



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

Scuola di Agraria

Corso di Laurea Magistrale in

SCIENZE E TECNOLOGIE DEI SISTEMI FORESTALI

(Classe LM-73 - Classe Delle Lauree In Scienze e Tecnologie Forestali e Ambientali)

Materia della tesi: Inventari Forestali e Telerilevamento

Monitoraggio dei disturbi agli ecosistemi forestali tramite telerilevamento ottico multitemporale

Relatore

Gherardo Chirici

Correlatore

Raffaello Pegna

Candidata

Erica Mazza

Anno Accademico 2016/2017

INDICE

1. Introduzione.....	2
1.1. <i>Importanza delle foreste.</i>	2
1.2. <i>I disturbi alle superfici forestali.</i>	4
1.3. <i>Il ruolo del telerilevamento.</i>	9
1.3.1. Introduzione al telerilevamento.	9
1.3.2. I satelliti Landsat.	12
1.3.3. Il telerilevamento per il monitoraggio dei disturbi alle superfici forestali.	16
2. Materiali e Metodi.	23
2.1. <i>Materiali.</i>	23
2.1.1. Definizione dell'area di studio.	23
2.1.2. Le immagini Landsat utilizzate.	25
2.1.3. Pretrattamento delle immagini.....	26
2.1.4. La maschera del bosco.....	27
2.1.5. La maschera delle nuvole.	28
2.1.6. L'Inventario Forestale Toscano.	28
2.2. <i>Metodi.</i>	29
2.2.1. Fotointerpretazione.....	29
2.2.2. Mascheramento delle nuvole.	33
2.2.3. Integrazione del database con indicazione della tipologia forestale.....	35
2.2.4. Calcolo degli indici.....	35
2.2.5. Estrazione delle statistiche per poligono.	37
2.2.6. Elaborazione delle statistiche dei dati Landsat.....	37
3. Risultati.....	39
3.1. <i>Mappatura delle tagliate.</i>	39
3.1.1. Quantificazione del campione.	39
3.1.2. Estrazione delle firme spettrali.	42
3.2. <i>Comportamento delle aree tagliate.</i>	46
3.2.1. Confronto delle bande.	46
3.2.2. Confronto degli indici.....	51
4. Conclusione.	56
BIBLIOGRAFIA.....	58

1. Introduzione

1.1. Importanza delle foreste.

Le foreste coprono il 30,6% della superficie globale (FAO 2015), e costituiscono un ecosistema che fornisce molteplici servizi e beni per la collettività. La loro importanza può essere riassunta in quattro punti principali: assorbono e stoccano il carbonio, creano un habitat fondamentale per la conservazione della biodiversità, assicurano la protezione del suolo e delle acque e rappresentano una importante risorsa per la sopravvivenza delle popolazioni (FAO 2015).

Figura 1.1-1: Bosco di faggi a Vallombrosa (FI)



In Europa le foreste coprono 215 milioni di ettari, cioè il 33% della superficie complessiva del territorio, in continua crescita a partire dagli anni Novanta (FOREST EUROPE 2015). Il ruolo che rivestono queste foreste è fondamentale per garantire il benessere della società europea, e altrettanto importante è il loro mantenimento in buona salute. Esse infatti forniscono cibo, acqua, energia, beni materiali e benefici immateriali, ma giocano allo stesso tempo un ruolo chiave nella protezione degli esseri umani e delle infrastrutture dai rischi di origine naturale ed antropica, quali l'inquinamento, le frane, le valanghe e le inondazioni (FOREST EUROPE 2015). Inoltre, svolgono una funzione attiva nella mitigazione dei cambiamenti climatici, che al giorno d'oggi costituiscono anche la maggiore minaccia per la loro salute e per la loro vitalità (FOREST EUROPE 2015). In quest'ottica sono essenziali il monitoraggio e la ricerca, per aumentare le conoscenze sullo stato delle foreste e sulla loro risposta alle variazioni climatiche; una gestione che ne massimizzi la resilienza, può far sì che si possano riprendere più rapidamente dai danni e dalle malattie a cui potrebbero andare incontro (FOREST EUROPE 2015). Proteggere le foreste, però, non significa necessariamente non effettuare utilizzazioni: esse rappresentano una fonte di lavoro e di reddito in quanto l'Europa è uno dei maggiori produttori ed esportatori di legname del mondo, e la transizione verso la green economy è in grado di fornire importanti opportunità al settore forestale quali un maggiore sviluppo e una crescita sostenibile, indissolubilmente legate ad un miglioramento delle condizioni di lavoro (FOREST EUROPE 2015).

La superficie coperta dalle foreste in Italia è stata stimata in 10.467.533 di ettari, di cui l'83.7% risponde alla definizione di "bosco"¹ e il 16.3% alla definizione di "altre terre boscate"² (INFC 2005). Queste cifre corrispondono a circa il trenta per cento, in espansione, della superficie nazionale e al cinque per cento della superficie forestale totale europea, conferendo all'Italia il sesto posto nella classifica dei Paesi europei con la maggior estensione forestale (FAO 2005). Questi boschi, come rappresentato dal cartogramma in Figura 1.1-2, occupano prevalentemente le due catene montuose italiane principali: le Alpi, estese da

Figura 1.1-2: Cartogramma dei boschi italiani



ovest a est, e gli Appennini, che vanno da nord a sud. Le categorie forestali più diffuse sono i Querceti (di rovere, roverella e farnia), le Faggete e i Boschi di Cerro, Farnetto, Fragno e Vallonea, categorie inventariali che superano ciascuna il milione di ettari (INFC 2005). Eccetto per le zone alpine, dominano le latifoglie. L' 80,9% dei boschi italiani è interessato da vincolo idrogeologico, e l' 81,3% risulta disponibile al prelievo legnoso (INFC 2005). Complessivamente questi boschi sono densi o molto densi: dal punto di vista della gestione, i cedui sono il 41,8% (prevalentemente matricinati) e le fustaie il 36,1% (INFC 2005). Il 69,2% ha origine seminaturale (cioè condizionata da attività selvicolturali), il 15,4% è di origine naturale, e del rimanente 9,1% non si hanno notizie certe al riguardo (INFC 2005).

I boschi toscani occupano una superficie di 1.151.539 ettari, rendendo la Regione seconda soltanto alla Sardegna, e il coefficiente di boscosità è superiore alla media nazionale (INFC 2005). L' 80% della superficie forestale toscana è di proprietà privata, prevalentemente governata come ceduo. Le richieste di utilizzazione di questi boschi rappresentano la maggior parte degli interventi

¹ Territorio con copertura arborea maggiore del 10% su un'estensione maggiore di 0,5 ha. Gli alberi devono poter raggiungere un'altezza minima di 5 m a maturità in situ. Può trattarsi di formazioni chiuse o aperte. Soprassuoli forestali giovani, anche se derivati da piantagione, o aree temporaneamente scoperte per cause naturali o per l'intervento dell'uomo, ma suscettibili di ricopertura a breve termine secondo i requisiti sopra indicati, sono inclusi nella definizione di bosco. Sono inoltre inclusi: vivai forestali e arboreti da seme (che costituiscono parte integrante del bosco); strade forestali, fratte tagliate, fasce tagliafuoco e altre piccole aperture del bosco; boschi inclusi in parchi nazionali, riserve naturali e altre aree protette; barriere frangivento e fasce boscate di larghezza superiore a 20 m, purché maggiori di 0,5 ha. Sono incluse anche le piantagioni finalizzate a scopi forestali comprese quelle di alberi da gomma e le sugherete.

² Territorio con copertura arborea del 5-10% di alberi in grado di raggiungere un'altezza minima di 5 m a maturità in situ oppure territorio con una copertura maggiore del 10% costituita da alberi che non raggiungono un'altezza di 5 m a maturità in situ o da arbusti e cespugli.

effettuati, ma sono frequenti anche casi di tagli di avviamento ad alto fusto e diradamenti di fustaia (AMORINI 2009). Del restante 20%, che è di proprietà pubblica, si stima che il 77,7% sia costituito da fustaie e cedui di età maggiore di 50 anni, mentre il 21,9% sia formato da cedui in prevalenza invecchiati, gestiti in funzione di un aumento della biomassa forestale: in tal modo sarebbe possibile aumentare la funzionalità di ecosistemi forestali semplificati (RUSTICI 2009). con una minore presenza di proprietà comunali e provinciali a favore di proprietà statali. I dati dell'INFC non permettono di scendere ad una scala di dettaglio inferiore alla scala regionale, ma uno studio (CIANCIO e NOCENTINI 2002) sulla composizione specifica dei boschi cedui afferma che il 40% sono cedui misti, il 15% sono cedui di castagno e il 14% cedui di cerro. Il ceduo è la forma di governo prevalente, ma non mancano fustaie ove le condizioni ambientali e socio-economiche lo consentano. Le province toscane con la maggior superficie forestale sono Grosseto (19,5%), Siena (17,5%), Firenze (17%) e Arezzo (16%) (AMORINI 2009).

Storicamente, in Toscana, le funzioni principalmente riconosciute al bosco erano la produzione di legna da ardere, carbone e paleria. Oggi, il principale assortimento legnoso ricavato è la legna da ardere, anche se assumono rilevanza la paleria e i prodotti per lavori di "segagione" ottenuti da soprassuoli di castagno (AMORINI 2009). Le foreste toscane hanno, in alcuni casi, valore culturale: all'interno della foresta di Vallombrosa, tradizionalmente coltivata dai monaci che lì hanno un convento, è stata istituita nel 1869 la prima scuola forestale d'Italia (HOFMANN e PERULLI 2000). Oltre a questa, sono importanti le Foreste Casentinesi, con l'eremo di Camaldoli, le Foreste Pistoiesi (Abetone, Melo, Maresca, Acquerino-Collina, dove si assiste a imponenti popolamenti), i boschi di San Rossore (possedimenti prima granducali, poi reali ed infine presidenziali) e quelli della Maremma, profondamente segnati dall'azione umana (HOFMANN e PERULLI 2000). Il valore dei boschi della Toscana è riconosciuto dalla Legge Regionale N° 39/2000 "Legge Forestale della Toscana", che riconosce il bosco come bene di rilevante interesse pubblico avente una pluralità di funzioni e ne persegue la conservazione e la valorizzazione economica in un'ottica di gestione forestale sostenibile.

1.2. I disturbi alle superfici forestali.

Come già affermato in precedenza (par. 1.1), la funzione storicamente attribuita al bosco in Toscana è quella produttiva. Oggi questa funzione conserva la sua importanza con oltre 1300 imprese boschive presenti sul territorio, con la costruzione di impianti legno-energia, con una produzione castanicola di eccellenza (due produzioni di castagne certificate IGP, una DOP e due certificazioni DOP per la farina di castagne), con investimenti e innovazione tecnologica

nell'attività selvicolturale e con una forte adesione alle misure forestali del Piano di Sviluppo Rurale (GREENREPORT 2016).

Perché il bosco possa espletare la sua funzione produttiva è necessario un intervento dell'uomo, che generalmente si esplica con interventi selvicolturali di diversa tipologia, che prevedono il prelievo del materiale legnoso attraverso delle utilizzazioni. Per quanto riguarda la proprietà privata ogni anno le richieste di utilizzazione interessano all'incirca il 2% della superficie boscata: la maggioranza di queste richieste riguarda interventi di taglio del ceduo (semplice, a sterzo, composto, coniferato, diradamento nel ceduo e avviamento all'alto fusto), ma in misura minore sono presenti anche richieste di interventi su fustaie e su castagneti (AMORINI 2009). Per quanto riguarda la proprietà pubblica, invece, gli interventi effettuati riguardano all'incirca l'1,7% (al netto delle aree non forestali), e consistono soprattutto nel diradamento di fustaie; percentuali più basse di superfici boscate sono soggette al taglio di boschi cedui e ad interventi di conversione all'alto fusto (RUSTICI 2009).

In generale, modifiche alla copertura del suolo provocano alterazioni delle sue proprietà fisiche, dell'intercettazione delle acque e dei relativi tassi di infiltrazione. Questo comporta variazioni significative alla scala di bacino nel ciclo idrologico ed interferenze con i fenomeni erosivi, col trasporto solido e con le caratteristiche del deflusso in generale, determinando così problemi di protezione idrogeologica quali frane e valanghe (PIUSSI 2015). Delle ricerche compiute negli anni Ottanta (BOSCH 1982) hanno affermato che la riduzione della copertura boschiva aumenta i deflussi, mentre il cambio dell'uso del suolo verso il bosco li riduce; questo fenomeno agisce sia a scala molto grande (intero soprassuolo) che a scala molto piccola (singolo albero) (PIUSSI 2015). Altri effetti sono legati alla decomposizione della lettiera e alla perdita di nutrienti del suolo: il primo effetto viene accelerato per effetto meccanico e termico, perché in assenza di alberi le temperature sono più elevate, mentre il secondo è dovuto all'effetto del dilavamento dovuto ai maggiori deflussi (PIUSSI 2015). Infine, l'effetto dei disturbi sulla biodiversità è spesso positivo: la presenza di un mosaico di piccole superfici di età e struttura diversa porta ad un aumento della diversità del paesaggio, mentre la presenza di condizioni ambientali diverse permette la coesistenza di un maggior numero di specie vegetali e animali (PIUSSI 2015).

Figura 1.2-1: Ceduo matricinato di faggio



L'intensità degli effetti sopracitati dipende principalmente dall'intensità del taglio e dal trattamento selvicolturale applicato. La selvicoltura, infatti, è ascrivibile ad un disturbo volontario programmato. A proposito della selvicoltura, cito testualmente Piussi (2015) "non è necessaria all'esistenza della foresta, mentre è necessaria [omissis] ... all'uomo che dalla foresta vuole ottenere determinati vantaggi costituiti da beni e servizi". Essa viene messa in pratica eliminando alberi e prelevando legno per favorire la crescita di altre piante, oppure intervenendo con opere di rimboschimento. Questi interventi umani accelerano i processi naturali: la *martellata*, cioè la scelta degli alberi da abbattere, orienta il rapporto di concorrenza delle piante presenti nel soprassuolo in favore di alcuni individui (o gruppi di individui) (PIUSSI 2015). A seconda dei criteri utilizzati e del momento in cui avviene il taglio e anche del modo con cui si effettua l'operazione, possono essere classificate numerose tipologie di interventi selvicolturali. Proprio a causa di questi diversi tipi di possibili operazioni il disturbo subito dal bosco ed il relativo impatto sull'ecosistema possono essere di varietà e di intensità diversa, in quanto si va dalla completa asportazione del soprassuolo (taglio raso) a una simulazione dei processi naturali (selvicoltura naturalistica) (PIUSSI 2015).

Il *taglio raso*, cioè l'abbattimento di tutte le piante presenti su una determinata superficie, viene applicato come trattamento sia nei boschi cedui che nelle fustaie: può determinare fenomeni di erosione idrica soprattutto nelle zone di montagna, o di erosione eolica dove i suoli sono sabbiosi (PIUSSI 2015). Inoltre, con l'asportazione del soprassuolo, il suolo viene esposto ai raggi solari, e questo comporta il raggiungimento di alte temperature durante il giorno e un'escursione termica superiore a quella che ci sarebbe in presenza di bosco. Si verificano anche altri fenomeni quali l'azzeramento della traspirazione da parte delle piante e un forte aumento della turbolenza dell'aria che porta ad una diminuzione, in valore assoluto, del tasso di umidità (PIUSSI 2015).

Il soprassuolo può anche essere oggetto di un trattamento irregolare, con operazioni quali i tagli successivi, il *taglio di curazione* o il *taglio saltuario*. Questi comportano l'asportazione di una parte degli alberi, senza che il terreno rimanga scoperto: per questo in un soprassuolo eterogeneo e multiplano la luce può continuare a distribuirsi sulle chiome degli alberi a tutte le altezze permettendo il naturale proseguimento della fotosintesi (PIUSSI 2015). Inoltre la stratificazione ostacola l'afflusso della radiazione al suolo, riduce la circolazione dell'aria, attenua gli estremi termici e non determina effetti sul bilancio idrico (PIUSSI 2015).

Anche la ricolonizzazione di coltivi abbandonati da parte del bosco ha effetti sull'ecosistema: la ritrovata presenza di specie arboree sul terreno implica una regolazione del deflusso delle acque che limita l'asportazione di sedimenti e porta a un ripristino della fertilità del suolo (ALBERTI 2015). Tutto questo è possibile grazie all'effetto-spugna, cioè un'aumentata capacità del suolo di trattenere acqua dovuta ad un aumento dell'evapotraspirazione e a più elevati

tassi di infiltrazione (ALBERTI 2015). Sono da considerarsi, però, anche gli effetti negativi, quali frane e smottamenti, dell'abbandono delle tradizionali sistemazioni del terreno e delle altre opere dell'uomo necessarie alle coltivazioni (ALBERTI 2015). La ricolonizzazione, tuttavia, comporta un'uniformazione della vegetazione sulle superfici interessate (LASANTA-MARTINEZ 2005), e una riduzione della variabilità del paesaggio (HOCHTL 2005) che può favorire un aumento della frequenza dei disturbi (LLORET 2001). Inoltre, anche la ricchezza della flora e della fauna tende ad abbassarsi determinando una riduzione complessiva della biodiversità (NIEDRIST 2009).

Altri importanti disturbi che interessano le foreste, in particolare quelle toscane, sono gli incendi ed i danni da vento.

Per quanto riguarda gli incendi, più della metà (il 64%) di quelli rilevati sul territorio toscano è di origine dolosa; una percentuale importante (29%) è legata a cause colpose o accidentali; basse percentuali sono relative agli incendi provocati da cause naturali (1%) o non definibili (6%) (MARCHI 2009). Il contesto normativo in cui si inserisce la necessità di mapparli è costituito dalla Legge Nazionale 353/00 e dalla Legge Regionale 39/2000 della Regione Toscana. La Legge 353/2000 prevede la realizzazione, da parte dei Comuni, di un catasto degli incendi che riporti gli eventi verificatisi negli ultimi cinque anni e la loro perimetrazione, per poter apporre il vincolo quindicennale al cambiamento di destinazione d'uso e il vincolo di inedificabilità, di pascolo e di caccia. In Toscana, invece, vige la L. R. 39/2000 che attribuisce alle Province il compito di predisporre l'inventario e la cartografia delle aree incendiate e ai Comuni l'istituzione del catasto dei boschi e pascoli colpiti.

In generale, gli effetti dell'incendio coinvolgono molte delle funzioni del bosco, sia quelle di produzione che di servizi quali quelli ricreativi, e quelli di regimazione dei deflussi per citarne soltanto alcuni; queste funzioni non possono essere più svolte fino alla ricostituzione della copertura forestale (PACI 2004). Le fiamme, infatti, bruciano sia la parte epigea delle piante, distruggendola, che la parte superficiale del suolo, con effetti più o meno distruttivi a seconda del regime dell'incendio (PACI 2004). Esse, inoltre, provocano lo shock termico necessario alla germinazione dei semi delle piante pirofite e all'apertura dei coni serotini (di *Pinus halepensis* e di *Pinus pinaster*) (PACI 2004). La cenere ha il duplice effetto di inibire la germinazione di molte specie mediterranee (tra cui *Cistus salvifolius* e *Cistus creticus*) e di favorirla in altre, come la *Rhus coriaria* (PACI 2004). Anche i composti chimici rilasciati dal legno carbonizzato (KEELEY 1985) e dal fumo (PACI 2004) sono in grado di favorire la germinazione di alcune specie. Il fuoco, inoltre, rappresenta un fattore fondamentale per la modellazione degli ecosistemi dominati da piante sempreverdi sclerofille (SARACINO 2004).

L'intensità del disturbo è descritta dalla definizione del regime dell'incendio: in essa sono contenute le caratteristiche e gli effetti prodotti. Andando per ordine, incendi non letali per la vegetazione dominante non modificano la struttura del soprassuolo; incendi che uccidono la porzione epigea la alterano; incendi misti determinano una mortalità selettiva della vegetazione dominante (SARACINO 2004). Dopo l'incendio, il soprassuolo viene ricostituito mediante ricacci e germinazione di semi, e i tempi di ripristino delle funzioni paesaggistiche e turistico-ricreative sono diversi rispetto a quelli per il ripristino delle funzioni di regimazione dei deflussi e della funzione produttiva (BERNETTI 2014).

Anche il vento, come l'incendio, ha effetti sia positivi che negativi sul bosco. Ne aiuta la diffusione spontanea come vettore per l'impollinazione e per la disseminazione anemocora e ne fissa i limiti, sia topografici che geografici. Ha conseguenze sulla fisiologia, accelerando gli scambi gassosi, e sulla fisionomia delle piante, influenzandone la forma; può, però, anche danneggiarle, più o meno gravemente. I danni da vento, storicamente, hanno sempre colpito le foreste europee e nell'ultimo secolo la loro intensità è aumentata di molto a causa dei cambiamenti climatici e della grande espansione delle foreste; per questo oggi tali danni sono responsabili di più del 50% della superficie forestale interessata dai disturbi in generale (GARDINER 2010). L'impatto consueto del vento è a piccola scala: colpisce piante singole e gruppi di individui, accrescendo la diversità strutturale del bosco e la quantità di legno morto a terra (PACI 2004). Quando la velocità del vento è elevata, può determinare disseccamento delle foglie, delle gemme e dei germogli, ed eccessive perdite di acqua dal suolo; abbassando la temperatura della foglia, può avere anche un effetto di riduzione della traspirazione (PACI 2004). L'aumentare della magnitudine delle tempeste di vento ha portato a colpire vaste superfici danneggiandone il paesaggio e la stabilità dei soprassuoli. In alcuni casi, ha perfino distrutto l'economia dei proprietari forestali di queste zone perché negli anni successivi il danno è risultato considerevolmente accresciuto dalla presenza di infestazioni di insetti (PACI 2004).

In Toscana l'evento più importante si è verificato tra la sera del 4 e la mattina del 5 marzo 2015, quando si sono alzati venti di burrasca con picchi di oltre 165km/h e raffiche di fortunale e di uragano (GOZZINI 2015), provocando problemi ai collegamenti e alla circolazione e danni ad edifici, manufatti e alla copertura forestale. Sono stati stimati (CHIRICI 2016) danni su una superficie di 1.127 ha corrispondenti ad un volume di massa legnosa di 331.802 m³, soprattutto in soprassuoli non diradati di Pino nero, di Pino marittimo e di Abete bianco.

1.3. Il ruolo del telerilevamento.

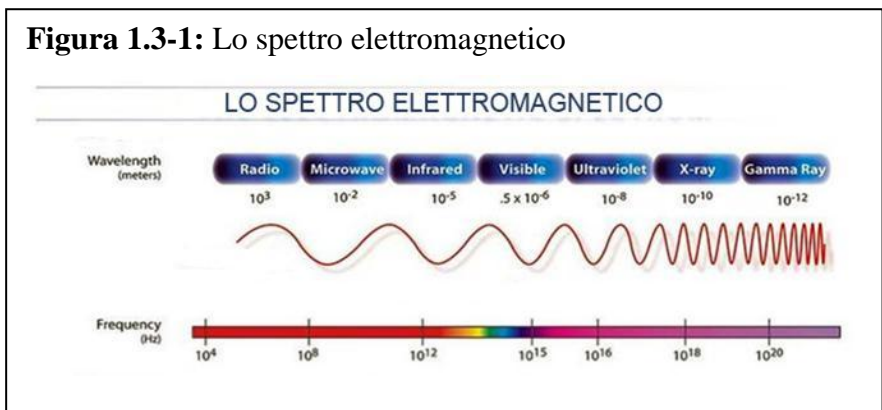
1.3.1. Introduzione al telerilevamento.

Il telerilevamento è l'osservazione, fatta senza contatto diretto, delle proprietà di un oggetto attraverso i segnali elettromagnetici o acustici che esso produce in conseguenza della sua forma e del suo stato fisico, chimico e termodinamico (TRECCANI 1996). Generalmente gli oggetti osservati sono terrestri, e vengono utilizzate differenti piattaforme e tecnologie a seconda delle esigenze.

La tecnologia con cui sono equipaggiate le piattaforme può essere attiva o passiva: nel caso del *telerilevamento attivo* l'osservazione avviene misurando la lunghezza dell'onda riflessa che ritorna alla piattaforma da cui è stata emessa. Nel caso del *telerilevamento passivo*, invece, vengono sfruttati i meccanismi di riflessione e di rifrazione delle onde elettromagnetiche prodotte dal sole che colpiscono la superficie terrestre: queste vengono intercettate dai sensori (scanner) portati dai satelliti e il dato ottenuto è registrato in una matrice. Ogni sensore montato su un satellite acquisisce la radiazione in una determinata lunghezza d'onda; la matrice registra il *digital number*, cioè la percentuale di energia riflessa in quella lunghezza d'onda in seguito all'irraggiamento solare (CHIRICI 2012).

I satelliti passivi sono multispettrali, cioè portano una batteria di sensori, ciascuno sensibile ad una determinata ampiezza dello spettro elettromagnetico (banda): la risoluzione spettrale (radiometrica) è

Figura 1.3-1: Lo spettro elettromagnetico



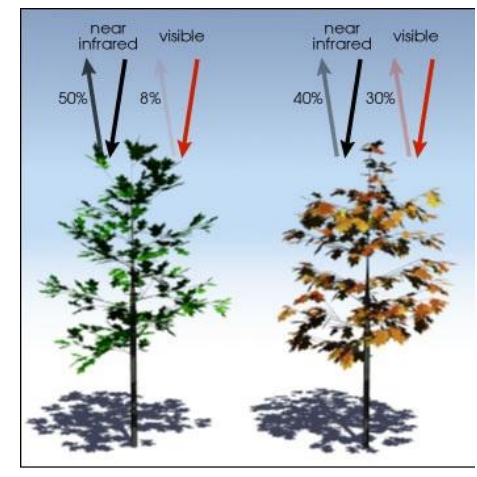
bassa quando il sensore è sensibile ad una maggiore ampiezza dello spettro, e alta quando la sensibilità è relativa ad un'ampiezza minore. Alla risoluzione radiometrica è correlata la risoluzione spaziale (geometrica), cioè la dimensione della superficie terrestre contenuta all'interno di un pixel; la risoluzione geometrica è bassa quando i pixel hanno grandi dimensioni (ordine di grandezza: km) e alta quando hanno piccole dimensioni (ordine di grandezza: decine di m). In particolare, gli scanner necessitano di una energia minima per poter essere attivati: considerando che pixel di dimensioni minori esigono una quantità maggiore di energia, all'aumentare della risoluzione spettrale diminuisce la risoluzione geometrica e vice versa (CHIRICI 2012).

Ogni tipologia di oggetti che copre il terreno interagisce in maniera particolare con la radiazione elettromagnetica e possiede una propria firma spettrale, cioè tipici valori di riflettanza

per ognuna delle bande considerate. Per quanto riguarda la vegetazione, le proprietà spettrali sono correlate alla fotosintesi: infatti, questo processo fondamentale, che sfrutta la luce per produrre carboidrati e rilasciare CO₂, è strettamente legato alla conformazione interna della foglia (TUCKER 1986). Altri fattori che condizionano le proprietà spettrali sono la resistenza stomatica e l'evapotraspirazione (TUCKER 1986).

In particolare, la struttura fogliare è fatta in modo tale da permettere un contatto tra l'atmosfera, che fornisce la CO₂, e le cellule del mesofillo, che contengono l'acqua e garantiscono il mantenimento di un ambiente in cui la radiazione fotosinteticamente attiva (PAR, tra 0,4 e 0,7 μm) può esercitare il suo effetto (TUCKER 1986). Come si può vedere nella Figura 1.3-2, essa interagisce con le cellule delle foglie contenenti i cloroplasti, che sono gli organelli al cui interno avviene la fotosintesi. Solo il 2-3% della PAR è riflesso per effetto dello *scattering*, mentre la restante è assorbita soprattutto dai pigmenti presenti nelle foglie verdi (SALISBURY 1969), che contengono Clorofilla A e B (60-75% dei pigmenti totali) e Carotenoidi (Luteina; 25-35%); l'acqua, invece, risulta trasparente alla PAR, ma assorbe la radiazione nelle lunghezze d'onda comprese tra 1,3 e 2,5 μm (TUCKER 1986).

Figura 1.3-2: Interazione della luce con i pigmenti fotosintetici

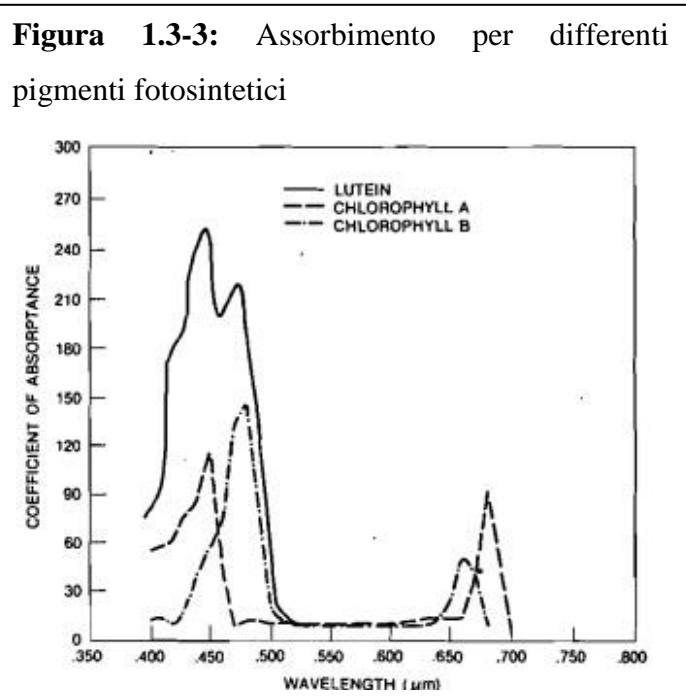


Le proprietà ottiche della vegetazione possono essere riassunte nella Tabella 1.3-1, tenendo presente che i valori di riflettanza dipendono fortemente anche dal tipo di suolo (HUERTE 1984).

Tabella 1.3-1: Regioni spettrali in cui differiscono le proprietà ottiche della vegetazione

Regione	Lunghezza d'onda	Proprietà
visibile	0,40 - 0,50 μm	Forte assorbimento da parte di clorofille e carotenoidi
	0,50 - 0,62 μm	Ridotto assorbimento da parte delle clorofille
	0,62 - 0,70 μm	Forte assorbimento da parte di clorofille e carotenoidi; sensibilità verso la PAR
Infrarosso vicino	0,70 - 0,74 μm	Cessazione del forte assorbimento
	0,74 - 1,10 μm	Minimo assorbimento e <i>scattering</i> all'interno della canopia; sensibilità verso la vegetazione non fotosinteticamente attiva
	1,10 - 1,30 μm	Aumento graduale dell'assorbimento da parte dell'acqua liquida
	1,30 - 2,50 μm	Forte assorbimento da parte dell'acqua

Come si può notare nella Figura 1.3-3, per pigmenti fotosintetici differenti si hanno picchi di assorbimento in regioni diverse dello spettro luminoso (TUCKER 1986). Quando la luce solare interagisce con le foglie, si registrano grandi valori di assorbimento nella PAR e bassi valori di riflettanza nella stessa regione spettrale (TUCKER 1986). L'assorbimento della radiazione solare da parte dei pigmenti fotosintetici è spiegata dalla Legge di Lambert-Beer, che lega la quantità di luce assorbita da un materiale alla sua natura



chimica e alle caratteristiche del mezzo attraversato (IUPAC 1996). Perciò si può affermare che ci sono lunghezze d'onda più sensibili a discriminare la quantità di vegetazione presente nel soprassuolo, e che variazioni della copertura del suolo possono essere espresse da differenti *composite* delle bande Landsat (TUCKER 1979).

Per questi motivi, le dinamiche dei cambiamenti di copertura del suolo variano a seconda di tre situazioni temporali differenti (HUANG 2010):

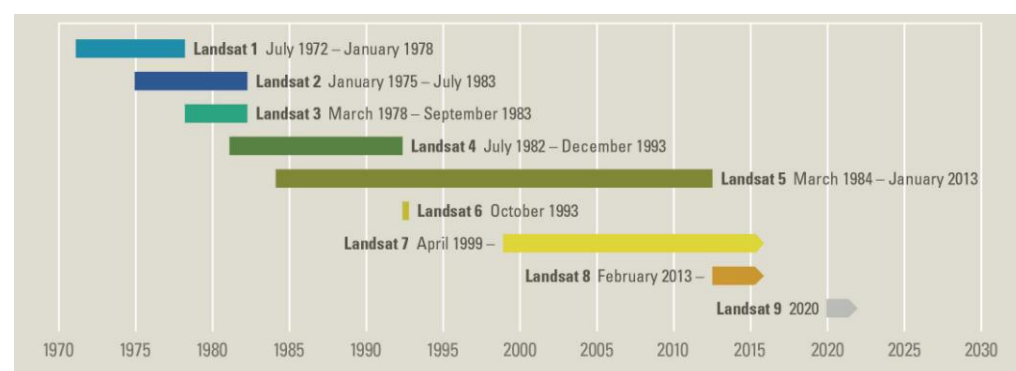
1. bosco indisturbato,
2. bosco disturbato,
3. ripresa della vegetazione.

Nel primo caso, le firme spettrali acquisite durante la stagione vegetativa rimangono relativamente stabili nel bosco, mentre su altre tipologie di vegetazione cambiano a seconda della stagionalità (HUANG 2010). Nel secondo caso, se viene rimosso il soprassuolo, si riscontra un cambiamento improvviso delle firme spettrali con una diminuzione della riflettanza nell'infrarosso e un aumento nella lunghezza d'onda del rosso (HUANG 2010). Nel terzo caso invece, a seconda della tipologia di disturbo verificatosi e della vegetazione presente nel soprassuolo, il cambiamento delle firme spettrali può permanere per più di un anno ed esse variano seguendo una curva di rigenerazione, finché non viene completamente ricostituito il soprassuolo preesistente (HUANG 2010). I cambiamenti nella riflettanza delle diverse lunghezze d'onda è opposto a quello accennato per il caso 2.

1.3.2. I satelliti Landsat.

Landsat è il nome di una costellazione di satelliti statunitensi, inaugurata il 23 luglio 1972 con ETRS1 (*Earth Resources*

Figura 1.3-4: Timeline dei satelliti Landsat



Technology Satellite 1): il primo satellite lanciato nello spazio allo scopo di compiere osservazioni sulle risorse terrestri (SAPERRE 2017). Ad oggi, i satelliti della costellazione Landsat lanciati sono stati otto, come illustrato nella Figura 1.3-4. Essi sono equipaggiati con diverse tipologie di sensori, elencati nella Tabella 1.3-2:

Tabella 1.3-2: Sensori presenti sui satelliti Landsat

Satellite	Data di lancio	Data di fine attività	Sensori
Landsat 1 (ETRS1)	23/07/1972	06/01/1978	RBV ³ , MSS ⁴
Landsat 2	22/01/1975	25/02/1982	RBV, MSS
Landsat 3	05/03/1978	31/03/1983	RBV ⁵ , MSS ⁶
Landsat 4	16/07/1982	14/12/1993	MSS ⁷ , TM ⁸
Landsat 5	01/03/1984	05/03/2013	MSS, TM
Landsat 6	05/10/1993	Orbita non raggiunta	ETM ⁹
Landsat 7	15/10/1999	Ancora attivo	ETM+
Landsat 8	11/02/2013	Ancora attivo	OLI, TIRS
Landsat 9	Previsto nel 2020	-	-

³ Return Beam Vidicon: risoluzione geometrica 80m, su tre bande spettrali: blu-verde (1), arancione-rosso (2) e rosso visibile-infrarosso vicino (3). (USGS 2017)

⁴ Multispectral Scanner: risoluzione geometrica 80m, su quattro bande spettrali: verde visibile (4), rosso visibile (5), infrarosso vicino (6), infrarosso vicino (7). (USGS 2017)

⁵ Return Beam Vidicon: risoluzione geometrica 40m, due camere con risposta spettrale pancromatica. (USGS 2017)

⁶ Multi Spectral Scanner: risoluzione geometrica 80m, su quattro bande spettrali: verde visibile (4), rosso visibile (5), infrarosso vicino (6), infrarosso vicino (7), termico (8). (USGS 2017)

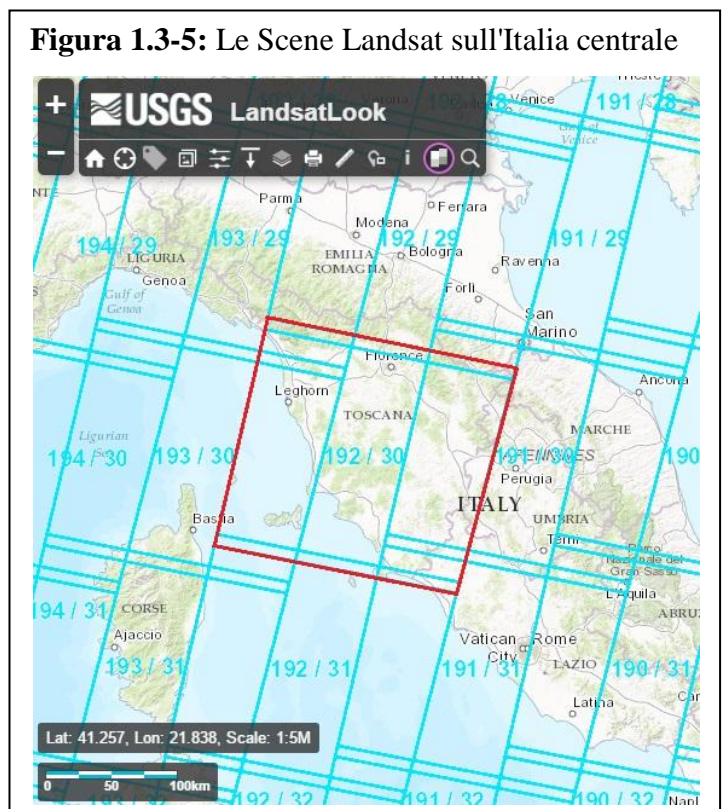
⁷ come Landsat 1 e 2. (USGS 2017)

⁸ Thematic Mapper: risoluzione geometrica 30m (riflessione) - 120m (termico), su sette bande spettrali: visibile (1, 2, 3), infrarosso vicino (4, 5), termico (6), infrarosso medio (7). (USGS 2017)

⁹ Enhanced Thematic Mapper: risoluzione geometrica 30m (riflessione) - 120m (termico) - 15m (pancromatico), su otto bande spettrali: visibile (1, 2, 3), infrarosso vicino (4, 5), termico (6), infrarosso medio (7), pancromatico (8) (USGS 2017)

Le immagini prodotte dai satelliti della serie Landsat sono chiamate "scene", e corrispondono a rettangoli che hanno le dimensioni di 170 x 185 km sulla superficie terrestre (USGS 2017). Il posizionamento delle scene sulla superficie terrestre è fisso, ed ogni scena corrisponde a un'acquisizione di dati da parte del sensore montato sul satellite (USGS 2017). Le scene sono acquisite secondo il Long Term Acquisition Plan (LTAP), che utilizza parametri quali la stagionalità, lo storico della copertura nuvolosa e l'angolo del sole per definire il calendario secondo il quale vengono rilevate le immagini (USGS 2017). Ad esempio, secondo il proprio LTAP, Landsat-8 può acquisire fino a 725 scene al giorno, mentre Landsat-7 ne acquisisce circa 400 (USGS 2017). Sia le scene all'interno della singola strisciata che le strisciate stesse sono sovrapposte, per garantire una copertura totale del suolo e per ridurre le distorsioni che possono avvenire ai margini dell'immagine telerilevata (USGS 2017). Le scene riprese dai satelliti Landsat sono catalogate secondo il criterio denominato "Worldwide Reference System" (WRS): il WRS-1 era utilizzato nelle missioni Landsat 1, 2 e 3, mentre per le missioni Landsat 4, 5, 7 e 8 viene utilizzato il WRS-2 (USGS 2017). Questa catalogazione fornisce la nomenclatura relativa alle singole scene (USGS 2017), di cui un esempio è riportato nella Figura 1.3-5 che mostra le scene corrispondenti, secondo il criterio WRS-2, all'Italia centrale. Il primo numero, ad esempio 192, corrisponde al numero della strisciata (USGS 2017). Il secondo invece, ad esempio 30, è il numero progressivo dello scatto all'interno della singola strisciata (USGS 2017).

In questa ricerca sono approfondite le caratteristiche dei satelliti Landsat 5, 7 ed 8 perché utilizzati successivamente nel corso delle analisi. Di questi, Landsat 5 è il più vecchio: è stato lanciato dalla NASA l'1 marzo 1984 dalla base aeronautica di Vandenberg, in California; ha smesso di acquisire dati relativi alla superficie degli Stati Uniti d'America nel 1992, ma per quanto riguarda il resto del globo ha terminato di funzionare normalmente soltanto nel 2011, con la perdita del sensore TM (USGS 2017). Il sensore MSS è stato riaccessato nel 2012 e ha raccolto dati fino a gennaio 2013; a giugno 2015, infine, il satellite è stato spento (USGS 2017). La missione spaziale di Landsat 5, durata 29



anni (corrispondenti circa a 150 mila rotazioni attorno alla Terra e più di 2 milioni e mezzo di immagini registrate) si è conclusa il 5 marzo 2013 a causa di un danno che non era possibile riparare da terra (USGS 2012).

La sua orbita era circolare ed eliosincrona, e si trovava all'altitudine di 705 km; il tempo di ritorno era di 16 giorni (USGS 2017). Landsat 5 era equipaggiato con due tipi di sensori: MSS e TM (USGS 2017). Multispectral Scanner (MSS) operava su quattro bande spettrali con pixel grandi 57 x 79 metri e sei linee di scansione per ogni scanner attivo, ed era identico al sensore MSS con cui erano equipaggiati Landsat 1 e Landsat 2 (USGS 2017). Thematic Mapper (TM), invece, operava su sette bande spettrali con una risoluzione geometrica di 30 metri per le bande relative alle radiazioni riflesse e 120 metri per la banda termica (USGS 2017). Le lunghezze d'onda a cui acquisiva le immagini su ogni banda sono riportate nella Tabella 1.3-3. Le immagini prodotte avevano una risoluzione di 8 bit (USGS 2017).

Il satellite Landsat 7, invece, è stato lanciato, anch'esso dalla NASA nella base di Vandenberg (California), il 15 aprile 1999, ed è ancora oggi in funzione (USGS 2017). Come Landsat 5, orbita a una quota di 705 km e copre l'intera superficie terrestre nell'arco di 16 giorni (ad eccezione delle latitudini più alte, ai poli); ogni 98,9 minuti compie un giro completo attorno alla Terra (USGS 2017). È equipaggiato con un unico tipo di sensore, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+), che opera su otto bande spettrali (USGS 2017), descritte nella Tabella 1.3-3. La risoluzione geometrica è di 30 metri per le bande relative alle radiazioni riflesse e di 60 metri per la banda termica; alla banda 6 sono state aggiunte le bande Low e High gain (USGS 2017). Anche le immagini prodotte da Landsat 7 hanno una risoluzione di 8 bit (USGS 2017).

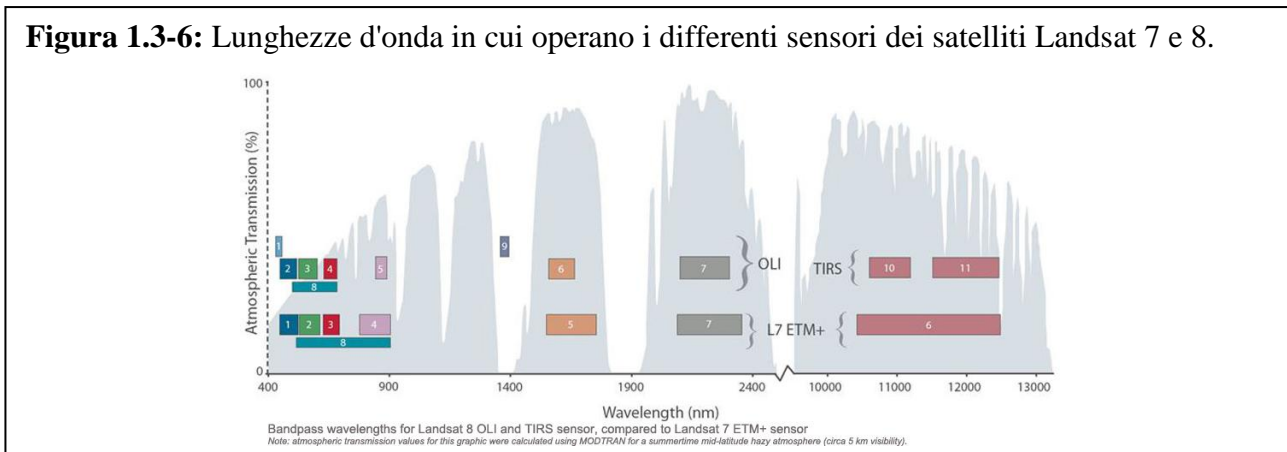
Landsat 8, infine, è stato lanciato, come gli altri dalla NASA a Vandenberg (California), l'11 febbraio 2013; come Landsat 7, è in funzione ed opera ad una quota di 705 km, con un'orbita eliosincrona in grado di fargli coprire la Terra in 16 giorni compiendo un giro completo ogni 98,9 minuti (USGS 2017). Monta due tipi di sensori: OLI e TIRS (USGS 2017). Operational Land Imager (OLI) opera su nove bande spettrali con una risoluzione geometrica di 30 metri per le bande riflesse e 15 metri per il pancromatico (Banda 8) (USGS 2017). Il sensore Thermal Infrared Sensor (TIRS), invece, opera su due bande spettrali con una risoluzione geometrica di 100 metri (USGS 2017). Per entrambi i sensori, le lunghezze d'onda a cui sono acquisite le immagini nelle diverse bande sono riportate nella Tabella 1.3-3. Le immagini prodotte hanno una risoluzione di 16 bit (USGS 2017).

Tabella 1.3-3: Lunghezze d'onda a cui opera ciascuna banda

satellite	Landsat 5				Landsat 7		Landsat 8			
sensore	MSS		TM		ETM+		OLI		TIRS	
	da ... μm	a ... μm	da ... μm	a ... μm	da ... μm	a ... μm	da ... μm	a ... μm	da ... μm	a ... μm
banda 1			0.45	0.52	0.45	0.25	0.43	0.45		
			<i>blu visibile</i>		<i>blu visibile</i>		<i>blu visibile</i>			
banda 2			0.52	0.6	0.52	0.6	0.51	0.54		
			<i>verde visibile</i>		<i>verde visibile</i>		<i>verde visibile</i>			
banda 3			0.63	0.69	0.63	0.69	0.53	0.59		
			<i>rosso visibile</i>		<i>rosso visibile</i>		<i>rosso visibile</i>			
banda 4	0.5	0.6	0.76	0.9	0.76	0.9	0.64	0.67		
	<i>verde visibile</i>		<i>infrarosso vicino</i>		<i>infrarosso vicino</i>		<i>rosso</i>			
banda 5	0.6	0.7	1.55	1.75	1.55	1.75	0.85	0.88		
	<i>rosso visibile</i>		<i>infrarosso vicino</i>		<i>infrarosso vicino</i>		<i>infrarosso vicino</i>			
banda 6	0.7	0.8	10.4	12.5	10.4	12.5	1.57	1.65		
	<i>infrarosso vicino</i>		<i>infrarosso termico</i>		<i>infrarosso termico</i>		<i>SWIR 1</i>			
banda 7	0.8	1.1	2.08	2.35	2.08	2.35	2.11	2.29		
	<i>infrarosso vicino</i>		<i>infrarosso medio</i>		<i>infrarosso medio</i>		<i>SWIR 2</i>			
banda 8					0.52	0.9	0.5	0.68		
					<i>pancromatico</i>		<i>pancromatico</i>			
banda 9							1.36	1.38		
							<i>Cirrus</i>			
banda 10									10.6	11.19
									<i>TIRS 1</i>	
banda 11									11.5	12.51
									<i>TIRS 2</i>	

Come si può notare dalla Tabella 1.3-3, i satelliti Landsat 7 e Landsat 8 si differenziano per la numerazione e per la lunghezza d'onda a cui sono acquisite le immagini. Questo è illustrato nella Figura 1.3-6.

Figura 1.3-6: Lunghezze d'onda in cui operano i differenti sensori dei satelliti Landsat 7 e 8.



Ognuna delle immagini è denominata in modo da poter risalire a molteplici informazioni su di essa secondo le convenzioni illustrate nella Figura 1.3-7.

Figura 1.3-7: Denominazione delle immagini Landsat

Scene ID	Landsat Product Identifier
LXSPPPRRRRYYYYDDGSIVV	LXSS_LLLL_PPPRRR_YYYYMMDD_yyyymmdd_CC_TX
L = Landsat X = Sensor S = Satellite PPP = WRS path RRR = WRS row YYYY = Year DDD = Julian day of year GSI = Ground station identifier VV = Archive version number	L = Landsat X = Sensor ("C" = OLI/TIRS Combined, "O" = OLI-only, "T" = TIRS-only, "E" = ETM+, "T" = TM, "M" = MSS) SS = Satellite ("07" = Landsat 7, "08" = Landsat 8) LLLL = Processing correction level ("L1TP": Precision Terrain, "L1GT": Systematic Terrain, "L1GS": Systematic) PPP = WRS path RRR = WRS row YYYYMMDD = Acquisition year (YYYY) / Month (MM) / Day (DD) yyyymmdd = Processing year (yyyy) / Month (mm) / Day (dd) CC = Collection number ("01", "02") TX = Collection category: ("RT" for Real-Time, "T1" for Tier 1, or "T2" for Tier 2)
Examples: LC80290302015343LGN00 LE70160392004262EDC02 LT40170361982320XXX08 LM10170391976031AAA01	Examples: LC08_L1GT_029030_20151209_20160131_01_RT LE07_L1TP_016039_20040918_20160211_01_T1 LT04_L1GS_017036_19821115_20160315_01_T2 LM01_L1GS_017039_19760131_20160225_01_T2

1.3.3. Il telerilevamento per il monitoraggio dei disturbi alle superfici forestali.

La conoscenza dei cambiamenti avvenuti nel tempo sulle foreste è importante perché essi possono avere ricadute a lungo termine, e perché, con questi strumenti di rilevamento, permette ai gestori di prendere decisioni consapevoli per una gestione sostenibile. Questi cambiamenti, infatti, spesso determinano una variazione della capacità delle foreste di fornire beni e servizi (cfr. par. 1.2). Inoltre, sia il disturbo in sé che le dinamiche di ricostituzione del bosco dopo il disturbo stesso, sono processi fondamentali a livello dell'ecosistema, e sono determinanti per la formazione della struttura del soprassuolo (PETERKEN 2001). Conoscerli significa avere una base certa da cui partire per attuare politiche, fare investimenti e prendere decisioni a livello regionale, nazionale e globale.

Mentre i cambiamenti della copertura forestale a carico delle foreste tropicali (come la deforestazione) e la loro mappatura sono ben conosciuti, le foreste temperate sono state indagate meno frequentemente (NASA 2017). Anche queste, però, sono meritevoli di attenzione, perché la mappatura dei cambiamenti a loro carico è un'utile strumento per comprendere le dinamiche degli

ecosistemi in cui sono inserite, la gestione delle acque e la produzione di legname. Inoltre, serve ad approfondire il ruolo che hanno le attività umane nelle variazioni microclimatiche (NASA 2017).

In Toscana, i disturbi che colpiscono i boschi sono principalmente le *tagliate*, gli incendi e i danni da vento (cfr. par. 1.2). Non esiste, però, certezza che ad un'autorizzazione segua un intervento corrispondente alla domanda di taglio nello stesso anno in cui questa è presentata: soltanto alcune di queste superfici sono poi effettivamente rilevate a terra (CHIRICI 2011). Inoltre, le statistiche relative agli incendi sono costruite basandosi su rilievi compiuti dal Corpo Forestale dello Stato (REGIONE TOSCANA 2015), mentre per quanto riguarda i danni da vento, essi non sono stati storicamente analizzati. Per questo si può affermare che non esistono statistiche affidabili dalle quali partire per poter agire attivamente nei confronti di questi disturbi. Anche a livello globale le stime riguardanti la deforestazione sono inaccurate (HOUSE 2003 e GRAINGER 2008) e caratterizzate da un grande livello di incertezza (WATSON 2000). In questo caso il telerilevamento risulta particolarmente utile perché permette di stimare le superfici interessate e localizzarle geograficamente.

Al giorno d'oggi per l'Italia è molto importante, a livello internazionale, possedere statistiche accurate sull'utilizzo delle risorse forestali (CORONA 2007). Gli enti preposti alla produzione di queste statistiche sono le Regioni, alle quali fanno capo le competenze tecniche ed amministrative sui tagli boschivi, oltre ad essere gli enti direttamente responsabili dell'alimentazione del Sistema Statistico Nazionale (SISTAN) (CORONA 2007). I prelievi legnosi, però, sono sottostimati (CORONA 2007) e le statistiche riguardanti i danni da vento sono quasi inesistenti. Per quanto riguarda gli incendi, invece, il telerilevamento si rivela una importante fonte di informazioni e, in collegamento con le carte catastali, un potente strumento per identificare la proprietà delle foreste incendiate e prevenire attività illegali successive all'evento (CHIRICI 2005).

La discriminazione fra le *tagliate* e le aree percorse da incendio è facilitata da due criteri principali: la forma (geometrica nelle *tagliate*, frastagliata negli incendi) e la risposta spettrale dei pixel interessati (CHIRICI 2005). La precisione nel rilievo della geometria, invece, dipende soprattutto dalla risoluzione geometrica del sensore e quindi dalla dimensione del pixel. Ciononostante, è stata dimostrata l'efficacia dell'impiego di immagini satellitari ad alta risoluzione per la corretta quantificazione delle superfici forestali tagliate a raso (CORONA 2007); si può assumere che la stessa efficacia possa essere ottenuta anche per gli altri due principali disturbi: gli incendi e i danni da vento. Il monitoraggio delle aree interessate da questi disturbi permette di collocarle geograficamente, di comprenderne il danneggiamento, di stimare la capacità dell'ecosistema di riprendersi dopo la calamità e di controllare, nel tempo, il successo di eventuali interventi di ripristino.

Per la mappatura delle aree colpite, il rilievo manuale, nonostante teoricamente possa sembrare l'opzione migliore e più precisa, è più soggetto a errori tecnici o a sbagli dovuti alle condizioni meteorologiche o all'orografia del terreno (CHIRICI 2006). Il rilievo in campo può essere eseguito anche con tecniche di digitalizzazione manuale del perimetro a partire da ortofoto e carte topografiche, oppure con tecniche di *proximal sensing*, cioè il telerilevamento a distanza di alcuni metri (CHIRICI 2006). Il *remote sensing*, invece, considera il fatto che le aree colpite da un disturbo possiedono una particolare firma spettrale dovuta alla copertura del suolo; l'analisi multitemporale di immagini telerilevate permette di confrontare la differenza di copertura del suolo tra la situazione prima dell'evento e i vari stadi evolutivi possibili dopo l'evento (CHIRICI 2006). I cambiamenti relativi all'oggetto di interesse, infatti, si esplicano in cambiamenti nel suo valore di riflettanza, che si possono riconoscere come differenti rispetto ai cambiamenti causati da altri fattori quali le differenze nelle condizioni atmosferiche, di illuminazione, di angolo di ripresa e di umidità del suolo (DEER 1995). Tuttavia anche il *remote sensing*, basato su foto aeree o satellitari, presenta limiti legati alla distanza temporale dall'evento e alla tipologia di copertura del suolo presente nell'area attorno al disturbo, le quali possono avere firme spettrali simili all'area disturbata che per questo risulterà più difficilmente perimetrabile (LU 2004).

Per il monitoraggio multitemporale degli ecosistemi è necessario rifarsi a tecniche di *Change detection*, definita come il processo che permette di identificare le differenze avvenute nello stato di un oggetto o di un fenomeno osservandolo più volte in momenti diversi (SINGH 1989). L'obiettivo è confrontare la rappresentazione spaziale dello stesso punto in due momenti diversi analizzando le variazioni avvenute e misurando i cambiamenti causati dalle differenze riscontrate nelle variabili di interesse (GREEN 1994). Per questo, applicarla alla superficie terrestre permette di ottenere informazioni relative ai cambiamenti d'uso del suolo avvenuti nel periodo osservato (LU 2004). I punti chiave (MAC LEOD 1998) della *Change detection* sono: rilevare se è avvenuto un cambiamento, identificare la natura di questo cambiamento, misurare l'area interessata e valutarne il modello spaziale.

E' fondamentale, per analizzare gli effetti di questi cambiamenti nel tempo, l'utilizzo di database che contengano immagini multitemporali della stessa area (LU 2004). Grazie ai vantaggi forniti dall'acquisizione ripetuta dei dati e al formato adatto al processamento mediante il computer, al giorno d'oggi vengono utilizzate principalmente immagini telerilevate (LU 2004). In particolare, le potenzialità del telerilevamento nel monitoraggio dei disturbi delle foreste sono state dimostrate da molti autori che hanno utilizzato soprattutto tecniche di *Change detection* per la mappatura dei disturbi nelle foreste (COPPIN 1996) e per il monitoraggio degli ecosistemi in generale (COPPIN 2004).

Una buona ricerca basata sulla *Change detection* (LU 2004) deve contenere le seguenti informazioni:

- 1) superfici in cui è avvenuto il cambiamento, e relativo tasso di cambiamento;
- 2) distribuzione spaziale dei cambiamenti;
- 3) direzioni di cambiamento e tipologie di copertura del suolo;
- 4) risultati accurati, che dipendono soprattutto da:
 - una precisa registrazione geometrica tra le immagini multitemporali;
 - calibrazione o normalizzazione delle immagini multitemporali;
 - disponibilità di dati di buona qualità relativi alla verità a terra;
 - considerazione della complessità del paesaggio e dell'ambiente dell'area di studio;
 - considerazione dell'algoritmo utilizzato;
 - uso di schemi di classificazione e per la *Change detection*;
 - considerazione delle conoscenze e dell'esperienza dell'analista;
 - conoscenza e familiarità con l'area di studio;
 - restrizioni dovute alle risorse economiche e al tempo utile a disposizione.

A causa della complessità dei fattori considerati, però, autori diversi considerano più efficienti tecniche diverse. È necessario ricordare che l'uso della tecnica più adatta porterà ad un risultato di maggiore qualità (LU 2004). I principali metodi sono raggruppabili in sette categorie (LU 2004):

1. metodi di algebra,
2. metodi di trasformazione,
3. metodi di classificazione,
4. modelli avanzati,
5. approcci GIS,
6. metodi di *visual analysis*,
7. altri approcci non categorizzabili.

La maggior parte delle tecniche sono applicabili utilizzando immagini con buona risoluzione spaziale, come Landsat MSS, TM, SPOT o radar (LU 2004).

Questi metodi possono essere applicati utilizzando uno di tre differenti approcci (DESCLÈE 2006):

1. fotointerpretazione manuale: come discusso in precedenza, implica largo impiego di tempo ma fornisce risultati più precisi;

2. *pixel-oriented*: l'analisi è automatica, e registra i cambiamenti avvenuti all'interno del singolo pixel dell'immagine;
3. *object-oriented*: l'analisi è automatica, ma registra i cambiamenti avvenuti all'interno di poligoni vettoriali ottenuti in seguito ad un trattamento di segmentazione, cioè il riconoscimento, tramite un algoritmo, di oggetti diversi a seconda del tipo di comportamento spettrale rilevato.

In letteratura, sono numerosi gli studi effettuati nell'ambito dell'applicazione di metodi di *Change Detection* nello studio dell'evoluzione della copertura forestale, soprattutto per quanto riguarda la deforestazione e i relativi impatti sull'erosione, sull'aumento della concentrazione di anidride carbonica, sui cambiamenti climatici e sulla perdita di biodiversità (MYERS 1988 & FONTAN 1994; SCHULTZ 2016) e sui cambiamenti di copertura del suolo¹⁰ (LYON 1998) e dello stock di carbonio¹¹ (LYON 1988). Tra le varie fonti disponibili, una delle più utilizzate è l'archivio delle immagini Landsat, esistente dagli anni Settanta e contenente immagini che ritraggono la superficie terrestre (cfr. par. 1.3.2).

Ai primordi di questo genere di studi, a causa di una ridotta disponibilità di immagini Landsat per alcune scene, il metodo maggiormente utilizzato erano i "triplicate sets", cioè terne di immagini, ciascuna delle quali appartenente ad un decennio diverso (una per gli anni Settanta, una per gli anni Ottanta ed una per gli anni Novanta), a cui venivano applicati metodi di *Change Detection* per ottenere dati riguardanti il cambiamento della copertura del suolo nel tempo (LYON 1988). Oggi invece, grazie ad una maggiore disponibilità di dati (che sono liberamente utilizzabili a partire dal 2008) (WOODCOCK 2008), vengono utilizzate le "Landsat time series stacks" (LTSS) (HUANG 2010), cioè serie di immagini corrette geometricamente e radiometricamente e appartenenti alla stessa scena Landsat (stessa riga e stessa colonna WRC - cfr. par. 1.3.2), ma acquisite in anni successivi all'interno di un definito intervallo temporale. Queste immagini possono essere utilizzate come sequenza continua oppure, più frequentemente, per coppie di anni; il secondo caso è dovuto alla presenza di copertura nuvolosa, che è un fattore non eliminabile (HUANG 2010). Restringere l'analisi a coppie di anni, però, risulta riduttivo in quanto non permette di sfruttare appieno la grande quantità di informazioni che può dare una LTSS completa, la quale esprime meglio le dinamiche del cambiamento (HUANG 2010).

Le proprietà spettrali della vegetazione (cfr. par. 1.3.1) sono state largamente applicate per la *Change Detection* (LU 2004). Questi studi, infatti, sono basati su indici che, a loro volta, si basano sulla proprietà della vegetazione di assorbire, trasmettere e riflettere l'energia luminosa

¹⁰ progetto "North American Landscape Characterization (NALC) - Pathfinder" (LYON 1998)

¹¹ progetto "North American Landscape Characterization (NALC) - Pathfinder" (LYON 1998)

proveniente dal Sole in particolari porzioni dello spettro elettromagnetico quali il rosso e l'infrarosso (DERRING 1980, LYON 1995, JENSEN 1996). Di conseguenza, a cambiamenti nella copertura del suolo corrispondono cambiamenti del valore di riflettanza: i valori risultano maggiori nel caso di cambiamenti di uso del suolo, e minori nel caso di variazioni di altri fattori quali le condizioni atmosferiche o l'umidità del suolo (MAS 1999). Per questo l'indice ideale dovrebbe essere quello più sensibile alle dinamiche della vegetazione ma che non risulta (o che risulta minimamente) influenzato da cambiamenti all'interno del suolo o da variazioni interne all'atmosfera (JACKSON 1983). Le tecniche di base per la formulazione di un indice sono quelle che riguardano le operazioni sulle bande relative al rosso e all'infrarosso, e le combinazioni necessarie a normalizzarne la risposta spettrale (LYON 1998).

L'applicazione di questi indici alle immagini Landsat permette anche di calcolare l'intensità del disturbo utilizzando particolari indici e bande spettrali perché esiste un legame tra le firme spettrali e lo stato del soprassuolo (HUANG 2010). Di conseguenza, nel corso del tempo sono stati elaborati ed investigati numerosi indici; i principali utilizzati per la *Change Detection* della copertura forestale sono i seguenti:

- i. **Normalised Difference Vegetation Index (NDVI):** utilizzato da più di 1000 articoli per lo studio delle foreste tropicali (SCHULTZ 2016), serve a monitorare l'attività fotosintetica della biomassa (TUCKER 1979) sfruttando la forte riflessione della vegetazione nell'infrarosso vicino. Valori alti corrispondono alla presenza di piante in salute, mentre valori bassi sono legati all'assenza o alla presenza di una quantità ridotta di vegetazione (SCHULTZ 2016).

$$NDVI = \frac{NIR (banda 4) - RED(Banda 3)}{NIR(Banda 4) + RED(Banda 3)}$$

L'indice varia tra -1 e +1, con valori che aumentano con l'aumentare del contenuto di clorofilla: possono arrivare attorno a +0.8 - +0.9 per la maggiore densità possibile di copertura vegetale; un valore vicino a 0 indica assenza di foglie verdi (NASA 2017).

- ii. **Ratio Vegetation Index (RVI):** è l'indice più semplice, presenta valori alti per la presenza di vegetazione e bassi per il suolo nudo (o, in generale, per l'assenza di vegetazione). Più è alto, maggiore è la quantità di vegetazione sana presente nel soprassuolo (SEOS 2017).

$$RVI = \frac{NIR (Banda 4)}{RED (Banda 2)}$$

- iii. **Normalised Burn Ratio (NBR):** (KEY 2006) nasce per la mappatura degli incendi negli Stati Uniti perché è in grado di indicare variazioni di quantità di biomassa, a causa della sensibilità nei confronti del contenuto di clorofilla della vegetazione viva

(infrarosso vicino) e del contenuto di acqua nel suolo (infrarosso medio) (ELVIDGE 1990 e KEY 2005) (cfr. par. 1.3.1). È simile all'NDVI, ma utilizza le due bande che rispondono maggiormente, anche se in maniera opposta, all'incendio: quando si passa dal bosco indisturbato all'incendio, NIR, che è sensibile al contenuto di clorofilla della vegetazione viva, decrece; MIR, che è sensibile al contenuto di acqua nel suolo e nella vegetazione e al contenuto di vegetazione legnosa non fotosinteticamente attiva, cresce in maniera molto maggiore rispetto alle altre bande disponibili (KEY 2006). Per questo NBR è più efficace nella mappatura dell'incendio in quanto particolarmente sensibile ai cambiamenti relativi alla quantità di biomassa fotosinteticamente attiva (ELVIDGE 1990, MILLER 2007).

$$NBR = \frac{NIR(banda\ 4) - MIR(banda\ 7)}{NIR(banda\ 4) + MIR(banda\ 7)}$$

L'indice varia da -1 a +1.

- iv. **Differential Normalised Burn Ratio (ΔNBR):** utilizzato, come metodologia di *Change detection* nella mappatura della severità degli incendi negli Stati Uniti (MILLER 2009):

$$\Delta NBR = NBR_{pre} - NBR_{post}$$

2. Materiali e Metodi.

2.1. Materiali.

2.1.1. Definizione dell'area di studio.

Figura 2.1-1: La scena Landsat 192/030

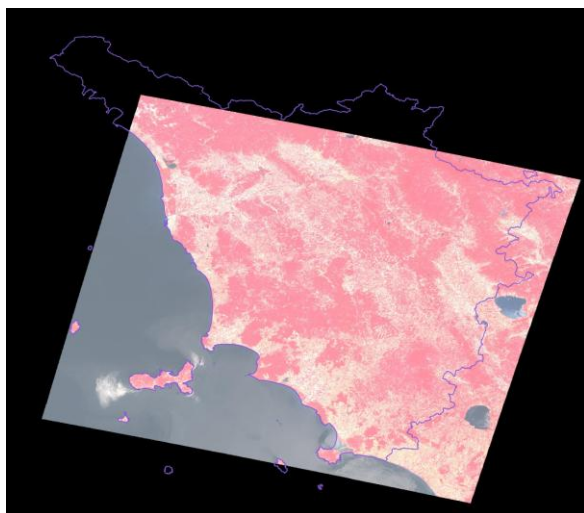
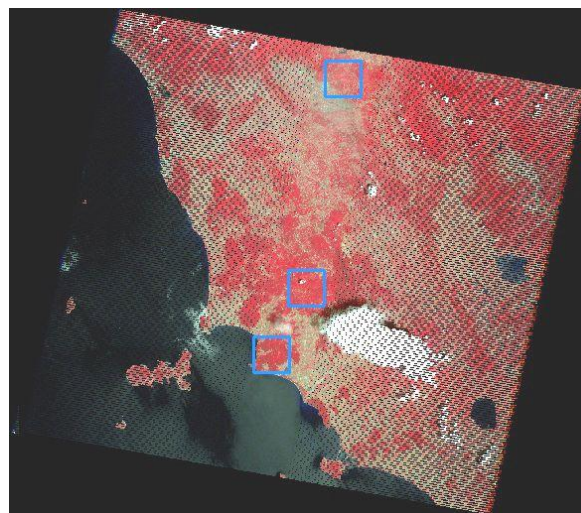


Figura 2.1-2: aree di studio su imm. 2014



Per il monitoraggio dei disturbi agli ecosistemi forestali della Toscana sono state definite tre aree di studio contenute nella scena 192/030 dei satelliti Landsat (cfr. par. 1.3.2). Come si può vedere dalla Figura 2.1-1, questa scena copre gran parte della superficie della Regione Toscana, i cui confini sono disegnati con una linea viola.

Il campione delle aree di studio consiste in tre quadrati (vedi Figura 2.1-3) di 15.000 x 15.000 metri posizionati sul territorio con il metodo del campionamento a scelta ragionata (TRECCANI 2010). Le aree, infatti, sono state definite in modo che la maggior parte della loro superficie ricadesse su territorio boscato, coprendo la massima diversità di tipologie forestali possibile e con la minima copertura nuvolosa; inoltre, è stato necessario posizionarle in una porzione della scena Landsat che fosse integra nella maggior parte delle immagini utilizzate. Quest'ultimo criterio è stato inserito perché il 31 maggio 2003 lo strumento Scan Line Corrector (SLC), che serve a compensare il movimento in avanti del satellite, è stato danneggiato: per questo le immagini prodotte dal sensore ETM+ in seguito a questa data presentano lacune di dati (USGS 2017). Le immagini SLC-off (cioè quelle riprese dopo il danneggiamento dello strumento SLC) possiedono una qualità geometrica e radiometrica simile a

Figura 2.1-3: posizionamento delle aree di studio



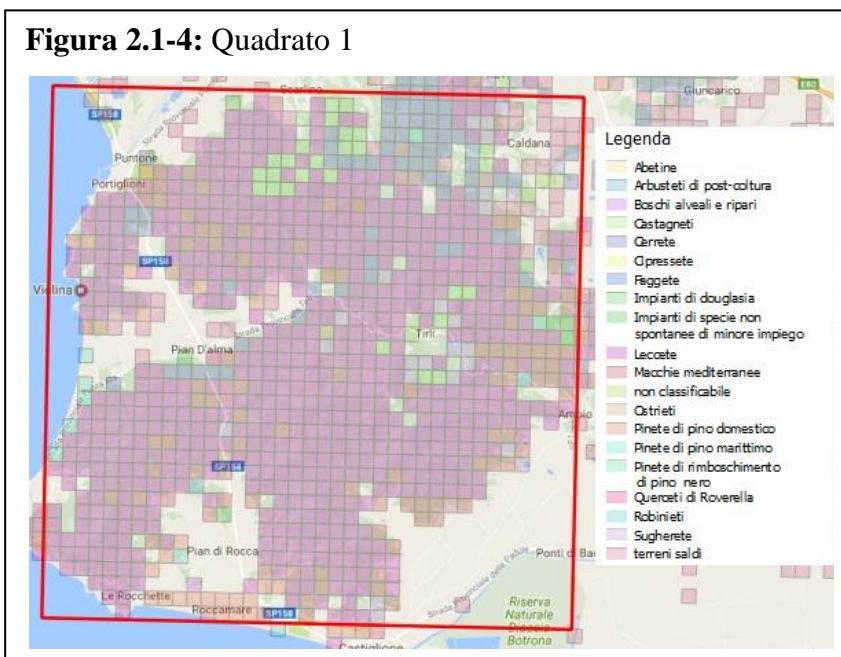
quella delle immagini SLC-on (cioè riprese durante il funzionamento dello strumento SLC), ma contengono il 22% in meno dei dati rispetto alle immagini SLC-on della stessa scena (USGS 2017).

Come si può vedere dalla Figura 2.1-2, gli effetti del danneggiamento si presentano sotto forma di righe nere sull'immagine: siccome i danni sono maggiori ai margini della strisciata e tendono a diminuire andando verso il centro, rimane un corridoio largo circa 22km in cui la quantità di dati persi è minima (USGS 2017).

Una volta posizionate le aree di studio nel corridoio centrale delle immagini SLC-off, utilizzando Google MyMaps è stato verificato il loro posizionamento sul territorio toscano: il risultato è visibile nella Figura 2.1-3. Conoscere la geografia del territorio da analizzare è importante perché agevola il lavoro di fotointerpretazione, permettendo di avere in anticipo un'idea del territorio e delle tipologie di copertura del suolo che si possono riscontrare. Assieme al posizionamento su Google MyMaps, un ulteriore aiuto è fornito dal dataset "Inventario Forestale Toscano", contenente informazioni relative alla tipologia di copertura forestale e consultabile sotto forma di shapefile (cfr. par. 2.1.6).

La prima area di studio posizionata ("quadrato 1") è quella più a sud, che comprende le colline che si trovano tra Scarlino (GR) e Castiglione della Pescaia (GR), prevalentemente coperte di boschi tipici della macchia mediterranea, con presenza di pinete sulla costa, campi coltivati nelle zone di Pian d'Alma, Pian di Rocca e a nord

Figura 2.1-4: Quadrato 1

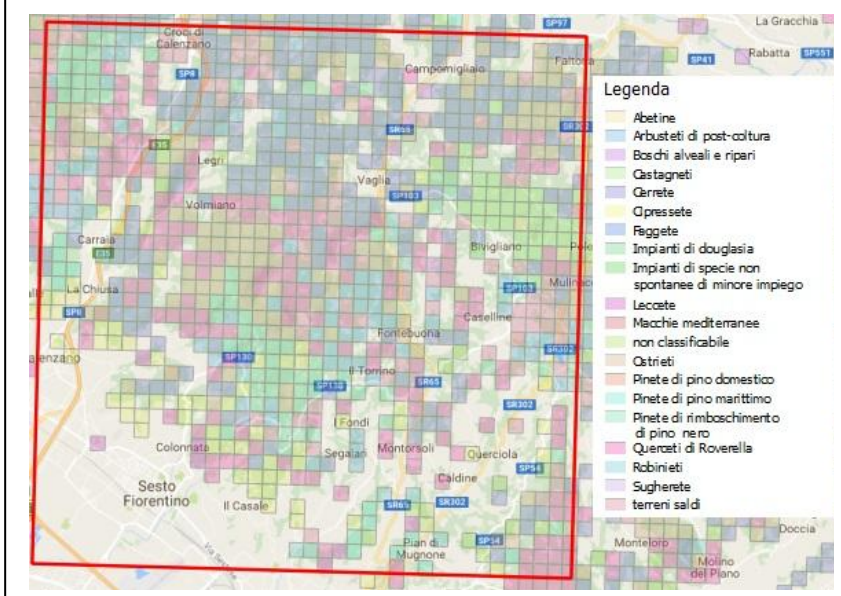


della Strada Provinciale delle Padule, oltre a una zona umida nel territorio della Riserva Naturale Diaccia Botrona (porzione sudest dell'area di saggio). Le tipologie forestali presenti all'interno dell'area di studio sono soprattutto leccete, a cui si affiancano superfici meno importanti coperte da pinete di pino domestico e pino marittimo, principalmente nelle zone in prossimità del mare. Inoltre, nelle zone collinari più settentrionali sono presenti castagneti e cerrete.

La seconda area di studio ("quadrato 2"), posizionata nella parte nord del corridoio, invece, è situata nel Mugello, tra Sesto Fiorentino (FI) e Borgo San Lorenzo (FI). La porzione sudovest della stessa ricade nell'area urbana di Sesto Fiorentino (FI), mentre all'interno dell'area di studio

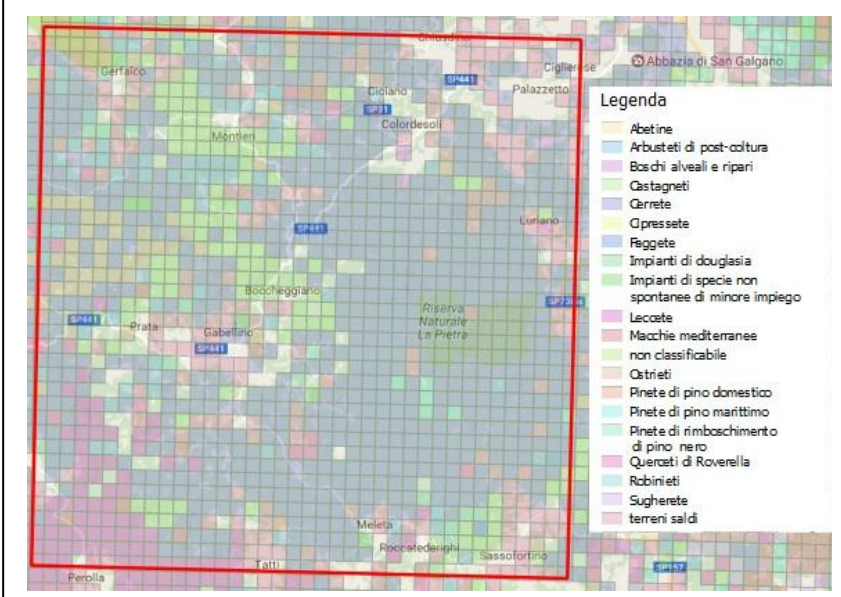
sono contenuti i centri abitati di Bivigliano, Vaglia, Campomigliaio e Croce di Calenzano. I boschi contenuti sono soprattutto querceti di roverella, cerrete e castagneti, e si nota anche una forte presenza di impianti di specie non spontanee e arbusteti di post-coltura; nella fascia a ridosso della piana fiorentina sono frequenti le cipressete, mentre alle quote più alte (monte Morello, Londolatico) sono presenti faggete.

Figura 2.1-5: Quadrato 2



La terza area di studio ("quadrato 3"), infine, è stata posizionata sulle colline metallifere, tra le provincie di Grosseto e Siena. I boschi coprono gran parte del territorio, eccetto nei pressi dei centri abitati di Chiusdino (SI), Gherfalco (GR), Montieri (GR), Gabellino (GR), Tatti (GR) e Sassofortino (GR), dove sono presenti praterie e campi coltivati. Le cerrete sono la tipologia forestale che interessa la maggior parte del territorio, accompagnate da leccete e macchia mediterranea nella porzione sudovest, ostrieti a nordest e castagneti nella parte più alta dei rilievi.

Figura 2.1-6: Quadrato 3



2.1.2. Le immagini Landsat utilizzate.

Il monitoraggio dei disturbi agli ecosistemi forestali è stato compiuto utilizzando una serie di diciassette immagini prodotte dai satelliti Landsat 5, 7 e 8, riguardanti la scena 192/030 e riprese durante la stagione vegetativa delle latifoglie, criterio necessario per usufruire delle proprietà

spettrali della vegetazione. Queste sono state scaricate dal sito della USGS¹², che ha fornito un pacchetto contenente le immagini grezze e le maschere delle nuvole.

In ordine cronologico, le immagini presentano le caratteristiche descritte nella **Tabella 2.1-1**.

Tabella 2.1-1: Caratteristiche delle immagini Landsat utilizzate

L	Sensore	Satellite	Colonna WRS2	Riga WRS2	Anno	Giorno giuliano	Data	Stazione di ricevimento a terra ¹³	Arch.
L	ETM+	Landsat-7	192	030	1999	217	05/08	Sioux Falls, South Dakota, USA	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2000	172	20/06	Sioux Falls, South Dakota, USA	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2001	158	07/06	Sioux Falls, South Dakota, USA	00
L	TM	Landsat-5	192	030	2002	169	18/06	Matera, Italy	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2003	196	15/07	Sioux Falls, South Dakota, USA	01
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2004	199	17/07	Alice Springs, Australia	01
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2005	153	02/06	Alice Springs, Australia	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2006	252	09/09	Sioux Falls, South Dakota, USA	00
L	TM	Landsat-5	192	030	2007	231	19/08	Moscow, Russia	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2008	242	29/08	Alice Springs, Australia	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2009	164	13/06	Alice Springs, Australia	00
L	TM	Landsat-5	192	030	2010	191	10/07	Moscow, Russia	00
L	TM	Landsat-5	192	030	2011	178	27/06	Moscow, Russia	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2012	173	21/06	Alice Springs, Australia	00
L	OLI/TIRS	Landsat-8	192	030	2013	167	16/06	Landsat Network Ground	00
L	ETM+	Landsat-7	192	030	2014	162	11/06	Alice Springs, Australia	00
L	OLI/TIRS	Landsat-8	192	030	2015	157	06/06	Landsat Network Ground	00

2.1.3. Pretrattamento delle immagini.

Per il monitoraggio dei cambiamenti di copertura del suolo, è necessario avere immagini con un'alta risoluzione geometrica (minore o uguale a 30 metri) (MASEK 2006) e che risentano il meno possibile delle interferenze a cui sono soggette le immagini riprese al di sopra dell'atmosfera (TOA - Top of The Atmosphere). Per questo, le immagini utilizzate sono state sottoposte dalla USGS ad un processo di correzione atmosferica: in questo caso si tratta del LEDAPS (Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System) (MASEK 2006), un algoritmo di livello

¹² <https://glovis.usgs.gov/>

¹³ https://lta.cr.usgs.gov/landsat_dictionary.html

avanzato che converte i *Digital Numbers* grezzi in valori di *Surface Reflectance* (SR) (ZHU 2014). Questo consente di avere immagini più nitide e prive dei disturbi che possono essere dovuti a errori di registrazione da parte del satellite (TOWNSHEND 1992 in Huang 2010).

USGS fornisce ognuna delle immagini richieste sotto forma di una serie di file: ognuno di essi è un raster che contiene i valori rilevati per una delle bande. Questi sono stati composti in un unico file che contiene tutte le bande. L'elaborazione è stata ripetuta per ciascuna delle immagini di cui si tratta nella Tabella 2.1-1. Le bande prodotte dal satellite Landsat 8 sono state composte e rinominate in modo da farle coincidere quanto più possibile con le bande dei satelliti Landsat 5 e Landsat 7 operanti su determinate lunghezze d'onda (VOGELMANN 2016). Siccome il trattamento non è stato eseguito nell'ambito della presente ricerca, i materiali ed i metodi non ne sono stati approfonditi.

2.1.4. La maschera del bosco.

Uno strumento fondamentale per lo studio delle foreste utilizzando immagini satellitari telerilevate è una maschera del bosco perché consente di escludere dall'analisi tutti i pixel ricadenti in aree non forestali e di standardizzare, così, le analisi effettuate.

Per questa ricerca, la maschera utilizzata è una mappa ad alta risoluzione afferente al programma Copernicus, il quale compara e combina dati satellitari e dati rilevati a terra per fornire informazioni necessarie al monitoraggio dell'ambiente sulla Terra (COPERNICUS 2017). Copernicus, tramite il Joint Research Centre della

Figura 2.1-7: La maschera utilizzata per il bosco



Commissione Europea, fornisce layer ad alta risoluzione riguardanti la densità e le tipologie forestali: in particolare, la maschera utilizzata è in formato raster e presenta una risoluzione spaziale di 20m e una Minimum Mapping Unit di 0,5 ha (COPERNICUS 2017). Il dato grezzo è stato pretrattato in modo che la maschera interessasse soltanto il territorio della regione Toscana e che l'unico attributo disponibile per ogni pixel fosse "bosco" o "non bosco". Una visione d'insieme della

maschera utilizzata è illustrata in Figura 2.1-7: in questo caso il bosco è mostrato come pixel arancioni, mentre le aree di studio sono quadrati blu.

2.1.5. La maschera delle nuvole.

Per avere una mappatura accurata e affidabile della superficie terrestre è necessario tenere conto, durante le elaborazioni, di un'importante fattore di disturbo: la copertura nuvolosa (HUANG 2009). I principali problemi connessi alla presenza di nuvole riguardano la mappatura di falsi disturbi, alla quale è legata la perdita di dati a terra. Inoltre, la copertura nuvolosa in sé e le limitazioni tecniche che ad oggi rendono difficile la costruzione automatica di una maschera delle nuvole e delle loro ombre risulta essere un impedimento nella stima della copertura nevosa (WANG 2008) e degli incendi (LI 2003; MASEK 2006), ma soprattutto nell'analisi dei cambiamenti della copertura forestale: infatti, in questo caso i disturbi spesso avvengono a piccolissima scala, coinvolgendo pochi pixel, perciò anche un piccolo errore che riguardi l'esclusione della copertura nuvolosa può comportare gravi errori nel corso dell'analisi in corso (LUNETTA 2004).

Per ridurre questo problema, ognuno dei pacchetti relativi ad un'immagine Landsat contiene un file (in formato raster) denominato "cloudmask", che consiste nella maschera delle nuvole pre-elaborata per la immagine Landsat corrispondente. Questa elaborazione avviene mediante l'applicazione dell'algoritmo Automated Cloud Cover Assessment (ACCA) (NASA 2017), che riconosce in maniera automatica le nuvole utilizzando la banda 6 (infrarosso termico) in base al presupposto che esse siano più fredde della superficie terrestre (IRISH 2000). Il processo consiste in due successive elaborazioni per le immagini prodotte da Landsat 5 e 7, mentre per Landsat 8, grazie ad una implementazione dell'algoritmo, viene applicato soltanto il primo passaggio (USGS 2016).

Le maschere delle nuvole contenute nel pacchetto Landsat, però, essendo ottenute in maniera automatica, sono imprecise e spesso non comprendono in maniera completa la singola nuvola, oppure nuvolette più piccole. Per questo, è stato necessario completare il database relativo alle aree di studio secondo il metodo descritto nel paragrafo 2.2.2.

2.1.6. L'Inventario Forestale Toscano.

La Regione Toscana mette a disposizione online i propri dati geografici tramite il portale GeoScopio, uno strumento webgis che ne permette la consultazione gratuita. I vari strati informativi presenti possono essere consultati sotto tre forme differenti: online (attraverso differenti portali); online tramite strumenti desktop (come Qgis, per cui sono ottimizzati); scaricati in formato Shapefile (REGIONE TOSCANA 2014).

Nella presente ricerca, la modalità che è stata scelta per la consultazione dell'Inventario Forestale Toscano è la terza, scaricando il dataset in formato Shapefile. Acquisito principalmente

tra il 1985 ed il 1993, e aggiornato al 2009, il dataset contiene numerose informazioni riguardanti la copertura del suolo, fornite come poligoni di forma quadrata di lato uguale a 400m (REGIONE TOSCANA 2014). Le informazioni principali che sono state utilizzate sono quelle relative alla tipologia di copertura boschiva, ma il dataset fornisce anche dati riguardanti la quota, la zona ISTAT di appartenenza, la pendenza, l'esposizione e altre informazioni di dettaglio sulla copertura del suolo tra cui la presenza di siepi, le specie principali e i loro gradi di copertura, la coltura ed eventuali caratteristiche particolari (REGIONE TOSCANA 2014).

2.2. Metodi.

2.2.1. Fotointerpretazione.

La prima fase della ricerca è consistita nella fotointerpretazione diacronica di immagini telerilevate. Questa è servita per costruire un database di poligoni che rappresenta la verità a terra: superfici, cioè, di cui si ha la certezza che sono o non sono state oggetto di disturbo durante il periodo di studio.

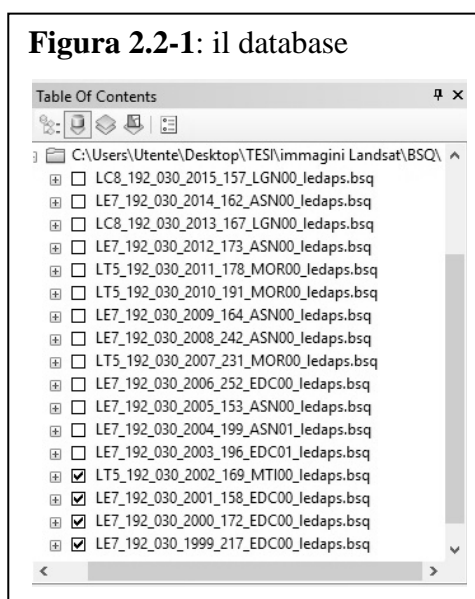
Con il programma ESRI Arc Map 10.4.1 è stato predisposto un ambiente di lavoro GIS adatto allo svolgimento di questa operazione: per prima cosa sono state caricate le immagini satellitari necessarie, poi sono state create le aree di studio (cfr. par. 2.1.1) e all'interno di esse è stata compiuta la fotointerpretazione.

Le immagini satellitari elencate nella Tabella 2.1-1 sono state inserite rispettando un ordine che prevedesse l'immagine più vecchia come layer inferiore, e le immagini più recenti posizionate una sull'altra in ordine cronologico, come in Figura 2.2-1. Questo fa sì che osservandole in ordine sia possibile percepire un cambiamento di uso del suolo in relazione con lo scorrere del tempo.

Sulle immagini satellitari è stata applicata la maschera del bosco (cfr. par. 2.1.4), allo scopo di restringere l'indagine alle sole superfici forestate.

A queste operazioni preliminari è seguita la fotointerpretazione diacronica vera e propria, agendo sulla simbologia dei layer in modo da lavorare sia su immagini in infrarosso falso colore che sul calcolo di indici di vegetazione. Le prime (composite: RGB 432) sono particolarmente adatte per lo studio della vegetazione a causa delle interazioni dei pigmenti fotosintetici con la radiazione infrarossa (TUCKER 1986). Questa composite, infatti, mostra i pixel che contengono le foreste di latifoglie di un rosso acceso, le conifere di un colore rosso più scuro, le praterie di un rosso tenue, il

Figura 2.2-1: il database



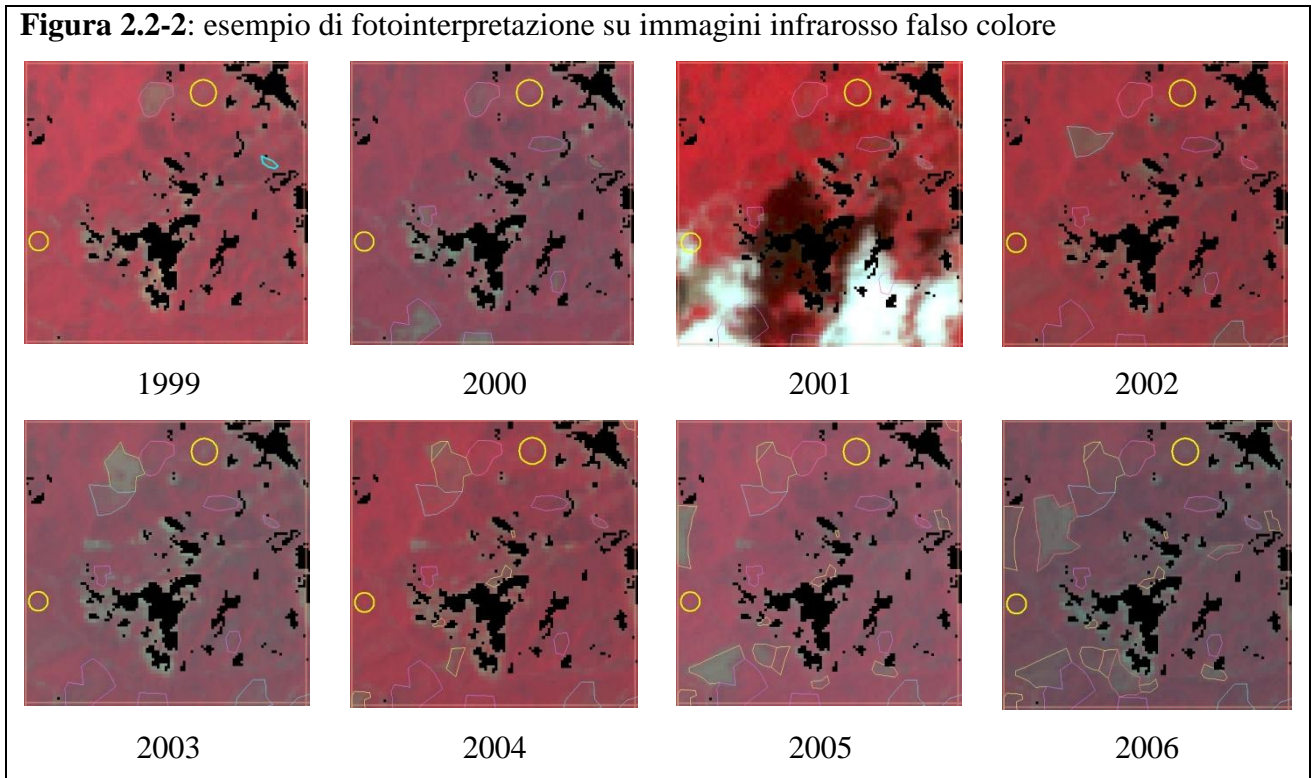
terreno nudo grigio, gli inerti (rocce, edifici, strade asfaltate) con tonalità di azzurro e le superfici incendiate in nero. Le seconde, invece, esprimono le variazioni del contenuto di biomassa fotosintetizzante presente sul terreno.

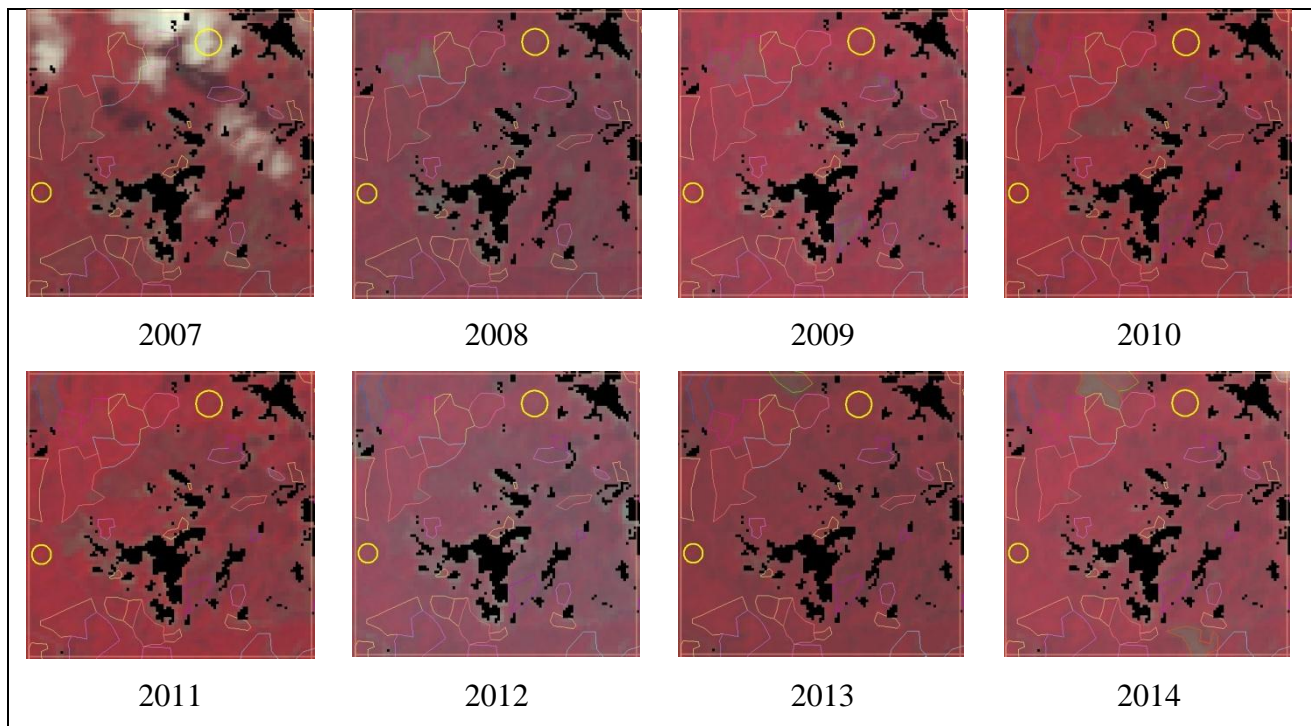
Ogni cambiamento di uso del suolo interpretabile come disturbo è stato perimetrato con un poligono e classificato secondo legenda:

0. indisturbato;
1. tagliata;
2. incendio;
3. danno da vento.

Oltre alla tipologia del disturbo sono stati registrati anche l'anno di prima comparsa del disturbo e la superficie interessata.

Un esempio di fotointerpretazione diacronica di immagini multispettrali telerilevate è riportato nella Figura 2.2-2, che rappresenta la sequenza di immagini che si presenta al fotointerprete nel corso dell'analisi di una porzione dell'area di studio. Si possono notare delle forme circolari che corrispondono al bosco indisturbato, cioè bosco che nell'intervallo di tempo compreso nell'indagine non è stato oggetto di disturbi; forme differenti segnano i confini delle tagliate.





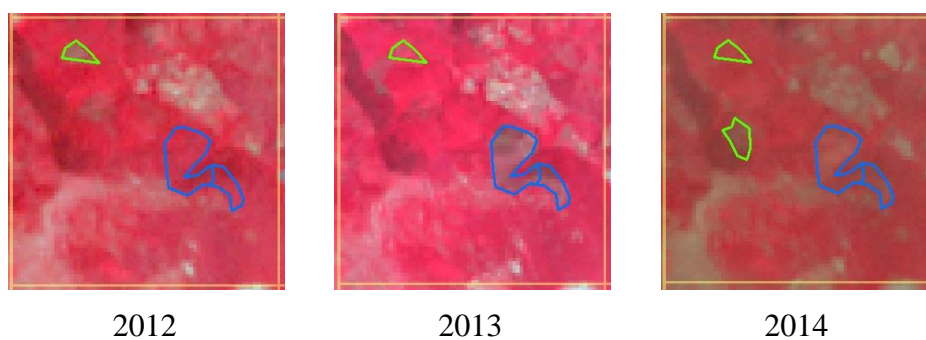
Dalla Figura 2.2-2 si può notare che, nel tempo, il numero di poligoni aumenta a causa del proliferare dei disturbi censiti nella stessa area. In questo caso i disturbi sono di un'unica tipologia: *tagliate*. Esse sono riconoscibili per il colore dei pixel: rosso negli anni precedenti al disturbo, beige (terreno nudo) in corrispondenza del disturbo, varie tonalità di rosso nel corso della ricostituzione del bosco. Inoltre, le *tagliate* si riconoscono anche per i margini netti e per il posizionamento sul territorio: frequentemente accade che una *tagliata* consista nell'allargamento di una *tagliata* eseguita qualche anno prima e nel frattempo ricostituitasi. La possibilità che nel corso del periodo di studio (cioè dal 5 agosto 1999 al 6 giugno 2015) la stessa particella sia oggetto di *tagliate* ripetute dipende dal turno previsto per quella specie dal Regolamento Forestale della Toscana N° 48/R dell'8 agosto 2003¹⁴.

Nella Figura 2.2-2, i disturbi avvenuti nello stesso anno sono indicati con lo stesso colore, e a colori diversi corrispondono anni diversi. Si può anche notare che nel corso del tempo le *tagliate* tendono a richiudersi riprendendo la stessa risposta spettrale che il bosco aveva prima del taglio. Nonostante l'attenzione prestata nel posizionamento dell'area di studio, è frequente che permanga un minimo di copertura nuvolosa (come nel caso degli anni 2001 e 2007): non essendo visibile il suolo, non è possibile censire eventuali disturbi avvenuti nell'anno.

¹⁴ (art. 21) cedui puri: 8 anni per castagno, robinia, ontano, salice, nocciolo, pioppo; 24 anni per il faggio; 18 anni per le specie quercine, i carpini o altre specie. Cedui misti: 8 anni per i cedui misti con prevalenza di castagno, robinia, salice, ontano, nocciolo, pioppo; 24 anni per i cedui misti con prevalenza di faggio; 18 anni per il forteto e per gli altri cedui misti. (art. 31) fustaie: 20 anni per ontano, salice e pioppo; 40 anni per douglasia, pino marittimo, nero, laricio, insigne, strobo, excelso; 50 anni per castagno; 60 anni per aceri, frassini, carpini; 70 per abete bianco o rosso, pino silvestre e cedro; 80 per pino domestico, cipresso comune e cerro; 90 anni per altre querce e faggio.

Un altro esempio, riguardante una tipologia differente di disturbo, è riportato nella Figura 2.2-3. In questo caso le *tagliate* sono

Figura 2.2-3: fotointerpretazione dell'incendio

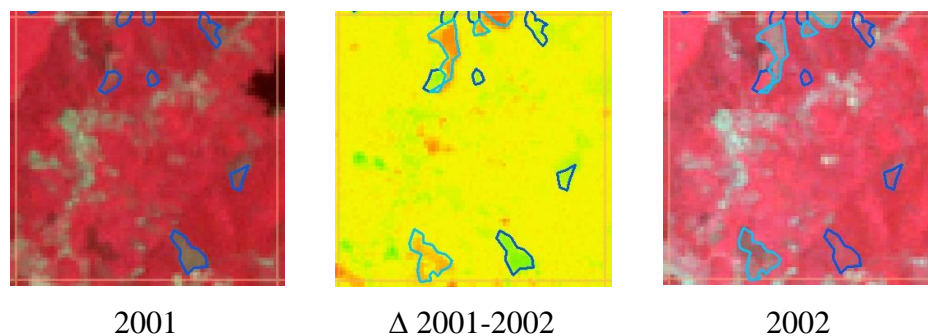


rappresentate con poligoni verdi, mentre gli incendi sono rappresentati con poligoni blu. Nel 2012, anno precedente al disturbo, il bosco all'interno dei poligoni blu presenta una copertura uniforme rispetto al bosco esistente in prossimità. L'anno seguente, invece, è possibile riconoscere l'avvenimento di un incendio perché i pixel contenuti presentano un colore nero (le ceneri assorbono la quasi totalità delle onde elettromagnetiche) e per i margini frastagliati e molto più irregolari rispetto ad una *tagliata*.

L'ultimo esempio, nella Figura 2.2-4, riguarda la fotointerpretazione su immagini in cui è calcolata la differenza dei valori di un indice di vegetazione. Esse esprimono il cambiamento avvenuto nel periodo di interesse (in questo caso tra il 2001 e il 2002) e sono utili per verificare la fotointerpretazione

eseguita su immagini infrarosso falso colore, oltre che per mappare disturbi di piccole dimensioni che sarebbero difficili da vedere in

Figura 2.2-4: fotointerpretazione su indici di vegetazione



altro modo. In blu sono rappresentati i poligoni che delimitano *tagliate* mappate nell'anno 2001, mentre e in azzurro i poligoni che delimitano *tagliate* compiute nell'anno 2002. Nell'immagine Δ , è possibile notare che i pixel relativi ai disturbi assegnati all'anno precedente assumono tonalità di verde (conseguentemente all'aumento di biomassa fotosintetizzante nel periodo 2001-2002), mentre quelli relativi al 2002 assumono tonalità di rosso (diminuzione di biomassa), mentre quelli indisturbati possiedono tonalità di giallo.

Una volta percorso con la fotointerpretazione l'intero territorio compreso all'interno delle aree di studio, si ottiene un database che rappresenta la verità a terra: contiene tutti i disturbi che hanno colpito le foreste nel periodo di interesse, e un campione dei boschi che sono rimasti

indisturbati. Per poter essere utilizzato per successive elaborazioni, esso deve contenere solamente informazioni corrette, e per questo è fondamentale sottoporlo ad una procedura di controllo e di eventuale correzione delle informazioni contenute. Per questo, è stata verificata l'eventuale presenza di geometrie il cui codice del disturbo non fosse assegnato, o con superficie nulla: queste sono state corrette oppure eliminate.

La fase successiva è stata il controllo della copertura del suolo, per assicurarsi che, al di là dell'utilizzo della maschera (COPERNICUS 2017), i disturbi perimetrati ricadessero tutti su territorio realmente boscato. Questa è stata eseguita principalmente mediante le ortofotocarte 2K mosaicate fruibili mediante WMS dal portale GeoScopio (cfr. par. 2.1.6). Come si può notare dalla Figura 2.2-5, però, la copertura non interessa la superficie delle aree di studio nella sua interezza, per cui è stato necessario integrare il controllo utilizzando Google Earth (Figura 2.2-6) in seguito all'esportazione del database in formato KML.

In generale, il controllo è avvenuto percorrendo le aree di studio seguendo lo stesso schema utilizzato per la fotointerpretazione (griglia di 7 x 7 quadrati per ogni area di studio), eliminando dal database contenuto in ArcMap eventuali poligoni che sono risultati coincisi con destinazioni d'uso del suolo differenti dal bosco, e correggendo su ArcMap le geometrie precedentemente tracciate in maniera imprecisa. Infine, il database è stato aggiornato ricalcolando le superfici.

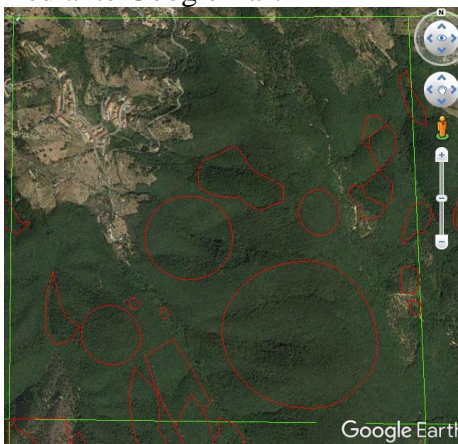
2.2.2. Mascheramento delle nuvole.

Come precedentemente descritto nel paragrafo 2.1.5, nell'ambito delle ricerche relative ai disturbi della copertura forestale è particolarmente importante utilizzare immagini prive di disturbi dovuti alla presenza della copertura nuvolosa (LUNETTA 2004). Per questo è stato necessario integrare con la fotointerpretazione le maschere delle nuvole ("*cloudmask*") fornite assieme alle immagini Landsat richieste. Queste sono prodotte in automatico dalla NASA utilizzando l'algoritmo ACCA (Automated Cloud Cover Assessment) (NASA 2017).

Figura 2.2-6: controllo dei poligoni mediante ortofotocarte



Figura 2.2-5: controllo dei poligoni mediante Google Earth

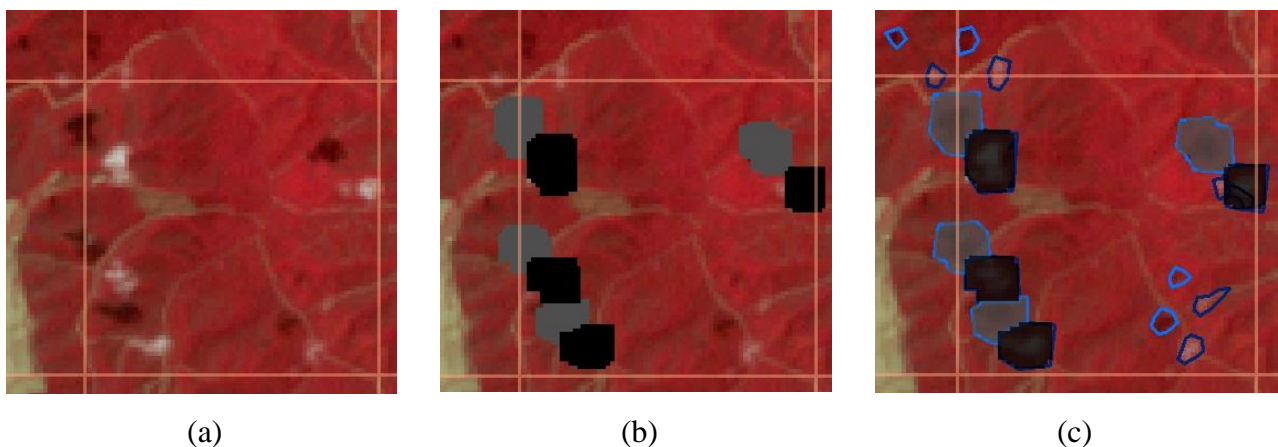


Per prima cosa sono state caricate sul programma ArcMap le "cloudmask" disponibili, una per ognuna delle diciassette immagini Landsat su cui sono stati fotointerpretati i disturbi (Tabella 2.1-1). Esse sono fornite in formato raster, per cui è stato necessario convertirle in poligoni, classificati secondo la seguente legenda ("gridcode"):

- 0: assenza di nuvole;
- 1: mare e specchi d'acqua;
- 2: ombre di nuvole
- 4: nuvole.

Infine, sono stati eliminati i poligoni aventi "gridcode" uguale a 0 e 1 in modo da lavorare soltanto con la copertura nuvolosa. Successivamente, ogni *cloudmask* è stata sovrapposta alla relativa immagine Landsat ed è stata integrata fotointerpretando le nuvole non contenute nella maschera, e le propaggini rimaste scoperte delle nuvole rilevate, con le relative ombre.

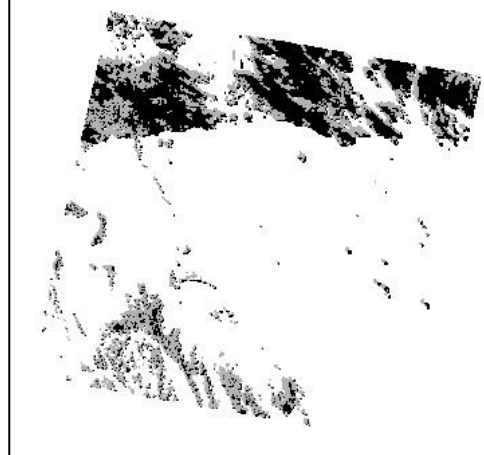
Figura 2.2-7: esempio di fotointerpretazione delle nuvole non rilevate da ACCA



La Figura 2.2-7 mostra un esempio del procedimento: (a) è l'immagine grezza, senza maschera, dove si nota la presenza di copertura nuvolosa; (b) è la stessa porzione di territorio, a cui è sovrapposta la "cloudmask": si può notare che non copre tutte le nuvole presenti, per cui la maschera è stata integrata fotointerpretando le nuvole rimaste scoperte in modo da giungere alla situazione (c). Quest'ultima rappresenta, sotto forma di poligoni blu, una porzione della maschera finale.

Il risultato di questa elaborazione è stata una serie di diciassette maschere, una per ognuna delle immagini

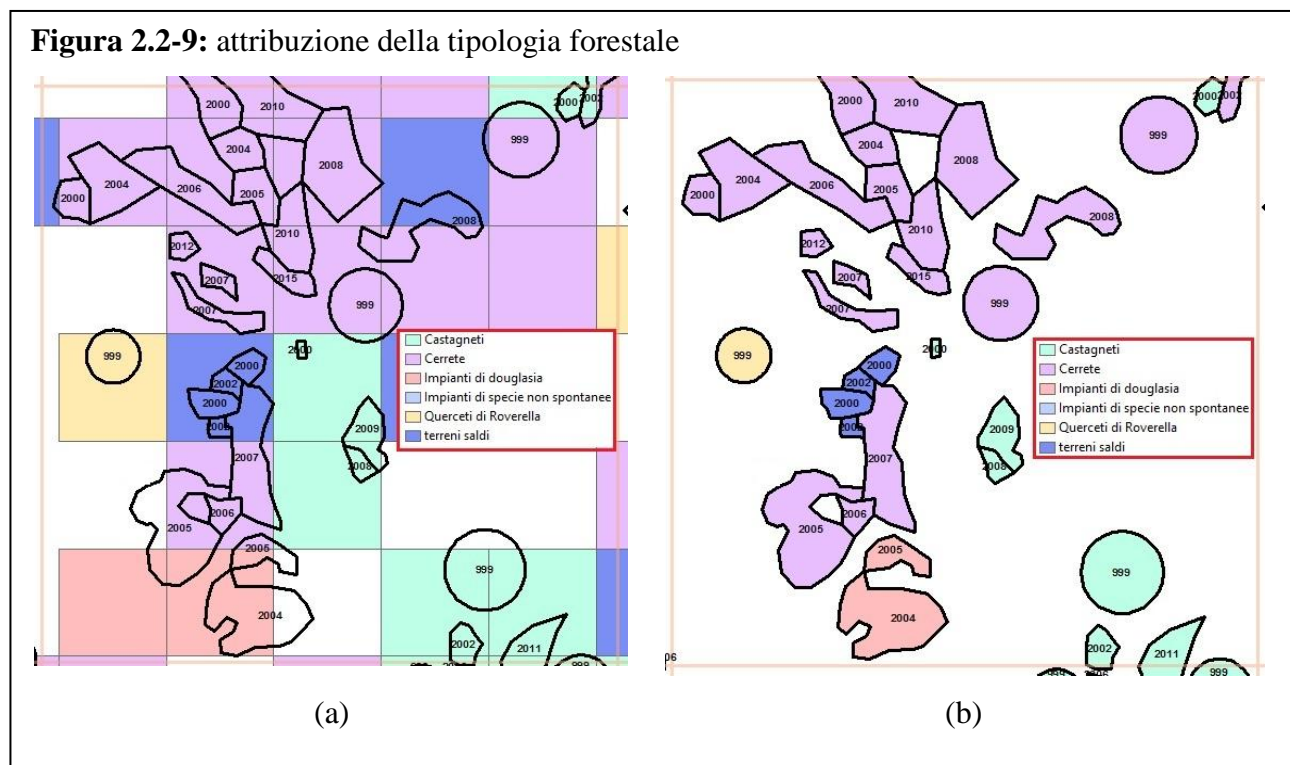
Figura 2.2-8: esempio di maschera integrata della copertura nuvolosa, relativa all'anno 1999.



Landsat utilizzate. Esse contengono la copertura nuvolosa rilevata da ACCA su tutta l'estensione della scena 192/030, integrata con i poligoni fotointerpretati soltanto all'interno dell'area di studio.

2.2.3. Integrazione del database con indicazione della tipologia forestale.

Siccome l'interazione della vegetazione con la radiazione dipende in generale dalla fotosintesi, e in particolare dalla conformazione della foglia (TUCKER 1986), per il monitoraggio dei disturbi agli ecosistemi forestali è necessario conoscere la tipologia di soprassuolo in cui è avvenuto il disturbo fotointerpretato in precedenza (cfr. par. 2.2.1). Questo è stato possibile attribuendo a ciascuno dei poligoni fotointerpretati la tipologia forestale riportata nell'Inventario Forestale Toscano (cfr. par. 2.1.6).

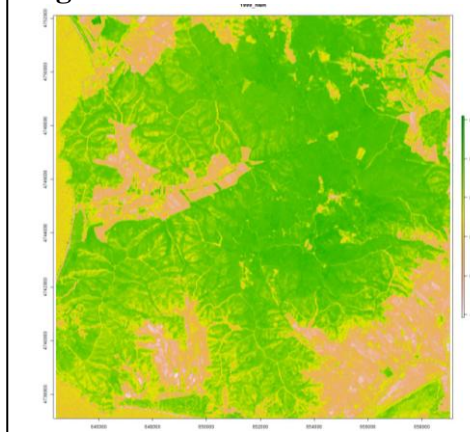


Il procedimento è illustrato nella Figura 2.2-9: per prima cosa i due shapefile sono stati sovrapposti in ambiente GIS (a), poi ad ogni poligono è stata assegnata la tipologia forestale prevalente in maniera automatica. Il risultato è l'integrazione del database con la tipologia di soprassuolo in cui è avvenuto il disturbo (b).

2.2.4. Calcolo degli indici.

Come illustrato in precedenza, nella Change Detection in ambito forestale vengono utilizzati indici che permettono di distinguere, in maniera più o meno efficace, i cambiamenti di copertura forestale (LU 2004, DERRING

Figura 2.2-10: NBR calcolato



1980, LYON 1995, JENSEN 1996, MAS 1999, HUANG 2010). Tra i vari indici esistenti (cfr. par. 1.3.3), la ricerca è stata focalizzata sui seguenti tre:

- **Normalised Burn Ratio (NBR) (KEY 2006):**

$$NBR = \frac{NIR(banda\ 4) - MIR(banda\ 7)}{NIR(banda\ 4) + MIR(banda\ 7)}$$

- **Normalised Difference Vegetation Index (NDVI):**

$$NDVI = \frac{NIR(banda\ 4) - RED(Banda\ 3)}{NIR(Banda\ 4) + RED(Banda\ 3)}$$

- **Indice modificato per l'utilizzo dell'infrarosso vicino (NB5):**

$$NB5 = \frac{NIR(banda\ 4) - NIR(Banda\ 5)}{NIR(Banda\ 4) + NIR(Banda\ 5)}$$

Il calcolo degli indici è stato eseguito direttamente sulle bande Landsat in formato raster. Utilizzando uno script all'interno del programma R-studio, per ognuna delle diciassette immagini è stata calcolata in automatico una generica funzione avente la forma:

```
BandEquation <- function(x, y) {
  Equation <- (x - y) / (x + y)}
```

dove x e y rappresentano due tra le bande presenti all'interno delle immagini utilizzate.

Successivamente, è fondamentale definire le immagini da utilizzare nel calcolo. Ad esempio, per il calcolo dell'indice NBR, la funzione per le immagini prodotte dal satellite Landsat 5 (di cui sono disponibili le prime 7 bande) è differente da quella per le immagini prodotte dai satelliti Landsat 7 e 8 (di cui ne sono disponibili sei: da 1 a 5 e la 7):

```
if(satellite == "LT5" | satellite == "LT4"){
  print(paste("Satellite: ", satellite), quote=FALSE)
  NBRraster <- overlay(x=CROPrasterbrick[[4]], y=CROPrasterbrick[[7]],
fun=BandEquation_LT4_LT5)
  rf <- writeRaster(NBRraster, file.path(savedir, NBRfilename), format="ENVI",
overwrite=TRUE)
  print(paste("Raster file", NBRfilename, "written to disk."), quote=FALSE)
} else {
  print(paste("Satellite NON LT5: ", fileyear), quote=FALSE)
  NBRraster <- overlay(x=CROPrasterbrick[[4]], y=CROPrasterbrick[[6]],
fun=BandEquation)
  rf <- writeRaster(NBRraster, file.path(savedir, NBRfilename), format="ENVI",
overwrite=TRUE)
  print(paste("Raster file", NBRfilename, "written to disk."), quote=FALSE)
}
```

Il calcolo è stato eseguito per un indice alla volta, su una area di studio alla volta; un esempio è portato dalla Figura 2.2-10, che riporta il risultato (in formato JPEG) del calcolo automatico dell'indice NBR per l'area di studio 1 nell'anno 1999.

Le immagini calcolate per lo stesso indice a partire dalla stessa immagine Landsat sono state poi riunite sotto forma di raster virtuale.

2.2.5. Estrazione delle statistiche per poligono.

L'estrazione delle statistiche per poligono è avvenuta in ambiente GIS, previa importazione dei file raster contenenti le informazioni utili:

- immagini multispettrali prodotte dai satelliti Landsat (v. Tabella 2.1-1);
- raster virtuali ottenuti in seguito al calcolo degli indici NDVI, NBR ed NB5 (v. par. 2.2.4).

Per ciascuno dei poligoni derivati dalla fotointerpretazione sono state estratte automaticamente la media (cioè il valore medio dei Digital Number dei pixel contenuti all'interno del poligono) e la deviazione standard di ciascuna delle bande e di ciascuno degli indici calcolati per ogni immagine Landsat utilizzata nell'ambito di questa ricerca (cfr. Tabella 2.1-1).

Una volta estratte le statistiche, è stato necessario uniformarle in quanto le immagini prodotte da Landsat 5 e da Landsat 7 hanno una risoluzione di 8 bit, mentre quelle prodotte da Landsat 8 di 16 bit (cfr. par. 1.3.2). Questa operazione è stata eseguita in Microsoft Excel, e la formula applicata è stata:

$$valore (8 bit) = \frac{valore (16 bit)}{2^{16}} \times 2^8$$

2.2.6. Elaborazione delle statistiche dei dati Landsat.

L'elaborazione è partita con la trasposizione dei dati dal file . XML al programma Microsoft Excel. In seguito, i dati sono stati riordinati in modo da ottenere una tabella in cui ogni riga riporta le statistiche estratte per ogni singolo poligono, per ciascuno degli anni e per ognuna delle bande Landsat. Un esempio è riportato nella Tabella 2.2-1.

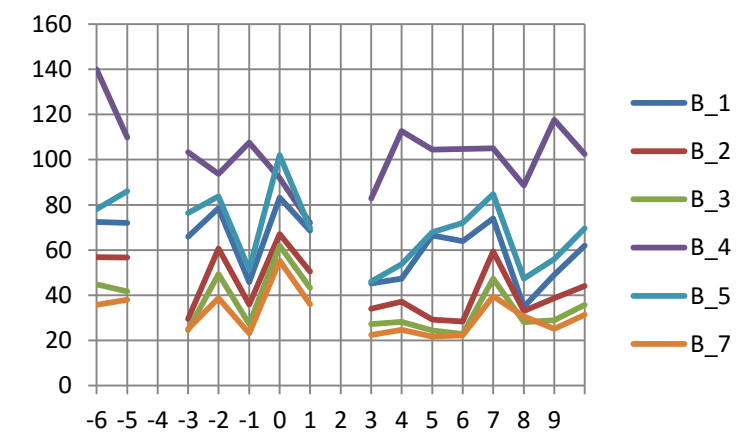
Tabella 2.2-1: Estratto del database ottenuto estraendo i valori per poligono

ID	TIP. FOR.	AREA MQ	AREA HA	SENSORE	BANDA	ANNO	NUOVE	TAGLIA	DN MEDIO	DN DEVIAZIONE STANDARD	ANNO TAGLIA	DISTANZA
0	Leccete	48,110.45	4.81	ETM+	B_1	1999	0	0	73.17	1.05	2003	-4
0	Leccete	48,110.45	4.81	ETM+	B_2	1999	0	0	54.67	1.09	2003	-4
4072	Macchie mediterranee	3,210.16	0.32	ETM+	B_5	2014	0	0	51	1	999	
4072	Macchie mediterranee	3,210.16	0.32	ETM+	B_7	2014	0	0	24	1	999	

Per l'elaborazione delle statistiche dei dati Landsat è stato fondamentale escludere i valori estratti nell'anno in cui la copertura nuvolosa è presente sul singolo poligono (cfr. par. 2.1.5). E' stato scelto di escludere nella loro interezza poligoni coperti anche solo parzialmente da nuvole per rispondere alla necessità di utilizzare valori corrispondenti ad una superficie che, nel tempo, non cambiasse di forma e di dimensione. L'esclusione è avvenuta precedentemente attribuendo un codice di presenza/assenza di nuvole in ambiente GIS e, successivamente, eliminando dal database le righe in cui il codice rivelasse l'esistenza di copertura nuvolosa. Per questo le serie temporali relative al singolo poligono non sono sempre complete, e le firme spettrali possono essere discontinue (come nella Figura 2.2-11). I dati ottenuti si riferiscono alla sola evoluzione del soprassuolo, per tutta la superficie contenuta nei poligoni fotointerpretati. Data la scarsa quantità di incendi fotointerpretati, è stato deciso di escluderli dalla ricerca concentrandola sulle sole *tagliate* e sul bosco indisturbato.

L'analisi delle statistiche ricavate a partire dal database così ottenuto è stata svolta utilizzando la tabella pivot di Microsoft Excel.

Figura 2.2-11: esempio di firma spettrale di un poligono su cui insiste copertura nuvolosa agli anni -4 e +2.



3. Risultati.

3.1. Mappatura delle tagliate.

3.1.1. Quantificazione del campione.

Sul totale delle tre aree di studio, pari a 67.500 ha, sono stati rilevati 47.203,71 ha di bosco. Di questi, la fotointerpretazione ha riguardato 9.834,89 ha di bosco oggetto di utilizzazioni. La superficie per categoria forestale è espressa nella Tabella 3.1-1 e nella Tabella 3.1-2.

Tabella 3.1-1: Quantificazione delle superfici censite per fotointerpretazione

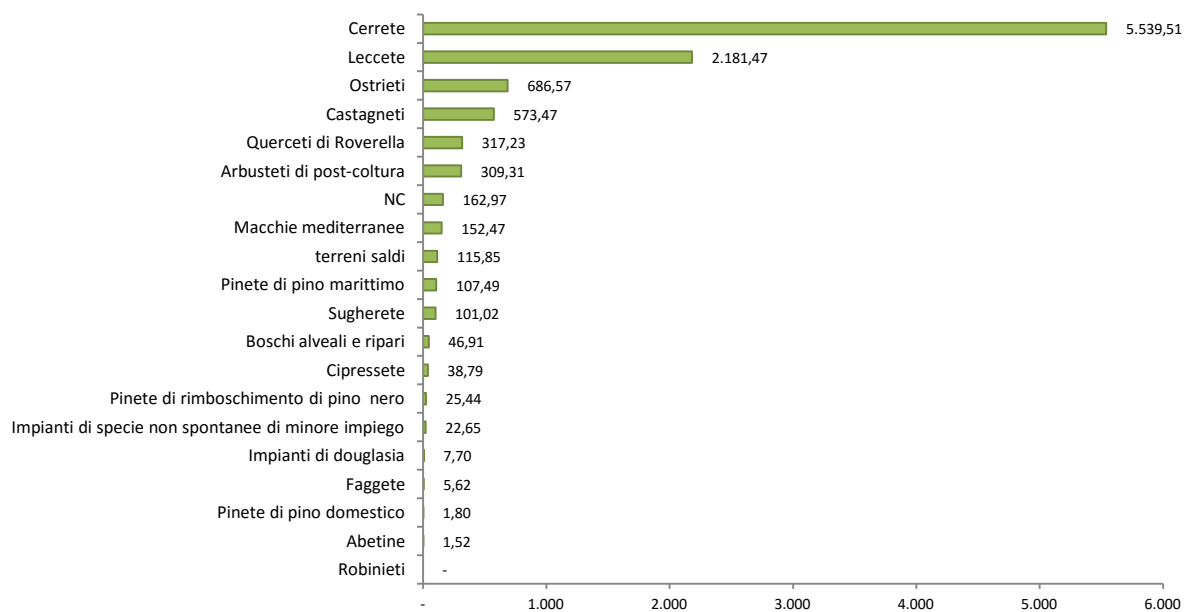
Tipologia forestale	totale tagliate ha
Abetine	1,52
Arbusteti di post-coltura	309,31
Boschi alveali e ripari	46,91
Castagneti	573,47
Cerrete	5.539,51
Cipressete	38,79
Faggete	5,62
Impianti di douglasia	7,70
Impianti di specie non spontanee di minore impiego	22,65
Leccete	2.181,47
Macchie mediterranee	152,47
Non classificato	162,97
Ostrieti	686,57
Pinete di pino domestico	1,80
Pinete di pino marittimo	107,49
Pinete di rimboscimento di pino nero	25,44
Querceti di Roverella	317,23
Robinieti	-
Sugherete	101,02
Terreni saldi	115,85
Totale complessivo	10.397,78

Tabella 3.1-2: Quantificazione delle superfici censite per fotointerpretazione, suddivise per tipologia forestale e per anno di taglio.

Tipologia forestale	Tagliate (ha)																
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Abetine		1,52															
Arbusteti di post-coltura	10,02	27,40	25,86	23,53	8,45	26,11	28,93	44,43	6,02	14,29	28,03	1,49	10,19	0,59	12,19	29,64	12,12
Boschi alveali e ripari	13,60		1,74			0,25	6,02	4,16	1,85		10,90				8,40		
Castagneti	25,35	76,09	71,77	28,61	3,43	46,28	25,79	35,93	18,68	30,92	28,59	10,23	26,88	15,10	41,76	58,77	29,31

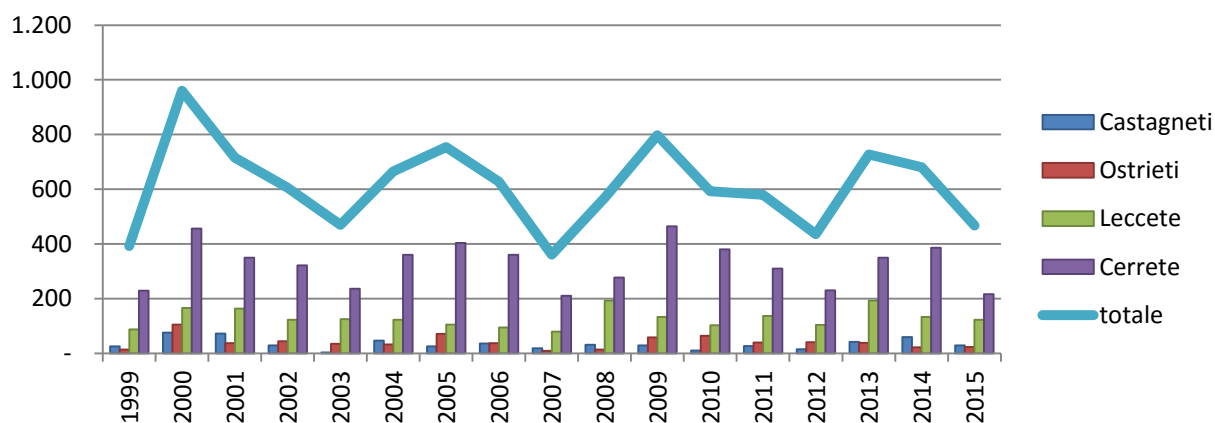
	215,73					122,55	13,12	20,14	23,33		6,28		19,55		1,72	3,22	467,09
	385,87					133,44	9,00	12,72	21,73			6,19	14,64		0,00	8,00	680,01
	349,25					193,37	8,14	5,01	38,16		2,26		38,86		19,76	9,90	727,04
	230,58				2,56	103,47	9,24	1,40	41,05		11,82		12,23		3,05	4,56	435,63
	309,98	5,83				136,89	10,58	8,15	39,99		7,65		16,46		7,27		579,84
	379,50				1,66	102,93	5,15	8,64	64,07		2,91		12,00		1,94	1,48	591,99
	463,84		1,66			132,92	14,84	7,17	58,22		11,53	1,53	12,98		15,67	9,65	797,53
	276,94				2,70	192,40	11,58	3,64	13,44		1,73		20,10			0,01	567,77
	210,29		0,88		1,74	79,57		7,74	9,59		16,26	0,21	5,55		1,96	0,85	361,19
	360,24					94,11	4,07	14,95	37,48		1,27	7,97	18,00		2,22	2,92	627,73
	403,14			7,70	1,63	104,45	3,31	10,37	71,29		17,92	1,61	53,43		5,27	13,00	753,86
	360,74		1,27			122,16	7,88	12,20	31,98	1,34	4,97	3,48	21,43		16,02	9,13	665,24
	235,76	4,37			1,41	124,46	0,89	14,73	34,94		4,27	0,22	21,73		3,22	11,82	469,71
	321,79	25,95			8,88	122,68	5,04	8,70	44,52	0,30		0,59	10,86		2,19	2,18	605,80
	350,17					163,19	6,98	13,50	37,26	0,17	3,46	1,78	18,18		3,16	17,82	715,04
	456,23	2,65	1,82		2,07	165,61	41,27	10,75	105,53		6,81	1,85	21,22		17,58	21,30	959,68
	229,45					87,27	1,39	3,17	14,00		8,37						392,62
Cerrete																	
Cipressete																	
Faggete																	
Impianti di douglasia																	
Impianti di specie non spontanee di minore impiego																	
Leccete																	
Macchie mediterranee																	
Non classificato																	
Ostrieti																	
Pinete di pino domestico																	
Pinete di pino marittimo																	
Pinete di rimboschimento di pino nero																	
Querceti di Roverella																	
Robinieti																	
Sugherete																	
Terreni saldi																	
Totale																	

Figura 3.1-1: superfici fotointerpretate e cadute al taglio (ha) suddivise per tipologia forestale



Dalla Figura 3.1-1 si nota che la tipologia forestale maggiormente interessata dalle *tagliate* sono le cerrete, seguite da leccete, ostrieti e castagneti.

Figura 3.1-2: superfici fotointerpretate e cadute al taglio per le quattro tipologie principali



La distribuzione nel tempo delle *tagliate* eseguite all'interno delle quattro tipologie forestali più importanti è mostrata nella Figura 3.1-2. Dal grafico si può notare che l'andamento della superficie totale caduta al taglio, durante il periodo considerato, non è costante nel corso del tempo.

Se invece si considerano le singole specie, è possibile vedere che la superficie tagliata in soprassuoli composti dalle due specie principali (cerrete e leccete) rispecchia l'andamento della

superficie totale caduta al taglio, con la superficie a cerreta che rimane sempre maggiore della superficie a lecceta. Per quanto riguarda le altre due specie considerate, invece, la superficie a castagneto che viene tagliata ha un andamento diverso dalla superficie ad ostrieto, e le due sono a loro volta indipendenti dall'andamento delle specie principali.

3.1.2. Estrazione delle firme spettrali.

L'estrazione delle firme spettrali avviene mettendo in un grafico i valori medi di riflettanza (e la relativa deviazione standard) registrati per ciascuna banda e per ognuno degli anni in cui sono stati estratti. La Figura 3.1-3 riporta i valori di riflettanza estratti per il bosco indisturbato per ciascuno degli anni oggetto di studio. La Figura 3.1-4, invece, riporta i valori di riflettanza estratti all'interno delle *tagliate* fotointerpretate a seconda della distanza temporale (in anni) dalla tagliata stessa.

Nella Figura 3.1-3, si nota un andamento parallelo delle firme spettrali relative alle diverse bande, che nella maggior parte dei casi si presentano ben distinte tra loro. Fanno eccezione la banda 3 (rosso visibile, forte assorbimento da parte delle clorofille) e la banda 7 (infrarosso medio, forte assorbimento da parte dell'acqua). La presenza di picchi è legata al rumore esistente nelle immagini.

Per quanto riguarda la Figura 3.1-4, invece, si nota allo stesso modo come le bande siano ben distinte tra loro, ma presentino un picco all'anno 0, indice del fatto che la banda è in grado di distinguere un cambiamento di uso del suolo. I valori di riflettanza misurati per gli stessi poligoni di

Figura 3.1-4: Firme spettrali di bosco indisturbato

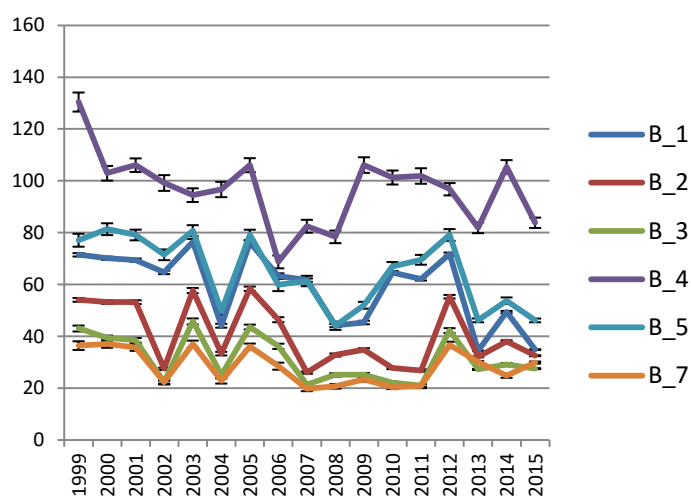
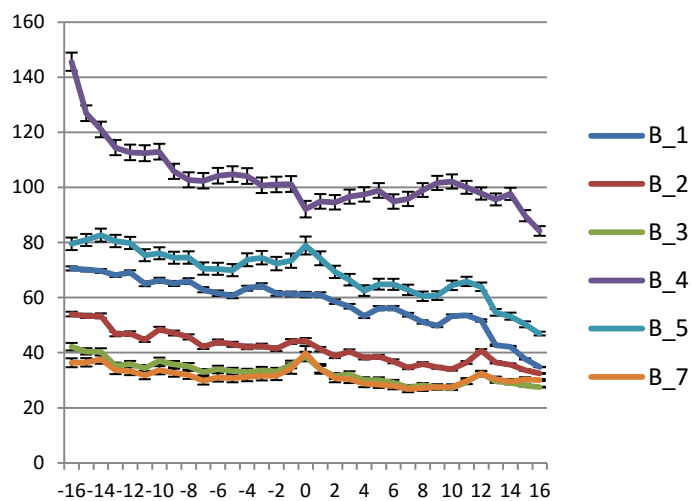
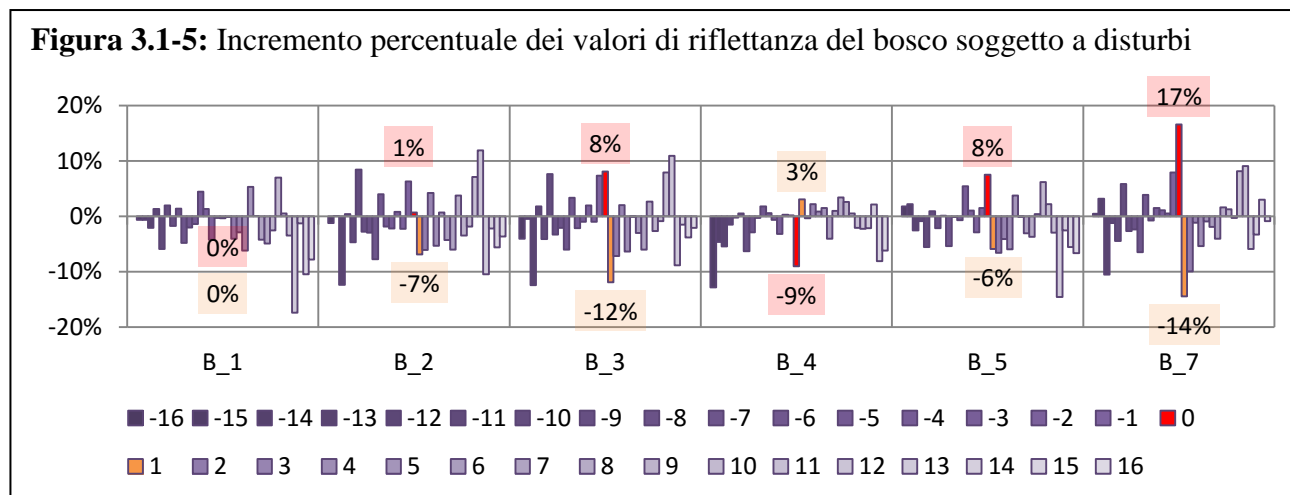


Figura 3.1-3: Firme spettrali di bosco tagliato

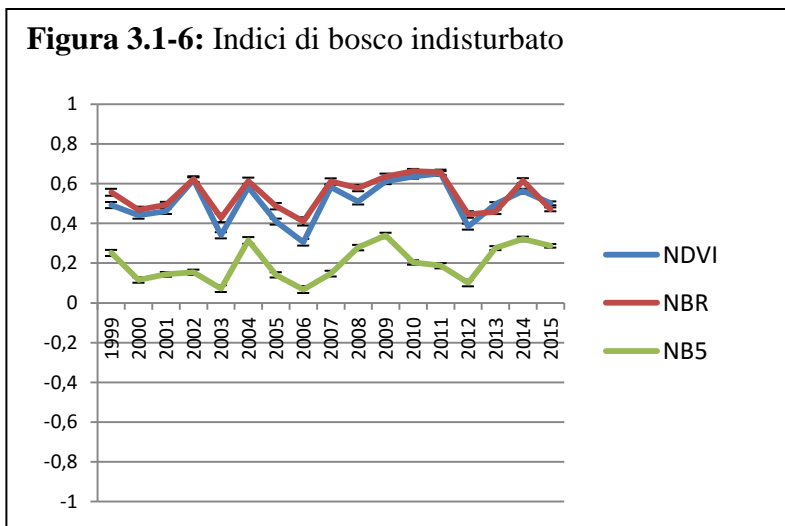


bosco indisturbato presentano un andamento discontinuo nel tempo, con incrementi che possono essere calcolati utilizzando la seguente formula:

$$\text{Incremento \%} = \frac{\text{valore dell'anno}}{\text{valore dell'anno precedente}} \%$$

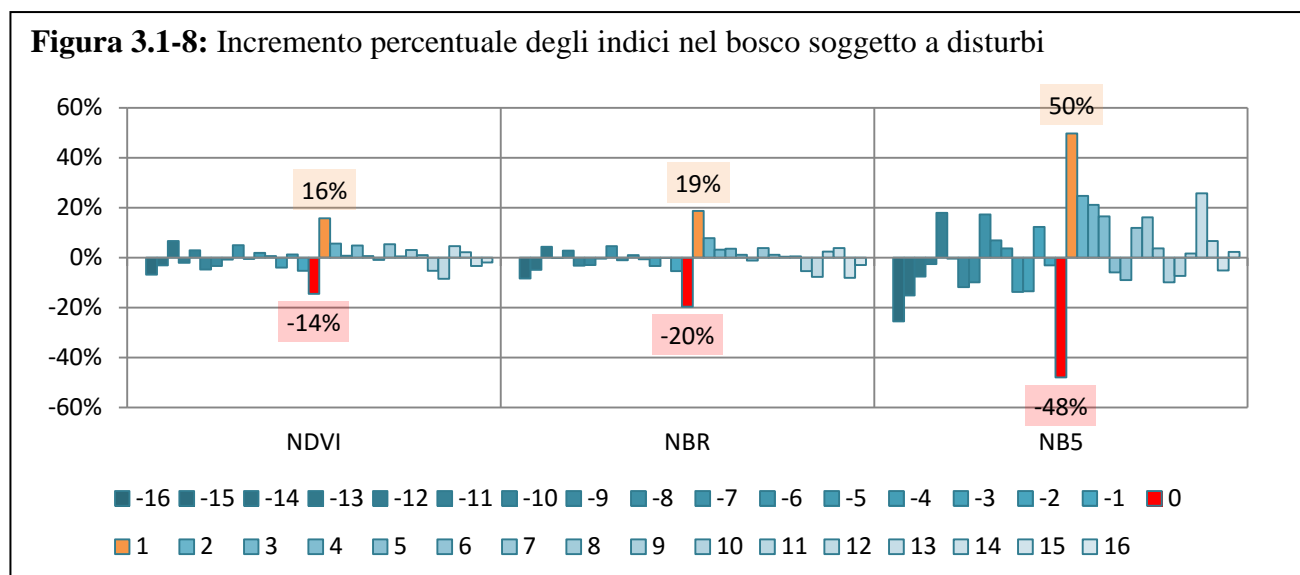
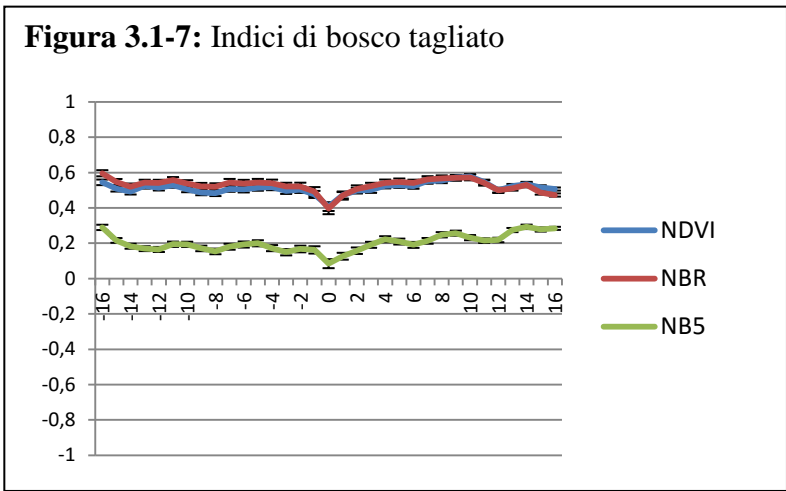


I risultati ottenuti sono illustrati nella Figura 3.1-5, che mostra l'andamento degli incrementi percentuali a differenti distanze temporali dal disturbo. L'efficacia di ciascuna banda nella distinzione del disturbo è espressa dall'incremento percentuale registrato all'anno 0, cioè dalla variazione dei valori di riflettanza dall'anno -1 (anno precedente al disturbo) all'anno 0 (anno del taglio): si nota che la banda più efficace è la 7 (infrarosso medio: +17%), seguita dalla 3 (rosso visibile: +8%), dalla 5 (infrarosso vicino: +8%) e dalla 4 (infrarosso vicino: +3%). La banda 2 (verde visibile: +1%) e la banda 1 (blu visibile: 0%), invece, non forniscono informazioni utili. L'efficacia nella distinzione della ripresa del soprassuolo invece è espressa dall'incremento percentuale registrato all'anno 1, cioè dalla variazione dei valori di riflettanza dall'anno 0 (tagliata, terreno nudo) all'anno +1 (inizio della ricostituzione della copertura vegetale). Anche in questo caso la banda più efficace è la 7 (infrarosso medio: -14%), seguita dalla 3 (rosso visibile: -12%), dalla 4 (infrarosso vicino: -9%) dalla 2 (verde visibile: -7%) e dalla 5 (infrarosso vicino: -6%). La banda 1 (blu visibile: 0%) non fornisce informazioni utili.



Le stesse analisi possono essere compiute anche per gli indici NDVI, NBR ed NB5, costruendo grafici analoghi a quelli già mostrati in precedenza per le bande Landsat. La Figura 3.1-6 riporta gli indici estratti per il bosco indisturbato per ciascuno degli anni oggetto di studio e, analogamente al caso della Figura 3.1-3, l'andamento delle curve riporta la presenza di picchi legati al rumore presente nelle immagini. Gli indici NDVI ed NBR presentano i valori di riflettanza più alti mentre NB5 presenta valori inferiori ma un andamento simile della curva.

La Figura 3.1-7, come la Figura 3.1-4, riporta gli indici estratti all'interno delle *tagliate* fotointerpretate a seconda della distanza temporale (in anni) dalla tagliata. Allo stesso modo delle singole bande, in corrispondenza del disturbo, si nota un picco, la cui profondità esprime la capacità dell'indice di distinguere il fatto che il soprassuolo ha subito un disturbo. L'andamento della curva negli anni successivi descrive la ripresa vegetativa.

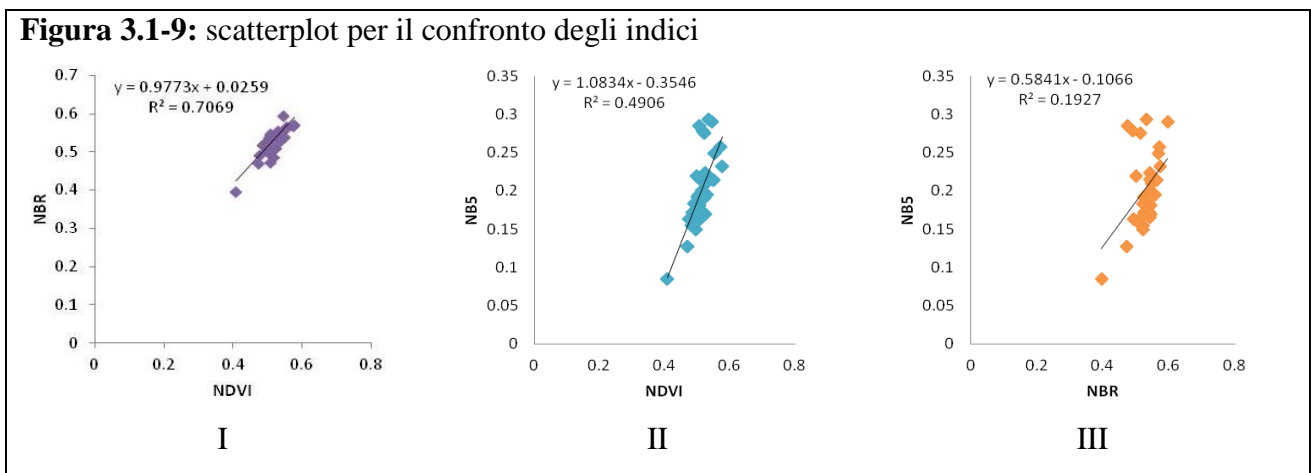


I risultati ottenuti dal calcolo dell'incremento percentuale dei valori degli indici sono mostrati in Figura 3.1-8: si notano un netto decremento all'anno 0 (quando si passa dalla copertura vegetale al soprassuolo nudo) e un forte incremento all'anno 1 (quando ricomincia la ricostituzione

del soprassuolo), fattori indicatori del fatto che gli indici selezionati sono efficaci nella distinzione del disturbo. Il più efficace sembra essere NB5, seguito da NBR e da NDVI.

NB5, però, presenta una curva più discontinua, con incrementi forti anche negli anni in cui il soprassuolo non subisce variazioni nette.

Un ulteriore confronto tra gli indici è possibile mediante gli *scatterplot*, cioè grafici a dispersione in cui coppie di variabili (in questo caso indipendenti) vengono rappresentate sul piano cartesiano per valutarne la correlazione. In questo caso le variabili considerate sono i tre indici (NDVI, NBR e NB5), e i grafici sono rappresentati nella Figura 3.1-9.



In tutti e tre i casi la forma allungata della nube indica l'esistenza di una correlazione lineare tra gli indici considerati, che va calando, ed è minima, nel grafico III in cui la nube dei punti assume tendenzialmente una forma più tondeggiante.

La correlazione tra le variabili in esame è espressa dalla linea di tendenza. In questo caso è stata scelta la regressione lineare, di cui è stato evidenziato il coefficiente di determinazione (R^2), corrispondente al quadrato del coefficiente di correlazione, che a sua volta esprime una relazione di linearità tra le due variabili (TRECCANI 2012). Valori più alti di R^2 indicano che i regressori predicono bene la variabile dipendente (TRECCANI 2012), per cui si può affermare che la correlazione è maggiore nel grafico I (NDVI/NBR), e che si riduce nel caso in cui venga inserito nell'analisi l'indice NB5. Infatti, nel grafico II (NDVI/NB5), R^2 assume valori inferiori, mentre nel grafico III (NBR/NB5) assume valori molto bassi, indicativi di una scarsa correlazione tra gli indici considerati.

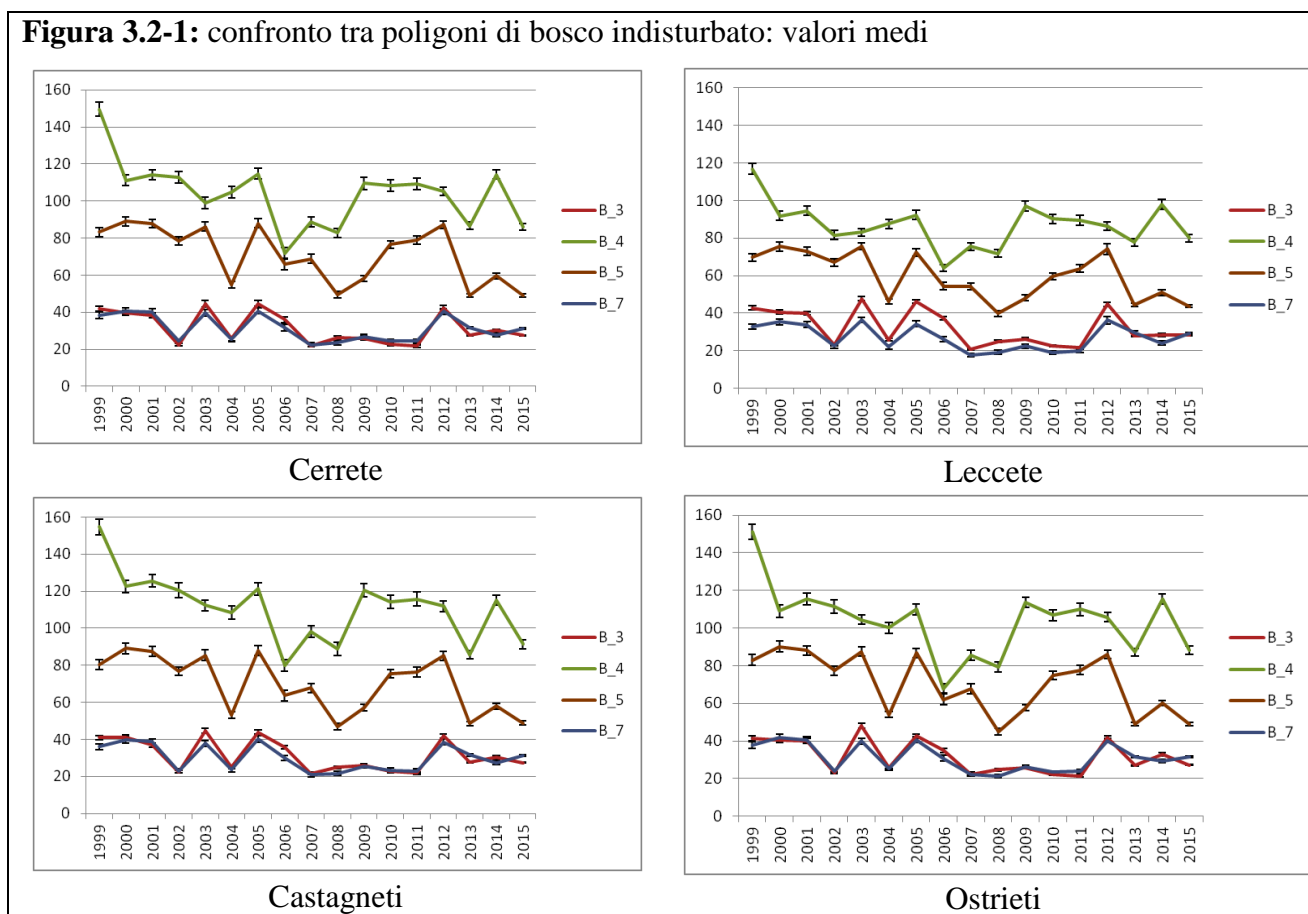
3.2. Comportamento delle aree tagliate.

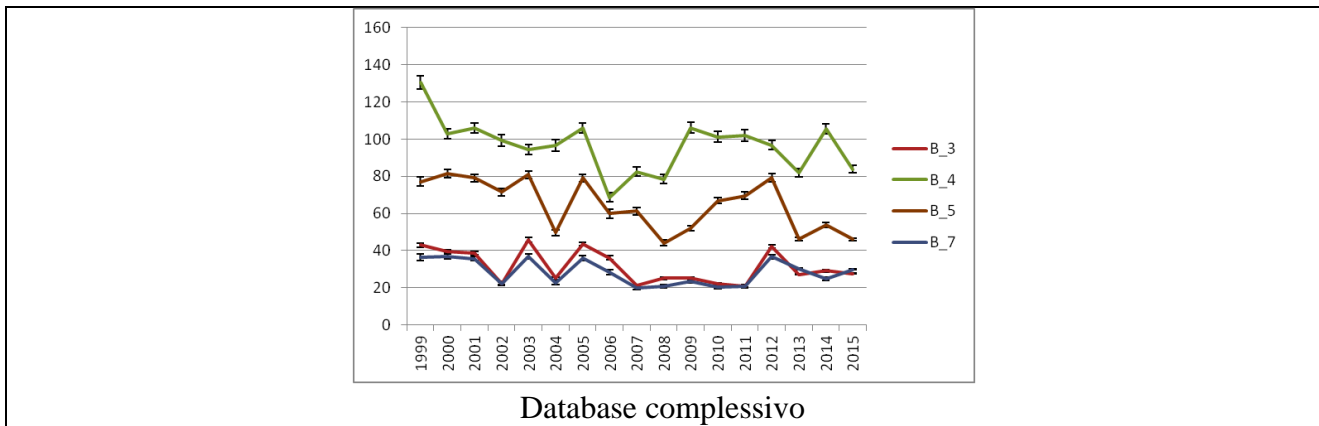
3.2.1. Confronto delle bande.

In seguito alle osservazioni generali compiute in precedenza riguardo alla differente risposta spettrale del bosco indisturbato e del bosco soggetto a disturbi, l'analisi è ripetuta in un sottocampione consistente nei soli poligoni relativi a singole tipologie forestali.

Le tipologie forestali scelte sono le quattro risultate più importanti a livello di superficie indagata, e consistono nelle cerrete, nelle leccete, negli ostrieti e nei castagneti. Per quanto riguarda i confronti tra bande, sono utilizzate soltanto le bande considerate maggiormente efficaci nelle fasi precedenti dell'analisi (cfr. par. 3.1.2) e cioè la 3 (rosso visibile); la 4 (infrarosso vicino); la 5 (infrarosso vicino) e la 7 (infrarosso medio).

Il primo confronto tra tipologie forestali riguarda la risposta spettrale del bosco indisturbato. I grafici riportanti le firme spettrali sono illustrati nella Figura 3.2-1. La comparazione tra i valori medi calcolati per ogni banda e per ogni tipologia forestale, nonché i valori medi calcolati per il database complessivo sono riportati nella Figura 3.2-1.

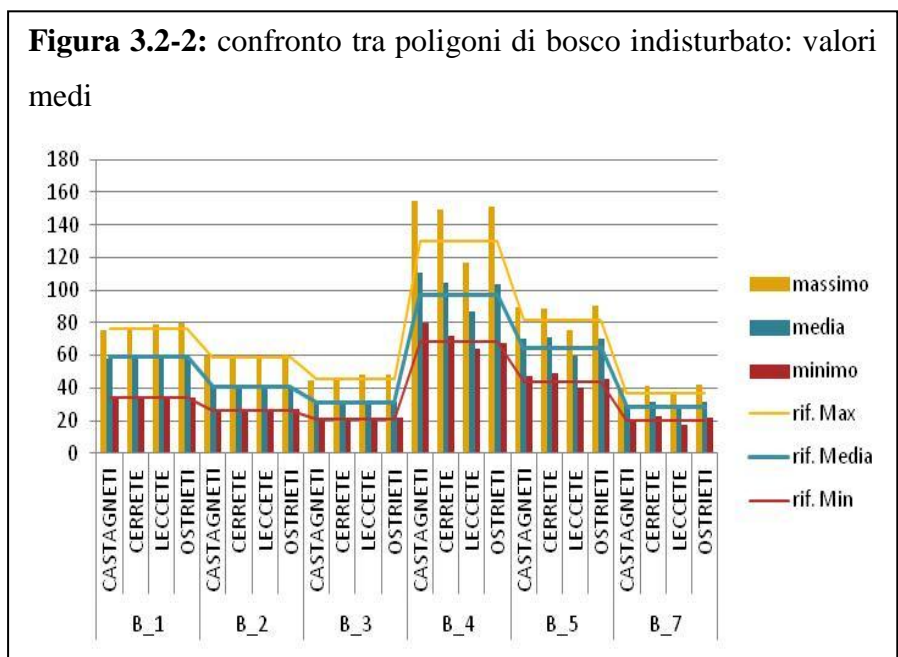




Ciò che si nota dalla Figura 3.2-1 è che la forma dei grafici ottenuti è simile tra le specie e affine alla forma del grafico relativo al database complessivo, perché la presenza di un picco è legata alla quantità di rumore caratteristica dell'immagine. Ciò che varia è la profondità dei picchi, dovuta ad una differenza dei valori medi di riflettanza registrati nei singoli anni per le diverse tipologie forestali.

In particolare, si nota che i valori relativi alle leccete sono nettamente inferiori rispetto ai valori registrati per le altre tipologie forestali e che essi abbassano i valori contenuti nel database complessivo. I castagneti invece presentano valori più alti, soprattutto per quanto riguarda la banda 4, mentre ostrieti e cerrete espongono una maggiore sovrapposizione della banda 5 e della banda 7.

L'analisi può essere svolta anche per singola banda, confrontando i valori medi di riflettanza di ogni

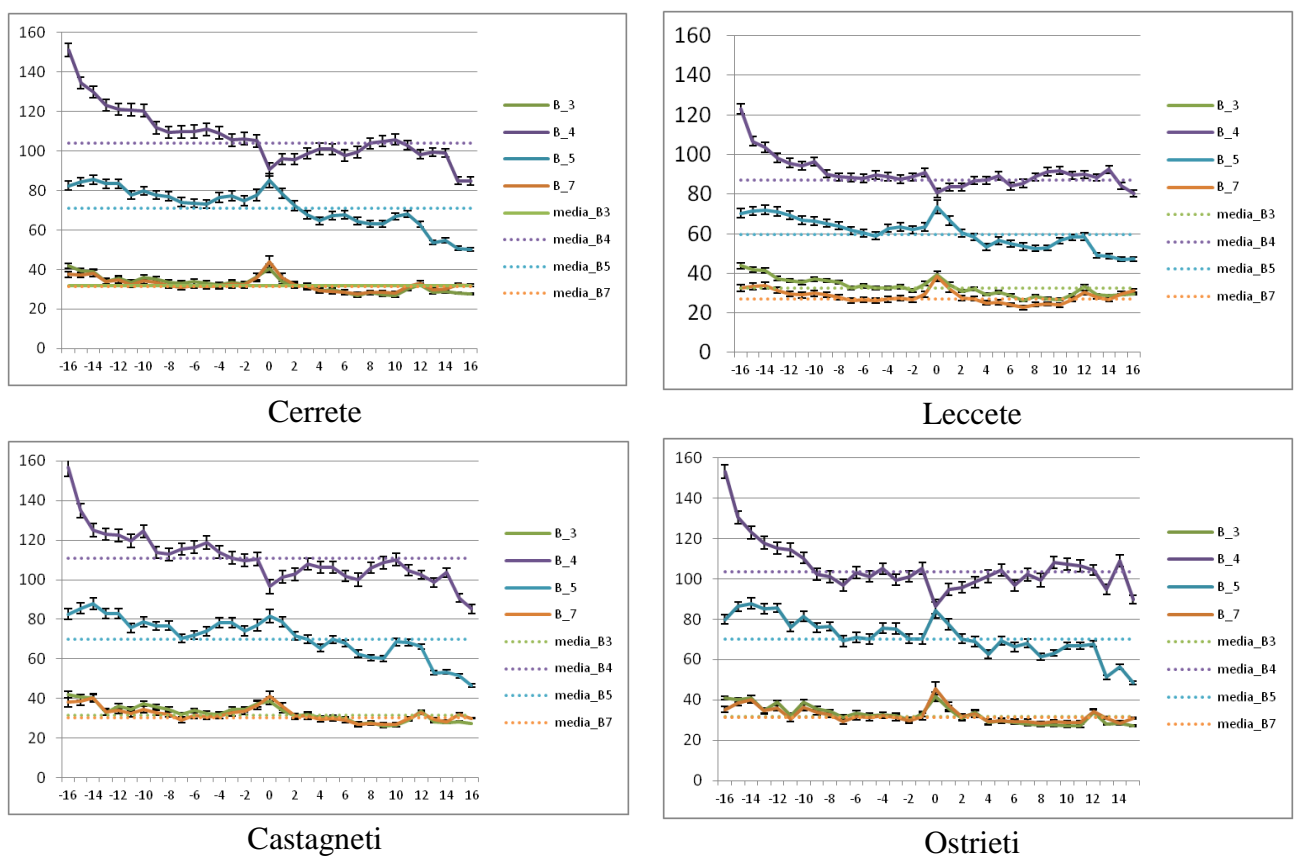


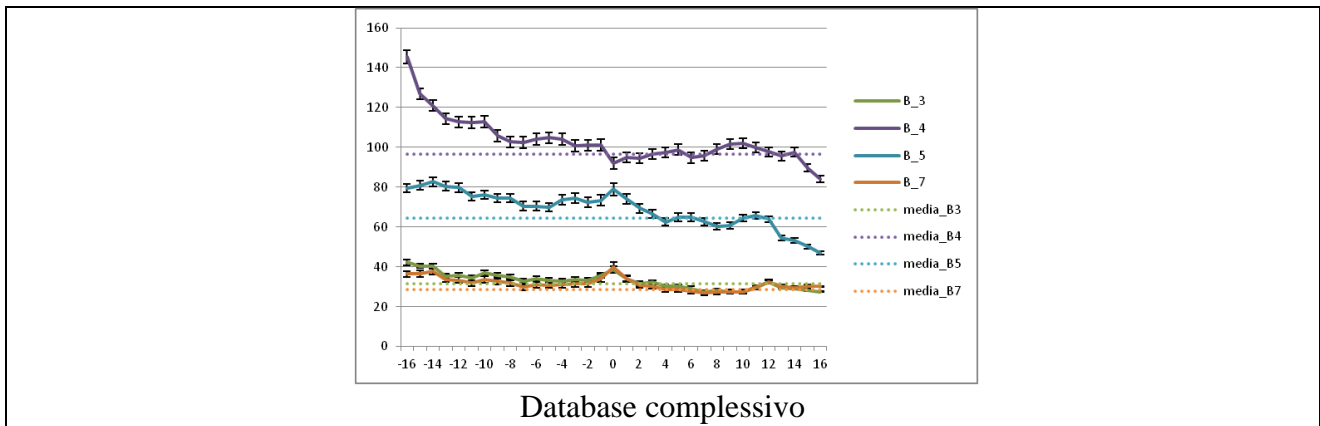
tipologia forestale osservata visivamente mediante gli istogrammi, con i valori medi del database evidenziati con i grafici a linee: vedi Figura 3.2-1. Per quanto riguarda la banda 3 (rosso visibile), si nota che i valori medi di riflettanza sono simili ai valori medi complessivi per tutte e quattro le specie: differiscono per i valori massimi, più alti per le leccete e gli ostrieti (che possiedono, però, valori minimi più bassi). Per la banda 4 (infrarosso vicino), la situazione è differente: i castagneti mostrano valori nettamente più alti, seguiti dalle cerrete e dagli ostrieti che hanno valori medi simili: questi ultimi possiedono, però, valori minimi inferiori e valori massimi superiori rispetto alle

cerrete. Le leccete, invece, presentano valori molto più bassi. Nell'infrarosso vicino sono caratteristici (cfr. Tabella 1.3-1) il minimo assorbimento da parte della vegetazione, e fenomeni di *scattering* all'interno della canopia, per cui si può supporre che la differenza sia dovuta alla struttura del bosco che deforma la radiazione riflessa verso il satellite. Per la banda 5 (infrarosso vicino) i valori medi più alti sono quelli delle cerrete e degli ostrieti: le cerrete però presentano valori massimi più bassi e minimi più alti rispetto agli ostrieti. I valori medi di queste due specie sono seguiti dai castagneti e dalle leccete, la cui riflettanza è molto inferiore rispetto al database complessivo. In corrispondenza della banda 5 del satellite Landsat si situa un forte assorbimento della radiazione da parte dell'acqua (cfr. Tabella 1.3-1), per cui la differenza potrebbe essere attribuita alla differente quantità di acqua contenuta all'interno delle foglie di specie forestali differenti, che reagisce in maniera caratteristica agli stimoli luminosi. Per quanto riguarda la banda 7 (infrarosso medio), infine, sono gli ostrieti a presentare i valori più alti, seguiti da cerrete, castagneti e leccete.

La seconda parte del confronto delle bande consiste nell'osservare i poligoni di bosco oggetto di taglio. La Figura 3.2-3 mostra l'andamento dei valori medi di riflettanza rilevati a seconda della distanza temporale dall'anno dell'intervento per ciascuna delle bande considerate efficaci, in relazione ai valori medi di riflettanza rilevati per quella banda nel bosco indisturbato.

Figura 3.2-3: confronto tra poligoni di bosco tagliato: valori medi



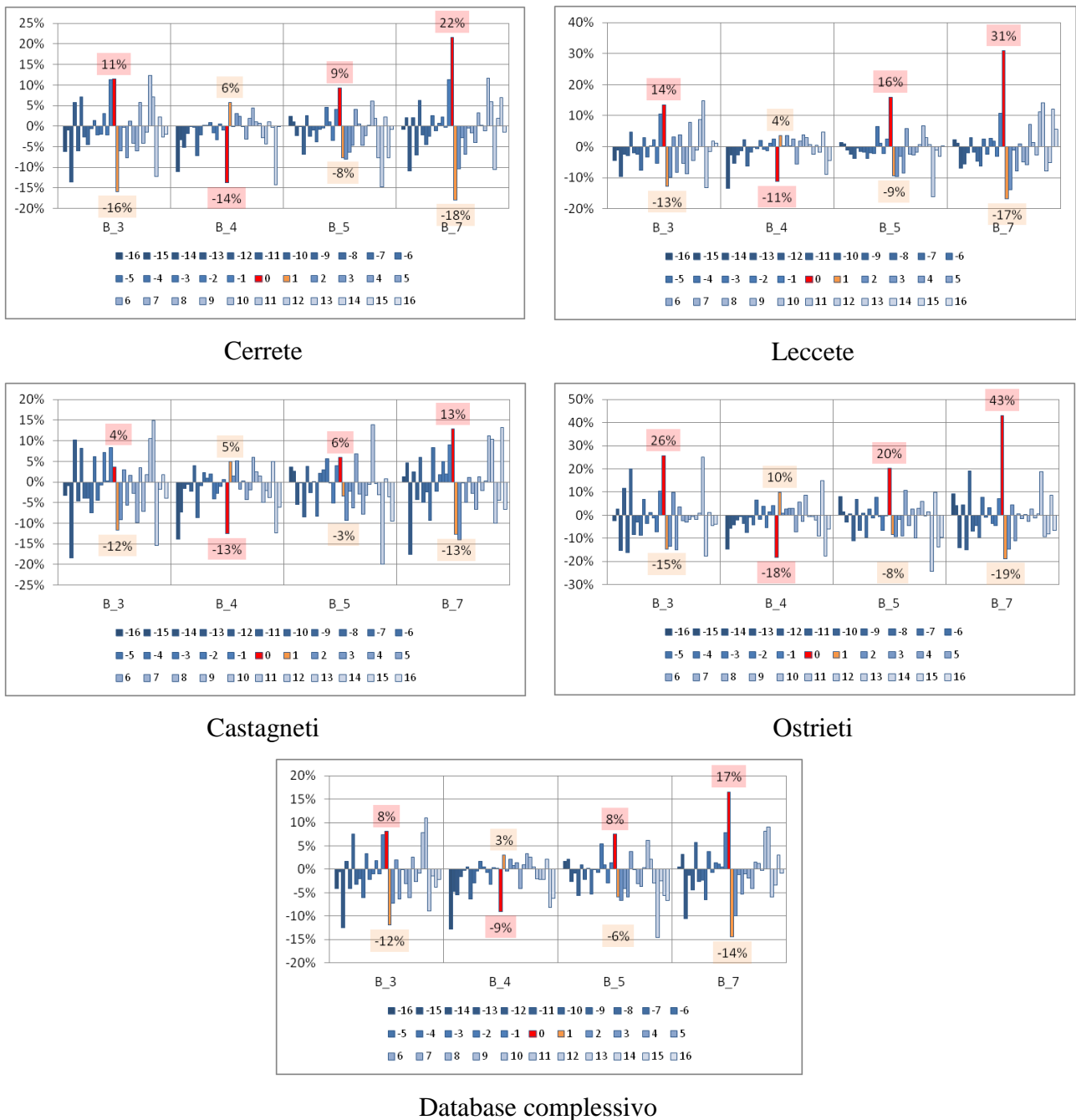


Come nel caso del bosco indisturbato (cfr. Figura 3.2-1), si nota che i valori di riflettanza delle leccete sono nettamente inferiori rispetto ai valori di riflettanza registrati per le altre tipologie forestali considerate; inoltre, soltanto nel caso delle leccete l'andamento delle curve relative alle bande 3 e 7 si discosta sensibilmente. Secondo le lunghezze d'onda riportate nella Tabella 1.3-1, si può supporre che questo sia dovuto ad un assorbimento della luce da parte dei pigmenti fotosintetici e dell'acqua contenuta nelle foglie differenziate nel caso dei lecci (latifoglie sempreverdi) rispetto alle altre tipologie forestali considerate (latifoglie caducifoglie). La forma dei grafici è simile per tutte le tipologie forestali, con il picco massimo situato in corrispondenza dell'anno 0 (anno della tagliata). Generalmente, per gli anni precedenti la tagliata, le curve dei valori di riflettanza per ogni banda si situano al di sopra delle soglie indicanti i valori medi di riflettanza, nel caso del bosco indisturbato. In seguito al disturbo, le intersecano e se ne posizionano al di sotto: l'anno in cui avviene l'intersezione rappresenta il momento in cui il bosco riprende i valori di riflettanza propri del bosco indisturbato, in corrispondenza alla ricostituzione del soprassuolo arboreo. Ciò avviene in media all'anno +4, coerentemente con quanto dimostrato in altri studi (BORRELLI 2017).

Inoltre, si nota che l'efficacia delle bande, intesa come profondità del picco della curva, nella distinzione del disturbo all'anno 0 è differente a seconda della tipologia forestale considerata. In particolare, nel caso degli ostrieti, i picchi appaiono più pronunciati, mentre nel caso dei castagneti sono presenti ma non si discostano molto dall'andamento della curva.

Analogamente allo studio delle singole bande, gli incrementi percentuali dei valori di riflettanza indicano l'efficacia della banda nella distinzione di un disturbo. Se l'incremento è sufficientemente ampio, permette di fissare una soglia che distingua i valori di riflettanza estremi legati al rumore delle immagini dai valori di riflettanza estremi dovuti all'effettiva distinzione di un disturbo nella copertura forestale.

Figura 3.2-4: confronto tra poligoni di bosco tagliato: dinamiche degli incrementi percentuali



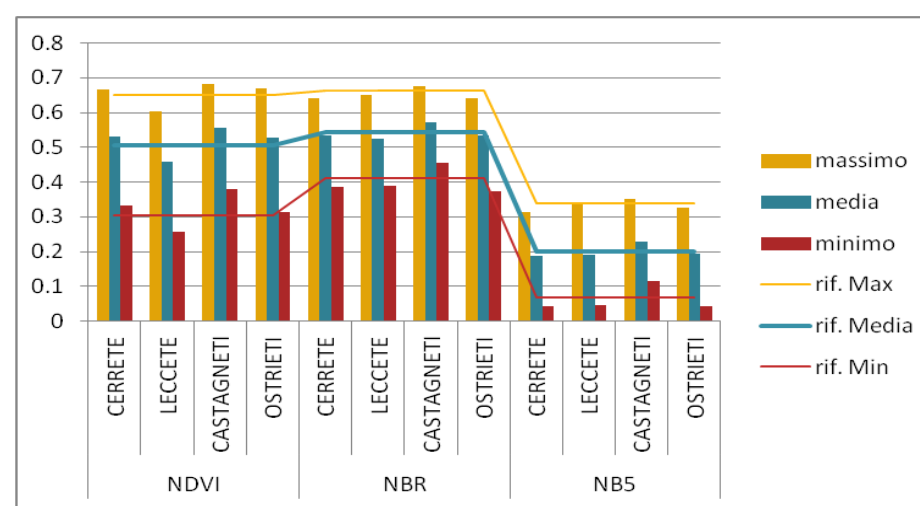
Il confronto delle dinamiche degli incrementi percentuali a seconda della tipologia forestale è mostrato in Figura 3.2-4. Si può notare che, considerando l'intero database, nonostante le oscillazioni temporali, sono presenti picchi profondi in corrispondenza dell'anno di taglio. Considerando le singole tipologie forestali, i picchi più pronunciati sono quelli relativi agli ostrieti, seguiti dalle leccete e dalle cerrete. Nei castagneti, invece, sono presenti valori estremi anche a distanza dall'anno del disturbo: questo rende difficile fissare una soglia che definisca per quali valori di riflettanza è possibile distinguere una tagliata in un soprassuolo di castagno.

Come già visto in precedenza (cfr. par. 3.1.2), nel caso si consideri il database nel suo complesso, la banda più efficace risulta essere la 7, seguita dalla 3, dalla 5 e dalla 4. Nel caso si considerino le singole specie forestali, invece, tranne per la banda 7 che si conferma quella con gli incrementi maggiori, la situazione è differente. Le cerrete mostrano un'importanza maggiore della banda 4, seguita dalla banda 3 e dalla banda 5. Le leccete, invece, hanno un picco più pronunciato per la banda 5, seguita dalla 3 e dalla 4. I castagneti presentano grande importanza della banda 4, con valori simili a quelli della banda 7, seguita dalla 5 e dalla 3. Gli ostrieti, infine, rispecchiano la situazione generale.

3.2.2. Confronto degli indici.

Come in precedenza, sono stati confrontati gli indici nel caso del database completo. In questo paragrafo l'analisi è ripetuta in un sottocampione consistente nei soli poligoni relativi a singole tipologie

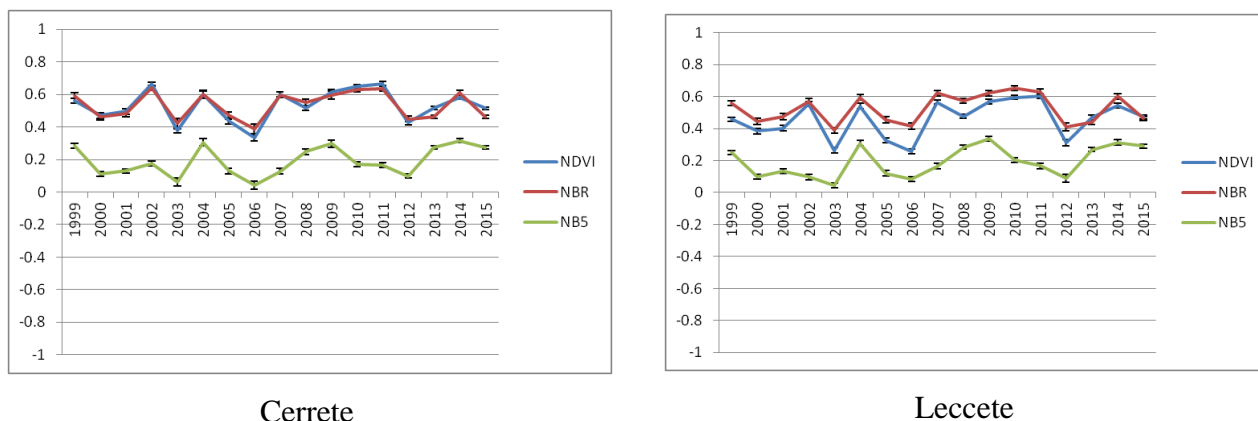
Figura 3.2-5: confronto tra poligoni di bosco indisturbato: valori medi

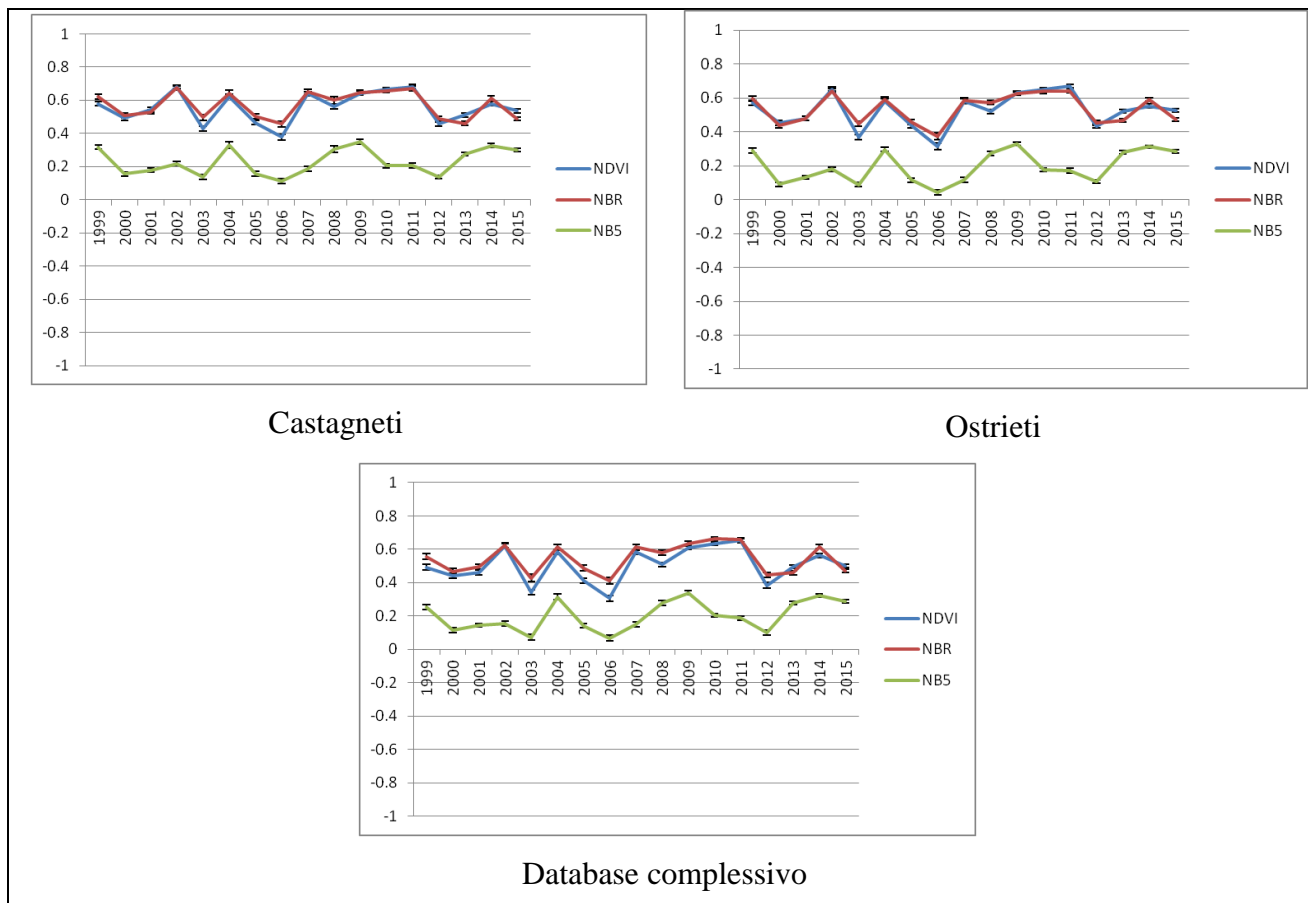


forestali, analogamente a quanto eseguito nel paragrafo 3.2.1 con il confronto tra le bande.

Anche in questo caso, il primo confronto riguarda la risposta spettrale del bosco indisturbato, ed è illustrato nella **Figura 3.2-6**.

Figura 3.2-6: confronto tra poligoni di bosco indisturbato: valori medi



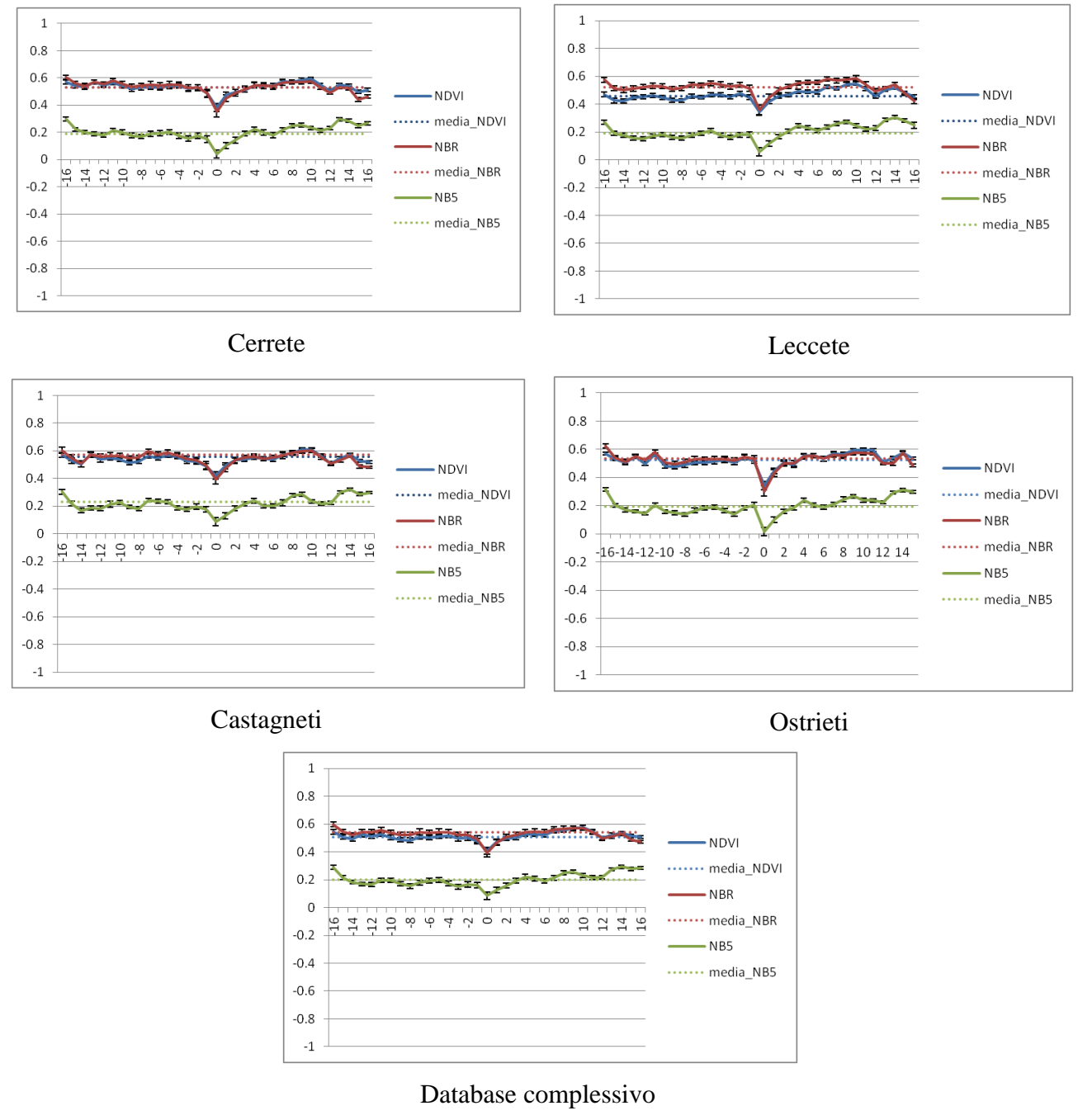


Analogamente al caso dell'analisi per bande, anche i grafici che rappresentano gli indici misurati nel bosco indisturbato presentano una forma simile tra le specie e affine al database complessivo, con picchi in corrispondenza degli anni in cui le immagini risultano avere più rumore. La differenza più evidente riguarda il caso delle leccete: i grafici dell'NDVI e dell'NBR risultano distinti, con valori maggiori per l'indice NBR, mentre per tutte le altre specie gran parte dei grafici sono sovrapposti; inoltre, i valori registrati per l'indice NDVI sono più bassi rispetto al database complessivo. Le cerrete, invece, presentano valori più alti per l'indice NB5 rispetto alle altre specie, e la curva che descrive l'andamento di questo indice risulta più ravvicinata alle curve degli indici NDVI ed NBR rispetto agli altri grafici.

Confrontando tra loro i valori massimi, medi e minimi degli indici rilevati all'interno delle singole tipologie forestali (istogrammi) con i valori ottenuti considerando per intero i poligoni analizzati (grafici a linee) si ottiene il grafico della Figura 3.2-5. Analogamente all'analisi delle singole bande, le leccete mostrano valori medi inferiori alla media del database complessivo per tutti e tre gli indici. Le cerrete mostrano valori superiori alla media soltanto nel caso dell'NDVI, mentre i castagneti hanno valori sempre superiori. Gli ostrieti, infine, hanno valori di NDVI superiori alla media, ma inferiori per quanto riguarda l'NBR e l'NB5. I valori massimi assoluti sono propri dei castagneti.

Come in precedenza, la seconda parte del confronto riguarda i valori medi di riflettanza misurati nel bosco tagliato, in relazione alla media dei valori di riflettanza misurati nel bosco indisturbato; i grafici che mostrano questa relazione sono riportati in Figura 3.2-7.

Figura 3.2-7: confronto tra poligoni di bosco tagliato: valori medi



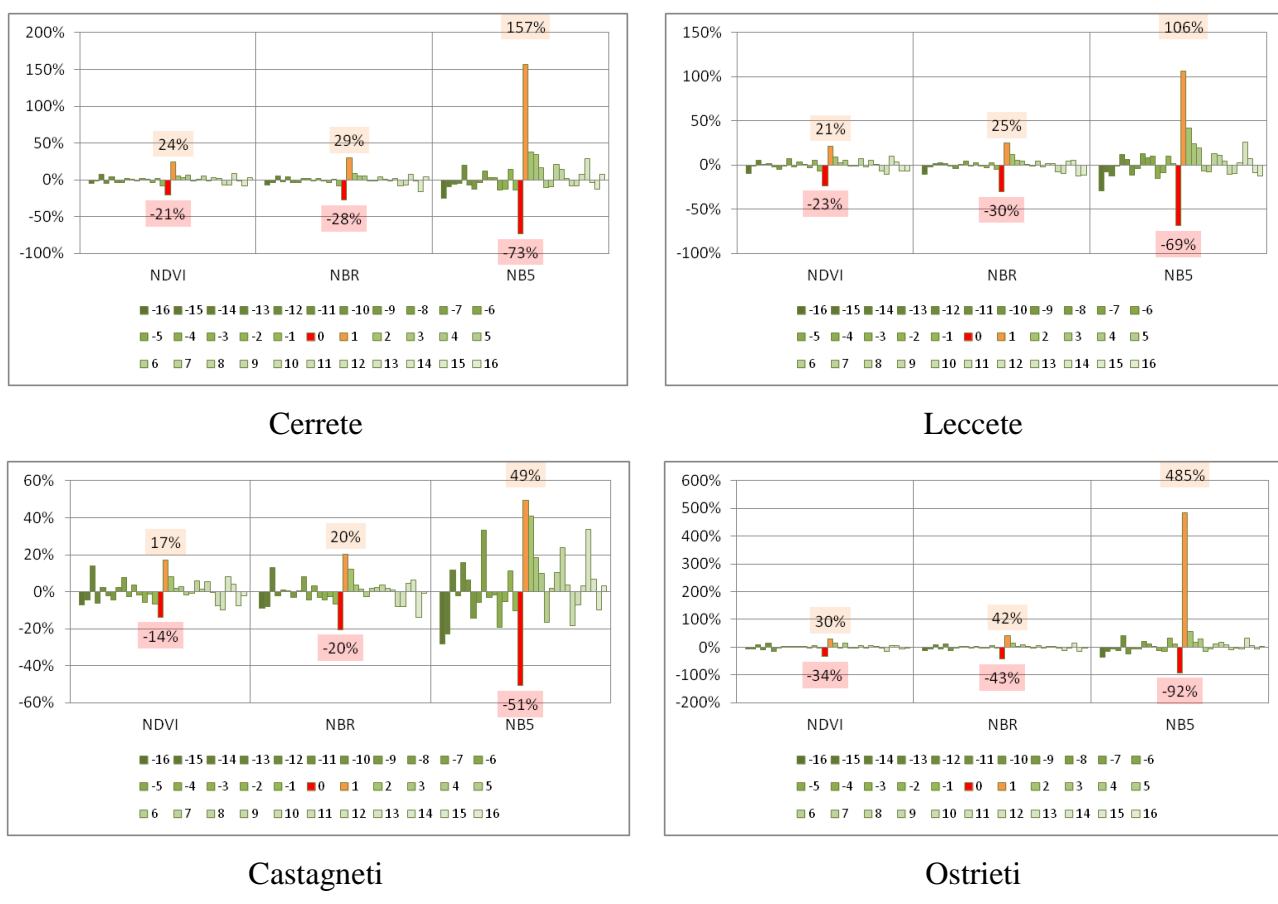
Come in precedenza, si nota che la forma dei grafici delle singole specie è simile alla forma del grafico riscontrato per il database complessivo. Si nota che i valori di NDVI e di NBR per le

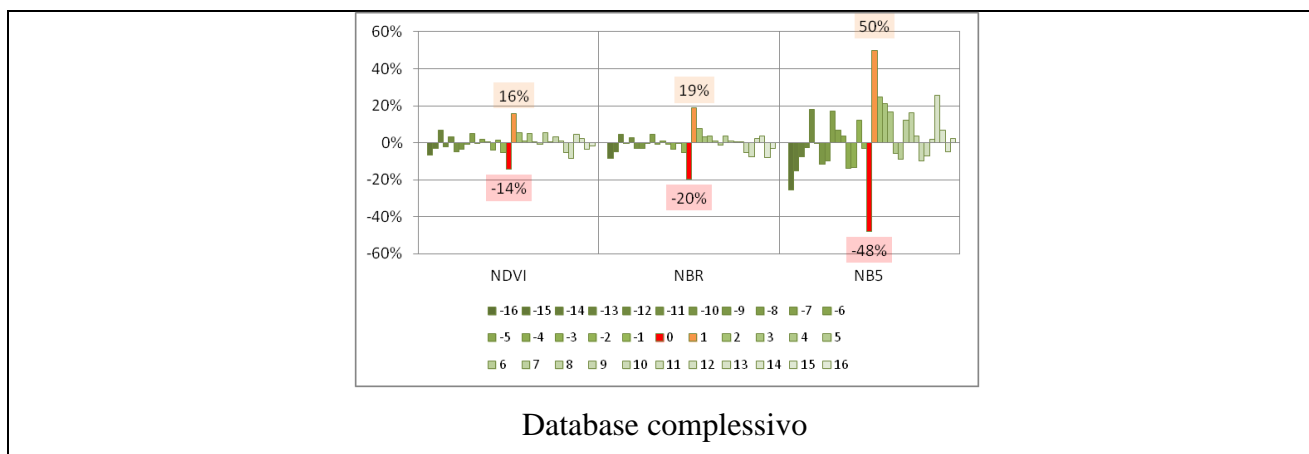
leccete sono inferiori rispetto agli altri grafici, e che le curve che descrivono questi indici si discostano l'una dall'altra soltanto in questo caso. Non si notano altre differenze significative.

Per tutti i grafici considerati, prima del disturbo, i valori medi degli indici sono coerenti con i valori medi registrati nel caso del bosco indisturbato; all'anno 0 si riscontra una drastica diminuzione e, nel giro di 4 anni, i valori salgono fino a ritornare in linea con quelli del bosco indisturbato. Un ulteriore aumento degli indici nel corso del tempo indica un aumento di biomassa sulla superficie.

La presenza di un picco all'anno 0 indica che l'indice è utile per distinguere la presenza di un disturbo; l'efficacia dei vari indici dipende dalla profondità del picco, che a sua volta è differente a seconda della tipologia forestale considerata. Come già compiuto in precedenza, la quantificazione dell'efficacia degli indici nella distinzione dei disturbi si svolge considerandone l'andamento degli incrementi medi percentuali nel tempo, illustrato nella Figura 3.2-8.

Figura 3.2-8: confronto tra poligoni di bosco tagliato: dinamiche degli incrementi percentuali





Considerando il database nel suo complesso, si nota che in corrispondenza dell'anno 0 (drastica diminuzione del soprassuolo, quindi drastica variazione degli indici) sono presenti picchi negativi. In corrispondenza, invece, dell'anno 1 i picchi sono positivi (riscoppio della vegetazione e quindi drastico aumento degli indici). In tutte e quattro le tipologie forestali considerate è presente un'oscillazione degli indici nel corso del tempo, con picchi negli anni di maggiore distanza che, però, non raggiungono mai i valori del picco corrispondente al disturbo. Le curve dell'NDVI e dell'NBR hanno un andamento uniforme e simile, mentre la curva dell'NB5 presenta un andamento discontinuo, con profonde oscillazioni.

Come nel caso della variazione degli indici dovuta alla tipologia forestale, anche gli incrementi percentuali variano: i picchi più pronunciati sono registrati nel caso degli ostrieti, mentre i minori nel caso dei castagneti.

L'efficacia degli indici, intesa come la profondità del picco che si presenta all'anno 0, è espressa dal valore dell'incremento percentuale: l'indice che presenta i picchi maggiori è NB5, seguito da NBR ed NDVI. Tutto questo è da ritenere valido per tutte le tipologie forestali considerate. Come già osservato in precedenza, ancora una volta si ribadisce che i valori più alti sono rilevati negli ostrieti, e di seguito nelle leccete, nelle cerrete e nei castagneti.

4. Conclusione.

Le foreste coprono una porzione considerevole della superficie terrestre. La loro importanza è legata a numerosi beni e servizi che forniscono: si possono citare lo stoccaggio del carbonio, l'habitat che creano, la protezione del suolo e delle acque e la capacità di fornire risorse fondamentali per la sopravvivenza delle popolazioni.

Le foreste, però, sono ecosistemi dinamici, e il loro dinamismo è dovuto sia al naturale ciclo vitale dell'ecosistema, sia a disturbi esogeni. Questi ultimi, nel caso delle foreste italiane e toscane, possono essere riassunti in tre categorie: le *tagliate*, operate dall'uomo per prelevare legname; gli *incendi*, di diversa origine; i *danni da vento*, che recentemente hanno assunto grande importanza a causa dell'aumentata intensità delle tempeste. Ciascuno di questi disturbi ha differenti conseguenze sull'ecosistema forestale e sui beni e servizi che esso offre. Il monitoraggio dei disturbi non ha soltanto lo scopo della conoscenza fine a sé stessa: ogni dato raccolto serve a migliorare il rapporto uomo-natura, che da sempre è inevitabilmente conflittuale. In particolare, avere statistiche precise e affidabili per quanto riguarda questi fenomeni è importante sia per attuare politiche mirate, che per agire con una pianificazione adeguata degli interventi.

In questa ricerca, è stato investigato il monitoraggio dei disturbi agli ecosistemi forestali mediante immagini satellitari telerilevate. In particolare, vista la lunga serie di dati liberamente accessibili e l'alta risoluzione geometrica, sono state utilizzate le immagini prodotte dalla serie dei satelliti Landsat. Le immagini prodotte dai Landsat 5, 7 e 8 hanno una risoluzione geometrica di 30 metri per le bande riflesse: per questo è stato possibile vedere e fotointerpretare distintamente disturbi quali le *tagliate* e gli incendi. Il posizionamento delle aree di studio e la cadenza delle tempeste non hanno permesso la fotointerpretazione e la mappatura di disturbi legati ai danni da vento.

Per quanto riguarda la distinzione dei disturbi, la *composite* che ha permesso di fotointerpretarli più chiaramente è l'infrarosso falso colore (RGB 432), assieme all'utilizzo di immagini relative al calcolo di indici di vegetazione a cui è stata applicata una opportuna *palette* di colori. All'occhio del fotointerprete, i disturbi rimangono chiaramente visibili per circa due anni su entrambe le tipologie di immagini. Al sensore portato dal satellite, invece, rimangono visibili per quattro anni: il tempo necessario perché il bosco colpito dal disturbo riprenda la stessa risposta spettrale del bosco non disturbato.

Categorie forestali diverse presentano una risposta spettrale diversa: per questo, gli stessi disturbi sono distinti in maniera più o meno efficace a seconda delle caratteristiche del soprassuolo. Sono state indagate le quattro tipologie forestali prevalenti nel campione di disturbi fotointerpretati: le leccete, le cerrete, i castagneti e gli ostrieti. È stato osservato che, in generale, la tipologia che

presenta i valori di riflettanza più alti sono i castagneti, mentre quella che presenta i valori più bassi sono le leccete. Per questo, l'efficacia delle singole bande nella distinzione del disturbo è differente a seconda della tipologia forestale considerata: è maggiore negli ostrieti, e minore nelle leccete e nelle cerrete. In queste ultime è comunque possibile distinguere la presenza di un disturbo, mentre per quanto riguarda i castagneti la distinzione è difficoltosa.

Anche gli indici di vegetazione indagati si sono rivelati utili nella distinzione dei disturbi: il più efficace è NB5 che, però, necessita di una soglia più alta. NDVI ed NBR sono, comunque, entrambi molto efficaci sia nella *change detection* che nella distinzione della ripresa vegetativa. In tutte e quattro le tipologie forestali considerate è stata osservata l'efficacia di questi indici nella distinzione delle *tagliate*: anche in questo caso la distinzione è migliore negli ostrieti, e diminuisce nelle leccete, nelle cerrete e nei castagneti.

Questi risultati dimostrano che è possibile applicare in maniera efficace le tecniche classiche di *change detection* anche alle foreste temperate di latifoglie, in particolare ai boschi toscani. Conoscere la risposta spettrale di tipologie forestali differenti e sapere quali sono gli indici, e le relative soglie, più adatti per la distinzione dei principali disturbi è una premessa fondamentale per una fase più operativa del lavoro: la mappatura automatica dei disturbi che interessa la superficie forestale toscana nella sua interezza.

BIBLIOGRAFIA

ALBERTI G. (2015). I Boschi Di Neoformazione. Selvicoltura Generale - Boschi, Società E Tecniche Colturali, 185-192. Compagnia Delle Foreste Srl.

AMORINI E. Et Al. (2009). Gestione Delle Foreste Toscane Private. Raft - Rapport Sullo Stato Delle Foreste In Toscana 2009. Compagnia Delle Foreste Srl.

BERNETTI I., Romano S., Fagarazzi C., Fratini R., Riccioli F., Sacchelli S., Cozzi M., Di Napoli F. (2014). I Danni Da Incendi Boschivi In Toscana: Una Proposta Metodologica Per La Valutazione Dei Danni In Boschi Multifunzionali. Ceset Unifi.

BOSCH J., Hewlett J. D. (1982). A Review Of Catchment Experiments To Determine The Effect Of Vegetation Changes On Water Yield And Evapotranspiration. Journal Of Hydrology, 55: 3-23. In Piuissi (2015), op. cit.

BORRELLI P., Panagos P., Märker M., Modugno S., Schütt B.(2017). Assessment of the impacts of clear-cutting on soil loss by water erosion in Italian forests: First comprehensive monitoring and modelling approach. Catena 149: 770-781

CHIRICI G., Corona P. (2006). Utilizzo di immagini satellitari ad alta risoluzione nel rilevamento delle risorse forestali. Ed. Aracne.

CHIRICI G, Corona P, (2005). An Overview Of Passive Remote Sensing For Post-Fire Monitoring. Forest@ 2 (3): 282- 289

CHIRICI G., Giuliarelli D., Biscontini D., Tonti D., Mattioli W., Marchetti M. Corona P. (2011). Large-Scale Monitoring Of Coppice Forest Clearcuts By Multitemporal Very High Resolution Satellite Imagery. A Case Study From Central Italy. Remote Sensing On Environment 115:1025-1033.

CHIRICI G., Bottalico F., Giannetti F., Rossi P., Del Perugia B., Travaglini D., Nocentini S., Marchi E., Foderi C., Fioravanti M., Fattorini L., Guariglia A., Ciancio O., Bottai L., Corona P., Gozzini B.. (2016). Stima Dei Danni Da Vento Ai Soprassuoli Forestali In Regione Toscana A Seguito Dell'evento Del 5 Marzo 2015. L'italia Forestale E Montana, 71 (4): 197-213.

CIANCIO O., NOCENTINI S. (2002). Il Bosco Ceduo In Italia. Accademia Italiana Di Scienze Forestali.

COPERNICUS (2017). Forests. Online: land.copernicus.eu (Consultato: 2017)

COPPIN P.R., Bauer M. E. (1996). Digital Change Detection In Forest Ecosystems With Remote Sensing Imagery. Remote Sensing Review 13, 207-234.

COPPIN P. R., Jonckheere I., Nackaerts K, Muys B. (2004). Digital Change Detection Methods In Ecosystem Monitoring: A Review. International Journal Of Remote Sensing 10, 1565-1596.

CORONA P., Giuliarelli D., Lamonaca A., Mattioli W., Tonti D., Chirici G., Marchetti M. (2007). Experimental Comparison Between Coppice Clearcuts Observed By High Resolution Satellite Images And Administrative Statistics In Central-Southern Italy. Forest@ 4: 324-332.

DEER P. J (1995). Digital Change Detection Techniques: Civilian And Military Applications. International Symposium On Spectral Sensing Research 1995 Report (Greenbelt, Md: Goddard Space Flight Center). In Lu (2004), op. cit.

DESCLÉE, B., Bogaert, P., & Defourny, P. (2006). Forest change detection by statistical object-based method. *Remote Sensing of Environment*, 102,1–11. In Chirici (2011), op. cit.

DERRING D., Haas R. (1980). Using Landsat Digital Data For Estimating Green Biomass. Nasa Technical Memorandum #80727, 21p. In Lyon (1998), op. cit.

ELVIDGE C. D. (1990). Visible And Near Infrared Reflectance Characteristics Of Dry Plant Materials. *International Journal Of Remote Sensing*, 11 (10): 1775-1795. In Miller (2007), op. cit.

FAO (2005). Global Forest Resources Assessment 2005 - Main Report. Fao Forestry Paper, 147. Rome, Italy

FAO (2015). Global Forest Resources Assessment 2015 - How Are The World's Forests Changing?. Online: www.fao.org (Consultato: 2017)

FONTAN J. (1994). Changement Globaux Et Développement. *Nature Sciences Sociétés*. 2:143-152. In Mas (1999), op. cit.

FOREST EUROPE (2015). Forest Europe Facts. Online: www.foresteurope.org (Consultato: 2017)

GARDINER B., Blennow K., Carnus J.-M., Fleischer P., Ingemarson F., Landmann G., Lindner M., Marzano M., Nicoll B., Orazio C., Peyron J-L., Reviron M-P., Schelhaas M-J., Schuck A., Spielmann M., Usbeck T (2010). Destructive Storms In European Forests: Past And Forthcoming Impacts. Final Report To Ec Dg Environment.

GRAINGER A. (2008). Difficulties In Tracking The Long-Term Global Trend In Tropical Forest Area. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, 105: 818-823. In Piussi (2015), op. cit.

GREEN K., Kempka D., Lackey L. (1994). Using Remote Sensing To Detect And Monitor Land-Cover And Land-Use Change. *Photogrammetric Engineering And Remote Sensing*, 60: 331–337.

GREENREPORT (2016). L'economia del bosco toscano è ostacolata da troppa burocrazia e politiche inadeguate. Online: www.greenreport.it (Consultato: 2017)

GOZZINI B. (2015), La Tempesta Di Vento Del 4-5 Marzo 2015. Consorzio Lamma - Ibimet/Cnr

HOCHTL F., Lehringer S., Konold W. (2005). "Wilderness": What It Means When It Becomes A Reality - A Case Study From The Southwestern Alps. *Landscape And Urban Planning*, 70: 85-95. In Alberti (2015), op. cit.

HOFMANN A.A, Perulli D. (2000). La Toscana Dei Boschi. Attraverso Le Regioni Forestali D'Italia, Edizioni Vallombrosa.

HOUSE J. I., Prentice I. C., Ramanknuty N., Houghton R. A., Heimann M. (2003). Reconciling Apparent Inconsistencies In Estimates Of Terrestrial CO₂ Sources And Sinks. *Tellus Series B-Chemical And Physical Meteorology*, 55: 345-363. In Piuissi (2015), op. cit.

HUANG C., Thomas N., Goward S. N., Masek J. G., Zhu Z., Townshend J. R. G., Vogelmann J. E. (2009). Automated Masking Of Cloud And Cloud Shadow For Forest Change Analysis Using Landsat Images. *International Journal Of Remote Sensing*, 20: 5449-5464.

HUANG C., Goward S. N. Masek J. G., Thomas N., Zhu Z., Vogelmann J. E. (2010). An Automated Approach For Reconstructing Recent Forest Disturbance History Using Dense Landsat Time Series Stacks. *Remote Sensing On Environment* 114:183-198.

HUERTE A. R., Post D. F., Jackson R. D. (1984). Soil spectral effects on 4-space vegetation discrimination. *Remote Sensing On Environment* 15: 155. In Tucker (1986), op. cit.

INFC (2005). Secondo Inventario Forestale Nazionale. Online: www.sian.it/inventarioforestale (Consultato: 2017)

IRISH R. (2000). Landsat 7 Automatic Cloud Cover Assessment. Algorithms For Multispectral, Hyperspectral, And Ultraspectral Imagery. *Spie Vol. 4049*, Pp. 348-355. In NASA (2017), op. cit.

IUPAC (1996). Glossary of terms used in photochemistry. Online: goldbook.iupac.org (Consultato: 2017).

JACKSON R., Slater P., Printer P. (1983). Discrimination Of Growth And Water Stress In Wheat By Various Vegetation Indices Through Clear And Turbid Atmospheres. *Remote Sensing Of Environment*, 13:187-208. In Lyon (1998), op. cit.

JENSEN J. (1996). *Introductory Digital Image Processing*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 316p. In Lyon (1998), op. cit.

KEELEY J. E., Morton B. A., Pedrosa A., Trotter P. (1985). Role Of Allelopathy, Heat And Charred Wood In The Germination Of Chaparral Herbs And Suffrutescents. *J. Ecol.*, 73: 445-458. In Paci (2004), op. cit.

KEY C. H., Benson N. C. (2005). Landscape Assessment: Remote Sensing Of Severity, The Normalized Burn Ratio. In: D.C. Lutes (Ed.), Et Al., *Firemon: Fire Effects Monitoring And Inventory System, General Technical Report, Rmrs-Gtr-164-Cd:La1-La51*, Usda Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, Ut (2005. In Miller (2007), op. cit.

KEY C. H., Benson N. C. (2006). Landscape Assessment (LA): sampling and analysis methods. USdA Forest Service Gen. Tech. Rep RMRS-GTR-164-CD

LASANTA-MARTINEZ T., Vicente-Serrano S. M., Cuadrat-Prats J. M. (2005). Mountain Mediterranean Landscape Evolution Caused By The Abandonment Of Traditional Primary Activities: A Study Of Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25: 47-65. In Alberti (2015), op. cit.

LI Z. Jin J. Gong P., Fraser R., Abuelgasim A. A., Csiszar I., Pu R., Hao W. (2003). Evaluation Of Algorithms For Fire Detection And Mapping Across North America From Satellite. *Journal Of Geophysical Research D: Atmospheres*: 108:20/1-20/14.

LLORET F., Marì G. (2001). A Comparison Of The Medieval And The Current Fire Regimes In Managed Pine Forests Of Catalonia (Ne Spain). *Forest Ecology And Management*, 141: 155-63. In Alberti (2015), op. cit.

LU D., Mausel P., Brondizio E., Moran E. (2004). Change Detection Techniques. *International Journal Of Remote Sensing*, 25:12, 2365-2401

LUNETTA R. S., Johnson D. M., Lyon J. G., Crotwell J. (2004). Impacts Of Imagery Temporal Frequences On Land-Cover Change Detection Monitoring. *Remote Sensing Of Environment* 89(4):444-454. In Huang (2009), op. cit.

LYON J. G., Mccarthy J. (1995). *Wetland And Environmental Applications Of Gis*. Crc/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 373 P. In Lyon (1998), op. cit.

LYON J. G., Yuang D., Lunetta R. S., Elvidge C. D. (1998). A Change Detection Experiment Using Vegetation Indices. *Photogrammetric Engineering And Remote Sensing* 64:143-150.

MACLEOD, R. D, Congalton, R. G. (1998). A Quantitative Comparison Of Change-Detection Algorithms For Monitoring Eelgrass From Remotely Sensed Data. *Photogrammetric Engineering And Remote Sensing*, 64: 207–216

MARCHI E. et al. (2009). Protezione dagli incendi boschivi. RAFT - Rapport sullo Stato delle Foreste in Toscana 2009. Compagnia delle Foreste Srl.

MAS J.-F (1999). Monitoring Land-Cover Changes: A Comparison Of Change Detection Techniques. *International Journal Of Remote Sensing*, 20:1, 139-152

MASEK J. G., Vermote E. F., Saleous N. E., Wolfe R., Hall F. G., Huemmrich K. F., Gao F., Kutler J., Lim T. K. (2006). A Landsat Surface Reflectance Data Set For North America, 1990–2000. *Geoscience And Remote Sensing Letters*, 3, 68–72.

MILLER J. D., Thode A. E. (2007). Quantifying Burn Severity In A Heterogeneous Landscape With A Relative Version Of The Delta Normalized Burn Ratio (Dnbr). *Remote Sensing Of Environment* 109: 66-80

MILLER J. D., Knapp E. E., Key C. H., Skinner C. N., Isbell C. J., Creasy R. M., Sherlock J. W. (2009). Calibration And Validation Of The Relative Differenced Normalized Burn Ratio (Rdnbr) To Three Measures Of Fire Severity In The Sierra Nevada And Klamath Mountains, California, Usa. *Remote Sensing Of Environment* 113: 645-656

MYERS N. (1988). Tropical Forests: Much More Than Stocks Of Wood. *Journal Of Tropical Ecology*, 4:209-221. In Mas (1999), op. cit.

National Aeronautics And Space Administration (NASA) (2017), *Landsat 7 Science Data Users Handbook*. Online: landsat.gsfc.nasa.gov (Consultato: 2017).

National Aeronautics And Space Administration (NASA) (2017). *Measuring Vegetation (NDVI & EVI)*. Online: earthobservatory.nasa.gov (Consultato: 2017)

NIEDRIST G., Tasser E., Luth C., Dalla Via J., Tappeiner U. (2009). Plant Diversity Declines With Recent Land Use Changes In European Alps. *Plant Ecology*, 202: 195-210. In Alberti (2015), op. cit.

PACI M. (2004). *Ecologia Forestale - Elementi Di Conoscenza Dei Sistemi Forestali*. Edagricole.

PETERKEN G. F. (2001). *Structural Dynamics Of Forest Stands And Natural Processes*. In J. Evans (Ed.), *The Forest Handbook*, Vol. 1 (Pp. 83-104). Malden, Ma: Blackwell Science. In Huang (2010), op. cit.

PIUSSI P., Alberti G. (2015).. *Selvicoltura Generale - Boschi, società e tecniche colturali*, 45-52, 53-64 e 257-288. Compagnia delle Foreste Srl.

SALISBURY F. B., Ross C. (1969). *Plant Physiology*. Wadsworth Press, Belmont CA. In Tucker (1986), op. cit.

REGIONE TOSCANA (2014). *Inventario Forestale Toscano (IFT)*. Online: www.geografia.toscana.it (Consultato: 2017)

REGIONE TOSCANA (2015). *Incendi boschivi: statistiche 2000-2013 e serie storica 1970-2013*. Online: www.regione.toscana.it (Consultato: 2017)

RUSTICI L. et al. (2009). *Gestione delle foreste toscane pubbliche. RAFT - Rapport sullo Stato delle Foreste in Toscana 2009*. Compagnia delle Foreste Srl.

SAPERE (2017). *Landsat*. Online: www.sapere.it (Consultato: 2017)

SARACINO A., Leone V. (2004). *Il fuoco (impatto ecologico del fuoco sugli ecosistemi mediterranei)*. *Ecologia forestale - elementi di conoscenza dei sistemi forestali*, 125-136. Edagricole. In Paci (2004), op. cit.

SCHULTZ M., Clevers J. G. P. W., Carter S., Verbesselt J., Avitabile V., Quang H. V., Herold M. (2016). *Performance of vegetation indices from Landsat time series in deforestation monitoring*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52: 318-327.

SEOS (2017). *Introduction to Remote Sensing - Vegetation Index*. Online: www.seos-project.eu (Consultato: 2017)

SINGH A. (1989). *Digital change detection techniques using remotely sensed data*. *International Journal of Remote Sensing*, 10: 989-1003. In Lu (2004), op. cit.

TOWNSHEND J. R. G., Justice C. O. (1988). *Selecting the spatial resolution of satellite sensors required for global monitoring of land transformations*. *International Journal of Remote Sensing*, 9: 187-236. In Huang (2010), op. cit.

TRECCANI (1996). *Dizionario delle Scienze Fisiche*. Online: www.treccani.it (Consultato: 2017)

TRECCANI (2010). *Dossier - Campionamento non probabilistico*. Online: www.treccani.it (Consultato: 2017)

TRECCANI (2012). *Dizionario di Economia e Finanza*. Online: www.treccani.it (Consultato: 2017)

TUCKER C. J. (1979). *Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation*. *Remote Sensing of Environment* 8(2):127-150

TUCKER C. J., Sellers P. J. (1986). Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, 7:11, 1395-1416.

United States Geological Survey (USGS) (2016). *Landsat 8 (L8) Data Users Handbook*. Online: landsat.usgs.gov (Consultato: 2017)

United States Geological Survey (USGS) (2012). *Mission Accomplished for Landsat 5*. Online: archive.usgs.gov (Consultato: 2017)

United States Geological Survey (USGS) (2017). *Landsat Missions*. Online: landsat.usgs.gov (Consultato: 2017)

VOGELMANN J. E., Gallant A. L., Shi H., Zhu Z. (2016). Perspectives on monitoring gradual change across the continuity of Landsat sensors using time-series data. *Remote Sensing of Environment* 185:258-270.

WANG X., Xie H., Liang T. (2008). Evaluation of MODIS snow cover and cloud mask and its application in Northern Xinjiang, China. *Remote Sensing of Environment*, 112: 1497-1513. In Huang (2009), op. cit.

WATSON R. T. (2000). Land use, land use change and forestry. IPCC. In Piuissi (2015), op. cit.

WOODCOCK C. E., Allen R., Anderson M., Belward A., Bindschadler R., Cohen W., Gao F., Goward S., Helder D., Helmer E., Nemani R., Oreopoulos L., Schott J., Thenkabail P., Vermote E. F., Vogelmann J. E., Wulder M. A., Wynne R. (2008). Free access to landsat imagery. *Science* 320 (May). In Schultz (2016), op. cit.

ZHU Z., Woodcock C. E. (2014). Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing on Environment*, 144: 152–171.