVIČ ET AL. 1994. Lesné oblasti Slovenska, Lesoprojekt Zvolen. 500s.
- VLADOVIČ J., MERGANIČ J., MÁLIŠ F., KRIŽOVÁ E., UJHÁZY K., VODÁLOVÁ A., PÔBIŠ I., BOŠEĽA M., PAVLENDÁ P., HLÁSNY T. 2008: Reakcia diverzity lesných fytoocenóz na zmenu edaficko-klimatických podmienok Slovenska. Záverečná správa projektu APVV-27-009304, NLC Zvolen, 69 s.
- VRŠKA T., HORT L., ODEHNALOVÁ P., ADAM D., HORAL D. 2006: Developmental dynamics of virgin forest reserves in the Czech Republic II – Floodplain forests (Cahnov-Soutok, Jižina, Ranšpurk). *Academia*, Praha.
- WWF 2004: Deadwood – living forests. October 2004, WWF for nature Gland, Switzerland. Gugler Print ET Media. 19pp.
- ZLATNÍK A. 1976: Fytoocenologie lesa. Praha, SPN, 495s.