

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**  
**Přírodovědecká fakulta**



**Zjištění četnosti disturbancí na gradientu nadmořské výšky a jejich vlivu  
na stromovou vegetaci v přirozených lesích NP Seoraksan (Jižní Korea)  
pomocí letokruhových dat**

Bakalářská práce

**Tomáš Plener**

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Doležal Ph.d. (PřF JU)

Specialista: Mgr. Jan Altman (PřF JU)

České Budějovice 2011

Plener, T, 2011: Zjištění četnosti disturbancí na gradientu nadmořské výšky a jejich vlivu na stromovou vegetaci v přirozených lesích NP Seoraksan (Jižní Korea) pomocí letokruhových dat.

[Detection of frequency along an altitude gradient and its influence on tree vegetation in natural forests of NP Seoraksan (South Korea) based on using tree rings data. Bc. Thesis, in Czech.] - 46 p., Faculty of Science. University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

**Anotace:**

Práce představuje grantovou žádost na projekt zabývající se výzkumem četností disturbancí a jejich vlivu na strukturu a složení stromové vegetace ve smíšených doubravách Národního parku Seoraksan (Jižní Korea). Cílem projektu je ověřit a prohloubit stávající znalosti o disturbancích a na základě získaných informací navrhnout vhodný management ochrany.

**Annotation:**

The thesis presents a grant application for a project dealing with research on disturbance frequency and influence on a structure and composition of tree vegetation in mixed oak forests in National park Seoraksan (South Korea). The aim is to verify and deepen current knowledge of disturbance and suggest adequate protection management based on the information obtained.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 15. prosince 2011

.....

Tomáš Plener

## **Shrnutí projektu**

Národní park Seoraksan a potažmo veškeré jihokorejské oblasti horského pásu Baekdudaegan jsou významnými lokalitami pro svou vysokou druhovou diversitu a zachovalost přírodních území. Proto snad nemůže být pochyb o nezbytnosti ochrany tohoto významného území, již pro pouhé jeho zachování, podobně jako na jiných místech světa. Ovšem otázkou stále velmi často zůstává, jak nejlépe ochranu takovýchto a podobných území provádět.

Přibližně posledních 40 let ukázalo, že naprosto klíčovou roli v dynamice přírodních ekosystémů hraje režim disturbancí. Je tedy naprosto nezbytné, pokud chceme provádět vhodný management ochrany přírody a udržet tak přírodní bohatství, zabývat se problematikou disturbancí v ekosystémech a danou tematiku zpracovat do co možná největší hloubky, tím se pokusit porozumět významu disturbancí v ekosystému a na základě toho i dynamice přírodních společenstev.

Právě na hlubší pochopení fungování a významu disturbancí v lesních ekosystémech a praktickou aplikaci získaných poznatků, je zaměřen předkládaný projekt.

Projekt je zaměřen na lesní společenstva pátého nejstaršího národního parku Jižní Koreje NP Seoraksan, nicméně lze s jistotou předpokládat, že výsledky výzkumu komplexně rozšíří nynější poznání o disturbancích a budou aplikovatelné nejen v NP Seoraksan. Zároveň je nutno podotknout, že poznání o režimu disturbancí a jeho aplikace se nedotýká pouze chráněných oblastí, ale neméně důležité je i pro správu např. hospodářských lesů.

Nezpochybnitelnou výhodou předkládaného projektu je možnost plynule navázat na předchozí výzkumy a spolupráci započatou již koncem 80. let nejprve v Severní Koreji a později Jižní Koreji.

## **Poděkování**

Rád bych upřímně poděkoval oběma svým školitelům Mgr. Jiřímu Doležalovi, Ph.D. a Mgr. Janu Altmanovi za jejich odborné vedení, veškerý věnovaný čas, trpělivost a motivaci během mé tvorby této práce. Neméně pak také děkuji za příležitost navštívit Jižní Koreu.

Zvláštní dík patří mým přátelům za jejich často neocenitelnou podporu. V neposlední řadě pak velmi děkuji celé mé rodině za veškerou podporu během mého studia i psaní bakalářské práce.

Tato práce vznikla za podpory Grantové Agentury ČR a Korea Science and Engineering Foundation.

## Obsah

<b>1</b>	<b>Současný stav poznání</b> .....	1
	1.1.Horské ekosystémy.....	1
	1.2.Disturbance.....	1
	1.3.Studium disturbancí.....	12
<b>2</b>	<b>Cíle projektu</b> .....	15
<b>3</b>	<b>Hypotézy</b> .....	15
<b>4</b>	<b>Návrh realizace projektu</b> .....	16
	4.1.Popis zájmového území.....	16
	4.2.Metodika práce v terénu.....	20
	4.3.Metodika práce v laboratoři.....	21
<b>5</b>	<b>Finanční rozvaha</b> .....	23
<b>6</b>	<b>Časový plán</b> .....	25
<b>7</b>	<b>Spolupracující subjekty</b> .....	26
<b>8</b>	<b>Předběžné výsledky</b> .....	27
<b>9</b>	<b>Návrh managementu</b> .....	32
<b>10</b>	<b>Závěr</b> .....	33
<b>11</b>	<b>Použitá literatura</b> .....	34
<b>12</b>	<b>Přílohy</b> .....	41

# 1 Současný stav poznání

## 1.1. Horské ekosystémy

Horské ekosystémy svou rozlohou zaujímají přibližně jednu pětinu veškeré pevniny (Price 1998) a podobně jako jsou významnou částí celé pevniny svou rozlohou, jsou taktéž nemalé svým ekologickým významem. Význam horských ekosystémů z pohledu ekologie spočívá obzvláště v nesmírném druhovém bohatství a množství endemických organismů (Chaverri-Polini 1998, Price 1998). Zároveň jsou horské oblasti velmi často místem rozsáhlých přirozených lesních společenstev, které jsou rovněž významné svou vysokou druhovou rozmanitostí. Význam horských lesů spočívá dále v množství funkcí, které z velké části plní i lesy mimo horské oblasti. Těmito funkcemi jsou např. ochrana před půdní erozí, produkce kyslíku a biomasy, zadržování vody v krajině, fixace uhlíku, poskytnutí zdroje dřeva, rekreační funkce a mnohé další.

Mezi jinými typy ekosystémů horské oblasti vynikají mimo vysoké biodiverzity také mimořádnou prostorovou i časovou dynamikou (Price & Butt 2000), přičemž lze říci, že jejich dynamika stejně jako v ostatních ekosystémech je výsledkem především působení disturbancí (narušení) a následných obnovních procesů (Darrell et al. 2001, Sousa 1984). Disturbance tak v horských ekosystémech a zvláště pak v lesních ekosystémech hrají významnou roli. Proto pro porozumění nejen dynamice horských lesů je třeba se zabývat studiem disturbancí.

Cílem následujícího shrnutí dosavadních znalostí je tak vytvořit komplexní obraz o disturbancích, resp. režimu disturbancí zvláště se směřováním k cílové lokalitě Národnímu parku Seoraksan (NP Seoraksan) a tamějším horským lesům.

## 1.2. Disturbance

Disturbance jsou všudypřítomné, nevyhnutelné a přirozené, přičemž se týkají všech úrovní organismů, tak shrnují disturbance White & Jentsch (2001) a ačkoliv jsou disturbance základním přírodním činitelem, po dlouhou dobu byly jako takové přehlíženy. Disturbance dnes považované za hlavní faktor dynamiky ekosystémů obzvláště pak lesních ekosystémů,

byly ještě na počátku 20. století brány jako čistě náhodné události, které buď svým dopadem uspíšily, nebo naopak zpomalily postup ekosystému k tzv. klimaxovému (rovnovážnému) stavu (Darrell et al. 2001). Tento pohled byl poté velmi zásadně proměněn a studium disturbancí již od té doby získalo tradici (např. Cooper 1926, Raup 1941), nicméně hlubší porozumění disturbancím a jejich významu především pro celkovou dynamiku společenstev je věcí poslední čtyřicet let, kdy je disturbancím věnován nemalý zájem (např. White 1979, Sousa 1984, Pickett & White 1985, White & Jentsch 2001, Mori 2011).

### **1.2.1. Definice a druhy disturbance**

Disturbance a jejich vliv na strukturu a funkci ekosystémů lze pozorovat ve všech typech ekosystémů (Bazzaz 1983), přičemž působí v ekosystému na všechny úrovně organizmů (White & Jentsch 2001), nicméně pro účely předkládané práce se omezují především na lesní disturbance a jejich vliv na stromovou vegetaci v temperátních lesích.

Obecně lze disturbance (narušení) v lesních ekosystémech definovat jako samostatnou událost v čase, která proměňuje ekosystém a zároveň mění dostupnost zdrojů (Pickett & White 1985). Dále Godron a Forman (1983) definují disturbance jako událost, která proměňuje charakteristiky ekosystému (např. druhovou bohatost, výstup živin, strukturu, atd.) mimo jejich běžný stav. Ekosystémy jsou v průběhu času ovlivňovány množstvím jednotlivých disturbancí, jejich souhrn pak lze definovat jako režim disturbancí. Definici režimu disturbancí podává např. Frelich (2002), jako popis vlastností typů disturbancí na danou lesní krajinu a jejich vzájemných interakcí. Vlastnostmi jsou frekvence, síla a rozsah dané disturbance. Obdobnou definici podávají Godron a Forman (1983). Režim disturbancí definují jednoduše jako sumu typů, frekvencí a intenzit disturbancí v krajině v průběhu času. V rámci definování disturbancí je nutné rozlišit faktory limitující existenci rostlin na disturbance, stres a kompetici. Toto rozdělení poskytuje Grime (2001). Disturbance popisuje jako událost při níž dochází k přímé destrukci biomasy, zatímco stres definuje jako vnější zatížení, při němž nedochází k přímé destrukci, ale dochází k omezení tvorby biomasy. Konkurenci pak jako tendenci sousedících rostlin využívat stejné množství některého ze zdrojů.

Disturbance lze pro lepší pochopení dělit podle jejich vlastností. Primárně lze narušení rozdělit na abiotické (např. oheň, vítr, tektonická aktivita) a biotické (např.

přemnožení hmyzího škůdce, patogeny, antropogenní disturbance). Dalším základním rozlišením je, zda je narušení původu exogenního nebo endogenního, tedy narušení působí na lesní ekosystém buď z vnějšku (např. vichřice, nebo oheň), nebo přichází ze samotného ekosystému, to může být například přemnožení hmyzích škůdců. Vhodné je disturbance dále dělit podle jejich síly, takové rozdělení poskytuje Frelich (2002). Podle síly rozděluje disturbance na lehké, střední a těžké. Lehké narušení klasifikuje jako takové, při němž dochází jen k malé roztroušené mortalitě v podrostu, nebo v korunovém zápoji. Jako střední disturbance, při níž dochází k mortalitě většiny porostu, buď v podrostu nebo korunovém zápoji a jako velké je pak klasifikováno narušení způsobující většinovou mortalitu v podrostu i korunovém zápoji. Zásadním faktorem mimo síly je nesporně také frekvence, s jakou disturbance na společenstva působí. Lze tak rozlišit mezi epizodickým a chronickým narušením (Lipský 1999). Dále je důležité odlišit sílu a intenzitu disturbance, neboť účinek probíhající disturbance se nemusí přímo rovnat její intenzitě. Účinek závisí především na stanovištních podmínkách a struktuře porostu. Intenzitou disturbance je míněna energie uvolněná při disturbance (např. rychlost větru), zatímco síla je chápána jako mortalita způsobená v porostu (Frelich 2002). Na základě síly a frekvence lze rozlišit mezi narušeními pulzními, tlačnými a katastrofickými. Pulzním typem jsou disturbance krátkodobé o vysoké intenzitě, které mohou vyvolat krátkodobou odpověď. Tlačný typ má vytrvalý, nebo chronický charakter, který může vyvolat dlouhodobou odpověď. Katastrofické disturbance způsobují destrukci většiny habitatu, přičemž je nepravděpodobné, že by se populace byly schopné po této události obnovit (Cottle & John 2009). Typickým příkladem katastrofického narušení může být výbuch sopky.

Běžnými typy narušení může být narušení ohněm, či větrem, sesuv půdy, záplavy, přemnožení patogenního organismu i mnohé další. Přitom jednotlivé typy disturbance mohou společně také interagovat a tím ovlivňovat výsledný dopad na ekosystém. Typickým příkladem může být přemnožení hmyzího škůdce po větrné kalamitě, nebo vznik požáru po větrné kalamitě.

### **1.2.2. Vliv disturbance**

Každá krajina je ve své podstatě v každém časovém okamžiku systémem v dynamické rovnováze, která se skládá ze dvou protichůdných sil: vývoje a disturbance (Forman &



Godron 1993). Dochází-li k vychýlení této rovnováhy krajiny na jednu stranu, lze pozorovat zjevné důsledky. V případě, že k disturbancím v krajině nedochází, krajina jako celek směřuje k homogenitě. Naopak heterogenita krajiny se zvyšuje v případě mírných disturbancí (Lipský 1999, Forman & Godron 1993). Velké disturbance pak mohou krajinnou heterogenitu buď zvýšit nebo snížit (Forman a Godron 1993). Obdobně popisuje režim disturbancí Frelich (2002) se zaměřením na lesní ekosystém v krajině. Poukazuje na důsledek disturbancí v druhovém složení lesního společenstva. Pokud dochází k častým velkým disturbancím, dominují v krajině stejnověké lesy světlomilných, rychle rostoucích dřevin. Naopak dominují-li v lesích starší stínomilné druhy, je zřejmé, že velké disturbance nejsou časté. Zákonitě kombinací těchto extrémních příkladů lze podle Frelicha (2002) předpokládat vznik smíšených porostů. Z toho je zřejmé, že lesy mohou být primárně tvořeny velkými disturbancemi, mohou být strukturované pouze malými disturbancemi a nebo mohou být utvářeny kombinací těchto dvou kontrastů (Runkle 1985).

Ačkoliv pojem disturbance lze brát jako obecný, zahrnující veškeré typy disturbancí, je důležité neopominout, že každý typ narušení má na lesní ekosystém jiný vliv. Podle vlivu rozdělují disturbance Spurr a Barnes (1973) na tři skupiny:

- 1) disturbance mění strukturu lesa (např. oheň, vichřice, těžba),
- 2) mění druhovou kompozici lesa (introdukce nových druhů, nebo eliminace stávajících a
- 3) mění dlouhodobé klima v kterém les roste.

V každém z uvedených případů ale platí, že disturbance nehledě na region vždy iniciuje sekundární sukcesi a mění průběh a směr probíhající sukcese (Spurr & Barnes 1973). Výjimkou jsou katastrofické disturbance, po kterých následuje sukcese primární. Typickým již zmíněným příkladem katastrofické disturbance a následné primární sukcese je výbuch sopky a tím naprostá destrukce životního prostředí. Jako příklad lze uvést např. studii primární sukcese na vulkanickém ostrově Miake-Jima (Kamijo et al. 2002)

### **1.2.3. Významné typy lesních disturbancí**

Mezi všemi typy lesních disturbancí je jako dominantní označováno narušení ohněm, samozřejmě s výjimkou trvale vlhkých lesů a deštných tropických lesů (Spurr & Barnes

1973), zároveň je toto narušení také nejzávažnějším typem (Forman & Godron 1993). Požáry Van Wagner (1983) rozdělil na pět základních typů:

- 1) podzemní požár,
- 2) povrchový požár šířící se proti větru,
- 3) povrchový požár šířící se po větru,
- 4) korunový požár a
- 5) korunový požár o vysoké intenzitě.

První tři typy požárů zasahují především podrost, poslední dva typy zasahují i korunové patro. Základní předpoklady pro vznik požáru jsou podle Wagnera (1983) tři: dostatek paliva dobře rozprostřeného v prostoru, palivo musí mít potřebné vlastnosti pro hoření a musí být zdroj hoření. Oheň jakožto nejvýznamnější lesní narušení je ovšem v Koreji podobně jako např. v mnoha evropských zemích omezen na naprosto zanedbatelnou míru (KNPAR 2006-2007). Za nejvýznamnější lesní narušení lze tak pravděpodobně v současnosti považovat v korejských horských lesích vítr, čemuž nasvědčuje i náš dosavadní výzkum.

Zatímco disturbance způsobené ohněm naruší především část pod korunovým zápojem (pokud se nejedná o korunový požár), vítr narušuje především korunové patro, přičemž podrost narušen být nemusí (Spurr & Barnes 1973). Větrné disturbance v lesích mohou mít buď velkoplošný, nebo maloplošný charakter. Příkladem velkoplošných narušení lesa v rámci velkého lesního vývojového cyklu jsou např. boreální lesy (Jonášová 2008). Rozsáhlá větrná narušení probíhají především v lesích s jednotnou věkovou strukturou (Savill et al. 1997). Při maloplošných narušeních jsou zasaženy především vzrostlé, přestárlé stromy (Spurr & Barnes 1973). Jedná se o zasažení jednoho až několika málo jedinců v jednom místě. Podle Spurra & Barnes (1973) jsou vývraty těchto stromů primární příčinou mortality ve starých lesních porostech.

Naprosto zásadním vlivem disturbance v lesním ekosystému je narušení korunového zápoje a tím uvolnění prostoru a zpřístupnění zdrojů pro růst stromů pod zápojem (Rentch et al. 2003). V případě maloplošných větrných narušení jsou vytvářeny gapy, které jsou často každým dalším rokem zvětšovány (Spurr & Barnes 1973).

#### 1.2.4. Reakce stromů

Přírodní temperátní lesy jsou zpravidla vertikálně strukturovány do několika úrovní, minimálně lze porost vždy rozdělit na korunový zápoj a vegetaci podrostu (Kuennecke 2008). Jak udávají Canham & Burbank (1994), v opadavých lesích s uzavřeným korunovým zápojem se průměrné množství z plného slunečního osvětlení pohybuje od 0,5 do 5 %. Dostatek světla je tak v takových lesích často limitujícím zdrojem. To dokládá již zmíněnou významnost otevření korunového zápoje a tím zpřístupnění zdrojů a uvolnění prostoru pro růst jedinců v podrostu. Podle Olivera & Larsona (1996) lze růstový prostor definovat jako sumu potřebných zdrojů, tedy světlo, voda, živiny, teplo, kyslík a oxid uhličitý. Růst zpravidla pokračuje, dokud se minimálně jeden ze zdrojů nestane limitujícím (Smith 1996). Disturbance působící na korunový zápoj způsobují zpřístupnění všech těchto zdrojů pro vegetaci v podrostu. Tím mají disturbance podstatný vliv na dynamiku porostu. Podle Darrella et al. (2001) lze celkově dynamiku lesa shrnout jako výsledek periodických disturbancí a následných obnovních procesů.

Uvolnění v korunovém zápoji iniciuje u okolních stromů různou růstovou reakci, která je ovlivněna mnoha faktory. Růstová reakce na uvolnění je určena především mezidruhovou variabilitou se schopností reagovat na uvolnění. Odezva stínomilných druhů je výraznější než u druhů světlomilných (Nowacki & Abrams 1997). Nicméně i v rámci jediného druhu dochází k odlišné reakci na uvolnění, to je způsobené rozdílným stářím a průměrem kmene. Předpokládá se, že mladé nebo malé stromy jsou k disturbancím citlivější než starší stromy (Lorimer & Frelich 1989). Dalším významným faktorem je pozice koruny stromu. Stromy s korunou pod korunovým zápojem reagují mnohem větším růstem než stromy s korunou v korunovém zápoji. Tento rozdíl v reakci Lorimer & Frelich (1989) vysvětlují tím, že stromy v korunovém zápoji rostou v téměř optimálních podmínkách, tudíž větší uvolnění některého zdroje nemůže způsobit přílišné zvýšení růstu. Naopak reakce stromů v podrostu limitovaných světlem je velmi silná (Lorimer & Frelich 1989). Ovšem ačkoliv tyto faktory mohou ovlivňovat růstovou reakci na uvolnění, variabilita v růstové reakci prozatím není zcela objasněna (Black & Abrams 2003).

### **1.2.5. Faktory ovlivňující působení disturbancí**

Je zřejmé, že disturbance mohou výrazně ovlivnit podobu a fungování krajiny, ekosystémů či jednotlivých organismů, přičemž intenzita disturbance je dána jejími charakteristikami. Nicméně síla s jakou působí a následná odpověď společenstev není výsledkem pouze charakteristik disturbance, ale je rovněž ovlivňována mnoha faktory prostředí. Mezi nejvýznamnější faktory lze zařadit strukturu a biologickou diverzitu krajiny, klima a klimatické změny a antropogenní ovlivnění (White & Jentsch 2001, White 1979, Forman & Godron 1993). Jako další významné faktory lze uvést např. typ a hloubku půdy a historii předchozích disturbancí (White & Jentsch 2001, Sousa 1984). Tyto faktory přitom mohou působit ve vzájemných interakcích, přičemž celkově vytvářejí proměnlivý režim disturbancí v prostoru a čase (White & Jentsch 2001).

#### **1.2.5.1 Krajina a krajinná heterogenita**

Krajina a její charakter, jako jeden z nejvýznamnějších faktorů ovlivňující disturbance, jsou určovány především geomorfologií a režimem disturbancí (Godron & Forman 1983). Jednoduše tedy lze říci, že krajinný charakter, resp. heterogenita krajiny je na jednu stranu utvářena disturbancemi, na druhou stranu jsou však disturbance zároveň krajinnou podobou ovlivňovány (Forman & Godron 1993, Godron & Forman 1983).

Základní vlastností narušení je šíření v čase a prostoru. To je obzvláště ovlivněno krajinnou topografií a vyskytujícími se společenstvy (Lipský 1999). Ačkoliv disturbance často mohou působit na poměrně rozsáhlé ploše se stejnou či podobnou intenzitou, jejich dopad právě díky různorodosti topografie krajiny a společenstev může být různý. Různorodost vegetace a topografie krajiny je faktorem, který významně působí proti šíření disturbancí, zatímco homogenita šíření napomáhá (Lipský 1999).

Na rozdíl od ostatních charakteristik krajiny, lze topografii považovat jako něco víceméně stálého a neměnného (White & Jentsch 2001). Základní faktory vycházející z topografie se schopností výrazně ovlivňovat lesní disturbance jsou expozice a sklon svahu, gradient nadmořské výšky a členění krajiny. Expozicí svahu může být způsobeno buď nasměrování ekosystému k probíhající disturbanci, nebo naopak odklonění, typickým příkladem je buď ochrana, nebo vystavení působení větru (Quine & Gardiner 2007). Jiný příklad udávají např. Pyne et al. (1996). Zabývají se trendem růstu síly lesních požárů a

pravděpodobnosti jejich vzniku s jižnější expozicí svahu, což vysvětlují rychlejším vysycháním způsobeným osvětlením svahu. Typickým příkladem ovlivnění působení disturbance sklonem svahu je zvyšující se riziko vyvrácení stromů se zvyšujícím se sklonem svahu (Sousa 1984, Runkle 1985). Vliv sklonu lze dále také pozorovat např. při šíření požáru (White & Jentsch 2001). Jako významný vliv interakce mezi expozicí, sklonem svahu a nadmořskou výškou lze uvést ovlivnění rychlosti větru a tím intenzity s jakou vítr působí (Quine & Gardiner 2007). Celkově může v rámci topografie krajiny docházet k členění krajiny, tím může být způsobeno omezení či podpoření šíření disturbance prostorem. Zároveň ale také může dojít k izolovanosti ekosystémů, kterou spolu i s dalšími faktory v rámci topografie může být výrazně ovlivněna rychlost a směr sukcese navazující na narušení. Stav sukcese pak může určovat načasování disturbance v případě závislosti disturbance na některém sukcesním stádiu (Romme & Knight 1981).

Mimo topografie krajiny působí výrazně na sílu disturbancí pestrost resp. mozaika ekosystémů obsažených v krajině a jejich struktura a stabilita. V rámci lesních ekosystémů toto ovlivnění disturbancí spočívá především v druhovém složení stromové vegetace, její struktuře a střídání lesního ekosystému s jinými typy ekosystémů v rámci krajiny. Druhá diverzita v lesních společenstvech především v rámci funkčních skupin je podobně jako v jiných ekosystémech úzce spjata se stabilitou. S vyšší druhovou bohatostí je zpravidla spojena vyšší stabilita ekosystému, resp. jeho odolnost vůči narušením a změnám prostředí. Touto problematikou se rozsáhleji zabývají např. Chapin et al. 2002, Thompson et al. 2009, nebo Mccan 2000.

Zvýšení odolnosti lesů vůči disturbancím je způsobeno zvláště tím, že různé druhy na konkrétní narušení reagují, resp. jsou náchylné různě (např. odolnost vůči větru, požáru, apod.). Případně pokud se jedná o narušení pouze určité skupiny druhů (např. hmyzím napadením), může druhová diverzita do jisté míry bránit prostorovému šíření. V obou případech tudíž dojde k zabránění rozsáhlejšího narušení ekosystému (Chapin et al. 2002, Frelich 2002, Lee et al. 2008). Dále může např. v případě oslabení jednoho druhu dojít k nahrazení jeho funkcí jiným druhem, čímž opět nedochází k výraznějšímu ovlivnění ekosystému (Chapin et al. 2002).

Značný vliv může mít taktéž věková struktura lesa, která je spojena především s různou citlivostí vůči disturbancím. Jako příklad lze uvést citlivost lesa vůči větrné disturbance. Zatímco mladý porost není náchylný téměř vůbec k větrnému narušení a

různověký porost je nepříliš náchylný k velkoplošnému větrnému narušení, stejnověký starší porost je náchylný k velkoplošnému narušení (Kulakowski & Bebi 2004, Pickett & White 1985).

Celková struktura lesního porostu může dále ovlivnit sílu a turbulence vzdušného proudění. V případě že má les mozaikovitou strukturu obsahující např. otevřené plochy, vodní plochy, gapy, různou hustotu a výšku porostu dochází k ovlivnění rychlosti a turbulence vzdušného proudění. Tímto ovlivněním může docházet k snížení průměrné rychlosti větru a vzniku turbulencí a zároveň nárůstu větrných nárazů (Quine & Gardiner 2007).

Jak dokládají podané informace, různorodost a druhová bohatost krajiny, potažmo lesních ekosystémů, celkově velmi výrazně ovlivňuje sílu disturbancí působících na ekosystémy. V rámci Koreje se vlivem struktury vegetace a topografie krajiny na sílu lesních požárů a tedy jejich dopad na lesní společenstvo zabývají např. Lee et al. (2008).

#### **1.2.5.2 Klima a globální klimatické změny**

Mezi další významné faktory ovlivňující dopad disturbancí patří klima a klimatické změny. Význam klimatu tkví především v tom, že mnohá narušení jsou ve své podstatě sezónní nebo se jejich efekt odvíjí od aktuálních klimatických podmínek (např. Sousa 1984, White & Jentsch 2001). Obecný efekt klimatu na působení disturbancí je tak celkem zřejmý, naopak konkrétní dopad klimatických změn na režim disturbancí lze prozatím poměrně těžko s přesností určit, ovšem lze předpokládat, že může být značný (Dale et al. 2001). Proto podobně jako je věnována pozornost globálním klimatickým změnám, v jiných ohledech je třeba věnovat jí i vlivu na disturbance. Podle Bakera (1995), nebo Turnera et al. (1998) globální změny teplot a srážek mohou ovlivnit výskyt, načasování, frekvenci, trvání, rozsah a intenzitu disturbance. Pokud klimatické změny upraví některou ze zmíněných charakteristik disturbancí, lze očekávat výrazný dopad na lesní ekosystémy, jedním z možných důsledků může být ztráta schopnosti regenerace (Dale et al., 2001).

#### **1.2.5.3 Lidský faktor**

S lidskými aktivitami je povětšinou spjato ovlivnění přirozených přírodních disturbancí, resp. jejich režimu. Běžné je omezení přírodních disturbancí a nahrazení, nebo doplnění

disturbancemi antropogenními. V lesních ekosystémech je obvykle omezeno především narušování ohněm. Z antropogenních disturbancí je v lesích nejvýznamnější a nejběžnější těžba, která často může do značné míry suplovat přírodní disturbance (Spurr & Barnes 1973). Mezi další významné antropogenní faktory např. fragmentace krajiny.

Potlačování přirozených disturbancí je celkem častý jev v lesních porostech i v jiných ekosystémech. Důsledky takového managementu však zpravidla vedou k postupné přeměně distribuce jednotlivých druhů i celkové přeměně společenstev (Harmon et al. 1983). White & Jentsch (2001) uvádí, že ovlivnění rozsahu a intenzity disturbancí je hlavním způsobem, jakým lidé ovlivňují biologickou diverzitu. Potlačení disturbancí obvykle vede k ztrátě druhové bohatosti ekosystému, k jeho homegenizaci a zároveň větší citlivosti. Zvýšení citlivosti lze ukázat na příkladu lesního porostu, kde došlo k potlačení požárů. S tímto potlačením dochází k hromadění paliva, takže se zvyšuje náchylnost k požáru a případný požár bude mít mnohem větší dopad, než pravidelné lesní požáry (White & Jentsch 2001).

Jak již bylo zmíněno výše, nejběžnějším typem antropogenního narušení v lesích je lesní těžba dřeva, ta se svým charakterem podobá větrným disturbancím, neboť kácení ekonomicky hodnotných stromů vede k odstranění nebo narušení korunového patra a uvolnění podrostu (Spurr a Barnes 1973). Těžba tak může být jakousi náhradou větrné disturbance. Podobně jako u veškerých typů disturbancí její vliv pak záleží na mnoha faktorech. Více se touto problematikou zabývají např. Spurr a Barnes 1973.

Dalším významným lidským působením pro lesní společenstva je fragmentace krajiny. Ta může mít poměrně různorodý účinek. Fragmentace krajiny může mít za následek větší i menší rozsah disturbance (Franklin & Forman 1987). K oslabení dochází především u těch typů disturbancí, které vyžadují spojitě plochy porostu tedy např. požáry, či hmyzí škůdci (Turner et al. 1989). Ačkoliv na jednu stranu může fragmentace krajiny omezit šíření narušení, na druhou stranu pokud dojde k vytvoření malých fragmentů v krajině, může v návaznosti na disturbance dojít i k úplné destrukci daného ekosystému (White & Jentsch 2001), zároveň může dojít k postupné změně druhového složení a ztrátě stability v jednotlivých krajinných fragmentech (Frelich 2002).

#### **1.2.5.4 Další faktory**

Mezi dalšími faktory ovlivňujícími působení disturbancí již byly zmíněny např. půda, její hloubka a typ, nebo historie disturbancí, které silně určují následnou celkovou strukturu společenstev a tudíž dopad dalších disturbancí (White & Jentsch 2001, Kulakowski & Bebi 2004). Celkově lze označit ovlivnění disturbancí jednotlivými faktory, které často zároveň interagují, za velmi komplexní a komplikovanou problematiku, která ve své podstatě směřuje dopad narušení a tím i ovlivňuje další vývoj společenstev.

#### **1.2.6. Význam disturbancí**

Jak bylo v úvodu naznačeno, disturbance byly poměrně dlouhou dobu přehlíženým faktorem, přičemž větší porozumění disturbancím, režimu disturbancí a jejich vlivu na ekosystémy, je otázkou především posledních 40 let, ve kterých se ovšem ukázal naprosto klíčový význam disturbancí v ekosystémech a jejich dynamice.

Na první pohled může být vliv disturbancí na společenstva naprosto destruktivní až katastrofální pro jejich další existenci, avšak v případě přirozených narušení je v dlouhodobém hledisku zřejmé, že disturbance naopak společenstva udržují a jsou hlavním faktorem kontrolující jejich dynamiku, strukturu, kompetici a biodiverzitu (Sousa 1984, *White & Pickett 1985*, White & Jentsch 2001).

Dále význam narušení tkví zvláště v ovlivnění distribuce druhů podél gradientů prostředí (Harmon, Bratton & White 1983), zpřístupnění zdrojů a vytváření prostoru, substrátu a podmínek pro mnohé organizmy (White & Jentsch 2001). Disturbancemi je zajišťována biodiverzita a heterogenita prostředí (Sousa 1984), čímž je zároveň zvyšována odolnost společenstva (Chapin et al. 2002, Thompson et al. 2009, Mccan 2000). Spolupůsobení disturbance, kompetice a predace vytváří prostorovou a organizační strukturu ekosystémů (Sousa 1984).

Celkově tak lze význam disturbancí shrnout tak, že narušení jsou pro ekosystémy přirozené a zároveň nezbytné (Storch 1998, White & Jentsch 2001). Skladba, struktura a dynamika společenstev, diverzita a heterogenita prostředí a mnohé organizmy jsou na působení disturbancí závislé, přičemž narušení režimu disturbancí může mít veliký dopad.



Jak popisuje mnoho autorů (např. White & Pickett 1985, Sousa 1984, či Kolakowski & Bebi 2004), je zřejmé že přírodní společenstva nejsou stabilními systémy, nýbrž systémy dynamickými. Chceme-li tedy porozumět fungování ekosystémů, nelze v žádném případě opominout význam disturbancí, ale naopak je zapotřebí jim při studiu dát jedno z předních míst naší pozornosti a dále a hlouběji problematiku disturbancí studovat. Na základě poznání dynamičnosti ekosystémů a zmíněného významu disturbancí a jejich přirozenosti pro ekosystémy je pak patrné, že pro účinnou a úspěšnou ochranu přírody je nutno její management mimo jiné postavit na znalosti principů disturbancí, resp. režimu disturbancí. Lze vyvozovat, že pro úspěšnou ochranu přírody je tedy lépe zaměřit se spíše než na ochranu stavu ekosystémů na ochranu dynamiky a udržení biodiverzity a tímto směrem zacílit jejich management (např. Kimmins 1987).

### **1.3. Studium disturbancí**

#### **1.3.1. Přístupy používané ke studiu disturbancí**

Ke komplexnímu pochopení dynamiky lesních porostů je důležité zabývat se studiem režimu a historie disturbancí. Pro studium a určení disturbancí bylo v průběhu času zvláště důsledkem jejich významnosti vyvinuto relativně mnoho metod. Mezi mnohými metodami sloužícími k identifikaci historie disturbancí lze jmenovat např. využití historických záznamů, využití leteckých snímků, analýzu struktury porostu ad. (Frelich 2002). Nicméně velmi významnou skupinou metod se staly pro své vysoké časové i prostorové rozlišení metody využívající letokruhových dat (Frelich 2002).

Základním přístupem studia disturbancí na základě letokruhové analýzy je detekce uvolnění. Princip tohoto přístupu je založen na předpokladu, že strom zareaguje na vzniklé uvolnění radikálním zvětšením radiálního růstu. Tato změna je charakteristická, tím že je výraznější než změny způsobené jinými faktory jako např. klimatem, nebo věkem jedince (Nowacki & Abrams 1997). Uvolnění lze matematicky definovat jako událost, kdy růstová změna na stanovenou dobu přesáhne předem definovanou (Black a Abrams 2003).

#### **1.3.2. Metody letokruhové analýzy**

V rámci letokruhové analýzy se nabízí řada metod, které lze ke zjištění uvolnění využít. Mezi nejvýznamnější lze zařadit především tyto tři: „*radial-growth averaging*” (Nowacki & Abrams 1997), „*absolute increas*” (Fraver & White 2005) a „*boundary line*” (Black & Abrams 2003), které jsou jednotlivě popsány níže. Všechny tři zmíněné metody patří do skupiny tzv. „*radial-averaging*“ metod, tedy metod srovnávajících průměrnou šířku letokruhů v rámci předem daného období. Tento přístup je podle Rubino & McCarthy (2004) nejčastěji využívaným z pěti zjištěných (v 16 z 28 případů). Dalšími skupinami popisovanými ve studii Rubino & McCarthy (2004), jsou skupiny „*Static*“, „*Standardization*“, „*Mean*“, „*Event response*“. Metody skupiny „*static*“ jednoduše detekují uvolnění v případě dosažení stanovené šířky letokruhu. U další skupiny se k detekci uvolnění používá standardizovaná letokruhová série. Metody zahrnuté ve skupině „*mean*“ detekují uvolnění v případě, že míra radiálního růstu překročí průměrnou hodnotu růstu. V poslední zmiňované skupině je uvolnění detekováno, pokud v cílovém roce dojde k náhlému zvětšení růstu oproti přírůstkům v předcházející periodě.

Pro spolehlivou detekci uvolnění je nutno stanovit vhodnou velikost prahové hodnoty indikující uvolnění a délku sledovaného období. Prahová hodnota musí být dostatečně nízká, aby byla zachycena i uvolnění menšího rozsahu a zároveň aby nedocházelo k falešné detekci uvolnění. Délka sledovaného období musí být dostatečně dlouhá pro odfiltrování změn způsobených klimatem. Na druhou stranu, ale její délka musí být přiměřeně krátká pro odfiltrování dlouhodobých změn. Obě tyto charakteristiky, prahová hodnota i délka sledovaného období se liší v rámci použité metody.

Principem první zmiňované metody („*radial-growth averaging*”) je zjištění disturbance z procentuální změny růstu zjištěné pomocí rovnice:  $\%GC = [(M_2 - M_1)/M_1] \times 100$ , v níž  $\%GC$  je procentuální změna radiálního růstu mezi průměrnou šířkou a následujících deseti letokruhů.  $M_1$  je průměrem šířky deseti předchozích letokruhů a  $M_2$  je průměrem pro deset následujících letokruhů. Pro příklad, pokud je cílem zjistit hodnotu  $\%GC$  pro rok 1900,  $M_1$  bude průměrem let 1891-1900 a  $M_2$  bude průměrem let 1901-1910. Omezením této metody je, že hodnotu  $\%GC$  nelze zjistit pro prvních 9 a posledních 10 let. Jako prahovou hodnotu změny růstu určili Nowacki & Abrams (1997) pro střední uvolnění 25 % a pro velké uvolnění 50 % a jako vhodnou délku sledovaného období pak deset let. Podrobněji je popisovaná metoda v práci Nowacki & Abrams (1997)

Fraver & White (2005) vyvinuli metodu „*absolute increase*”. Tato metoda se oproti předcházející popsané liší v tom, že při výpočtu změny radiálního růstu se pouze odečte průměrný předchozí růst od průměrného následného růstu. Tím je získán absolutní rozdíl růstu. Práh absolutní změny, jehož překročení přírůstu je klasifikováno jako uvolnění, je pak vytvářen pro každý druh zvlášť, což podrobně popisují Fraver & White (2005).

Třetí zmiňovaná metoda byla vyvinuta v rámci snahy zohlednit při analýze rozdílnou růstovou rychlost stromu, která předchází jednotlivým letům. Inovace, s kterou přišli Black & Abrams (2003), spočívá ve vytvoření křivky tzv. „*boundary line*“. Křivka je vytvářena tak, že se vypočítá procentuální růstová změna pro veškeré letokruhy pomocí metody „*radial-growth averaging*“, načež se získané hodnoty vynesou do grafu, v kterém jsou na ose „y“ hodnoty procentuální růstové změny a na ose „x“ velikost průměrného přírůstu za desetileté období, které předchází danému roku. Samotná křivka se pak odvíjí od nejvyšších hodnot procentuální růstové změny. Tvorbu křivky podrobně popisují Black & Abrams (2003, 2004). Detekce uvolnění je dělena na střední uvolnění (20-49,99%) a velké uvolnění (50-100%). Tato metoda je v současnosti považována za velmi spolehlivou, nicméně pro co nejspolehlivější detekci uvolnění je vhodné použít kombinaci několika metod a výsledek identifikace uvolnění založit na jejich porovnání.

## 2 Cíle projektu

Cílem projektu je ověřit a prohloubit stávající znalosti o dynamice horských lesů s hlavním zaměřením na působení disturbancí. Mimo samotného ověření a rozšíření těchto poznatků je cílem projektu poskytnout na základě získaných informací podklad pro tvorbu managementu přirozených lesů. Konkrétně pro NP Seoraksan bude vytvořeno doporučení vhodného managementu. Dalšími cíli projektu je rozvíjet mezinárodní vědeckou spolupráci a obohacovat univerzitní studium zapojením studentů a konáním odborných přednášek.

## 3 Hypotézy

1. Četnost disturbancí se bude lišit v závislosti na expozici a nadmořské výšce lokality. Na lokalitách s vyšší nadmořskou výškou je očekávána vyšší četnost disturbancí, v nižších nadmořských výškách je očekávána nižší frekvence disturbancí. Celkově hlavním typem disturbance jsou disturbance malého charakteru ve všech oblastech NP Seorasan.
2. Vzhledem k převládajícímu směru větru a topografii NP Seoraksanu, lze předpokládat poměrně značný vliv expozice svahů na intenzitu a frekvenci větrných disturbancí. Vyšší četnost narušení je očekávána na lokalitách s západní a jihozápadní expozicí.
3. Druhové složení a věková struktura stromové vegetace lesa se bude lišit v závislosti na četnosti a rozsahu disturbancí. Na lokalitách s nižší četností narušení bude v porostu větší míra starších a vyšších stromů, než na lokalitách s vyšší četností disturbancí.

## **4 Návrh realizace projektu**

Během minulých let bylo v rámci našich předchozích projektů vytvořeno v Seoraksanu 11 trvalých ploch, v nichž probíhalo vegetační mapování a odběr vývrtů. Vzhledem k již získaným zkušenostem a znalosti cílové oblasti, lze snadno navázat na práci z předchozích let. Vzhledem k tomu, že se používaná metodika práce v terénu i zpracování vzorků v minulých letech projektu ukázala jako vhodná, bude stejně jen s malými úpravami a doplňky používána nadále s cílem rozsáhleji zmapovat území a získat dostatečné množství dat pro komplexní vyhodnocení působení disturbancí v přirozených lesích NP Seoraksan.

### **4.1. Popis zájmového území**

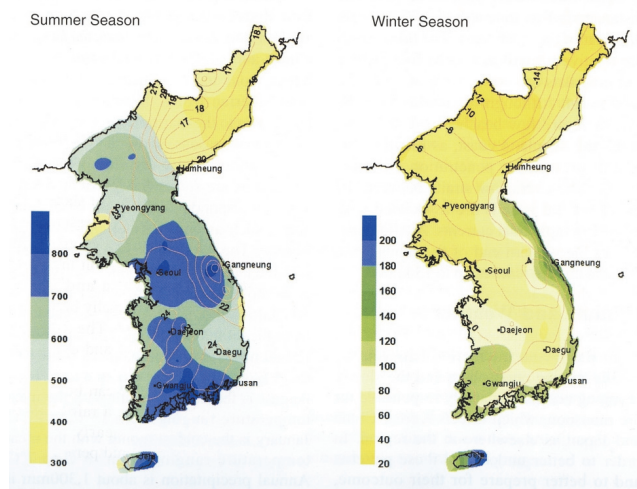
#### **4.1.1. Jižní Korea**

Jižní Korea, oficiálním názvem Korejská republika, se rozkládá v oblasti Severovýchodní Asie na jižní části Korejského poloostrova na rozmezí 33. a 39. rovnoběžky. Na východě se rozlévá Východní (Japonské) moře, na západě moře Západní (Žluté). Rozlohou zaujímá Jižní Korea i s množstvím ostrovů 99 720 km<sup>2</sup>. Krajina Jižní Koreje je velmi členitá z celkové rozlohy je přibližně 70 % území hornatého nebo má kopcovitý charakter. Nejvyšším místem je nečinná sopka Hallasan (1 950 m n. m.) na ostrově Jeju-do, který je zároveň nejjihnější částí Jižní Koreje. Lesnatost Jižní Koreje je poměrně vysoká, činí 66 % celého území (EYB 2011). Počet obyvatel je téměř 49 mil., což činí tuto zemi 26. nejlidnatější přičemž míra urbanizace je 83% (www.cia.gov, KOIS 1997).

#### **4.1.2. Klima**

Jižní Korea patří do biomu temperátních opadavých lesů. Díky temperátnímu klimatu se projevuje běžná sezonalita čtyř období. Klima Jižní Koreje má však svá především letní a zimní specifika. Zima je chladná a poměrně suchá, to je způsobeno vzdušným prouděním ze Sibíře, naopak letní období jsou ovlivněna vzdušnými masami vznikajícími nad Tichým oceánem, což způsobuje, že jsou léta horká s vysokým množstvím srážek (Kois 1997).

Průměrná roční teplota v Jižní Koreji je 11,5 °C, přičemž nejteplejším měsícem je srpen s průměrnými teplotami mezi 23 až 27 °C a nejchladnějším je leden, kdy se průměrné teploty pohybují mezi -6 až 7 °C (web.kma.go.kr, www.climatetemp.info). Převládající směr větru je jihozápadní v letním období a severozápadní v období zimním (web.kma.go.kr). Roční úhrn srážek narůstá od severu k jihu, zatímco v centrální části území se průměrné roční množství srážek pohybuje mezi 1 100 mm a 1 400 mm, v jižní části srážkový úhrn dosahuje až 1 800 mm (web.kma.go.kr). Zatímco zimní srážky činí pouhých 10 % z celkového ročního úhrnu, 2/3 z veškerých srážek spadnou během tří letních měsíců června, července a srpna (web.kma.go.kr, KOIS 2003). Průběh monzunového období je zpravidla spojen s příchodem tajfunů. Průměrně od června do října přichází dva až tři tajfuny (web.kma.go.kr). Nicméně ačkoliv tajfuny silně ovlivňují jihokorejskou krajinu, jejich síla je díky poloze Jižní Koreje již výrazně nižší než v Japonsku (KOIS 2003). Množství srážek a průměrné teploty jsou znázorněny na obrázku 1. Jedním z důsledků sezonality srážek jsou i velmi široká a v horských oblastech často divoce vzhlízející říční koryta, která zpravidla mimo monzunové období v horních partiích toku zůstávají prázdná, nebo jen s velmi malým průtokem, což dokládají obrázky 2 a 3 (12. Přílohy).



Obr. 1: Průměrné teploty a srážky v Jižní Koreji během letního a zimního období. Isothermy udávají průměrné teploty, průměrné hodnoty srážek jsou znázorněny barvami podle legendy (v mm) (KOIS 2003).

### 4.1.3. Topografie

Jak bylo zmíněno krajina Jižní Koreje je z větší části hornatá, na tom má významný podíl pás pohoří Baekdudaegan. Pás těchto hor se táhne z hraniční oblasti Severní Koreje a Číny až na jih korejského poloostrova. Nejsevernější místo a pomyslný počáteční bod tohoto horského pásu je vyhaslá sopka Baekdu-san, která je současně také nejvyšší horou pohoří Baekdudaegan a tudíž celého korejského poloostrova. Na jihu pak horský pás končí v pohoří Jirisan. Jihokorejskou část pohoří Baekdudaegan ukazuje obrázek 4.

Velký význam má toto pohoří v rámci přírodního bohatství Jižní Koreje, neboť je centrem jihokorejské biodiversity a útočištěm přirozených lesů (BMR). Ačkoliv jihokorejská lesnatost dosahuje 66 % (EYB 2011), pouze zlomek lesů jsou lesy přirozené (primární). Tento fakt je způsoben především vlivem historicky dlouhodobého osídlení a zvláště událostmi 20. století, tedy japonskou nadvládou a korejskou válkou, kdy došlo k rozsáhlému odlesnění. Z těchto důvodů je dnes v Jižní Koreji vysoká míra sekundárních lesů, povětšinou s věkovou skladbou do 60 let (Simon & Kadlec 2010). Vývojem korejských sekundárních lesů se v rámci naší dosavadní práce věnují Doležal et al. (2009). I přes velké



Obr. 4: Topografická mapa Jižní Koreji (en.wikipedia.org).

narušení původních lesů se zachovaly rozsáhlé porosty přírodních lesů ve vyšších polohách a jsou součástí chráněných území.

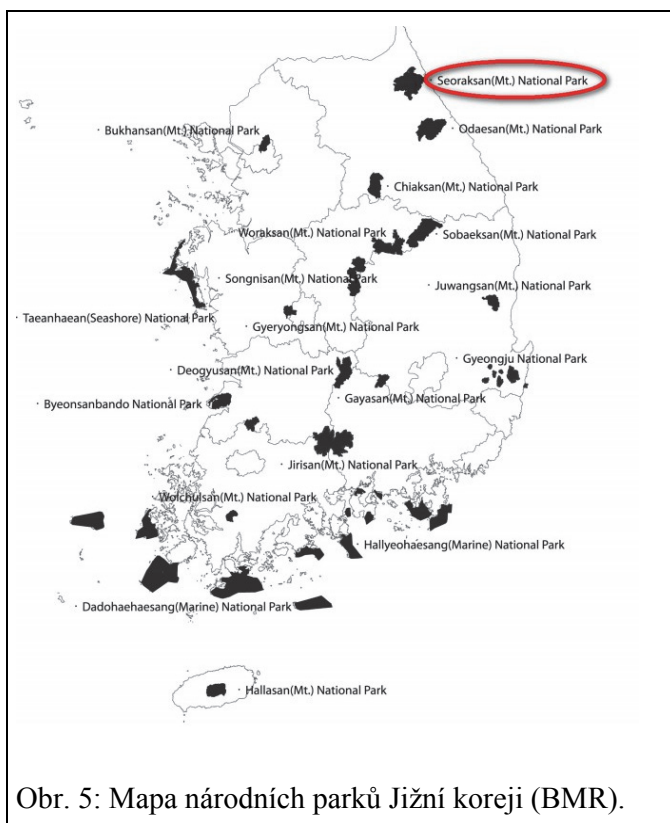
Díky významnosti horského pásu Baekdudaegan došlo k vytvoření souvislého pásu chráněných území, který prochází celým tímto pohořím v jihokorejské části poloostrova. Dnes je v Jižní Koreji dvacet národních parků (3,7 % celkové rozlohy), z čehož patnáct jsou horské NP. Jako první národní park byl vyhlášen Jirisan v roce 1967, Seoraksan byl

vyhlášen jako pátý v roce 1970, oba tyto národní parky patří do skupiny pěti jihokorejských NP klasifikovaných podle IUCN do kategorie II (english.knps.or.kr, BMR,SKNP).

#### 4.1.4. Národní park Seoraksan

Seoraksan NP (obrázek 5) je nejsevernějším národním parkem Jižní Koreji. Celková rozloha Seoraksanu NP (dále jen Seoraksan) činí 398 539 km<sup>2</sup> (eng.me.go.kr). Nejvyšším vrcholem je Daecheongbong (1 708 m). Seoraksan je typický svými velmi strmými svahy, což i způsobuje často velmi mělký půdní profil (Altman 2007), následkem čehož mohou být svahy náchylné k sesuvům půdy a erozi. Průměrná roční teplota a úhrn srážek v dvou přilehlých městech Sokcho a Inje jsou 12,1 °C a 9,9 °C a 1 324 mm a 1 114 mm (SKNP). V městě Sokcho převládá oceánské klima, v Inje klima kontinentální (SKNP).

Lesy jsou v Seoraksanu listnaté a smíšené s dominancí dubů *Quercus mongolica*, *Q. serrata* a *Q. variabilis*. Ve středních polohách dominuje



Obr. 5: Mapa národních parků Jižní Koreji (BMR).

*Quercus mongolica*, který zároveň vystupuje až na hranici lesa. *Q. variabilis* a *Q. serrata* se vyskytují v nižších polohách. V nejvyšších polohách jsou také jehličnaté lesy s dominancí jedle *Abies nephrolepis*. Z dominantních druhů vyšších poloh lze dále jmenovat např. břízu *Betula ermanii*. Mezi dalšími běžnými druhy lze uvést např. borovici *Pinus pumila*, tis *Taxus cuspidata*, javory *Acer pseudosieboldianum*, *A. mono*, jasan *Fraxinus sieboldianum* ad. Příklady Seoraksanských lesů ukazují obrázky 6-9 (12. Přílohy).



Odlišností oproti jiným jihokorejským pohořím je, že v Seoraksanu není natolik běžný výskyt bambusu v podrostu, což je pravděpodobně spojeno právě s již zmíněnými mělkými půdami a prudkostí svahů (Altman 2007). Na základě našich dosavadních měření a pozorování v terénu lze říci, že nejvýznamnějším a nejběžnějším typem disturbancí jsou malé až středně velké větrné disturbance a občasné sesuvy půdy, příklad sesuvu ukazuje obrázek 10 (12. Přílohy). Ačkoliv hlavním předpokládaným typem disturbance jsou větrné disturbance, tajfuny které mají v Koreji hlavní podíl na těchto narušeních, mají pravděpodobně v Seoraksanu díky jeho poloze již nižší intenzitu.

Vzhledem k zachovalému přírodnímu charakteru a druhové bohatosti poměrně rozsáhlých lesních společenstev výrazně neovlivněných antropogenní činností, je Národní park Seoraksan vhodnou lokalitou pro studium dynamiky přirozených lesů.

## **4.2. Metodika práce v terénu**

Práce bude probíhat na zaměřených trvalých plochách. Vybrané lokality budou vždy splňovat několik základních kritérií: plocha musí být bez patrného ovlivnění člověkem, les v homogenním prostředí (např. bez výrazných skalních převisů, potoků apod.) a v ploše by se neměly vyskytovat rozsáhlé gapy. Plochy budou zakládány o rozměrech 20 x 20 m podél gradientu nadmořské výšky v rozmezí 350 a 1500 m n. m. Budou vytvářeny série ploch podél gradientu nadmořské výšky na lokalitách s rozdílnou expozicí. Každá plocha bude zaměřena pomocí přístroje Garmin GPSMAP 60 CSX a po vyměření plochy budou barevnou páskou viditelně označeny rohy. Sklon terénu bude měřen pomocí přístroje Vertex IV. V ploše budou zaměřeny všechny stromy dosahující výšky 110 cm a pozice středu jejich korun pomocí přístroje Vertex IV. U každého zaměřeného stromu bude určen druh, změřena jeho výška a nasazení koruny, průměr kmene ve výšce 100 cm a zaznamenáno viditelné poškození nebo snížená vitálnost stromu. Měření budou taktéž mrtvé ležící i stojící stromy. Každý zaměřený strom bude viditelně označen štítkem s číslem pro jeho identifikaci.

Z každého vzrostlého stromu bude ve výšce 130 cm odebrán vývrt pomocí Presslerova nebozezu za předpokladu, že tím nebude hrozit jeho poškození.

Mimo odběru vývrtů bude z každé plochy odebrán jeden směsný vzorek půdy z „A“ horizontu. Na půdních vzorcích bude provedena analýza poměru živin. Analýza bude

provedena především pro vyloučení možnosti významného ovlivnění druhového složení lesa poměrem živin. Dále budou díky korejské spolupráci získány meteorologická data průběžného měření z meteo stanic v Seoraksanu.

### **4.3. Metodika práce v laboratoři**

Zpracování veškerých vzorků bude probíhat na Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni a menší část dendrochronologické analýzy také v laboratoři archeobotaniky a paleoekologie (LAPE) Přírodovědecké fakulty Jihočeské university v Českých Budějovicích (PřF JU). Pracoviště jsou vybavena veškerým potřebným vybavením pro zpracování vzorků.

#### **4.3.1. Letokruhová analýza**

Získané vývrty budou nalepeny do dřevěných lišt, seříznuty a nakřídovány či obarveny 0,5% roztokem toulidinové modři pro zvýraznění hranice letokruhů a větší přesnost měření. Rozsáhleji se přípravě vývrtů pro měření zabývají Schweingruber (1995), či Drápela & Zach (1995). Vývrty se zřetelnými letokruhy budou měřeny pod stereomikroskopem (Olympus SZ51) pomocí měřicí lavice TimeTable a odčítacím modulem Parser s přesností na 0,01 mm, data budou zaznamenávána programem Past 4. Vzorky s hůře rozeznatelnými letokruhy pro měření pod stereomikroskopem budou po přípravě pomocí Dendrocutu 2003 měřeny na přístroji měřícím denzitu dřeva qms QTRS – 01X Tree Ring Scanner. Výstupem měření budou hodnoty délek každoročních radiálních přírůstků. Data budou zpracována pomocí programů Past 4 a R. Na změřených datech bude provedeno tzv. „křížové datování“. Bude vytvořena standardní chronologie pro druhy s minimálně 10 odebranými vývrty s využitím vývrtů z ostatních lokalit Jižní Koreje. Pomocí metod „*boundary line*“ (Black & Abrams 2003), „*absolute increase*“ (Fraver & White 2005) a „*raial-growth averaging*“ (Nowacki & Abrams 1997), bude provedena detekce uvolnění ze získaných dat.

#### **4.3.2. Analýza půdních vzorků**

Odebrané půdní vzorky budou usušeny rozmělněny a následně budou přes síto odděleny částice větší 2 mm (skeleton). Částice větší než 2 mm budou poté zváženy. Částice menší než 2 mm budou chemicky analyzovány. Budou na nich provedeny tyto analýzy: půdní reakce, celkový obsah dusíku a uhlíku, obsah výměnného vápníku a hořčíku v roztoku

octanu amonného a množství rozpustného fosfátu v roztoku uhličitanu sodného. Dále bude spočten poměr uhlíku a dusíku.

#### **4.3.3. Analýza pozičních a klimatických dat**

Ze získaných souřadnic stromů na jednotlivých plochách budou vytvořeny porostní mapy pomocí programu DeltaGraph 5.6. Porostní mapy budou využity jako doplňující data k vyhodnocování působení disturbancí v čase a prostoru. Využitím porostních map pro hodnocení disturbancí se částečně zabýval např. Splechtna, Gratzer & Black 2005. Analýza disturbancí bude dále doplněna o využití klimatických dat, která budou použita k vysvětlení menších změn radiálního růstu, které by jinak mohla být mylně označena za disturbanci menšího charakteru.

#### **4.3.4. Zpracování výsledků**

Na základě zjištěných uvolnění na plochách bude porovnána četnost disturbancí a vyhodnocen vliv environmentálních faktorů na četnost disturbancí. Ze získaných informací o druhovém složení stromové vegetace v měřených plochách bude porovnána druhová bohatost. Na plochách s výrazně rozdílnou druhovou diverzitou bude zjišťován vliv disturbancí na tento rozdíl, popřípadě bude zjišťován jiný možný hlavní faktor. Dále bude zjišťován rozsah disturbancí na základě informací o věkovém rozložení stromů na plochách.

## **5 Finanční rozvaha**

Celkovou finanční rozvahu projektu shrnuje tabulka I. Částky jsou uvedeny vzhledem k aktuálním cenám pro celé tři roky trvání projektu. Žádost o financování projektu je směřována k dvěma grantovým agenturám: Grantové agentuře České republiky (GAČR) a Korea Science and Engineering Foundation (KOSEF). Uvažovaný poměr financování jednotlivými agenturami je 1:1.

Tab. I: Finanční náklady projektu.

<b>Položka</b>	<b>Cena (v tis. Kč)</b>
Cestovné	420
Platy	810
Analýzy vzorků	90
Administrativní náklady	30
Režijní náklady	360
Materiální náklady	40
Investiční náklady	50
<b>Celková částka</b>	<b>1800</b>
<b>Náklady na jednu grantovou agenturu</b>	<b>900</b>

Položka „cestovného“ zahrnuje veškeré náklady spojené s cestou do Jižní Koreje, tzn. především cenu zpátečních letenek pro tři osoby, náklady na pobyt a vnitrostátní dopravu, dále tato položka zahrnuje cestovné v rámci ČR. Platy jsou navrženy jako 50% a 30% úvazek pro dva pracovníky, v částkách jsou zahrnuty rovněž povinné odvody na zdravotní a sociální pojištění. Další finanční náklady spojené se zpracováním získaných vzorků a dat pokrývá položka „analýza vzorků“. Další položka zahrnuje finance potřebné pro veškeré administrativní náklady. Režijní náklady jsou 20% částí veškerých finančních nákladů. Pro

realizaci projektu bude zapotřebí zakoupit pět Presslerových nebozezů a přístroj Vertex IV. Nákup přístroje Vertex IV zahrnuje položka investiční náklady, což ukazuje tabulka II.

Tab II: Položky investičních nákladů.

<b>Položka</b>	<b>Cena (v tis. Kč)</b>
Vertex IV	50
<b>Celková částka</b>	<b>40</b>

Nákup pěti Presslerových nebozezů zahrnuje položka materiální náklady, což shrnuje tabulka III. Veškeré další potřebné vybavení pro práci v terénu i práci v laboratoři je ve vlastnictví Botanického ústavu AV ČR a je možné jej zapůjčit.

Tab. III: Položky materiálních nákladů.

<b>Položka</b>	<b>Cena (v tis. Kč)</b>
Presslerovy nebozezy (5)	40
<b>Celková částka</b>	<b>40</b>

## 6 Časový plán

Vzhledem k již popsaným klimatickým podmínkám Jižní Koreji je nejvhodnější období pro terénní práci jaro a podzim. Celkově budou uskutečněny čtyři měsíční výjezdy tříčlenných skupin. Skupina bude vždy složená ze dvou vědeckých pracovníků a jednoho studenta, k nim se v rámci podpory mezinárodní vědecké spolupráce a studia připojí vždy jeden vybraný student z Andong National University, celá pracovní skupina v terénu tak bude čtyřčlenná. Výjezdy budou vždy trvat jeden měsíc a v rámci tohoto času stráveného v Jižní Koreji se mimo odběrů v terénu budou konat také odborné přednášky na Andong National University. Celkem bude během projektu založeno 45 trvalých ploch. V závěru projektu budou na základě získaných dat a zjištěných informací sepsány publikace do mezinárodních časopisů s IF a doporučení pro tvorbu managementu v NP Seoraksan. Podrobné časové rozložení projektu znázorňuje tabulka III.

Tab. III: Časové rozložení projektu po pololetích.

	2012	2013	2014
<b>Přípravná fáze</b> Nákup potřebného materiálu, získání povolení			
<b>Terénní práce</b>			
<b>Série přednášek</b> Přednášky na Andong National University			
<b>Zpracování dat, příprava publikací</b>			
<b>Závěrečná fáze</b> Uvolnění publikací, doporučení managementu			

## **7 Spolupracující subjekty**

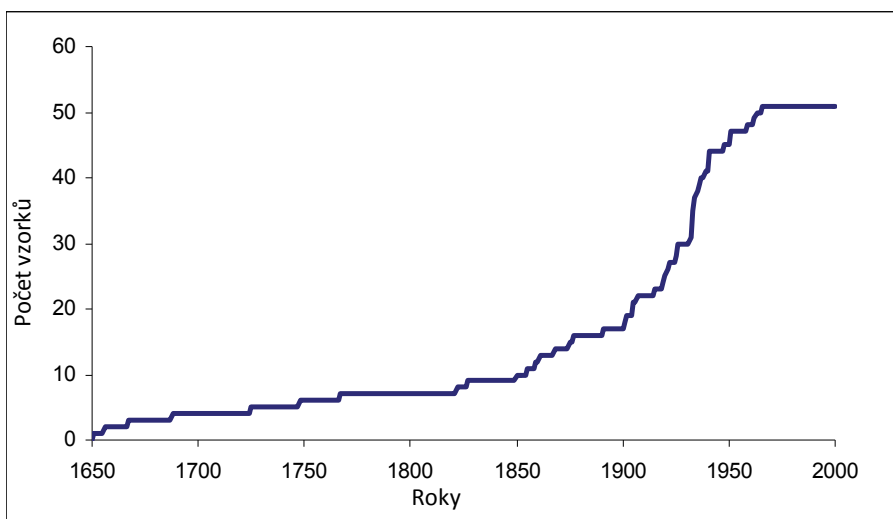
V rámci podpory mezinárodní vědecké kooperace bude podobně jako v minulých letech navázána spolupráce s Andong National University zastupovanou profesorem Jong-Suk Songem (Department of Biological Science, College of Natural Sciences). Díky této spolupráci bude zajištěno získání veškerých potřebných povolení pro práci v terénu a celková lepší orientace v jihokorejském prostředí. Mimo zmíněné pomoci a další případné podpory budou uskutečněny odborné přednášky na Andong National University na téma našeho aktuálního výzkumu v NP Seoraksan a výzkumu na jiných lokalitách v rámci vědeckých aktivit našich vědeckých pracovníků. Dále bude v rámci této spolupráce zapojen během každého výjezdu do práce v terénu jeden vybraný student zmiňované univerzity.

Na české straně se bude na projektu podílet především PřF JU a Botanický ústav AV ČR v Třeboni, kde bude probíhat naprostá většina zpracování získaných vzorků a dat. V rámci spolupráce s PřF JU bude také do projektu po celou dobu trvání zapojen jeden vybraný student.

## 8 Předběžné výsledky

Dosavadní práce v Seoraksanu probíhala podle výše popsané metodiky se snahou získat maximální množství dat pro porozumění dynamice zdejších primárních lesů. Množství získaných dat je nyní postupně analyzováno, přičemž některé předběžné výsledky prezentuje tato kapitola.

Doposud bylo v Seoraksanu založeno 11 ploch, kde proběhla veškerá měření popisovaná v metodice. Plochy byly zakládány v průběhu let 2005 a 2006. Prozatím byly změřeny vývrty ze 124 stromů, přičemž pro předkládanou detekci disturbancí byla použita data z 51 dubů (*Quercus mongolica*). Tato letokruhová data jsou ze sedmi trvalých ploch o nadmořských výškách: 600, 640, 1070, 1080, 1480 a 1490 m n. m. Náš nejstarší záznam letokruhových dat sahá do roku 1651. Stáří a počet vzorků použitých pro analýzu ukazuje obrázek 11.

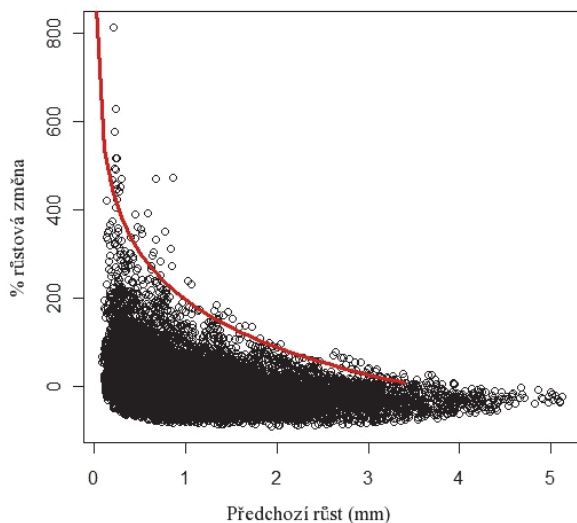


Obr. 11: Počet zanalyzovaných vzorků pro jednotlivé roky.

K detekci uvolnění byly použity metody „*boundary line*“, „*absolute increase*“ a „*radial-growth averaging*“. Použitím více metod bylo možné porovnat jednotlivé výsledky vzhledem k možnosti falešné detekce nebo naopak nedetekování uvolnění. Použitou křivku „*boundary*

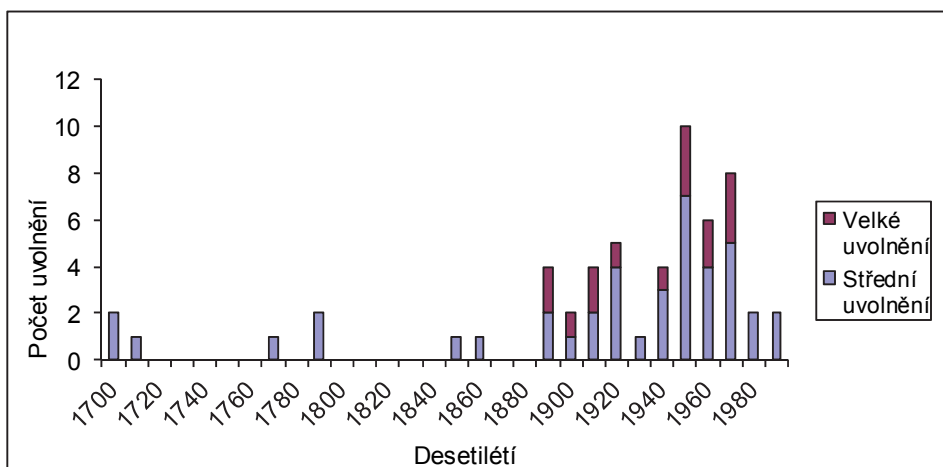


line“ ukazuje obrázek 12. Prahová hodnota detekce uvolnění u metody „absolute increase“ bylo vypočtena jako 0,5863142 mm.



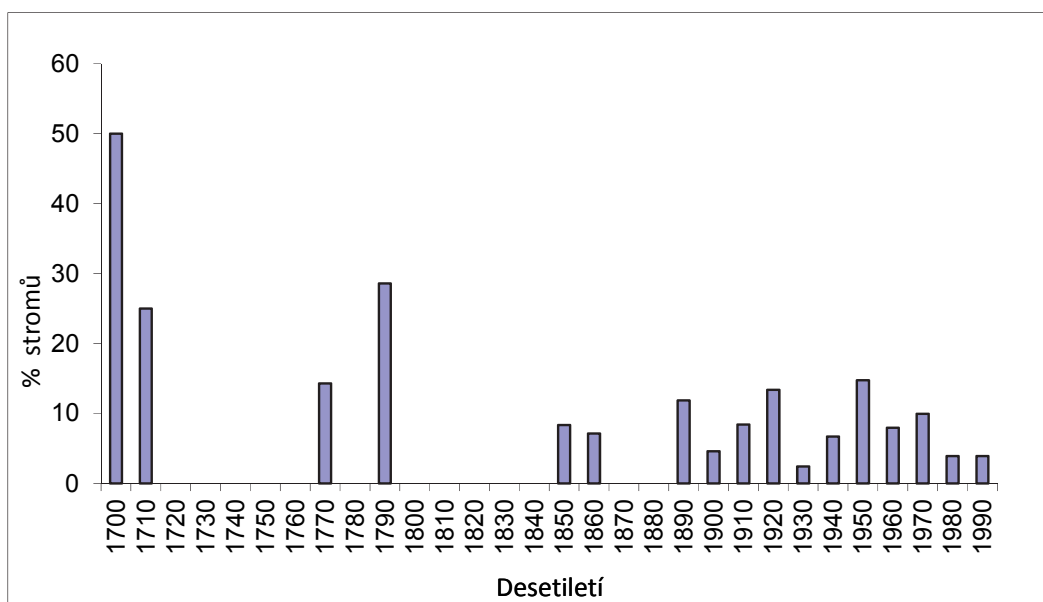
Obr. 12: Křivka „boundary line“ – červená linie značí 100% hodnotu uvolnění, body znázorňují jednotlivé letokruhy.

Při analýze bylo pomocí metody „boundary line“ detekováno 41 středních (20-49,99%) a 15 velkých uvolnění (>50%). Počet detekovaných uvolnění pro jednotlivé dekády touto metodou ukazuje obrázek 13.



Obr. 13: Počet středních (20-49,99%) uvolnění a velkých uvolnění (>50%) v jednotlivých desetiletích.

Jelikož je na obrázku 13 patrný nárůst uvolnění během 20. století způsoben nárůstem množství vzorků, je rovněž na obrázku 14 zobrazeno procentuální množství vzorků vykazujících uvolnění pro jednotlivá desetiletí.



Obr. 14: Procento stromů vykazujících uvolnění v jednotlivých desetiletích.

Příklad detekce uvolnění v porostu popsány metodami ukazují obrázky 15-17 (12. Přílohy). Na obrázku 15 (12. Přílohy) je růstová křivka (horní tmavá křivka) a křivka průběhu jednotlivých funkcí detekujících uvolnění (spodní světlá křivka) již zmiňovaného nejstaršího vzorku s prvním měřeným letokruhem odpovídajícím roku 1651. Zatímco metody „*boundary line*“ (Black & Abrams 2003) a „*absolute increase*“ (Fraver & White 2005) nezaznamenaly žádné uvolnění, u metody „*radial-growth averiging*“ (Nowacki & Abrams 1997) byla zaznamenána uvolnění v letech 1734 a 1821. Tento rozdílný výsledek může být způsobený, jistou benevolentností metody „*radial-growth averiging*“, což může způsobit falešnou detekci uvolnění.

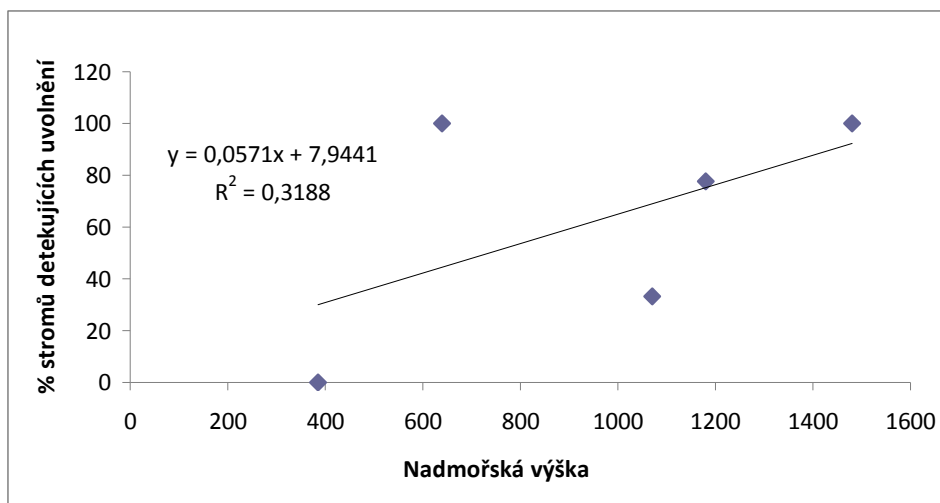
Na obrázku 16 (12. Přílohy) je vidět v letech 1893 a 1953 významný vzestup růstu detekovaný ve všech třech metodách jako uvolnění. Podle parametrů používaných v metodě „*boundary line*“ lze obě tato uvolnění klasifikovat jako velká. Odlišné je opět z části

vyhodnocení metodou „*radial-growth increase*“, kde je oproti zbylým dvěma metodám detekováno ještě třetí uvolnění v roce 1975. Důvodem detekce třetího uvolnění pouze touto metodou může být jeho malý rozsah, kterým nedosáhne na požadovanou prahovou hodnotu ve dvou dalších metodách, které jsou více konzervativní.

Třetí poslední vybraná analýza je ukázána na obrázku 17 (12. Přílohy). V tomto příkladu lze vidět rozdílný výsledek všech tří metod. Rozdílnost výsledků je opět dána odlišnou citlivostí jednotlivých metod. Zatímco v roce 1702 je uvolnění zaznamenáno jak metodou „*boundary line*“ tak i radial growth averaging, metoda „*absolute increase*“ ho nezaznamenala. Další uvolnění detekovaná metodou „*radial-growth increase*“ nebyla detekována zbývajícími metodikami.

Výše popsané příklady ukazují, že nejvíce benevolentní je pro zjištění uvolnění v porostu metoda „*radial-growth increase*“, více striktní je metoda boundary line a nejvíce konzervativní metoda absolutního přírůstu.

Data o četnosti disturbancí na jednotlivých plochách a informace o nadmořské výšce byla vynesena do grafu na obrázku 19. Hodnoty byly proloženy lineární křivkou, která ukazuje zřejmý trend nárůstu množství stromů detekujících uvolnění se zvyšující se nadmořskou výškou.



Obr. 19: Četnost disturbance podél gradientu nadmořské výšky.

Na základě poměrně rovnoměrného věkového rozložení stromů zřejmého z obrázku 11, lze předpokládat, že celkově v Seoraksanu nedochází k rozsáhlejším narušením, ale jedná se většinou o narušení menšího rozsahu. Důvodem pro výskyt narušení pouze menšího rozsahu, by mohla být především menší intenzita tajfunů. Narušení menšího rozsahu jsou předpokladem pro poměrně stabilní a druhově bohaté lesy. Ovšem pro takové závěry není prozatím vyhodnoceno dostatečné množství dat.

## 9 Návrh managementu

Vzhledem k přírodní i kulturní hodnotě území Seoraksanu je důležité chránit toto území jakožto národní park. Nicméně jak bylo již v úvodu této práce naznačeno, pro úspěšnou ochranu území je nutné zvolit vhodný management. Ten by se měl zakládat na pokud možno co nejlepším poznání daného území a jeho dynamiky. Jelikož velmi důležitou roli v dynamice ekosystémů hrají disturbance, je třeba jim věnovat pozornost i při tvorbě managementu NP.

Celkově se lesy zkoumaného území díky svému přirozenému charakteru a rozloze zdají být dlouhodobě stabilními lesními společenstvy s přirozeně fungující obnovou. Veškeré zásahy by mohly mít za důsledek výrazné narušení probíhajících přírodních procesů. V každém případě je však nadále nutné zamezit lesní těžbě. Ta by, vzhledem k často velmi strmým svahům a celkově poměrně náročným přírodním podmínkám ztěžujícím obnovu, mohla mít velmi zásadní dopad. V případě obnažení svahů by mohlo dojít k silné erozi a sesuvům půdy a na některých lokalitách také k obsazení takové plochy bambusem. V každém případě by byla velmi znesnadněna obnova. V případě obsazení plochy bambusem by mohlo dojít ke vzniku stádia blokové sukcese, která by trvala minimálně do doby hromadného kvetení a následného odumření bambusu.

Jako nejvhodnější management pro zdejší primární lesy lze přirozeně považovat bezzásahovost, proto je nutné zmínit, že naprostá bezzásahovost není v tomto NP v současnosti proveditelná. Důvodem je možnost výskytu požárů. Zatímco v sekundárních lesích sousedících s NP, jsou požáry relativně časté, v primárních lesích horských oblastí nejsou požáry většího rozsahu přirozenou součástí dynamiky lesních ekosystémů. Z těchto důvodů je v NP v současnosti praktikován úspěšně management směřující k úplnému potlačení požárů (KNPAR 2006-2007).

Na základě informací o Seoraksanu a na základě našich dosavadních získaných výsledků mám za to, že nejvhodnějším managementem ochrany pro NP Seoraksan je režim s pouze minimálními nezbytnými lidskými zásahy.

## **10 Závěr**

Přirozené lesy jsou dnes naprosto neocenitelnou součástí krajiny a v mnohém naprosto nepostradatelné. Mimo všech významných funkcí které plní mají také nesmírnou hodnotu jakožto studnice informací pro vědecké studium. I přes nespornou cennost těchto lesů se však stávají neustále vzácnější svou rozlohou a výskytem. Pro úspěšnou ochranu těchto území je nezbytné zabývat se do hloubky jejich studiem a usilovat o co možná nejkomplexnější porozumění fungování daných společenstev. Jedním z klíčových témat takového studia je dynamika lesních ekosystémů. Tu lze považovat především za výsledek působení disturbancí a následných procesů obnovy. Z toho vyplývá, že pro zachování či obnovení přirozené přírodní dynamiky je nezbytné ponechat přirozený vliv disturbancí a následných sukcesních procesů. Prohloubení a ověření znalostí o disturbancích a jejich působení v lesích je zásadní pro získání nových vědeckých poznatků, ale i pro tvorbu vhodného, v praxi úspěšného managementu ochrany.

## 11 Použitá literatura

**ALTMAN, Jan.** Analýza vegetace a růstu dřevin na gradientech nadmořské výšky a zeměpisné šířky ve smíšených doubravách jižní části Korejského poloostrova. České Budějovice, 2007. 49 l., [12] s. obr. příl. s. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta.

**BAKER, William L.** Longterm response of disturbance landscapes to human intervention and global change *Landscape Ecology*. 1995, vol. 10, 3, s. 143-159.

**BAZZAZ, F. A.** *Disturbance and Ecosystems : Components of response*. Berlin : Springer-Verlag, 1983. Characteristics of Populations in Relation to Disturbance in Natural and Man Modified Ecosystems, s. 259-275.

**BLACK, Bryan A.; ABRAMS, Marc D.** Development and application of boundary-line release criteria. *Dendrochronologia*. 2004, vol. 22, 1, s. 31-42.

**BLACK, Bryan A.; ABRAMS, Marc D.** Use of boundary-line growth patterns as a basis for dendroecological release criteria. *Ecological Applications*. 2003, vol. 13, 6, s. 1733-1749.

**BUGMANN, Harald** . Long-term dynamics of mountain forest ecosystems under environmental change .[online]. 2005, [cit. 2011-12-10]. Dostupný z WWW: <[http://alpsknowhow.cipra.org/background\\_topics/mountain\\_forests/pdfs/Bugmann\\_2005.pdf](http://alpsknowhow.cipra.org/background_topics/mountain_forests/pdfs/Bugmann_2005.pdf)>.

**CANHAM, Charles D.; BURBANK, Diane H.** . Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research*. 1994, Vol. 24, 2, s. 337-349.

**CHAVERRI-POLINI, A.** Mountains, biodiversity and conservation. *Unasylva* [online]. 1998, 49, [cit. 2011-12-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.fao.org/docrep/w9300e/w9300e09.htm#mountains>>.

**CHAPIN III, F. Stuart ; MATSON, Pamela A. ; MOONEY, Harold A.** *Principles of Terrestrial Ecology*. New York : Springer-Verlag, 2002. 436 s.

**COOPER, William S.** The fundamental of vegetational change. *Ecology*. 1926, vol 7, 4, s. 391-413.

- COTTLE, Richard ; JOHN, Sian** . *Methods of environmental impact assessment* . 3. Abingdon : Routledge, 2009. Coastal ecology and geomorphology, s. 560
- DALE, Virginia H.**, et al. Climate Change and Forest Disturbances. *Bioscience*. 2001, 9, s. 723-734.
- DARRELL, W. Ross, et al.** *Forest Health Restoration in South-Central Alaska: A Problem Analysis*. Pacific Northwest Research station : Forest service, 2001. 38 s.
- DOLEŽAL, Jiří, et al.** Tree growth and competition in a post-logging *Quercus mongolica* forest on Mt. Sobaek, South Korea. *Ecological research*. 2009, vol. 24, 2, s. 281-290.
- DRÁPELA, Karel; ZACH, Jan.** *Dendrometrie : Dendrochronologie*. 1. Brno : Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1995. 149 s.
- FORMAN, Richard T.T.; GODRON, Michel.** *Krajinná ekologie*. Přel.. J. Těšitel, P. Hanousek, I. Hanousková, V. Kremsa, H. Rambousková, Z. Štěrbáček. Praha : Academia, 1993. 583 s. Orig.: *Landscape ecology* , Wiley & Sons, Inc. 1986.
- FRANKLIN, Jerry E.; FORMAN, Richard T. T.** Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*. 1987, vol. 1, 1, s. 5-18.
- FRAWER, Shawn; WHITE, Alan S.** Identifying growth releases in dendrochronological studies of forest disturbance. *Can. J. For. Res.*. 2005, vol. 35, 7, s. 1648-1656.
- FRELICH, Lee E.** . *Forest dynamics and disturbance regimes*. Cambridge : Cambridge University Press, 2002. 280 s.
- GODRON, Michel; FORMAN, Richard T. T.** *Disturbance and Ecosystems : Components of Response*. Berlin : Springer-Verlag, 1983. Landscape Modification and Changing Ecological Characteristics, s. 12-28.
- Grime, J. P.** *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, Wiley, 1979. 221 s., Cit in Grime, J. P. *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. 2nd ed. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, 2001. 417 s.
- HARMON, M. E.; BRATTON, S. P.; WHITE, P. S.** Disturbance and vegetation response in relation to environmental gradients in the Great Smoky Mountains. *Vegetatio*. 1983, vol. 55, 3, s. 129-139.
- JONÁŠOVÁ, Magda.** Vítř a kůrovec obnovují horské smrčiny. *Šumava*. 2008, s. 4-7.



**KAMIJO, Takashi, et al.** Primary Succession of the warm-temperate Broad-Leaved Forest on a Volcanic Island Miake-Jima, Japan. *In Dynamics of Temperate Forests*. E. O. Box, T. Nakashizuka & A. Fisher. Uppsala : Opulus Press, 2002. s. 77-97.

**KIMMINS, J. P.** *Forest Ecology*. New York : Macmillan Publishing Company, 1987. 571 s.

**Korean Overseas Information Service (KOIS 1997).** *Korea : data a fakta*. Marta Bušková. Praha : Krigl, 1997. 199 s.

**Korean Overseas Information Service (KOIS).** *Handbook of Korea*. Seoul : Hollym, 2003. 671 s.

**KUENNECKE, Bernd H.** *Temperate forest biomes*. London : Greenwood Press, 2008. 194 s.

**KULAKOWSKI, Dominik; BEBI, Peter.** Range of Variability of unmanaged subalpine forests. *Forum für Wissen*. 2004, s. 47-54.

**LEE, Byungdoo, et al.** Estimation of fire severity by use of Landsat TM images and its relevance to vegetation and topography in the 2000 Samcheok forest fire. *Journal of forest research*. 2008, vol. 13, 4, s. 197-204.

**LIPSKÝ, Zdeněk.** *Krajinná ekologie : pro studenty geografických oborů*. Praha : Karolinum, 1999. 129 s.

**LORIMER, Craig G.; FRELICH, Lee E.** A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research*. 1989, vol. 19, 5, s. 651-663.

**MCCANN, Kevin Shear** . The diversity–stability debate. *Nature*. 2000, 405, 6783, s. 228-233.

**MORI, Akira S.** . Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*. 2011, vol. 48, 2, s. 280-292.

**NOWACKI, Gregory J. ; ABRAMS, Marc D.** Radial-Growth Averaging Criteria For Reconstructing Disturbance Histories From Presettlement-Origin Oaks. *Ecological Monographs*. 1997, Vol. 67, No. 2, s. 225–249.

**OLIVER, Chadwick D.; LARSON, Bruce C.** *Forest Stand Dynamics* : Update Edition. New York : Wiley, 1996. 520 s. Cit in RENTCH, James S.; FAJVAN, Mary Ann; HICKS, Ray R. Spatial and Temporal Disturbance Characteristics of Oak-Dominated Old-Growth Stands in the Central Hardwood Forest Region. *Forest Science*. 2003, vol. 49, 5, s. 778-789.

**PICKETT, Steward T.A.; WHITE, Peter S.** *The Ecology of Natural disturbance and patch dynamics*. San Diego : Academic Press, 1985. Natural disturbance and patch dynamics, s. 3-13.

**PRICE, M.F.** . Mountains: globally important ecosystems. *Unasylva* [online]. 1998, 49, [cit. 2011-12-10]. Dostupný z WWW: <<http://www.fao.org/docrep/w9300e/w9300e03.htm#mountains:globallyimportantecosystems>>.

**PRICE, M.F.; BUTT, N.** *Forests in sustainable mountain development: a state of knowledge report for 2000 : Task Force on Forests in Sustainable Mountain Development*. Wallingford : CABI Publishing, 2000. Mountain Forests: Location, Characteristics and Trends, s. 1-3.

**PYNE, Stephen J.; ANDREWS, Patricia L. ; LAVEN, Richard D.** *Introduction to wildland fire*. 2nd ed. New York : Wiley, 1996. 773 s.

**QUINE, Christopher P.; GARDINER, Barry A.** *Plant Disturbance Ecology* : The Process and the Response. London : Academic, 2007. Understanding How the Interaction of Wind and Trees Results in Wind-throw, Stem Break-age, and Canopy Gap Formation, s. 103-155.

**RAUP, Hugh M.** . Botanical problem in boreal America. *The Botanical review*. 1941, vol. 7, 4, s. 147-248. Cit in **WHITE, Peter S.; JENTSCH, Anke.** *Progress in Botany*. Berlin : Springer-Verlag , 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics, s. 399-450.

**RENTCH, James S.; FAJVAN, Mary Ann; HICKS, Ray R.** Spatial and Temporal Disturbance Characteristics of Oak-Dominated Old-Growth Stands in the Central Hardwood Forest Region. *Forest Science*. 2003, vol. 49, 5, s. 778-789.

**ROMME, William H. ; KNIGHT, Dennis H.** . Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology*. 1981, vol. 62, 2, s. 319-326 .

- RUBINO, Darrin L.; MCCARTHY, Brian C.** Comparative analysis of dendroecological methods used to assess disturbance events. *Dendrochronologia* . 2004, vol. 21, 3, s. 97-115.
- RUNKLE, James S.** *The Ecology of Natural disturbance and patch dynamics*. San Diego : Academic Press, 1985. Disturbance Regimes in Temperate Forest, s. 17-33.
- SAVILL, Evans P.; AUCLAIR, J. D.; FALCK, J.** *Plantation silviculture in Europe*. Oxford, New York, Tokyo : OxfordUniversity Press, 1997. 297 s. Cit in **VALINGER, Erik; FRIDMAN, Jonas**. Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*. 2011, vol. 262, 3, s. 398-403.
- SCHWEINGRUBER, Fritz Hans.** *Principles of dendrochronology*. [s.l.] : [s.n.], 1995. 57 s.
- SIMON, Jaroslav; KADLEC, Jaroslav.** Přírodní poměry a lesnictví Korejské republiky. *Lesnická práce*. 2010, 89, 12, s. 32-33.
- SMITH, R.L.** *Ecology and field biology*. Ed. 5. New York : Harper Collins College Publishers, 1996 p. 31. Cit in
- SOUSA, Wayne P.** THE ROLE OF DISTURBANCE IN NATURAL COMMUNITIES . *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1984, 1, s. 353-391.
- SPLECHTNA, Bernhard E.; GRATZER, Georg; BLACK, Bryan A.** Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science*. 2005, vol. 16, 5, s. 511-522.
- SPURR, Stephen H.; BARNES, Burton V.** *Forest ecology*. New York : Ronald, 1973. 571 s.
- STORCH, David.** O katastrofách malých a velkých. *Vesmír*. 1998, 77, s. 558.
- THOMPSON, Ian, et al.** *Forest resilience, biodiversity, and climate change : A Synthesis of the Biodiversity/Resilience/ Stability Relationship in Forest Ecosystems*. Montreal : Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2009. 67 s. Technical Series,
- TURNER, Monica G., et al.** Predicting the spread of distur-bance across heterogeneous landscapes turner. *Oikos*. 1989, 55, s. 121-129. Cit in **WHITE, Peter S.; JENTSCH, Anke**.

*Progress in Botany*. Berlin : Springer-Verlag , 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics, s. 399-450.

**TURNER, Monica G., et al.** Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystem*. 1998, vol. 1, 6, s. 511–523.

**VAN WAGNER, C. E.** *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. New York : J. Wiley, 1983. Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands, s. 65-80.

**WHITE, PETER S.** Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *The botanical review*. 1979, 45, s. 230-299.

**WHITE, Peter S.; JENTSCH, Anke.** *Progress in Botany*. Berlin : Springer-Verlag , 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics, s. 399-450.

### **Interenetové zdroje**

*CIA* [online]. 2011 [cit. 2011-11-27]. CIA - The World Factbook. Dostupné z WWW: <<https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/ks.html>>.

*Climate and Temperature Information* [online]. 2011 [cit. 2011-12-05]. South Korea Climate Information. Dostupné z WWW: <<http://www.climateemp.info/south-korea/>>.

*Korea Meteorological Administration* [online]. [cit. 2011-11-29]. Climate monitoring. Dostupné z WWW: <[http://web.kma.go.kr/eng/biz/climate\\_01.jsp](http://web.kma.go.kr/eng/biz/climate_01.jsp)>.

*Korea National Park Service* [online]. [cit. 2011-11-29]. Korea National Park. Dostupné z WWW: <<http://english.knps.or.kr/Knp/Seoraksan/Intro/Introduction.aspx?MenuNum=1&Submenu=Npp>>.

*Ministry of environment* [online]. [cit. 2011-12-14]. Seoraksan National Park . Dostupné z WWW:

<[http://eng.me.go.kr/content.do?method=moveContent&menuCode=res\\_tou\\_pak\\_kor\\_seoraksan](http://eng.me.go.kr/content.do?method=moveContent&menuCode=res_tou_pak_kor_seoraksan)>.

*Ministry of Environment* [online]. 2011 (**EYB 2011**) [cit. 2011-12-14]. Environmental Statistics Yearbook 2010. Dostupné z WWW:

<[http://eng.me.go.kr/board.do?method=view&docSeq=9348&bbsCode=law\\_law\\_statistics&Page=1&searchType=&searchText=](http://eng.me.go.kr/board.do?method=view&docSeq=9348&bbsCode=law_law_statistics&Page=1&searchType=&searchText=)>.

*National Parks of Korea (KNPAR 2006-2007)* [online]. 2006-2007 [cit. 2011-12-14]. KNPS Annual Report. Dostupné z WWW:

<<http://english.knps.or.kr/Archive/ParkArchive/Default.aspx?MenuNum=4&Submenu=PhotoPds&Thirdmenu=Promotions>>.

*Paforum : National Parks (SKNP)* [online]. [cit. 2011-12-14]. Paforum. Dostupné z WWW:

<[http://www.paforum.or.kr/area/area.html?cate\\_idx=2](http://www.paforum.or.kr/area/area.html?cate_idx=2)>.

*Paforum : Baekdu Daegan Mountain Reserve (BMR)* [online]. [cit. 2011-12-14]. Paforum.

Dostupné z WWW: <[http://www.paforum.or.kr/area/area.html?cate\\_idx=2](http://www.paforum.or.kr/area/area.html?cate_idx=2)>.

**Wikipedia.org** - General map of South Korea. 2008 [cit. 2011-12-14]. Dostupné z WWW:

<[http://commons.wikimedia.org/wiki/File:General\\_map\\_of\\_South\\_Korea.png](http://commons.wikimedia.org/wiki/File:General_map_of_South_Korea.png)>.

## 12 Přílohy



Obr. 2: Koryto v horní úrovni řeky v NP Seorkasan během jarního období.



Obr. 3: Koryto řeky v horní úrovni toku v NP Hallasan během jarního období.





Obr. 6: Lesy v horních partiích NP Seoraksan s hlavní dominantou - dub *Quercus mongolica* a jedle *Abies nephrolepis*.



Obr. 7: Lesy v horních partiích NP Seoraksan. Dominanta - dub *Q. mongolica*.



Obr. 8: Les v horních partiích NP Seoraksan s koryty.



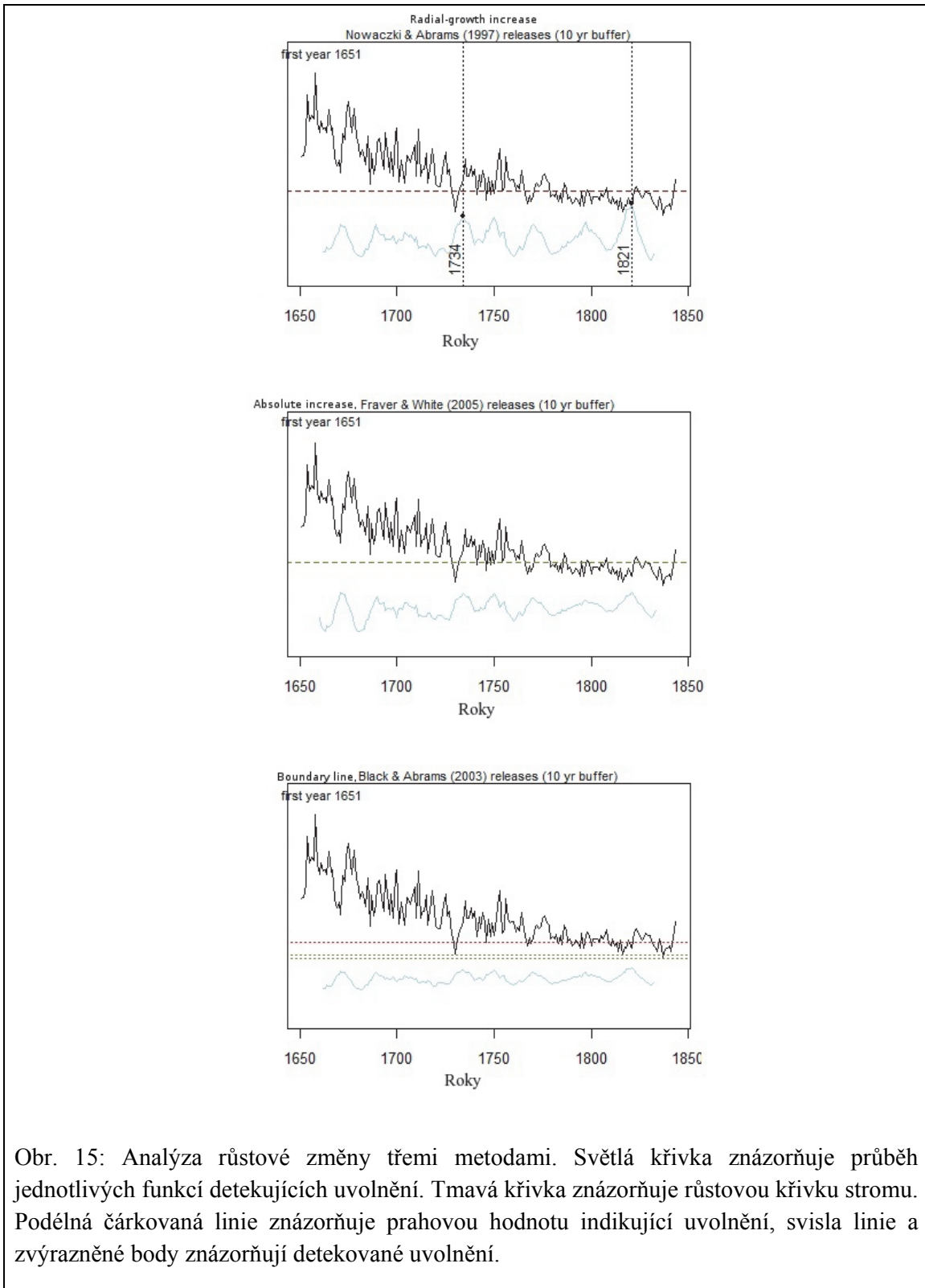


Obr. 9: Lesy v NP Seoraksan ve středních partiích.



Obr. 10: Sesuv půdy v NP Seoraksan.





Obr. 15: Analýza růstové změny třemi metodami. Světlá křivka znázorňuje průběh jednotlivých funkcí detekujících uvolnění. Tmavá křivka znázorňuje růstovou křivku stromu. Podélná čárkovaná linie znázorňuje prahovou hodnotu indikující uvolnění, svislá linie a zvýrazněné body znázorňují detekované uvolnění.

