

n. 1/2022



# L'ITALIA FORESTALE E MONTANA

RIVISTA DI POLITICA ECONOMIA E TECNICA

EDITA DALL'ACCADEMIA ITALIANA DI SCIENZE FORESTALI

Italian Journal of Forest and Mountain Environments  
published by the Italian Academy of Forest Sciences

FIRENZE - GENNAIO - FEBBRAIO 2022 - ANNO LXXVII - NUMERO 1





L'ITALIA  
FORESTALE  
E MONTANA

RIVISTA DI POLITICA ECONOMIA E TECNICA

EDITA DALL'ACCADEMIA ITALIANA DI SCIENZE FORESTALI

Italian Journal of Forest and Mountain Environments

published by the Italian Academy of Forest Sciences

**FIRENZE - GENNAIO - FEBBRAIO 2022 - ANNO LXXVII - N. 1**



**ACCADEMIA ITALIANA  
DI SCIENZE FORESTALI**

PIAZZA EDISON, 11 - 50133 FIRENZE  
Tel. 055 570348  
www.aisf.it - info@aisf.it

**CONSIGLIO**

**Presidente**

*Orazio Ciancio*

**Vice-Presidenti**

*Piermaria Corona, Susanna Nocentini*

**Segretario generale e Tesoriere**

*Susanna Nocentini*

**Bibliotecario**

*Andrea Battisti*

**Consiglieri**

*Raffaello Giannini, Francesco Iovino,  
Marco Marchetti, Augusto Marinelli,  
Giuseppe Scarascia Mugnozza*

**COLLEGIO DEI REVISORI DEI CONTI**

**Presidente**

*Fiammetta Terlizzi*

**Revisori effettivi**

*Paolo Gajo, Federico Maetzke*

**Revisori supplenti**

*Enrico Marchi, Andrea Tani*

In copertina:

Vista del Monte Cervino dal Lago Goillet  
(Valle d'Aosta) (foto. C. Lisa)

L'ITALIA FORESTALE E MONTANA ISSN 0021-2776  
Italian Journal of Forest and Mountain Environments

**Direttore responsabile / Editor in chief**

*Susanna Nocentini, Università di Firenze*

**Curatori / Associate editors**

*Giovanni Argenti, Università di Firenze; Andrea Battisti, Università di Padova;  
Giovanni Bovio, Accademia Italiana di Scienze Forestali; Giacomo Certini,  
Università di Firenze; Gherardo Chirici, Università di Firenze; Piermaria Corona,  
Università della Toscana; Nicoletta Ferrucci, Università di Firenze; Marco Fioravanti,  
Università di Firenze; Francesco Iovino, Università della Calabria; Federico  
Roggero, Università la Sapienza, Roma; Elena Paoletti, Consiglio Nazionale  
delle Ricerche; Federico Maetzke, Università di Palermo; Marco Marchetti,  
Università del Molise; Maurizio Marchi, Consiglio Nazionale delle Ricerche;  
Enrico Marchi, Università di Firenze; Enrico Marone, Università di Firenze;  
Christian Messier, University of Quebec (Canada); Paolo Nanni, Università di  
Firenze; Donatella Paffetti, Università di Firenze; Luigi Portoghesi, Università  
della Toscana; Giovanni Sanesi, Università di Bari; Federico Selvi, Università di  
Firenze; Davide Travaglini, Università di Firenze*

**Comitato scientifico / Editorial advisory board**

*Alberto Abrami, Accademia Italiana di Scienze Forestali; Mariagrazia Agrimi,  
Università della Toscana; Naldo Anselmi, Università di Firenze; Annemarie Bastrup-  
Birk, European Environmental Agency (Denmark); Marco Borghetti, Università  
della Basilicata; Filippo Brun, Università di Torino; Maria Giulia Cantiani,  
Università di Trento; Raffaele Cavalli, Università di Padova; Giancarlo Dalla  
Fontana, Università di Padova; Giovanbattista De Dato, FAO (Italia); Giovanni  
Di Matteo, FAO (Italia); Paolo De Angelis, Università della Toscana; Lorenzo  
Fattorini, Università di Siena; Agostino Ferrara, Università della Basilicata; Sara  
Franceschi, Università di Siena; Raffaello Giannini, Accademia Italiana di Scienze  
Forestali; Andrea Laschi, Università di Palermo; Federico Magnani, Università  
di Bologna; Augusto Marinelli, Accademia Italiana di Scienze Forestali; Luigi  
Masutti, Università di Padova; Giorgio Matteucci, Consiglio Nazionale delle  
Ricerche; Renzo Motta, Università di Torino; Antonino Nicolaci, Università della  
Calabria; Davide Pettenella, Università di Padova; Caterina Pisani, Università di  
Siena; Enrico Pompei, Direzione Generale Foreste, Ministero Politiche Agricole  
Alimentari e Forestali; Andrea R. Proto, Università Mediterranea di Reggio  
Calabria; Donato Romano, Università di Firenze; Giuseppe Scarascia Mugnozza,  
Università della Toscana; Roberto Scotti, Università di Sassari; Riccardo Valentini,  
Università della Toscana*

**Segreteria / Handling editor**

*Giovanna Puccioni, Accademia Italiana di Scienze Forestali*



Il 2022 è iniziato con alcune importanti novità per le foreste italiane. L'8 febbraio è stata definitivamente approvata la modifica agli articoli 9 e 41 della Costituzione, con l'inserimento dell'ambiente, della biodiversità e degli ecosistemi fra i valori primari tutelati nei principi fondamentali. Nella documentazione che ha supportato i lavori che hanno portato alle modifiche, si legge che "L'ambiente come valore costituzionalmente protetto (e come entità organica complessa: sentenza n. 378 del 2007) fuoriesce da una visuale esclusivamente 'antropocentrica' e ancora: "L'ambiente è qui inteso nella sua accezione più estesa e 'sistemica': quale ambiente, ecosistema, biodiversità"<sup>1</sup>. Questa modifica raccoglie un sentimento ormai diffuso, cioè che l'ambiente e la natura hanno valore in sé e perciò la loro tutela è una priorità assoluta per la società.

A partire dal fondamentale articolo di Christopher Stone "Should trees have standing? Towards legal rights for natural objects" (1972), dopo decenni di dibattiti sulla possibilità e le conseguenze di attribuire diritti giuridici alle entità naturali, diversi paesi hanno recentemente inserito i diritti della natura nei propri sistemi legali (Borràs, 2016; Schimmöller, 2020).

Il riconoscimento da parte della Costituzione Italiana della necessità di considerare anche il valore in sé quando si tratta di ambiente, conferma quanto già dal 1994 fu proposto, sulle pagine di questa Rivista, attraverso il riconoscimento del valore intrinseco del bosco (Ciancio, 1994; Ciancio 2021).

È interessante notare come proprio un forestale, Aldo Leopold, sia considerato il pioniere della filosofia ambientale (Callicott, 2013). Leopold, nel suo famoso libro "A Sandy County Almanac and sketches here and there" (1949), ma già prima nel 1923, aveva evidenziato come esistesse fra l'umanità e la terra (*land*) una relazione più stretta e profonda di quella che deriverebbe dal considerare la terra, in maniera meccanicistica, solo come produttrice di merci.

La definizione della selvicoltura sistemica (Ciancio e Nocentini, 1996), con il riconoscimento dei diritti del bosco, è coerente con la visione evolutiva-ecologica del mondo e delle sue implicazioni assiologiche e normative. Parafrasando Leopold, la selvicoltura sistemica fa emergere quanto molti, non solo forestali, intuitivamente sentono, e cioè che esiste una relazione più stretta e profonda fra umanità e bosco di quella che vede il bosco solo come fornitore di beni e servizi (Nocentini *et al.*, 2017; 2021), e risponde, a mio parere, pienamente a quanto ora è scritto nella nostra Costituzione.

Altra importante novità di questo periodo, seppure su un piano completamente diverso, è la pubblicazione della prima *Strategia italiana per il settore forestale e le sue filiere*, documento strategico di indirizzo nazionale previsto dal decreto legislativo 3 aprile 2018 n. 34 (TUFF). La Strategia Forestale Nazionale si propone di "portare il Paese ad avere foreste estese e resilienti, ricche di biodiversità, capaci di contribuire alle azioni di mitigazione e adattamento alla crisi climatica, offrendo benefici ecologici,

<sup>1</sup> Dossier n. 405/3 del Senato della Repubblica e Progetti di legge n. 452/3 della Camera dei Deputati. <https://www.senato.it/service/PDF/PDFServer/BGT/01331845.pdf>

sociali ed economici per le comunità rurali e montane, per i cittadini di oggi e per le prossime generazioni.” Da questa Strategia deriveranno le indicazioni per la politica nel settore forestale per i prossimi vent’anni. Sicuramente il complesso documento fornirà spunti di discussione per la sua implementazione in molti diversi campi, dalla tutela della biodiversità alla riduzione dei rischi di vario tipo che minacciano le nostre foreste, dal ruolo multifunzionale delle foreste alla razionalizzazione delle politiche ai vari livelli normativi, e molto altro ancora.

Infine, l’attuale situazione internazionale sta purtroppo prospettando l’avvio di una crisi energetica che potrebbe portare a nuove pressioni sui boschi. A fronte di tutti questi cambiamenti, che oggi più che mai ripropongono con forza l’importanza del bosco come patrimonio ambientale e culturale della collettività, oltre che come risorsa strategica, occorre una visione ampia, che metta a frutto tutte le competenze che si sono andate via via sviluppando, senza tornare al passato ma per proseguire nell’azione di miglioramento della funzionalità complessiva dei nostri boschi.

La nostra Rivista si propone, come sempre, per accogliere tutti i diversi punti di vista, convinti che il dissenso produca sapere e solo da un dibattito scientificamente fondato e senza pregiudizi si possa andare verso una condivisione di obiettivi e strategie nell’interesse del bosco, che in definitiva rappresenta anche il nostro interesse in quanto attori della complessità di relazioni che legano ambiente e società.

SUSANNA NOCENTINI

## BIBLIOGRAFIA

- Borràs, S., 2016 - *New transitions from human rights to the environment to the rights of nature*. *Transnational Environmental Law*, 5 (1): 113-144. <https://dx.doi.org/10.1017/S2047102517000255>
- Callicott, J.B. 2013 - *Thinking like a planet. The land ethic and the earth ethic*. Oxford University Press. 373 p.
- Ciancio O., 1994 - *I diritti del bosco*. *L'Italia Forestale e Montana*, 49 (5): 445-445.
- Ciancio O., 2021 - *I diritti del bosco: un problema di natura etica e giuridica*. *L'Italia Forestale e Montana*, 76 (3): 101-107.
- Ciancio O., Nocentini S., 1996 - *Il bosco e l'uomo: l'evoluzione del pensiero forestale dall'umanesimo moderno alla cultura della complessità. La selvicoltura sistemica e la gestione su basi naturali*. In “Il bosco e l'uomo” (a cura di O. Ciancio). *Accademia Italiana di Scienze Forestali*, 1996, p. 21-115.
- Leopold, A. 1923 - *Some fundamentals of conservation in the Southwest*. *Environmental Ethics*, 1 (1979): 131-141. Reprinted in the Appendix in Callicott J.B., 2013 - *Thinking like a planet. The land ethic and the earth ethic*. Oxford University Press, 373 p.
- Leopold, A. 1949 - *A Sand County almanac and sketches here and there*. Oxford University Press, New York, N.Y.
- Nocentini, S., Buttoud, G., Ciancio, O., Corona, P., 2017 - *Managing forests in a changing world: the need for a systemic approach. A review*. *Forest Systems*, 26: 1-15.
- Nocentini S., Ciancio O., Portoghesi L., Corona P., 2021 - *Historical roots and the evolving science of forest management under a systemic perspective*. *Canadian Journal Forest Research*, 51: 163-171. <https://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2020-0293>
- Schimmöller L., 2020 - *Paving the way for rights of nature in Germany: lessons learnt from legal reform in New Zealand and Ecuador*. *Transnational Environmental Law*. 1-24. <https://dx.doi.org/10.1017/S2047102520000126>
- Stone C.D., 1972 - *Should Trees Have Standing? - Towards Legal Rights for Natural Objects*. *Southern California Law Review*, 45: 450-501.



## Automatic mapping of Italian forest disturbances between 1985 and 2019 using Landsat imagery and Google Earth Engine

### Mappatura automatica dei disturbi forestali avvenuti in Italia negli ultimi 35 anni utilizzando immagini Landsat e Google Earth Engine

Saverio Francini <sup>(a)(\*)</sup> - Costanza Borghi <sup>(a)</sup> - Giovanni D'Amico <sup>(a)</sup> - Stefano Santi <sup>(a)</sup> - Davide Travaglini <sup>(a)</sup>

<sup>(a)</sup> Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali, Università degli Studi di Firenze, Via San Bonaventura, 13 - 50145 Firenze, Italy.

<sup>(\*)</sup> Corresponding Author; saverio.francini@unifi.it

**Abstract:** Forests play a key role in the carbon cycle and the fight against climate change. Long-term monitoring of forest dynamics represents a key element for understanding forests transformations due to forest harvestings and disturbances including fires, wind storms, frost or drought events, and pathogen attacks. This work aims at mapping and evaluating the forest disturbances that have occurred in Italy since 1985, using Landsat satellite imagery and apposite algorithms. We predicted about 1.8 million forest disturbances occurring during the observation period. Disturbances ranged between 27.923 ha in 2014 and 261.733 ha in 1985. Most of the forest disturbances have been identified in Sicilia and Calabria. Commission errors fluctuated between 29% in 2012 and 65% in 2001 while omission errors were between 8% in 2014 and 88% in 2003. The results that we present in this work can increase our understanding of Italian forests, and serve as basis for future research, while the methodology we applied can support the production of official statistics on forest disturbances.

**Key words:** remote sensing; algorithms; forest disturbance.

**Citation:** Francini S., Borghi C., D'Amico G., Santi S., Travaglini D., 2022 - *Mappatura automatica dei disturbi forestali avvenuti in Italia negli ultimi 35 anni utilizzando immagini Landsat e Google Earth Engine*. L'Italia Forestale e Montana, 77 (1): 5-21. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1616>

**Received:** 19/01/2022 **Revised version:** 26/02/2022 **Published online:** 30/03/2022

#### 1. INTRODUZIONE

Gli ecosistemi forestali assorbono nel mondo quasi 3 miliardi di tonnellate di carbonio all'anno, che rappresentano circa il 30% delle emissioni totali associate ai combustibili fossili e alla deforestazione (Canadell e Raupach, 2008). Il surriscaldamento globale porta però nuove pressioni sugli ecosistemi (Abram *et al.*,

2016), aumentando la frequenza e l'intensità dei disturbi forestali. Per questo è importante tutelare e gestire le foreste in modo sostenibile e monitorare nel tempo i disturbi forestali come tagliate (Francini *et al.*, 2022), incendi (Moriondo *et al.*, 2006; Stephens *et al.*, 2014; FAO, 2020), danni da vento (Chirici *et al.*, 2019; Senf e Seidl, 2021), danni dovuti a gelo o siccità (Millar e Stephenson, 2015; Senf *et*

al., 2020) e danni dovuti all'attacco di patogeni (Seidl *et al.*, 2011; Parisi *et al.*, 2020).

Una gestione sostenibile implica, tra l'altro, un rapporto equilibrato tra prelievi e incremento (<https://foresteurope.org/>). Per poter essere considerato sostenibile, il prelievo annuale di legna e legname da una foresta non deve superare la sua capacità di accrescimento nello stesso periodo (Ciancio e Nocentini, 2011; Nocentini *et al.*, 2017). D'altra parte, mentre la deforestazione determina un cambiamento permanente dell'uso del suolo ed ha una evidente connotazione negativa, i prelievi legnosi, se eseguiti in un contesto di pianificazione forestale, possono favorire lo sviluppo delle economie locali (Riccioli *et al.*, 2020), riducono lo sviluppo e la diffusione degli incendi boschivi (Drever *et al.*, 2006; Patto e Rosa, 2022), aumentano la resilienza e la biodiversità degli ecosistemi semplificati (Dynesius e Hylander, 2007; Nocentini, 2015), accrescono la capacità delle foreste di assorbire carbonio (Nabuurs, 1996; Cannell, 2003; Keith *et al.*, 2009). Anche per questi motivi, molti paesi hanno incluso la gestione forestale tra le azioni volte a limitare le emissioni di gas serra nell'ambito del Protocollo di Kyoto e delle sue successive modificazioni (Tognetti *et al.*, 2022).

A scala nazionale il monitoraggio forestale viene condotto attraverso gli inventari forestali nazionali, che forniscono statistiche aggiornate sullo stato e la consistenza delle foreste con cadenza periodica, generalmente ogni 10 anni. Per esempio, in Italia sono disponibili statistiche relative agli anni 1985, 2005 e 2015. Tuttavia, nel nostro paese non sono disponibili statistiche annuali associate a cartografie che descrivono la distribuzione spaziale dei disturbi forestali sul territorio nazionale (Ascoli *et al.*, 2021).

Il telerilevamento offre un'alternativa efficace ai metodi tradizionali per la mappatura dei disturbi forestali (Corona e Marchetti, 2007). In questo senso, la missione satellitare Landsat è

particolarmente interessante, fornendo immagini dal 1985 e con un tempo di rivisitazione di 15 giorni. L'analisi di queste immagini con appositi algoritmi basati su procedure automatiche (Kennedy *et al.*, 2010; Hansen *et al.*, 2013) consente di mappare i disturbi forestali dovuti, principalmente, ad utilizzazioni boschive, incendi, danni da vento e danni causati da siccità, gelate e attacchi di patogeni. Recentemente, sono stati sviluppati specifici algoritmi volti all'identificazione di tali disturbi negli ambienti mediterranei (Chirici *et al.*, 2020; Francini *et al.*, 2020; Giannetti *et al.*, 2020). Fra questi, *Three Indices Three Dimensions* (3I3D) è risultato particolarmente efficace, con errori di omissione prossimi a zero ed errori di commissione inferiori al 5.8% (Francini *et al.*, 2022).

Oltre alle sofisticate tecnologie satellitari e ai progressi nello sviluppo di algoritmi per l'identificazione automatica dei disturbi forestali, sono diventate recentemente operative piattaforme di calcolo in *cloud* ad alte prestazioni (come Sentinel Hub, Open Data Cube, SEPAL, JEODPP, pipsCloud e OpenEO). Tali piattaforme permettono di applicare algoritmi complessi su aree molto vaste (Woodcock *et al.*, 2008). *Google Earth Engine* (GEE) (Gorelick *et al.*, 2017), in particolare, possiede una serie di pregi - fra i quali semplicità nella programmazione e potenza di calcolo - che lo rendono preferibile alle altre piattaforme (Gomes *et al.*, 2020). GEE permette di elaborare gratuitamente un enorme catalogo di immagini, il quale viene continuamente aggiornato con le immagini acquisite dai vari satelliti di osservazione della terra. Per sfruttare tali potenzialità, l'algoritmo 3I3D è stato implementato su GEE (Francini *et al.*, 2022) per mappare i disturbi forestali su vasta scala e su lunghi periodi di tempo.

Il presente lavoro si pone come obiettivo la mappatura dei disturbi forestali avvenuti an-



nualmente in Italia nel periodo che intercorre tra il 1985 e il 2019 utilizzando immagini satellitari Landsat e l'algoritmo 3I3D.

Nel prossimo paragrafo (2) vengono descritte l'area di studio (2.1) e la procedura di mappatura automatica dei disturbi forestali attraverso l'elaborazione di immagini Landsat (2.2). In seguito (2.3), viene presentato il database di riferimento e il metodo statistico utilizzato per calcolare la performance del modello e quindi l'accuratezza delle mappe. Nei risultati (sezione 3) sono presentati i dati complessivi sui disturbi forestali individuati, la loro distribuzione spaziale e temporale, nonché la quantificazione degli errori. Nella sezione 4, i risultati sono infine discussi per evidenziare i vantaggi e i limiti del metodo proposto, le potenzialità applicative e i possibili sviluppi futuri mentre nel paragrafo 5 riportiamo le conclusioni.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1 Area di studio

L'area di studio è la superficie forestale italiana (10,261 milioni di ha ovvero il 34% del territorio nazionale), delimitata tramite una maschera del bosco sviluppata da D'Amico *et al.*, (2021). La maschera forestale d'Italia è stata costruita unendo le carte forestali e di uso del suolo prodotte a livello regionale per fotointerpretazione di ortofoto digitali acquisite tra il 2000 e il 2016 (Figura 1).

La maschera del bosco, disponibile in formato raster con una risoluzione spaziale di 1 m, è stata riclassificata alla risoluzione di 30 metri per essere congrua con la geometria delle immagini Landsat utilizzate in questo lavoro.

### 2.2 Mappatura automatica dei disturbi forestali in Italia dal 1985 al 2019

La mappatura dei disturbi forestali (tagliate, danni da vento, incendi, danni dovuti a gelo o siccità e danni biotici) avvenuti annualmente in Italia dal 1985 al 2019 è stata eseguita utilizzando 3I3D (Francini *et al.*, 2021a; Francini *et al.*, 2021b), un algoritmo implementato recentemente su GEE (Francini *et al.*, 2022), ovvero una piattaforma *cloud* che permette di processare migliaia di immagini telerilevate in tempi rapidi (Gorelick *et al.*, 2017). 3I3D identifica i disturbi forestali analizzando, in tre anni consecutivi, l'andamento di tre indici di attività fotosintetica (3I) utilizzati come assi di uno spazio tridimensionale (3D). I tre indici sono (i) *Normalized Difference Moisture* (NDMI) (Jin e Sader, 2005), (ii) *Normalized Burn Ratio* (NBR) e (iii) *Moisture Stress Index* (MSI). In questo lavoro i disturbi forestali sono stati mappati utilizzando un'unità minima cartografabile di 5 pixel Landsat (circa 0,5 ha). Le immagini Landsat, disponibili su GEE (<https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>), contengono 3 bande

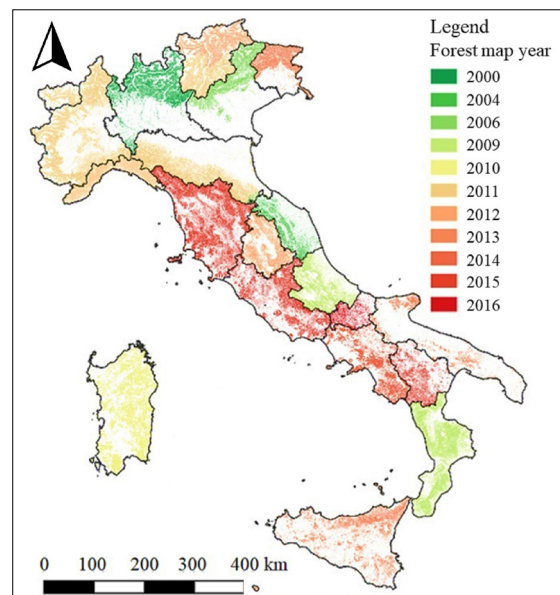


Figura 1 - Area di studio e maschera del bosco.

nello spettro del visibile (blu, verde e rosso), una banda nel vicino infrarosso (nir), 2 bande dell'infrarosso a onde corte (swir1, swir2) e una maschera, prodotta utilizzando l'algoritmo CF-MASK (Foga *et al.*, 2017), che permette di identificare e rimuovere dalle immagini nuvole, ombre, acqua e neve. Maggiori informazioni sulle bande e sul dato Landsat sono disponibili su GEE ([https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT\\_LC08\\_C02\\_T1\\_L2#bands](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/LANDSAT_LC08_C02_T1_L2#bands)).

Per identificare i disturbi forestali sono necessarie immagini prive di nuvole che coprono l'intera area di studio. Queste immagini, dette *composite*, sono state ottenute utilizzando l'algoritmo denominato *Best Available Pixel* (BAP) (White *et al.*, 2014), implementato di recente su GEE ([https://code.earthengine.google.com/?accept\\_repo=users/sfrancini/bap](https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/sfrancini/bap)). Una dettagliata descrizione del BAP è fornita in Griffiths *et al.*, (2013) e White *et al.*, (2014), mentre la documentazione della applicazione su GEE e delle indicazioni sui vari parametri sono disponibili su GitHub (<https://github.com/saveriofrancini/bap>). In breve, per produrre dei *composite* BAP per ogni anno dal 1985 al 2019, abbiamo selezionato tutte le immagini Landsat con una copertura nuvolosa inferiore al 40% acquisite in Italia dal primo di giugno al 31 di agosto e abbiamo eliminato da ogni immagine i pixel coperti da nuvole utilizzando la relativa maschera (Zhu e Woodcock, 2012; Zhu *et al.*, 2015). Per ogni anno, il BAP seleziona fra le immagini disponibili i pixel "migliori" sulla base di diversi criteri, fra i quali: (i) la vicinanza fra la data di acquisizione dell'immagine e la data centrale della finestra temporale utilizzata per selezionare le immagini (nel nostro caso 15 luglio), (ii) distanza del pixel da nuvole e ombre e (iii) opacità atmosferica del pixel. Utilizzando il BAP sono stati ottenuti *composite* privi di nuvole per ogni anno dal 1985 al 2019. I *composite* sono poi stati elaborati con l'algoritmo 3I3D per ottenere 35

mappe annuali dei disturbi forestali avvenuti in Italia. Producendo una mappa dei disturbi per ogni anno dal 1985 al 2019 è stato possibile mappare più disturbi forestali avvenuti in diversi anni in uno stesso pixel.

### 2.3 Calcolo della performance di 3I3D

Per valutare l'accuratezza delle 35 mappe dei disturbi forestali prodotte con 3I3D, è stato utilizzato un database di riferimento (Chirici *et al.*, 2020) che contiene le utilizzazioni forestali eseguite tra il 1999 e il 2016 su una superficie complessiva di 9459 ha. Queste sono state fotointerpretate in Toscana, in 3 celle di lato 15 km (Figura 2), che complessivamente includono una superficie boscata di 47.000 ha. La procedura di fotointerpretazione seguita è quella proposta da Kennedy *et al.*, (2010) rivisitata da Cohen *et al.* (2018), mentre l'unità minima cartografabile considerata è 0,1 ha.

Confrontando le mappe dei disturbi forestali con il database di riferimento, sono state costruite le matrici di confusione per ogni anno dal 1999 al 2016, dalle quali è stato possibile calcolare (i) i veri positivi, corrispondenti al numero di pixel correttamente classificati come disturbo forestale, (ii) i veri negativi, corrispondenti al numero di pixel correttamente classificati come bosco non disturbato, (iii) i falsi positivi, corrispondenti al numero di pixel classificati erroneamente come disturbo forestale e (iv) i falsi negativi, corrispondenti al numero di pixel classificati erroneamente come non disturbati. Tali parametri sono stati utilizzati per calcolare gli errori di omissione e commissione (Kubat *et al.*, 1998).

## 3. RISULTATI

Complessivamente sono stati identificati 1.793.802 disturbi forestali avvenuti in Italia dal 1985 al 2019, corrispondenti a circa 3

milioni di ha (il 27% della superficie forestale italiana).

La superficie media dei disturbi forestali identificati è di 1,72 ha mentre la superficie mediana è pari a 0,83 ha. La superficie dei disturbi forestali varia da 27.923 ha nel 2014 (16.247 disturbi forestali identificati) a 261.733 ha nel 1985 (corrispondenti a 141.132 disturbi forestali) (Figura 2).

Si è riscontrata una buona congruenza tra i disturbi forestali presenti nel database di riferimento e quelli identificati automaticamente utilizzando 3I3D e le immagini Landsat (Figura 3). Gli errori di commissione riscontrati oscillano tra il 29% nel 2012 e il 65% nel 2001 mentre gli errori di omissione sono compresi tra il 18% nel 2014 e l'88% nel 2003.

La superficie dei disturbi forestali identificati varia molto da regione a regione (Figura 4). Nel corso dei 35 anni esaminati, la Calabria è la regione dove si sono registrati i disturbi maggiori, pari al 42,6% (408.779 ha) della superficie forestale regionale, seguita dalla Sicilia con il 37,5% (272.500 ha) del territorio forestale regionale

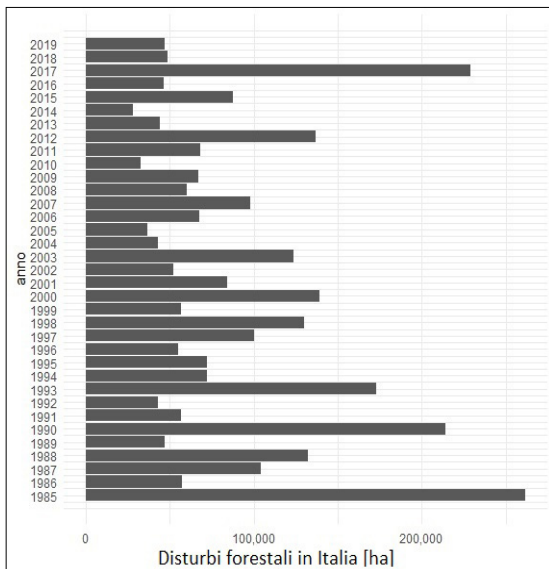


Figura 2 - Superficie dei disturbi forestali avvenuti in Italia per ogni anno dal 1985 al 2019.

interessato da disturbi. Al contrario, i valori più contenuti in termini di percentuale rispetto alla superficie forestale regionale si riscontrano in Friuli Venezia Giulia, Valle d'Aosta e Trentino Alto Adige, con valori rispettivamente pari al 4,77% (21.005 ha), 4,81% (6.938 ha) e 5,28% (52.223 ha) (Figura 5 in alto).

Facendo un focus sulla Toscana (Figura 5 in basso) - regione per la quale è disponibile il dataset di riferimento - è possibile notare una notevole variabilità fra le varie Province, anche a causa della differente estensione della superficie forestale nei diversi territori. Nella provincia di Grosseto, per esempio, abbiamo calcolato una superficie media di 3029 ha di disturbi forestali per anno, ma con una notevole variabilità nei vari anni. Infatti, in tale provincia, nel 2012 e nel 2017, la superficie dei disturbi forestali è stata particolarmente elevata, a causa di numerosi incendi che hanno interessato le foreste grossetane in quegli anni. Il dettaglio per ogni Provincia, mostrato per la Toscana in Figura 5, è disponibile in appendice per ogni altra regione italiana.

In termini di superficie dei disturbi forestali, i risultati, non sembrano presentare un trend temporale univoco. A livello provinciale, i disturbi forestali di maggiore estensione si sono infatti verificati nella prima parte del periodo esaminato (Figura 6 a sinistra), con il 37% dei disturbi verificatisi nei primi 10 anni.

#### 4. DISCUSSIONE

Le foreste contribuiscono a ridurre le emissioni di gas serra, contengono gran parte della biodiversità terrestre e svolgono importanti funzioni ecosistemiche. Per questi motivi la protezione degli ecosistemi forestali e la loro gestione sostenibile hanno un ruolo fondamentale all'interno del *Green Deal* e della strategia Europea per la lotta ai cambiamenti climatici.

Monitorare gli ecosistemi forestali - e più nello specifico i disturbi forestali e i prelievi - è di fondamentale importanza per capire il livello di gestione di un paese e la risposta degli ecosistemi forestali al surriscaldamento globale. Tuttavia, questo tipo di monitoraggio viene svolto con sistemi standardizzati e carenti di aggiornamenti innovativi, che producono, in molti paesi Europei e in Italia, statistiche ogni 10 anni circa. In questo contesto, il telerilevamento rappresenta uno strumento particolarmente utile per il monitoraggio forestale su scala vasta, anche grazie allo sviluppo scientifico e ad evoluti sistemi di calcolo in *cloud* come GEE.

In questo lavoro è stato mostrato un esempio delle potenzialità legate all'utilizzo dei dati telerilevati per l'identificazione automatica dei disturbi forestali. In particolare, sono stati mappati i disturbi avvenuti ogni anno in Italia dal 1985 al 2019 utilizzando immagini Landsat e una procedura automatica (Francini *et al.*, 2021a) implementata su GEE (Francini *et al.*, 2022). Contrariamente a quanto riportato in altri studi condotti a scala globale (Hansen *et al.*, 2013) e a livello Europeo (Senf e Seidl, 2020; Forzieri *et al.*, 2021), in Italia non è stato riscontrato un aumento nel tempo dei disturbi forestali. Il 54% dei disturbi è risultato infatti concentrato nella prima metà del periodo esa-

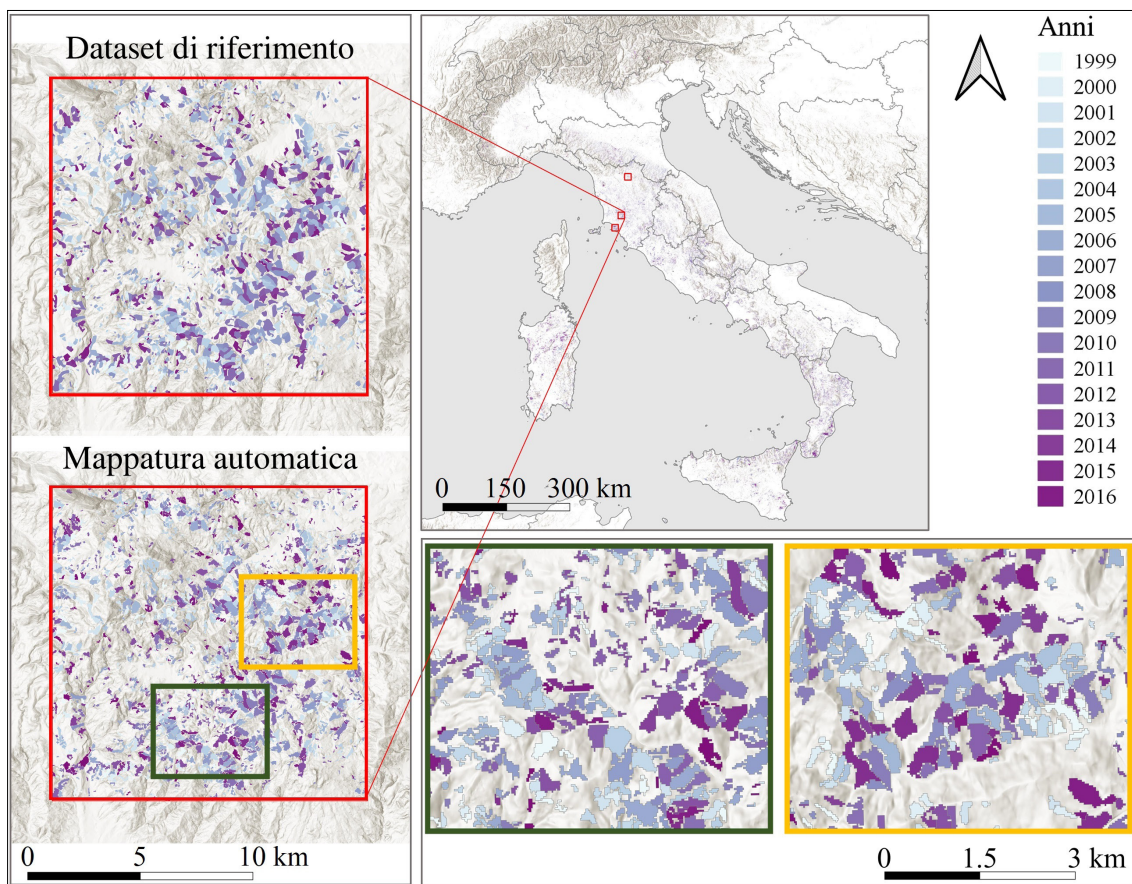


Figura 3 - In alto a destra, mappa dei disturbi forestali avvenuti in Italia e posizione delle 3 celle del database di riferimento. A sinistra, un confronto fra il database di riferimento (in alto) e la mappa prodotta automaticamente utilizzando 3I3D (in basso). In basso a destra, due zoom su delle tagliate mappate automaticamente.

minato e si tratta di fenomeni riconducibili soprattutto a stagioni invernali caratterizzate da particolari gelate (vedi 1985 e 1990 in Figura 2). Più recentemente, a causa di alcuni eventi estremi che hanno colpito il territorio italiano si sono verificati numerosi disturbi che sono stati individuati efficacemente dalla metodologia utilizzata in questo studio. Per esempio, la tempesta Vaia, avvenuta tra sabato 27 e martedì 30 ottobre 2018, ha causato ingenti danni nell'area alpina interessando i territori forestali di 494 comuni (Chirici *et al.*, 2018). Le regio-

ni principalmente colpite sono state il Veneto e il Trentino Alto Adige. Per queste due regioni i nostri risultati mostrano un picco della superficie forestale disturbata nell'anno 2019 (Figura 4). È importante precisare che le mappe dei disturbi forestali sono aggiornate nel periodo estivo, per questo motivo i danni prodotti dalla tempesta Vaia sono attribuiti all'anno 2019. Nonostante la tempesta Vaia abbia causato danni su ampi territori del nord est d'Italia, la superficie disturbata a livello nazionale risulta in linea con quella registrata in altri anni del pe-

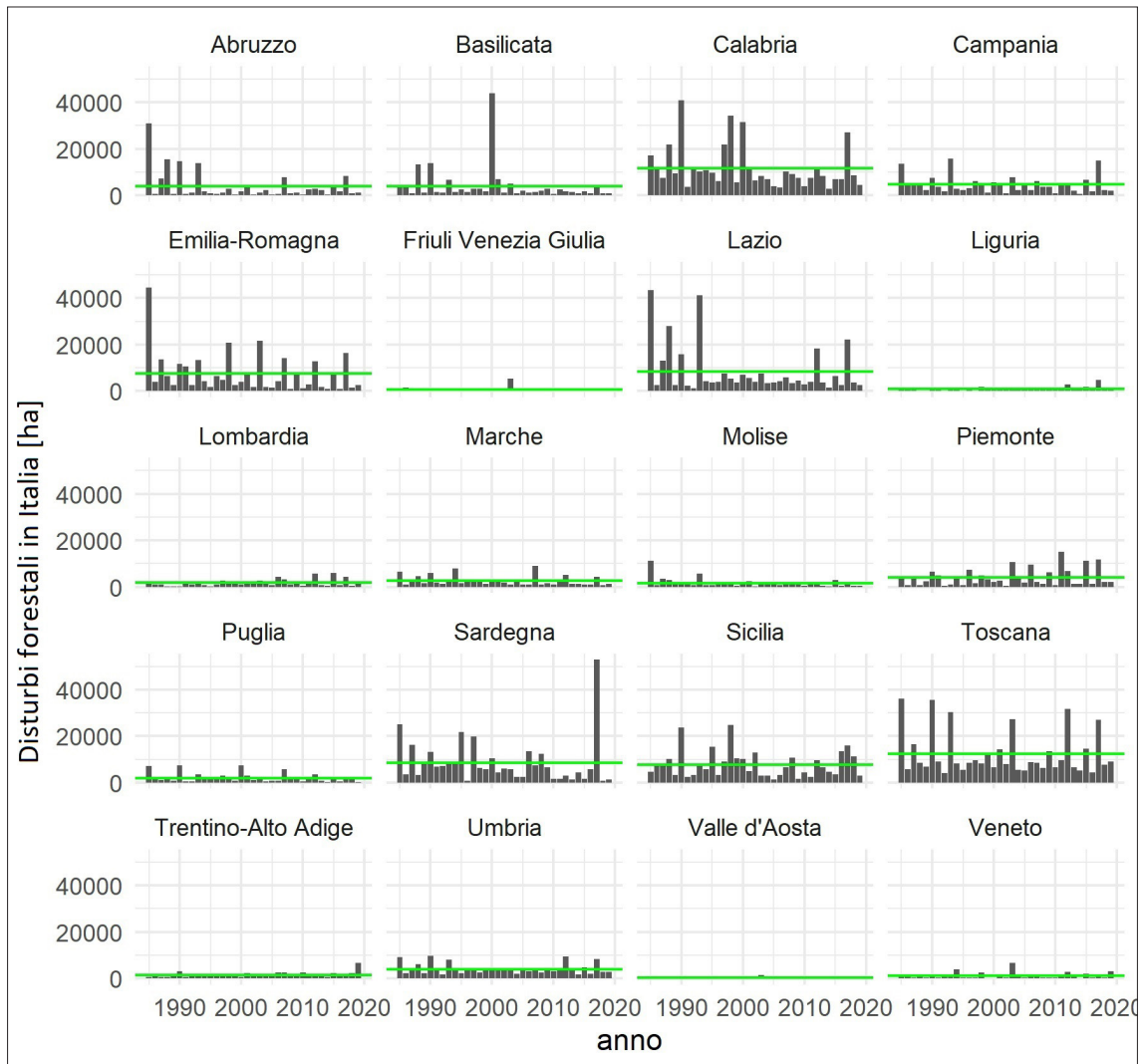


Figura 4 - Superficie dei disturbi forestali avvenuti ogni anno in ogni regione. La linea verde indica la media.

riodo esaminato. Situazione ben diversa è quella del 2017, quando una prolungata siccità estiva favorì lo sviluppo di incendi in tutta la penisola. Il 2017, insieme al 1985, sono gli anni in cui abbiamo individuato la maggiore superficie dei disturbi forestali in Italia (Figura 2).

Le differenze fra i risultati ottenuti in questo studio e quelli riportati in altri lavori di mappatura dei disturbi forestali dipendono da numerosi fattori, fra i quali le diverse accuratèzze che possono raggiungere prodotti disponibili su scala mondiale (Hansen *et al.*, 2013) o europea (Senf e Seidl, 2020) rispetto a prodotti calibrati specificatamente per un singolo Paese

(come è stato fatto in questo lavoro). Un'ulteriore giustificazione alle differenze riscontrate, è dovuta alla natura del dato. Infatti, mentre 3I3D produce una mappa per ogni anno, permettendo di identificare più disturbi avvenuti per uno stesso pixel, la mappa di Hansen *et al.* (2013) - disponibile su scala globale - identifica solo l'ultimo cambiamento forestale avvenuto e quella di Senf e Seidl (2020) - disponibile per tutta Europa - prende in considerazione soltanto il cambiamento forestale con il maggior grado di severità. L'algoritmo 3I3D, è stato sviluppato per garantire una alta sensibilità alle variazioni ed è quindi in grado di identificare

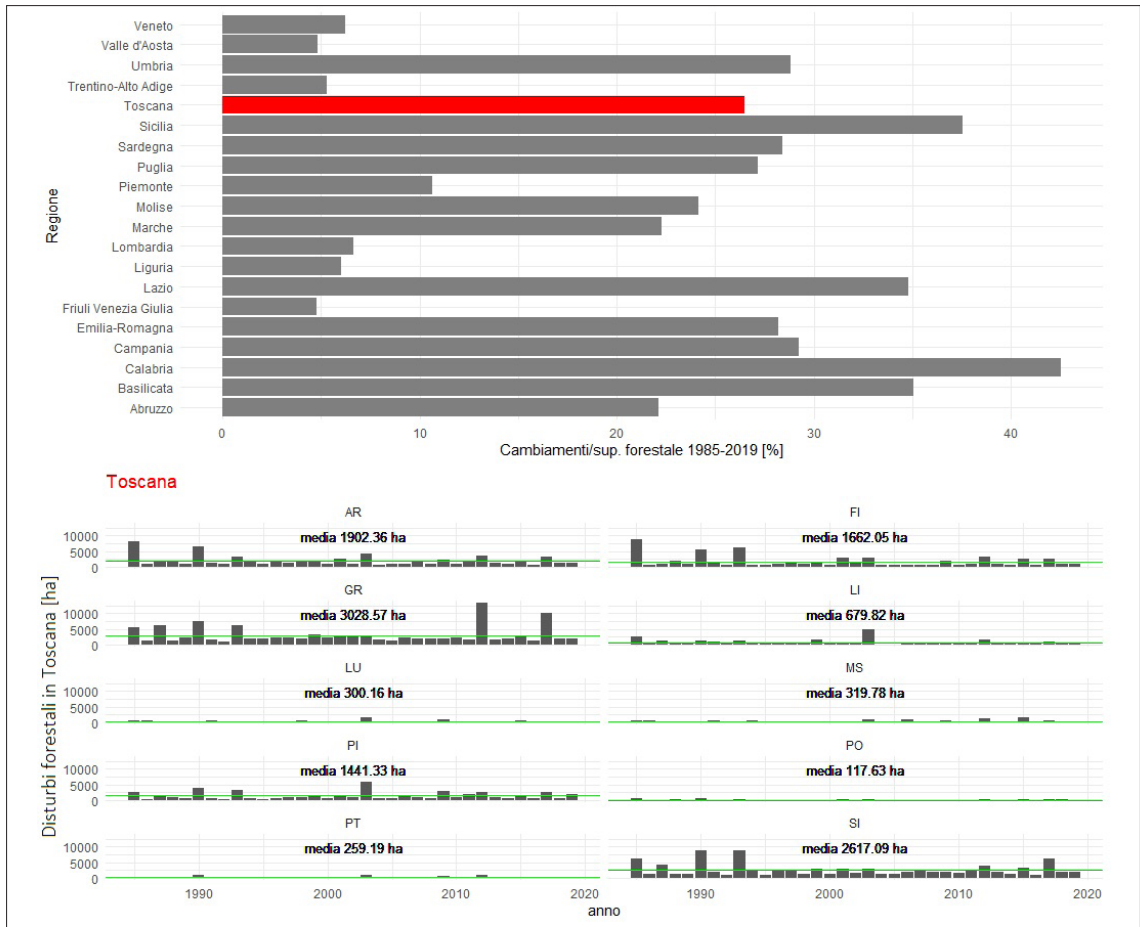


Figura 5 - In alto, percentuale del totale dei disturbi forestali avvenuti in ciascuna regione dal 1985 al 2019 rispetto alla superficie forestale regionale. In basso, la superficie dei disturbi forestali avvenuti in Toscana ogni anno e in ogni provincia. La linea verde indica la media.

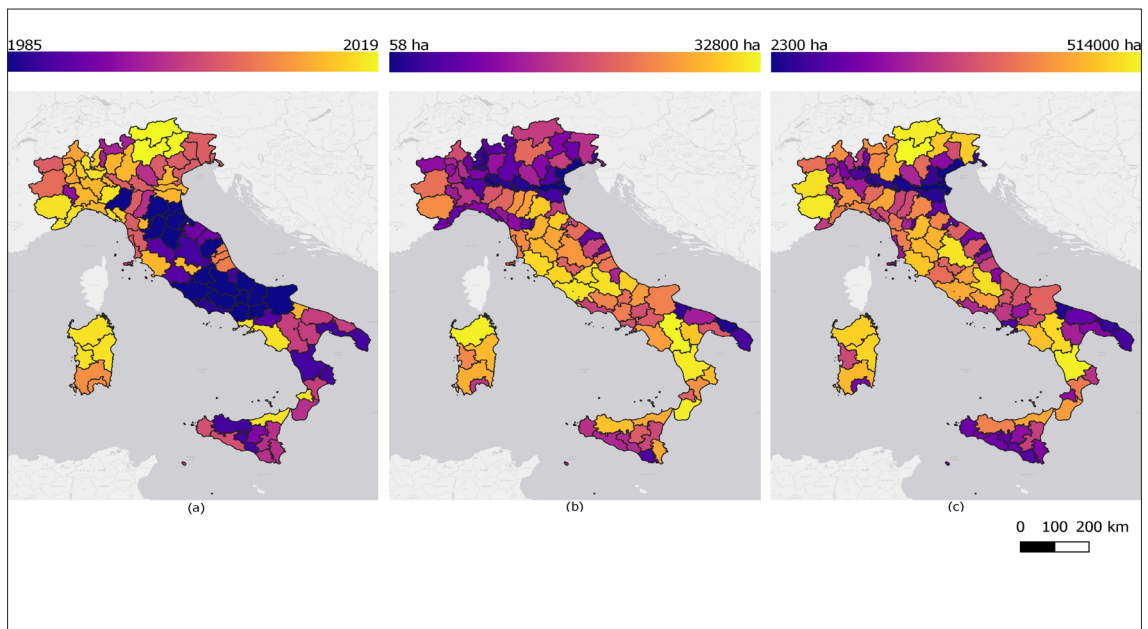


Figura 6 - Disturbi forestali a livello provinciale. Anno con più disturbi forestali (a sinistra), superficie dei disturbi forestali negli stessi anni (al centro) e superficie forestale di ogni provincia (a destra).

anche disturbi forestali che non implicano una perdita di biomassa ma solo uno stato di sofferenza, anche temporaneo, dell'ecosistema forestale (come può avvenire per gelate o eventi di siccità). Altri metodi di analisi potrebbero invece identificare una minore percentuale di questo tipo di disturbi forestali. Infatti, è noto che la *Global Forest Change map* (Hansen *et al.*, 2013) e la mappa di Senf e Seidl (2020) identificano solo una parte dei tagli eseguiti nei boschi cedui rispetto agli algoritmi specificatamente sviluppati per ecosistemi Mediterranei (Giannetti *et al.*, 2020) e rispetto a 3I3D (Francini *et al.*, 2021). Questo è dovuto alla rapida ripresa vegetativa che caratterizza i cedui rispetto a quella di altri ecosistemi forestali come le foreste boreali (Chirici *et al.*, 2020). Infine, la natura dell'intervento selvicolturale può condizionare l'efficacia degli algoritmi di identificazione automatica dei disturbi. Infatti, diradamenti di intensità bassa o moderata in genere non comportano variazioni a livello di chioma tali da essere visibili dai dati satellitari.

Le mappe dei disturbi forestali prodotte in questo lavoro forniscono informazioni utili per il monitoraggio forestale. Tuttavia, la metodologia utilizzata non consente di discriminare le diverse tipologie di disturbo come i prelievi, gli incendi, i danni da insetti, i danni vento e i danni dovuti al gelo o alla siccità. Per potere differenziare i tipi di disturbo forestale riteniamo necessario integrare le metodologie automatiche qui proposte con rilievi in campo o con altri dati di riferimento acquisiti per fotointerpretazione. Ulteriori studi sono quindi necessari per sviluppare metodologie automatiche per la caratterizzazione dei disturbi forestali.

Un altro interessante ambito non sufficientemente esplorato riguarda l'utilizzo delle mappe dei disturbi forestali per selezionare aree campione dove acquisire dati di riferimento che, insieme ad appositi stimatori, permettano di ottenere stime sufficientemente accurate delle superfici interessate dai disturbi forestali (Francini *et al.*, 2022). Le mappe prodotte automaticamente da immagini telerileva-

te contengono infatti delle imprecisioni e non dovrebbero essere utilizzate direttamente per ottenere statistiche ufficiali. Alcuni errori sono per esempio dovuti a inesattezze nella maschera forestale utilizzata, errori che potrebbero tradursi in disturbi forestali identificati in aree non forestali. Un ulteriore problema noto in letteratura (Hermosilla *et al.*, 2015) è quello legato alla difficoltà di identificare correttamente i margini dei disturbi forestali, i quali possono essere spesso sottostimati. Questo tipo di problema è stato riscontrato anche in 3I3D ed è soprattutto legato alla risoluzione spaziale delle immagini telerilevate. Nonostante lo sviluppo scientifico e il progresso tecnologico che hanno caratterizzato il campo del telerilevamento soprattutto negli ultimi anni, l'enorme variabilità nei fenomeni naturali implica la presenza di un margine di incertezza nelle mappe prodotte attraverso procedure completamente automatiche (Chirici *et al.*, 2020). Questo fa sì che le mappe non debbano essere utilizzate direttamente per produrre statistiche ma piuttosto rappresentano uno strumento efficace per guidare la selezione di aree dove concentrare le analisi, aumentando la precisione delle stime delle superfici dei disturbi forestali e riducendo contemporaneamente gli sforzi e le spese necessarie per l'acquisizione dei dati (Olofsson *et al.*, 2014; Marcelli *et al.*, 2020).

## 5. CONCLUSIONI

Gli ecosistemi forestali sono una componente fondamentale nel ciclo del carbonio e svolgono un ruolo importante nella lotta al cambiamento climatico. I cambiamenti climatici, però, rischiano allo stesso tempo di minacciare gli ecosistemi forestali e i benefici che le foreste erogano per il benessere dei cittadini. La gestione sostenibile delle foreste e il monitoraggio forestale giocano un ruolo

fondamentale e il telerilevamento, unitamente a nuove piattaforme di calcolo a elevate prestazioni e a nuovi sofisticati algoritmi, permette di produrre tempestivamente mappe accurate dei disturbi forestali.

In questo lavoro sono stati mappati circa 1,8 milioni di disturbi forestali avvenuti in Italia dal 1985 al 2019 fornendo (i) informazioni che contribuiscono ad accrescere le conoscenze sulle foreste italiane e (ii) mappe annuali dei disturbi forestali che possono essere impiegate per sviluppare ulteriori indagini di supporto alla produzione di statistiche forestali.

In conclusione, lo studio dimostra le potenzialità delle applicazioni del telerilevamento a supporto del monitoraggio forestale e della produzione di statistiche ufficiali sui prelievi e sui disturbi forestali nel nostro paese.

## RIASSUNTO

Le foreste svolgono un ruolo fondamentale per il ciclo del carbonio e la lotta ai cambiamenti climatici. Il monitoraggio di lungo periodo delle dinamiche forestali rappresenta un elemento chiave per conoscere le trasformazioni che avvengono nelle foreste e per capire l'evoluzione in atto negli ecosistemi forestali anche alla luce dei cambiamenti climatici.

In questo lavoro viene presentata una metodologia di analisi volta a mappare i disturbi forestali avvenuti ogni anno in Italia dal 1985 al 2019, utilizzando procedure automatiche e immagini satellitari Landsat. I disturbi forestali analizzati includono tagliate, incendi, danni da vento, danni dovuti a gelo o siccità e danni dovuti all'attacco di patogeni. Complessivamente, nel periodo di osservazione sono stati identificati circa 1,8 milioni di disturbi forestali. La superficie forestale interessata annualmente dai disturbi varia tra 27.923 ha nel 2014 e 261.733 ha nel 1985. La maggior parte dei disturbi forestali è stata identificata in Sicilia e Calabria. Gli errori di commissione oscillano tra il 29% nel 2012 e il 65% nel 2001 mentre gli errori di omissione variano tra il 18% nel 2014 a l'88% nel 2003.

I risultati prodotti in questo lavoro contribuiscono ad accrescere le conoscenze sulla estensione e distribuzione spaziale dei disturbi che hanno interessato an-



nualmente le foreste italiane in un arco temporale di 35 anni. Tali informazioni costituiscono una base di dati utile per futuri lavori e approfondimenti. La metodologia applicata rappresenta uno strumento utile per supportare la produzione di statistiche ufficiali sui disturbi forestali a scala nazionale.

## BIBLIOGRAFIA

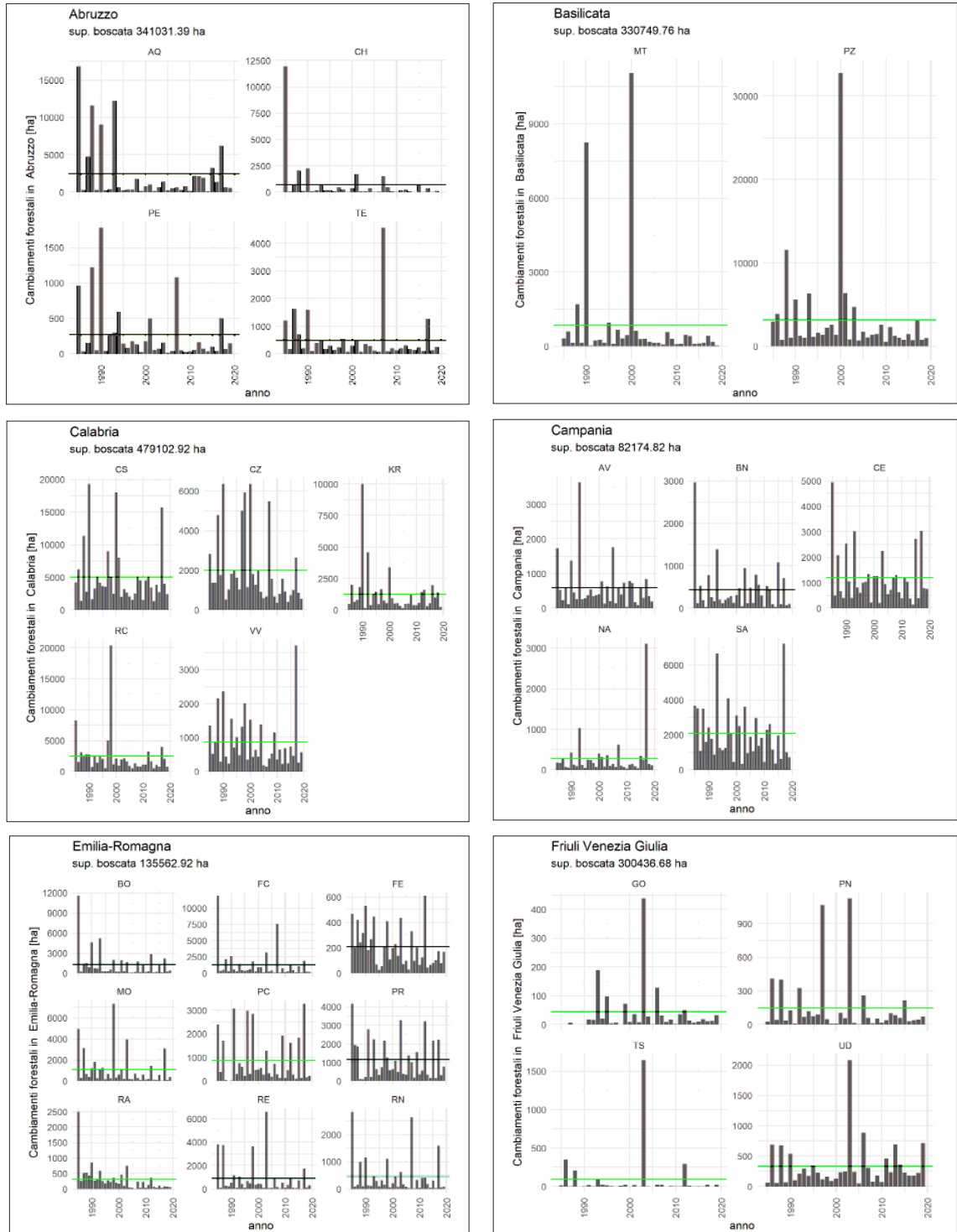
- Abram N.J., McGregor H.V., Tierney J.E., Evans M.N., McKay N.P., Kaufman, D.S., 2016 - *Early onset of industrial-era warming across the oceans and continents*. *Nature*, 536: 411-418. <https://doi.org/10.1038/nature19082>
- Ascoli D., Chirici G., Francini S., Marchetti M., Motta R., Vacchiano G., 2021 - *Forest harvesting in Europe: a healthy scientific debate*. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 18: 35-37. <https://doi.org/10.3832/efor3892-018>
- Canadell J.G., Raupach M.R., 2008 - *Managing Forests for Climate Change Mitigation*. *Science*, 320 (5882): 1456-1457. <https://doi.org/10.1126/science.1155458>
- Cannell M.G.R., 2003 - *Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical, potential and achievable capacities globally, in Europe and the UK*. *Biomass and Bioenergy*, 24: 97-116. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00103-4](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00103-4)
- Chirici G., Giannetti F., McRoberts R.E., Travaglini D., Pecchi M., Maselli F., Chiesi M., Corona P., 2020 - *Wall-to-wall spatial prediction of growing stock volume based on Italian National Forest Inventory plots and remotely sensed data*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 84: 101959. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101959>
- Chirici G., Giannetti F., Travaglini D., Nocentini S., Francini S., D'Amico G., Calvo E. *et al.*, 2019 - *Forest damage inventory after the "Vaia" storm in Italy*. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 16: 3-9. <https://doi.org/10.3832/efor3070-016>
- Ciancio O., Nocentini S., 2011 - *Biodiversity conservation and systemic silviculture: Concepts and applications*. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspect Plant Biology*, 145: 411-418. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.558705>
- Cohen W.B., Yang Z., Healey S.P., Kennedy R.E., Gorelick N., 2018 - *A LandTrendr multispectral ensemble for forest disturbance detection*. *Remote Sensing of Environment*, 205: 131-140. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.11.015>
- Corona P., Marchetti M., 2007 - *Outlining multi-purpose forest inventories to assess the ecosystem approach in forestry*. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspect Plant Biology*, 141: 243-251. <https://doi.org/10.1080/11263500701401836>
- D'Amico G., Vangi E., Francini S., Giannetti F., Nicolaci A., Travaglini D., Massai L. *et al.*, 2021 - *Are we ready for a National Forest Information System? State of the art of forest maps and airborne laser scanning data availability in Italy*. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 14: 144-154. <https://doi.org/10.3832/ifor3648-014>
- Drever C.R., Peterson G., Messier C., Bergeron Y., Flannigan M., 2006 - *Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience?* *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 2285-2299. <https://doi.org/10.1139/x06-132>
- Dynesius M., Hylander K., 2007 - *Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests*. *Biological Conservation*, 135: 423-434. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.010>
- FAO, 2020 - *Global Forest Resources Assessment 2020*.
- Foga S., Scaramuzza P.L., Guo S., Zhu Z., Dilley R.D., Beckmann T., Schmidt G.L. *et al.*, 2017 - *Cloud detection algorithm comparison and validation for operational Landsat data products*. *Remote Sensing of Environment*, 194: 379-390. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.026>
- Forzieri G., Girardello M., Ceccherini G., Spinoni J., Feyen L., Hartmann H., Beck P.S.A. *et al.*, 2021 - *Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests*. *Nature Communications*, 12: 1081. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7>
- Francini S., D'Amico G., Mencucci M., Seri G., Gravano, E., Chirici G., 2021a - *Remote sensing and automatic procedures: useful tools to monitor forest harvesting*. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 18: 27-34. <https://doi.org/10.3832/efor3835-018>
- Francini S., McRoberts R.E., D'Amico G., Coops N.C., Hermosilla T., White J.C., Wulder M.A. *et al.*, 2022 - *An open science and open data approach for the statistically robust estimation of forest disturbance areas*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 106: 102663. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102663>
- Francini S., McRoberts R.E., Giannetti F., Marchetti M., Scarascia Mugnozza G., Chirici G., 2021b - *The Three*

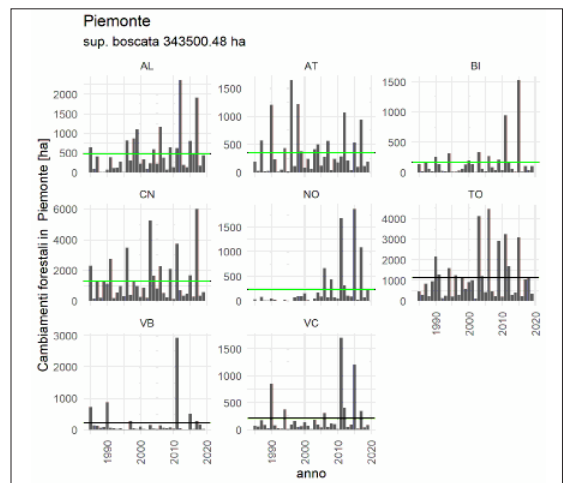
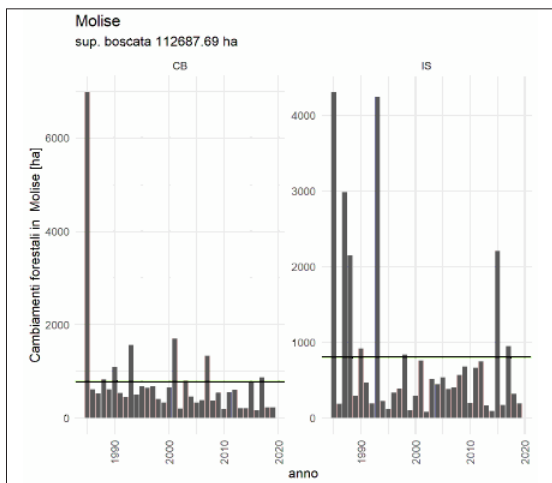
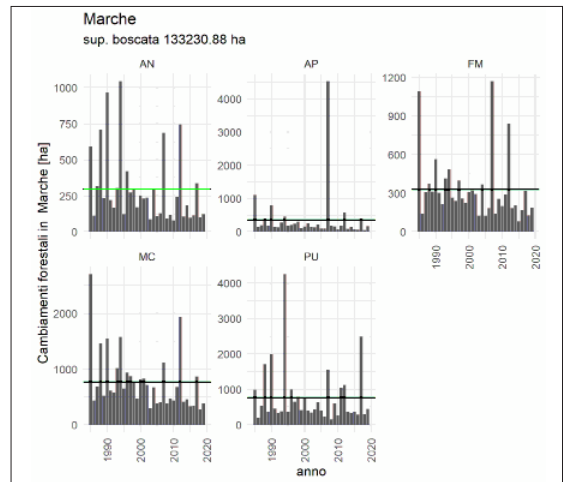
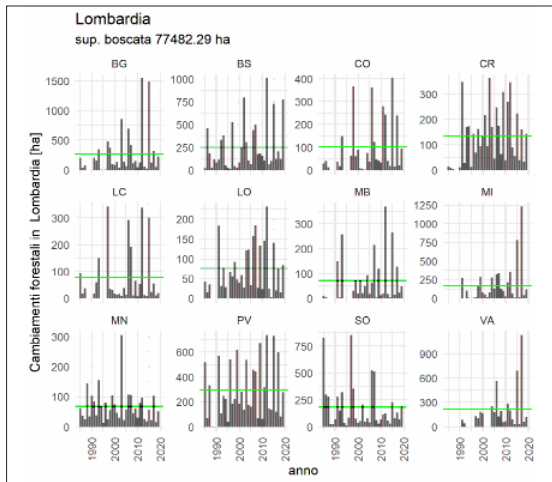
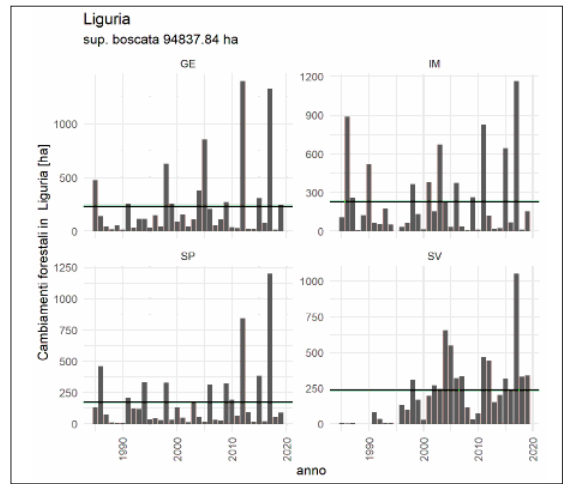
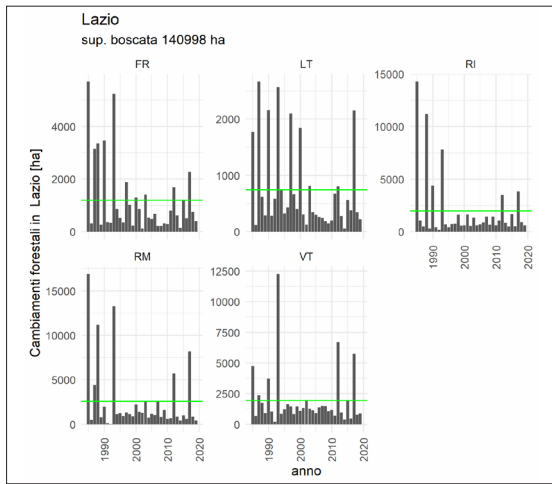
- Indices Three Dimensions (3I3D) algorithm: a new method for forest disturbance mapping and area estimation based on optical remotely sensed imagery.* International Journal of Remote Sensing, 42: 4697-4715. <https://doi.org/10.1080/01431161.2021.1899334>
- Francini S., McRoberts R.E., Giannetti F., Mencucci M., Marchetti M., Scarascia Mugnozza G., Chirici G., 2020 - *Near-real time forest change detection using PlanetScope imagery.* European Journal of Remote Sensing, 53: 233-244. <https://doi.org/10.1080/22797254.2020.1806734>
- Giannetti F., Pegna R., Francini S., McRoberts R.E., Travaglini D., Marchetti M., Scarascia Mugnozza G., Chirici G., 2020 - *A New Method for Automated Clearcut Disturbance Detection in Mediterranean Coppice Forests Using Landsat Time Series.* Remote Sensing, 12, 3720. <https://doi.org/10.3390/rs12223720>
- Gomes V., Queiroz G., Ferreira K., 2020 - *An Overview of Platforms for Big Earth Observation Data Management and Analysis.* Remote Sensing, 12: 1253. <https://doi.org/10.3390/rs12081253>
- Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D., Moore R., 2017 - *Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone.* Remote Sensing of Environment, 202: 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Griffiths P., van der Linden S., Kuemmerle T., Hostert P., 2013 - *A Pixel-Based Landsat Compositing Algorithm for Large Area Land Cover Mapping.* IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 6: 2088-2101. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2012.2228167>
- Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Thau D. et al., 2013 - *High-Resolution Global Maps of 21<sup>st</sup> Century Forest Cover Change.* Science, 342 (6160): 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hermosilla T., Wulder M.A., White J.C., Coops N.C., Hobart G.W., 2015 - *Regional detection, characterization, and attribution of annual forest change from 1984 to 2012 using Landsat-derived time-series metrics.* Remote Sensing of Environment, 170: 121-132. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.09.004>
- Jin S., Sader S.A., 2005 - *MODIS time-series imagery for forest disturbance detection and quantification of patch size effects.* Remote Sensing of Environment, 99: 462-470. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.09.017>
- Keith H., Mackey B., Berry S., Lindenmayer D., Gibbons P., 2009 - *Estimating carbon carrying capacity in natural forest ecosystems across heterogeneous landscapes: addressing sources of error.* Global Change Biology, 16 (11): 2971-2989. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02146.x>
- Kennedy R.E., Yang Z., Cohen W.B., 2010 - *Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr - Temporal segmentation algorithms.* Remote Sensing of Environment, 114: 2897-2910. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>
- Kubat M., Holte R.C., Matwin S., 1998 - *Machine learning for the detection of oil spills in satellite radar images.* Machine Learning, 30: 195-215. <https://doi.org/10.1023/a:1007452223027>
- Marcelli A., Mattioli W., Puletti N., Chianucci F., Gianelle D., Grotti M., Chirici G. et al., 2020 - *Large-scale two-phase estimation of wood production by poplar plantations exploiting Sentinel-2 data as auxiliary information.* Silva Fennica, 54. <https://doi.org/10.14214/sf.10247>
- Millar C.I., Stephenson, N.L., 2015 - *Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance.* Science, 349 (6250): 823-826. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9933>
- Moriondo M., Good P., Durao R., Bindi M., Gianakopoulos C., Corte-Real J., 2006 - *Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area.* Climate Research, 31: 85-95. <https://doi.org/10.3354/cr031085>
- Nabuurs G.-J., 1996 - *Significance of wood products in forest sector carbon balances* (MJ Apps & DT Price, A c. di). Forest eco. Springer, Berlin.
- Nocentini S., 2015 - *Managing forests as complex adaptive systems: an issue of theory and method.* In: Atti del Secondo Congresso Internazionale di Selvicoltura = Proceedings of the Second International Congress of Silviculture. Accademia Italiana di Scienze Forestali, p. 913-918.
- Nocentini S., Buttoud G., Ciancio O., Corona P., 2017 - *Managing forests in a changing world: the need for a systemic approach. A review.* Forest Systems, 26, eR01. <https://doi.org/10.5424/fs/2017261-09443>
- Olofsson P., Foody G.M., Herold M., Stehman S.V., Woodcock C.E., Wulder M.A., 2014 - *Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change.* Remote Sensing of Environment, 148: 42-57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Parisi F., Frate L., Lombardi F., Tognetti R., Campanaro A., Biscaccianti A.B., Marchetti M., 2020 - *Diversity patterns of Coleoptera and saproxylic communities in unmanaged forests of Mediterranean mountains.*

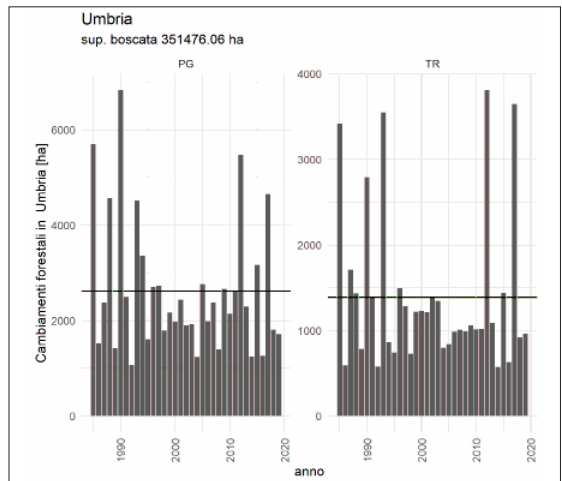
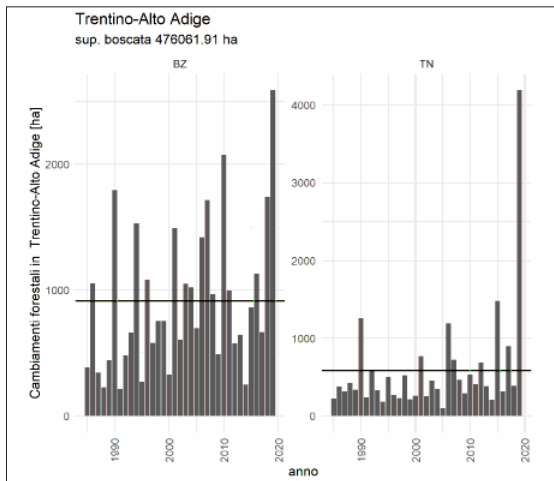
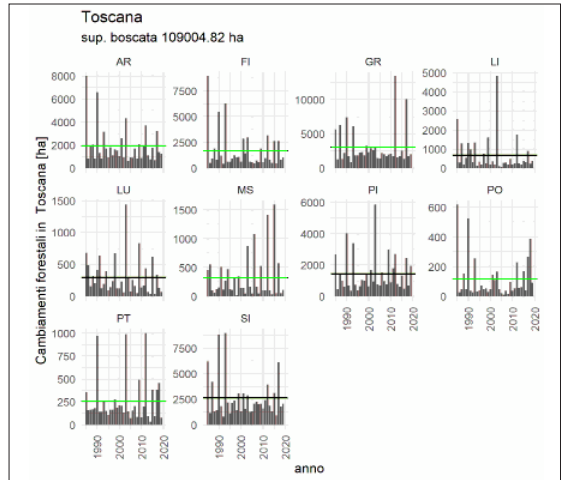
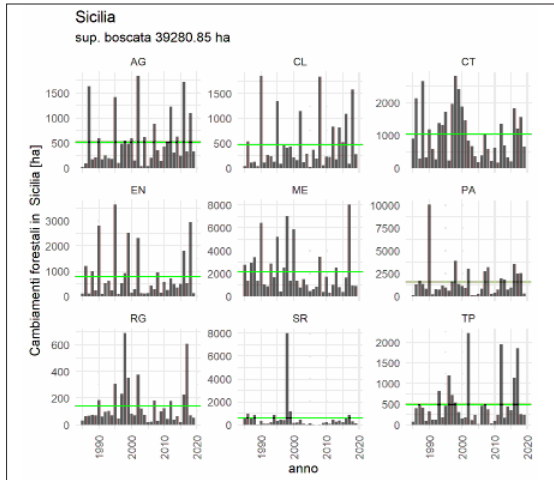
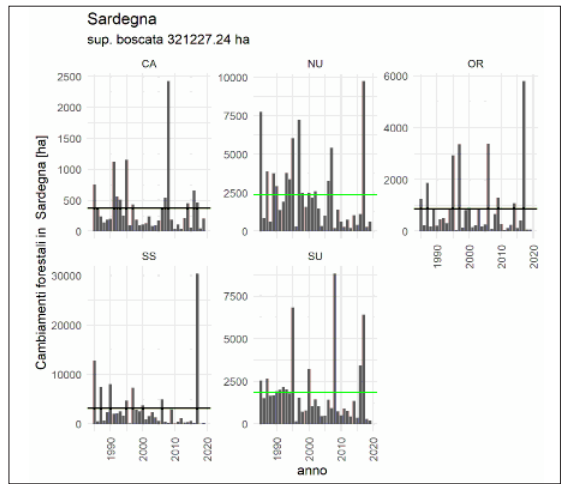
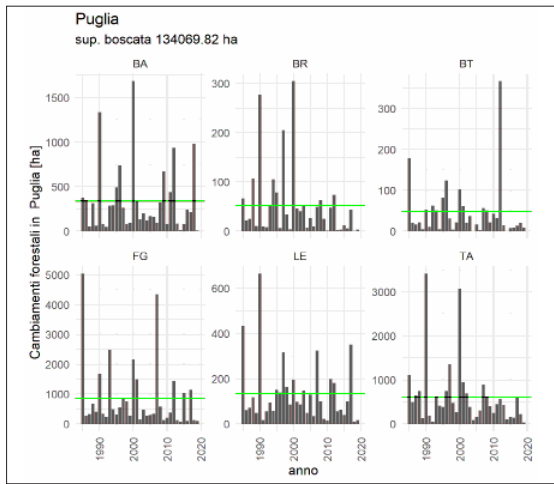
- Ecological Indicators, 110, 105873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105873>.
- Patto J.V., Rosa R., 2022 - *Adapting to frequent fires: Optimal forest management revisited*. Journal of Environmental Economics and Management revisited, 111, 102570. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102570>
- Riccioli F., Fratini R., Marone E., Fagarazzi C., Calderisi M., Brunialti G., 2020 - *Indicators of sustainable forest management to evaluate the socio-economic functions of coppice in Tuscany, Italy*. Socio-economic Planning Sciences, 70, 100732. <https://doi.org/10.1016/j.seps.2019.100732>
- Seidl R., Schelhaas M.-J., Lexer M.J., 2011 - *Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe*. Global Change Biology, 17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x>
- Senf C., Buras A., Zang C.S., Rammig A., Seidl R., 2020 - *Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe*. Nature Communications, 11, 6200. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19924-1>
- Senf C., Seidl R., 2020 - *Mapping the forest disturbance regimes of Europe*. Nature Sustainability, 4: 63-70. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y>
- Senf C., Seidl R., 2021 - *Storm and fire disturbances in Europe: Distribution and trends*. Global Change Biology, 27: 3605-3619. <https://doi.org/10.1111/gcb.15679>
- Stephens S.L., Burrows N., Buyantuyev A., Gray R.W., Keane R.E., Kubian R., Liu S. *et al.*, 2014 - *Temperate and boreal forest mega-fires: characteristics and challenges*. Frontiers in Ecology and the Environment, 12: 115-122. <https://doi.org/10.1890/120332>
- Tognetti R., Smith M., Panzacchi P., 2022 - *Climate-Smart Forestry in Mountain Regions*. Springer International Publishing, Cham.
- White J.C., Wulder M.A., Hobart G.W., Luthé J.E., Hermosilla T., Griffiths P., Coops N.C. *et al.*, 2014 - *Pixel-Based Image Compositing for Large-Area Dense Time Series Applications and Science*. Canadian Journal of Remote Sensing, 40: 192-212. <https://doi.org/10.1080/07038992.2014.945827>
- Woodcock C.E., Allen R., Anderson M., Belward A., Bindschadler R., Cohen W., Gao F. *et al.*, 2008 - *Free Access to Landsat Imagery*. Science, 320 (5879): 1011-1011. <https://doi.org/10.1126/science.320.5879.1011a>
- Zhu Z., Wang S., Woodcock C.E., 2015 - *Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4-7, 8, and Sentinel 2 images*. Remote Sensing of Environment, 159: 269-277. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.014>
- Zhu Z., Woodcock C.E., 2012 - *Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery*. Remote Sensing of Environment, 118: 83-94. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.028>

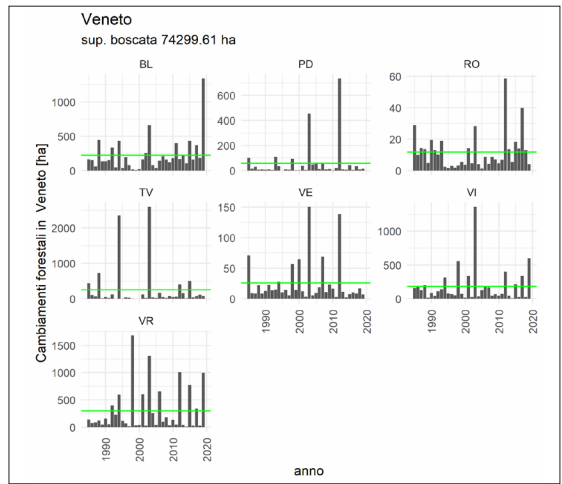
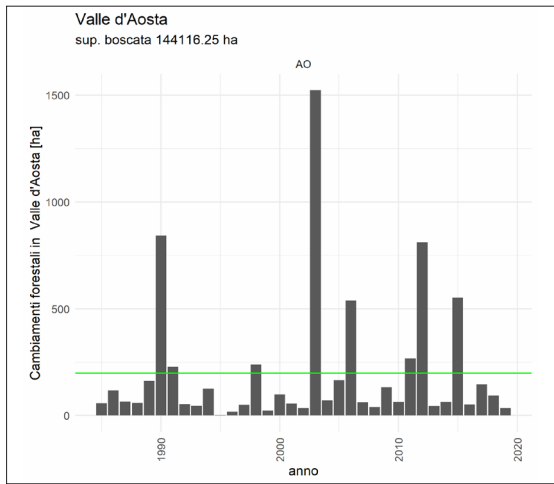
## APPENDICE

Superficie dei disturbi forestali avvenuti nelle province italiane dal 1985 al 2019. La linea verde indica la media.















## Massive windfalls boost an ongoing spruce bark beetle outbreak in the Southern Alps

### Danni da vento amplificano un attacco incipiente di bostrico dell'abete rosso nelle Alpi Meridionali

Davide Nardi <sup>(a)(b)(c)(\*)</sup> - Valerio Finozzi <sup>(d)</sup> - Andrea Battisti <sup>(a)</sup>

<sup>(a)</sup> DAFNAE, University of Padova, Viale dell'Università 16, 35020 Legnaro, Padova, Italy.

<sup>(b)</sup> Forest Ecology Unit, Research and Innovation Centre - Fondazione Edmund Mach via E. Mach, 1, San Michele all'Adige, 38010 (TN), Italy.

<sup>(c)</sup> Institute for Sustainable Plant Protection - National Research Council (IPSP-CNR), via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino, Florence, Italy.

<sup>(d)</sup> Regione del Veneto, U.O. Fitosanitario, Via A. de Gasperi 1, 31100 Treviso, Italy.

<sup>(\*)</sup> Corresponding Author; [davide.nardi.1@phd.unipd.it](mailto:davide.nardi.1@phd.unipd.it)

**Abstract:** European coniferous forests are currently threatened by bark beetles (e.g. *Ips typographus*) because of an increasing incidence of triggering factors, such as drought and windstorms. Furthermore, such natural disturbances are expected to increase in terms of magnitude and frequency due to climate change, and thus interacting with each other. Here, we present a particular case study in the Southern Italian Alps (Gares, Canale d'Agordo, Belluno), in which wind disturbance interacts with an ongoing outbreak of *I. typographus*, probably associated with an extended drought in the previous three years. By combining remote sensing and field surveys, we spatially reconstructed the bark beetle attack in the period 2015-2021, which includes the Vaia windstorm in October 2018. Although the windstorm occurred in an expanding phase of the bark beetle outbreak, attacks on standing trees did not occur during the first year after the windstorm but were observed two years later. Our findings suggest that an overlap of a large availability of wind felled trees with an incipient outbreak of *I. typographus* resulted in an immediate decrease of standing trees mortality in the year following the storm. However, the fallen trees worked as a hidden sink for the beetle population, which in the following years massively attacked the standing trees that survived the storm.

**Key words:** wind damage; tree mortality; *Ips typographus*; Norway spruce; *Picea abies*.

**Citation:** Nardi D., Finozzi V., Battisti A., 2022 - *Massive windfalls boost an ongoing spruce bark beetle outbreak in the Southern Alps*. L'Italia Forestale e Montana, 77 (1): 23-34. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1617>

**Received:** 21/01/2022 **Revised version:** 14/03/2022 **Published online:** 30/03/2022

#### 1. INTRODUCTION

Bark beetle disturbance is increasing in Europe affecting mostly coniferous forests (Marini

*et al.*, 2017; Stadelmann *et al.*, 2014). In the last decades, severe bark beetle outbreaks occurred and caused large forest loss in Europe (Havašová *et al.*, 2017; Hlásny *et al.*, 2021b). Unfortu-

nately, these biotic disturbances are expected to increase in terms of magnitude and frequency under climate change (Bentz *et al.*, 2019; Jakoby *et al.*, 2019; Romashkin *et al.*, 2020; Seidl *et al.*, 2017; Temperli *et al.*, 2013). In particular, the European spruce bark beetle (*Ips typographus* L.; Coleoptera: Curculionidae) is the most important pest in European coniferous forests, mainly affecting and killing Norway spruce (*Picea abies* [L.] H. Karst.) (Biedermann *et al.*, 2019; Økland *et al.*, 2015). At stand scale, the insect may kill the host tree through a combination of high attack density and impaired tree defenses, as it is typically observed in weakened or stressed trees (Matthews *et al.*, 2018; Netherer *et al.*, 2015, 2019). At landscape scale, bark beetle populations are characterized by endemic phases (low population size, low spruce mortality) and epidemic phases (high population size, high spruce mortality) (Kautz *et al.*, 2014). Epidemic phases are triggered by external factors, such as heat waves or windfalls, which promote a rapid increase in population densities on local level. Increased numbers of offspring from breeding systems in weakened trees can lead to successful mass attack of healthy trees (Mezei *et al.*, 2017; Senf and Seidl, 2018).

Windfalls are well-known triggering factors for *I. typographus* outbreaks because uprooted and broken trees are heavily stressed, badly defended and thus easily colonized by spruce bark beetles (Hroššo *et al.*, 2020; Louis *et al.*, 2016; Mezei *et al.*, 2014). After large windfalls, fallen trees act as sink for local populations of bark beetles, and allow for multiplied offspring development. Indeed, from the population dynamics perspective, a high amount of fallen trees means surplus of food and more space for brood development, while intra-specific competition is reduced (Faccoli and Bernardinelli, 2010; Holuša and Lukášová, 2017).

Traditionally, outbreak spots are detected during field surveys, since infested trees show

visible symptoms. However, the detection of very early stage symptoms, such as boring dust, boring holes and resin flow, needs a deep visual inspection of the trunks and so it is hard to carry out over large areas. On the contrary, late symptoms, such as discoloration and debarking, are easily recognizable. Although late symptoms occur when offspring has already emerged, they are commonly used by foresters to detect and map infestation spots during bark beetle outbreaks. Also, these late symptoms are associated with a different spectral signature detectable by optical sensors (i.e., remote sensing detection). Recently, the combination of free remote sensing data collections, such as Sentinel 2 (<https://scihub.copernicus.eu>) and Landsat (<https://earthexplorer.usgs.gov>), and server computational platforms, such as GEE (<https://earthengine.google.com>), allow foresters to easily use remote sensing data for detecting forest health changes (Jahromi *et al.*, 2021). Once a tree was successfully attacked by bark beetle, three different stages can be generally distinguished by visual inspection (Wulder *et al.*, 2006). “Green attack” stage occurs at the very beginning of the infestation and is characterized by no change in crown color; “red attack” stage is characterized by chromatic shifting to yellow or reddish, depending on host species and climatic conditions, and indicates recent attacks; “grey attack” stage is mainly referred to old attacks and is characterized by the gradual loss of needles. Despite some studies showed a moderate detectability of green attacks (Abdullah *et al.*, 2019), free satellite images have still a broad spectral resolution to reach a good accuracy of these early stages of tree decay (Huo *et al.*, 2021). However, free and multispectral optical images from satellites, such as Sentinel 2, are good enough to map visible changes in forest, i.e., red and grey stages, at large spatial scale with acceptable resolution

and accuracy, though spatial resolution of images does not allow the detection of spots constituted by only few trees (Fernandez-Carrillo *et al.*, 2020). Among the plethora of vegetation indices used in forestry, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) has been successfully used for post disturbance detection of bark beetle damage, as a proxy for photosynthetic activity and thus suitable for discoloration detection (Fernandez-Carrillo *et al.*, 2020; Lastovicka *et al.*, 2020; Meddens *et al.*, 2013; Senf *et al.*, 2017).

Despite the multiplication effect of wind disturbances on bark beetle populations is well-known, most of the studies were focused on wind damage as initial triggering cause (observational studies: e.g. Havašová *et al.*, 2017; Kärverno *et al.*, 2014; Økland *et al.*, 2016; Stadelmann *et al.*, 2014; simulations: e.g. Honkaniemi *et al.*, 2018; Jönsson *et al.*, 2012; Potterf and Bone, 2017). Instead, the occurrence of wind disturbance in areas already affected by bark beetle outbreaks has been rarely investigated. However, due to climate change, both abiotic and biotic disturbances, are expected to intensify in the coming years (Hlásny *et al.*, 2021a; Seidl and Rammer, 2017), thus increasing spruce forest susceptibility and probability of co-occurring damage events (i.e., windstorm occurrence during a bark beetle outbreak). Here, we present a case study in the Southern Italian Alps where the windstorm Vaia, occurring at the end of October 2018, interacted with an ongoing spruce bark beetle outbreak. In particular, we aimed to investigate the effects of the windstorm on a pre-existent local outbreak of *I. typographus*, focusing on attack patterns and population dynamics, and considering the climatic conditions in the years preceding and following the storm event.

## 2. MATERIALS AND METHODS

Our study area is a mountain slope located near Gares (Canale d'Agordo, Belluno, Italy), facing south-east. The study area extends over 5 km<sup>2</sup>, with an altitude ranging from 1200 to 2000 m (46.307° N 11.866° E - 46.330° N 11.890° E). The stands are mainly composed of Norway spruce (*Picea abies*), interspersed with European beech (*Fagus sylvatica* L.) and European larch (*Larix decidua* Mill.). The age of the trees ranges between 70 and 120 years and the stands are generally even-aged, resulting from both natural and artificial afforestation of previously grazed areas. The main function of the forest is protection from erosion and avalanches, due to the steep slopes and high peaks above timberline, although timber was occasionally exploited especially from the lower elevation stands. In the winter period 2013–2014, heavy snowfalls and winds caused local tree breaking and uprooting that triggered a small outbreak of the spruce bark beetle *I. typographus*. Infested trees were removed and pheromone traps were activated by the forest service in 2015 for monitoring bark beetle populations. Trapping activity was resumed in 2017 because of increasing infestation and then again in 2019 and 2020 after the windstorm.

We used an image differencing method to investigate the forest loss from 2015 to 2021 using Sentinel 2 data. All available images taken in June of each year were firstly processed in GEE (Google Earth Engine). We used data collected in June to assess bark beetle disturbances because of good lighting and cloud-free images, and because all trees infested by bark beetle in the previous year(s) were clearly detectable. For each pixel, we retrieved the cloud probability value from Cloud Probability collection on GEE. Pixels with cloud probability higher than 0.1 were discarded. Finally, outputs were computed by using the

median value of NDVI for each pixel in June in the same year.

In order to make images comparable along time-series, we performed a relative radiometric normalisation based on linear regression of each band, by using 51 pseudo invariant points from a field survey comprehending both intact evergreen forest and buildings. After computing NDVI index, we computed differences between years to detect forest cover changes. Since thresholding is a crucial choice in differencing approach (Rogerson, 2002), we used 12 verified points of bark beetle spots and 18 verified points of wind-fall spots to estimate the magnitude of NDVI difference within disturbance area. Ground-truth points were assessed by visual inspection during field survey. Threshold for forest change detection was set as the mean NDVI difference in bark beetle spots  $- 2 * \text{standard deviation}$  (Sohl, 1999). Besides the simplicity of this method, we found that threshold (value = -0.12) did not overlap with values in no-change areas. To remove no-forest areas, we used a forest cover map retrieved by photointerpretation of Google Earth high resolution images. Then, to remove noise, we applied a minimum size of 500 m<sup>2</sup> and smaller patches were discarded. Data analysis was done in R (R Core Team, 2020) by using RASTER (Hijmans, 2020) and SF (Pebesma, 2018) packages. Outputs were visualised and printed in QGIS 3.16 (QGIS.org, 2021).

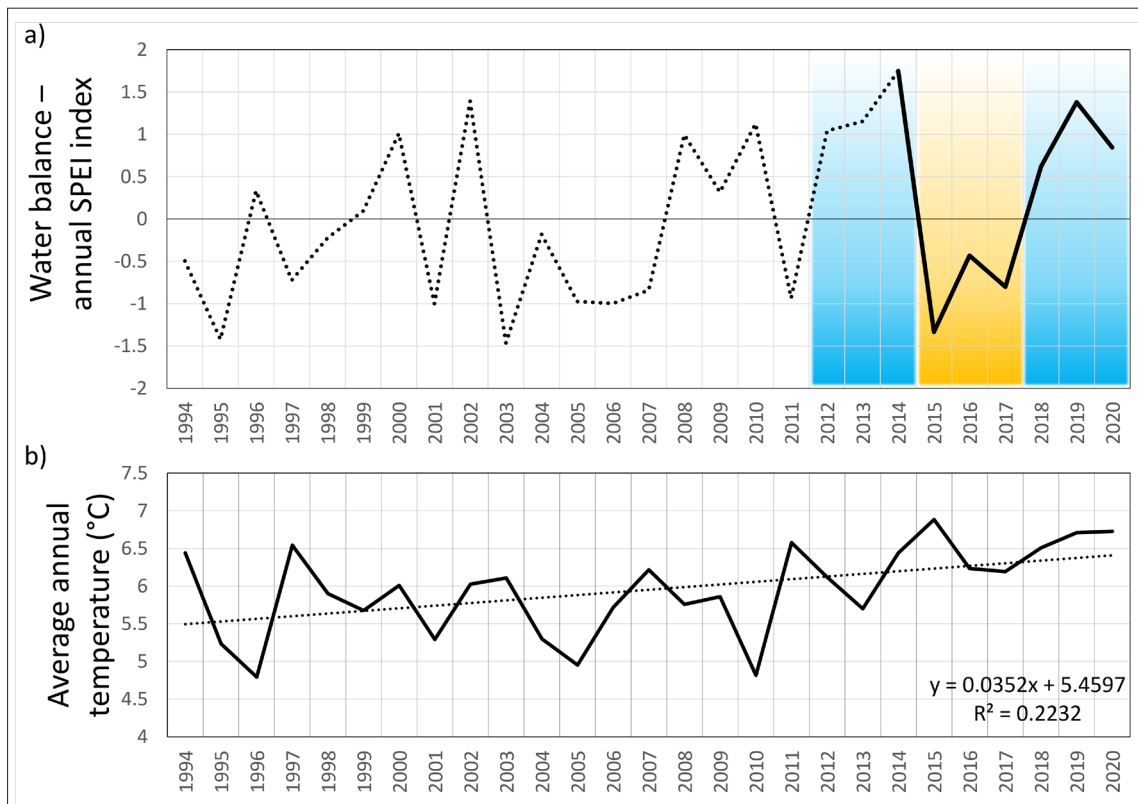
Field surveys were carried out in August 2020 and March 2021 to confirm remote sensing observations and to assign the disturbance categories, i.e., bark beetle or wind, for each patch of disturbance. Patches of dead trees based on remotely sensed data were printed on technical maps for each year. Then, visual surveys and photographic reports were carried out from the opposite slope. Old and recent infestations of bark beetles and wind-

felled trees were clearly visible since no salvage logging was carried out in the study area after 2016. The final map was compiled by integrating remotely sensed forest changes and visual survey data, including the disturbance category of forest loss (Fig. 2).

We retrieved temperature and precipitation data since 1994 from a weather station located in the study area (11.8837° E - 46.3131° N) and solar radiation data since 2015 from a near weather station (Falcade, 11.87° E - 46.35 °N, distance from study area ~ 4 km). Data were validated and provided by ARPAV agency (available on [www.arpa.veneto.it](http://www.arpa.veneto.it)). To assess the conditions for host trees (i.e., water stress), we computed annual SPEI index using monthly data of precipitation and mean temperature. SPEI index is based on time series of water balance (i.e., difference between precipitation and evapotranspiration) and it is widely used for estimating drought (Vicente-Serrano *et al.*, 2010). Computations were performed in R using SPEI package (Beguiria and Vicente-Serrano, 2017). Since phenological pattern of bark beetle population cannot be fully retrieved from trap catches (because of missing data or unavailability of weekly catches), to assess the potential development of *I. typographus* we ran the phenological model PHENIPS (Baier *et al.*, 2007) using daily temperature, solar radiation data, and default parameters. Model computation was performed in SAGA GIS (Conrad *et al.*, 2015).

### 3. RESULTS

Climatic conditions of the study period are presented in Fig. 1. The period 2015-2017 was characterized by water stress with negative anomalies of water balance compared with the long-term trend. On the contrary, the pe-



*Figure 1* - SPEI index (Fig. 1a) and average annual air temperature (Fig. 1b) for 1994-2020 time series. In Fig. 1a, the dotted line indicates overall time series, while the solid line indicates the last period (2015-2020), concerning the studied bark beetle outbreak. Wet periods were highlighted in blue, water stress periods in orange. In Fig. 1b, the solid line indicates average temperature, the dotted line the linear regression, showing increasing temperatures. Climatic data were retrieved from a local weather station within the study area.

riod 2018-2020 was characterized by wetter climate. Regarding temperature, we did not observe annual anomalies in our study period (2015-2020), however, we found a weak trend of increasing average temperatures from 1994 onwards.

A total of 47.5 ha of forest (~ 20% of coniferous forest included in our study area) were damaged, of which 13.5 ha by bark beetles and 34 ha by windstorm from June 2015 to June 2021 (Fig. 2). Bark beetle spots occurring during 2019 (first summer after wind disturbance) started to be detectable by remote sensing in 2016 (two spots) and extended over about 3.5 hectares by 2018 (10 spots). Our findings by remote sensing were consistent

with those resulting from surveillance activities by the forest service, which detected few single infested trees in 2015 and several infestation spots in 2017.

We found an increasing number of new bark beetle spots from 2016 to 2021, considering both completely new spots and new infestation expanding within neighbourhoods of previous spots (Fig. 3). We did not find, however, new damaged areas by bark beetles during 2019 (first summer after wind disturbance). Instead, a massive spruce mortality due to bark beetle occurred during 2020 and early 2021, damaging more than 10 ha of spruce forest in a total of 71 new spots.

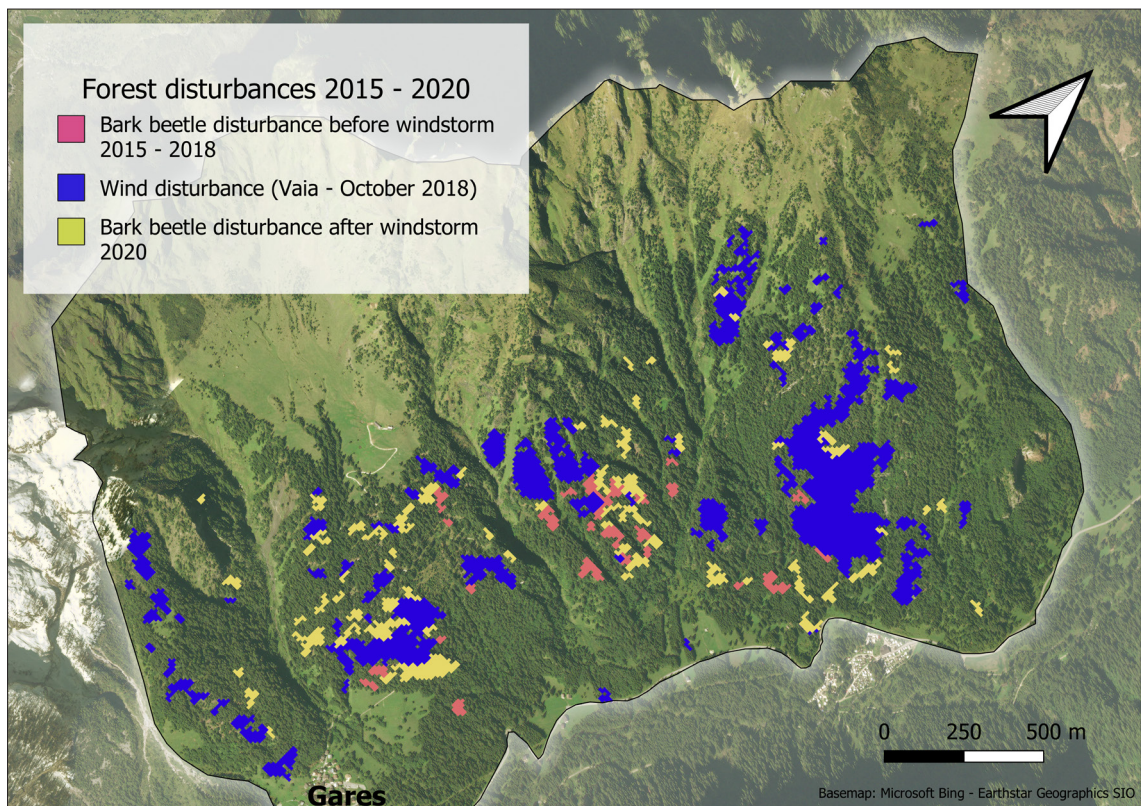


Figure 2 - Map of forest disturbances occurring in our study area between June 2015 and June 2021. In the base map forest is clearly visible in dark green, compared to pastures in light green. Bark beetle spots before and after the wind damage were depicted in pink and yellow, respectively. Wind disturbance was reported in blue.

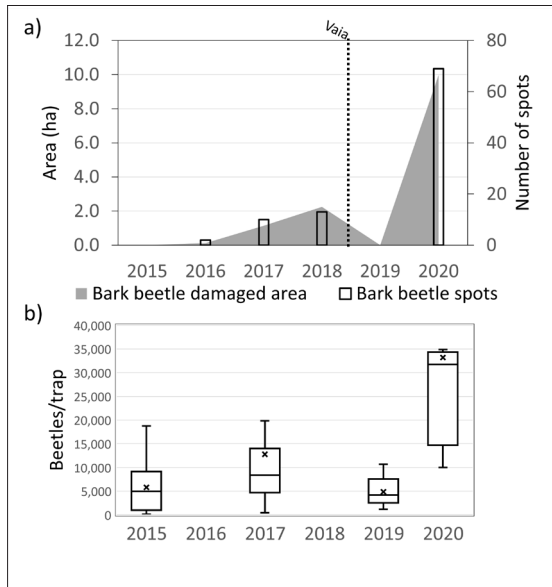
Pheromone traps collected 5,800 beetles/trap (SD = 5,157, N = 27) in 2015 and 12,765 beetles/trap (SD = 15,694, N = 20) in 2017. After the windstorm, the catches decreased to 4,853 beetles/trap (SD = 3,502, N = 5) in 2019 and increased to 33,200 beetles/trap (SD = 24,742, N = 8) in 2020.

PHENIPS model indicated the occurrence of two generations per year, with swarming of 1<sup>st</sup> generation, 2<sup>nd</sup> generation (despite 2016 showed a late swarming of the 2<sup>nd</sup> generation), and sister brood generally regular among years (Table 1). The swarming of overwintering adults varied among years, probably depending on fluctuating conditions during spring. A comparison with field trapping curves was possible only for 2020 catches (see Supple-

mentary Materials) and it confirmed the number of generations, with small deviations in the peak timing.

#### 4. DISCUSSION

Here, we show a case-study in which wind disturbance boosted a pre-existent local outbreak of the European spruce bark beetle, *I. typographus*, despite of favourable climatic conditions for Norway spruce due to a wetter period after the windstorm, and steady bark beetle generation development. Besides the well-known role of wind disturbance in bark beetle population dynamics, there is a lack of knowledge and observational studies dealing



*Figure 3* - Summary of bark beetle damage at Gares (BL) from 2015 to 2020. For each year, the total amount of newly damaged area and the number of new infestation spots were reported in Fig. 3a. In 2015, no bark beetle spots were detected by remote sensing. The vertical dotted line indicates the end of October 2018, when the Vaia windstorm severely hit the area, causing large windfalls. In Fig. 3b, we summarized pheromone trap data. Within each box plot, the central line represents the median and the cross represents the mean value of beetles/trap. Outliers were not displayed.

with natural disturbances affecting ongoing bark beetle infestation areas. By combining field surveys and remote sensing, we were able to follow a local spruce bark beetle outbreak four years before and two years after the massive wind disturbance event Vaia, which occurred in October 2018 (Chirici *et al.*, 2019).

Small windthrow events, which occurred in 2013-2014 on the north facing slope near our study area, were probably the triggering factors of an epidemic phase in spruce bark beetle population dynamics in 2016. We found increasing damage by bark beetles between 2016 and 2018, indicating that an outbreak was building up. Our spatial estimates were confirmed by increasing numbers of bark beetles caught in pheromone traps in 2017. Probably, water stress contributed to an expansion of infestation spots during this period. Indeed, many studies showed that water deficiency and drought can negatively affect spruce defenses against biotic agents such as bark beetles and associated blue-stain fungi (Netherer *et al.*, 2021). On the other hand, warmer temperatures can accelerate bark beetle development, potentially resulting in more generations per year (Mezei *et al.*, 2017; Wermelinger and Seifert, 1998; 1999). The phenological model PHENIPS was confirmed by trap catch data in terms of number

*Table 1* - Developmental phases of the life history of *Ips typographus* at Gares as predicted by the PHENIPS model based on daily temperature and solar radiation data.

Development phase	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Potential fully developed generations (sister broods)	2 (1)	2 (1)	2 (1)	2 (1)	2 (1)	2 (1)
Total thermal sum (degree days)	1240	1114	1212	1287	1208	1192
Spring swarming	5 <sup>th</sup> May	20 <sup>th</sup> May	13 <sup>th</sup> May	26 <sup>th</sup> Apr	31 <sup>st</sup> May	25 <sup>th</sup> Apr
1 <sup>st</sup> filial gen. - swarming	18 <sup>th</sup> Jul	28 <sup>th</sup> Jul	16 <sup>th</sup> Jul	20 <sup>th</sup> Jul	26 <sup>th</sup> Jul	22 <sup>nd</sup> Jul
1 <sup>st</sup> sister brood gen. - swarming	13 <sup>th</sup> Aug	29 <sup>th</sup> Aug	11 <sup>th</sup> Aug	16 <sup>th</sup> Aug	21 <sup>st</sup> Aug	19 <sup>th</sup> Aug
2 <sup>nd</sup> filial gen. - swarming	17 <sup>th</sup> Sep	29 <sup>th</sup> Oct	29 <sup>th</sup> Sep	18 <sup>th</sup> Sep	28 <sup>th</sup> Sep	20 <sup>th</sup> Sep

of developed generations, with small differences in peak timing. Moreover, we found similar thermal sums and bark beetle maximum generations among studied years. Overall, temperature anomalies appeared negligible and did not affect bark beetle phenology during our study period. However, increasing temperature trend over the last thirty years suggested that *I. typographus* populations might increase in the future leading to increasing risk of infestation (Seidl and Rammer, 2017). In conclusion, a high number of weakened and stressed trees susceptible to bark beetle attacks, probably favored the spreading of infestation areas, especially during the drier climate occurring before the windstorm Vaia (2018).

In October 2018, storm Vaia severely hit north-eastern Italy and large windfalls occurred also in our study area. During 2019, standing trees were not attacked by bark beetles, however we recorded a huge increase in infested area and number of infestation spots in intact forest during 2020. According to literature, effects of wind damage on bark beetle population densities are usually observed from the second year after the storm (Grodzki, 2008; Meier *et al.*, 2003; Stadelmann *et al.*, 2014). The mechanism underpinning this response depends on the high availability of breeding material after the windstorm. Indeed, during the first year fallen trees were massively colonized, thereby acting as sink for the local bark beetle population. Moreover, the surplus of breeding material might result in a low intraspecific competition for the substrate and thus a low colonization density and a higher reproductive success (Komonen *et al.*, 2011). However, in spite of an ongoing outbreak, it seemed remarkable that no infestation spots were newly detected on standing trees in 2019. Moreover, since living standing trees were not attacked during the first summer after the windstorm, attacks were supposedly concentrated on fallen trees.

The continued infestation of standing trees in 2020 occurred in spite of more favorable climatic conditions for host trees (i.e. increased precipitation) and similar seasonal development of bark beetle populations. Indeed, we found a large increment of infestation spots in 2020, confirming that the local population of bark beetles was still present and active during the 2019. Our findings are consistent with other studies highlighting the importance of the number of infested fallen trees as predictive variable for outbreak risks after windstorm damage (Kärvemo *et al.*, 2014). Moreover, we cannot exclude that some fallen trees were still infested in 2020 since they cannot be detected by remote sensing methods and previous studies showed that fallen trees can be attacked during the second summer after the windstorm depending on desiccation conditions (Eriksson *et al.*, 2005; Hroššo *et al.*, 2020). Furthermore, although natural enemies may already be present due to the previous outbreak phase before the storm, previous studies showed that natural enemies play a weak role during the epidemic phase (Marini *et al.*, 2013).

Our results (i.e., damaged area estimates) should be considered as conservative, and probably bark beetle disturbance was slightly undervalued for two main reasons. First, we used 10 m resolution images and the mapping of forest disturbances at very high resolution could not be achieved (i.e., single infested trees or very small spots). Second, since some infestation spots in 2018 may include uprooted trees, and some fallen trees might still be infested in 2020, overlapping of bark beetle and windstorm damage might have occurred. Finally, we showed that remote sensing data may have a great potential for rapid assessments at large spatial scale and for giving a good estimate of damaged surface areas and locations.



#### 4. CONCLUSIONS

We showed how wind disturbance may boost an ongoing bark beetle outbreak and provoke huge infestations in the following years, even under favorable climatic conditions for Norway spruce and comparable beetle voltinism. Moreover, since most of the attacks may have remained undetected by remote sensing in the first year after the wind disturbance because of colonization of fallen trees, an underestimation cannot be excluded. Furthermore, we found that phenological models can successfully estimate bark beetle population development and pressure on host trees. However, the PHENIPS model needs to be accurately assessed by using robust climatological data, bark temperatures and comparison with field observations in the Southern Alps. On the application side, the measures to prevent or reduce bark beetle damage following abiotic disturbance events should be prioritized where bark beetle outbreaks are ongoing, irrespective of the climatic conditions. The time lag between the windfall and the attack on the standing trees allows to deploy the sanitation measures.

#### *Acknowledgements*

We thank the Forest Service of Veneto Region, Italy, for providing data on bark beetle trapping and relevant information for this study. We acknowledge European Union's Horizon 2020 Program for Research and Innovation under grant agreement no. 771271 "HOMED". We thank two anonymous reviewers for significantly improving the manuscript with insightful comments.

#### RIASSUNTO

Le foreste di conifere in Europa sono attualmente minacciate da infestazioni di scolitidi (come *Ips typo-*

*graphus* L.) a causa di crescenti fattori scatenanti quali siccità e danni da vento, verosimilmente associati al cambiamento climatico. Le interazioni tra questi fattori sono un interessante argomento di studio e il presente lavoro propone un caso studio nelle Alpi Meridionali (Gares, Canale d'Agordo, Belluno), dove un danno da vento si è sovrapposto a un'infestazione da scolitidi (bostrico dell'abeto rosso, *Ips typographus*) in atto e probabilmente legata a una serie di tre anni siccitosi. Attraverso la combinazione di osservazioni da remoto e rilievi in campo, è stato ricostruito l'attacco dell'insetto dal 2015 al 2021, periodo che comprende i danni da vento della tempesta Vaia nell'ottobre 2018. Nonostante l'attacco del bostrico fosse in fase di espansione al momento della tempesta, gli attacchi su alberi in piedi non sono stati osservati nell'anno successivo, ma a partire dal secondo anno dopo l'evento. Le osservazioni suggeriscono che la grande disponibilità di materiale a terra, altamente suscettibile di colonizzazione da parte del bostrico, abbia catalizzato la popolazione locale, creando le condizioni per un consistente aumento dell'attacco agli alberi sopravvissuti alla tempesta.

#### REFERENCES

- Abdullah H., Skidmore A.K., Darvishzadeh R., Heinrich M., 2019 - *Timing of red-edge and shortwave infrared reflectance critical for early stress detection induced by bark beetle (*Ips typographus*, L.) attack*. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 82, 101900. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101900>
- Baier P., Pennerstorfer J., Schopf A., 2007 - *PHENIPS - A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation*. For. Ecol. Manage., 249: 171-186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.020>
- Beguéría S., Vicente-Serrano S.M., 2017 - *SPEI: Calculation of the Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index*. R package version 1.7. <https://CRAN.R-project.org/package=SPEI>.
- Bentz B.J., Jönsson A.M., Schroeder M., Weed A., Wilcke R.A.I., Larsson K., 2019 - **Ips typographus* and *Dendroctonus ponderosae* models project thermal suitability for intra- and inter-continental establishment in a changing climate*. Front. For. Glob. Chang. 2, 1. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00001>
- Biedermann P.H.W., Müller J., Grégoire J.-C., Gruppe A., Hagge J., Hammerbacher A., Hofstetter R.W. et al., 2019 - *Bark beetle population dynamics in the anthropocene: challenges and solutions*. Trends

- Ecol. Evol., 34: 914-924. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.06.002>
- Chirici C., Giannetti G., Travaglini T., Nocentini N., Francini F., D'Amico D., Calvo *et al.*, 2019 - *Stima dei danni della tempesta "Vaia" alle foreste in Italia*. For. - J. Silv. For. Ecol. 16, 3. <https://doi.org/10.3832/EFOR3070-016>
- Conrad O., Bechtel B., Bock M., Dietrich H., Fischer E., Gerlitz L., Wehberg J., *et al.*, 2015 - *System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4*. Geosci. Model Dev., 8: 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/GMD-8-1991-2015>
- Eriksson M., Pouttu A., Roininen H., 2005 - *The influence of windthrow area and timber characteristics on colonization of wind-felled spruces by Ips typographus (L.)*. For. Ecol. Manage., 216: 105-116. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.05.044>
- Faccoli M., Bernardinelli I., 2010 - *Breeding performance of the second generation in some bivoltine populations of Ips typographus (Coleoptera Curculionidae) in the south-eastern Alps*. J. Pest Sci. (2004), 84: 15-23. <https://doi.org/10.1007/S10340-010-0320-7>
- Fernandez-Carrillo A., Patočková Z., Dobrovolný L., Franco-Nieto A., Revilla-Romero B., 2020 - *Monitoring bark beetle forest damage in Central Europe. A remote sensing approach validated with field data*. Remote Sens. 12, 3634. <https://doi.org/10.3390/rs12213634>
- Grodzki W., 2008 - *Spatio-temporal patterns of the Norway spruce decline in the Beskid Śląski and Żywiecki (Western Carpathians) in southern Poland*. J. For. Sci., 53: 38-44. <https://doi.org/10.17221/2155-JFS>
- Havašová M., Ferencík J., Jakuš R., 2017 - *Interactions between windthrow, bark beetles and forest management in the Tatra national parks*. For. Ecol. Manage., 391: 349-361. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.009>
- Hijmans R.J., 2020 - *Raster: geographic data analysis and modeling*. R package version 3.4-5.
- Hlásný T., König L., Krokene P., Lindner M., Montagné-Huck C., Müller J., Qin H., *et al.*, 2021a - *Bark beetle outbreaks in Europe: state of knowledge and ways forward for management*. Curr. For. Reports, 7: 138-165. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00142-x>
- Hlásný T., Zimová S., Merganičová K., Štěpánek P., Modlinger R., Turčáni M., 2021b - *Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: drivers, impacts, and management implications*. For. Ecol. Manage., 490: 119075. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119075>
- Holuša J., Lukášová K., 2017 - *Pathogen's level and parasitism rate in Ips typographus at high population densities: importance of time*. J. Appl. Entomol., 141: 768-779. <https://doi.org/10.1111/JEN.12392>
- Honkaniemi J., Ojansuu R., Kasanen R., Heliövaara K., 2018 - *Interaction of disturbance agents on Norway spruce: A mechanistic model of bark beetle dynamics integrated in simulation framework WIN-DROT*. Ecol. Modell., 388: 45-60. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2018.09.014>
- Hroššo B., Mezei P., Poterf M., Majdák A., Blaženec M., Korolyova N., Jakuš R., 2020 - *Drivers of spruce bark beetle (Ips typographus) infestations on downed trees after severe windthrow*. Forests 11, 1290. <https://doi.org/10.3390/f11121290>
- Huo L., Persson H.J., Lindberg E., 2021 - *Early detection of forest stress from European spruce bark beetle attack, and a new vegetation index: normalized difference red & SWIR (NDRS)*. Remote Sens. Environ. 255, 112240. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2020.112240>
- Jahromi Mojtaba Naghdizadegan, Jahromi Maryam Naghdizadegan, Zolghadr-Asli B., Pourghasemi H.R., Alavipannah S.K., 2021 - *Google Earth Engine and its application in forest sciences, in: Environmental Science and Engineering*. Springer, p. 629-649. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-56542-8\\_27](https://doi.org/10.1007/978-3-030-56542-8_27)
- Jakoby O., Lischke H., Wermelinger B., 2019 - *Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (Ips typographus)*. Glob. Chang. Biol., 25: 4048-4063. <https://doi.org/10.1111/gcb.14766>
- Jönsson A.M., Schroeder L.M., Lagergren F., Anderbrant O., Smith B., 2012 - *Guess the impact of Ips typographus. An ecosystem modelling approach for simulating spruce bark beetle outbreaks*. Agric. For. Meteorol., 166-167: 188-200. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.07.012>
- Kärvelo S., Rogell B., Schroeder M., 2014 - *Dynamics of spruce bark beetle infestation spots: importance of local population size and landscape characteristics after a storm disturbance*. For. Ecol. Manage., 334: 232-240. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.011>
- Kautz M., Schopf R., Imron M.A., 2014 - *Individual traits as drivers of spatial dispersal and infestation patterns in a host-bark beetle system*. Ecol. Modell., 273: 264-276. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2013.11.022>
- Komonen A., Schroeder L.M., Weslien J., 2011 - *Ips typographus population development after a severe*

- storm in a nature reserve in southern Sweden. *J. Appl. Entomol.*, 135: 132-141. <https://doi.org/10.1111/J.1439-0418.2010.01520.X>
- Lastovicka J., Svec P., Paluba D., Kobliuk N., Svoboda J., Hladky R., Stych P., 2020 - *Sentinel-2 data in an evaluation of the impact of the disturbances on forest vegetation*. *Remote Sens.* 12, 1914. <https://doi.org/10.3390/rs12121914>
- Louis M., Dohet L., Grégoire J.C., 2016 - *Fallen trees' last stand against bark beetles*. *For. Ecol. Manage.*, 359: 44-50. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.09.046>
- Marini L., Lindelöw Å., Jönsson A.M., Wulff S., Schroeder L.M., 2013 - *Population dynamics of the spruce bark beetle: a long-term study*. *Oikos*, 122: 1768-1776. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2013.00431.X>
- Marini L., Økland B., Jönsson A.M., Bentz B., Carroll A., Forster B., Grégoire J.-C., et al., 2017 - *Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests*. *Ecography (Cop.)*, 40: 1426-1435. <https://doi.org/10.1111/ecog.02769>
- Matthews B., Netherer S., Katzensteiner K., Pennerstorfer J., Blackwell E., Henschke P., Hietz P., et al., 2018 - *Transpiration deficits increase host susceptibility to bark beetle attack: experimental observations and practical outcomes for Ips typographus hazard assessment*. *Agric. For. Meteorol.*, 263: 69-89. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.08.004>
- Meddens A.J.H., Hicke J.A., Vierling L.A., Hudak A.T., 2013 - *Evaluating methods to detect bark beetle-caused tree mortality using single-date and multi-date Landsat imagery*. *Remote Sens. Environ.*, 132: 49-58. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2013.01.002>
- Meier F., Gall R., Forster B., 2003 - *Ursachen und Verlauf der Buchdrucker-Epidemien (Ips typographus L.) in der Schweiz von 1984 bis 1999 = Causes and progress of the eight-toothed spruce bark beetle epidemics (Ips typographus) in Switzerland from 1984 to 1999*. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwes.*, 154: 437-441. <https://doi.org/10.3188/szf.2003.0437>
- Mezei P., Grodzki W., Blaženec M., Škvarenina J., Brandysova V., Jakuš R., 2014 - *Host and site factors affecting tree mortality caused by the spruce bark beetle (Ips typographus) in mountainous conditions*. *For. Ecol. Manage.*, 331: 196-207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.031>
- Mezei P., Jakuš R., Pennerstorfer J., Havašová M., Škvarenina J., Ferencík J., Slivinský J., et al., 2017 - *Storms, temperature maxima and the Eurasian spruce bark beetle Ips typographus - An infernal trio in Norway spruce forests of the Central European High Tatra Mountains*. *Agric. For. Meteorol.*, 242: 85-95. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.04.004>
- Netherer S., Kandasamy D., Jirosová A., Kalinová B., Schebeck M., Schlyter F., 2021 - *Interactions among Norway spruce, the bark beetle Ips typographus and its fungal symbionts in times of drought*. *J. Pest Sci.* (2004), 94: 591-614. <https://doi.org/10.1007/s10340-021-01341-y>
- Netherer S., Matthews B., Katzensteiner K., Blackwell E., Henschke P., Hietz P., Pennerstorfer J., et al., 2015 - *Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? New Phytol.*, 205: 1128-1141. <https://doi.org/10.1111/NPH.13166>
- Netherer S., Panassiti B., Pennerstorfer J., Matthews B., 2019 - *Acute drought is an important driver of bark beetle infestation in Austrian Norway spruce stands*. *Front. For. Glob. Chang.* 2, 39. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00039>
- Økland B., Netherer S., Marini L., 2015 - *The Eurasian spruce bark beetle: the role of climate*, in: *Climate Change and Insect Pests*. CABI, Wallingford, p. 202-219. <https://doi.org/10.1079/9781780643786.0202>
- Økland B., Nikolov C., Krokene P., Vakula J., 2016 - *Transition from windfall- to patch-driven outbreak dynamics of the spruce bark beetle Ips typographus*. *For. Ecol. Manage.*, 363: 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.007>
- Pebesma E., 2018 - *Simple features for R: standardized support for spatial vector data*. *R J.* 10, 439. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Potterf M., Bone C., 2017 - *Simulating bark beetle population dynamics in response to windthrow events*. *Ecol. Complex.*, 32: 21-30. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.08.003>
- QGIS.org, 2021 - *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association.
- R Core Team, 2020 - *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rogerson P.A., 2002 - *Change detection thresholds for remotely sensed images*. *J. Geogr. Syst.*, 4: 85-97. <https://doi.org/10.1007/s101090100076>
- Romashkin I., Neuvonen S., Tikkanen O.-P., 2020 - *Northward shift in temperature sum isoclines may favour Ips typographus outbreaks in European Russia*. *Agric. For. Entomol.*, 22: 238-249. <https://doi.org/10.1111/AFE.12377>

- Seidl R., Rammer W., 2017 - *Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes*. *Landsc. Ecol.*, 32: 1485-1498. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0396-4>
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., et al., 2017 - *Forest disturbances under climate change*. *Nat. Clim. Chang.* <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Senf C., Seidl R., 2018 - *Natural disturbances are spatially diverse but temporally synchronized across temperate forest landscapes in Europe*. *Glob. Chang. Biol.*, 24: 1201-1211. <https://doi.org/10.1111/gcb.13897>
- Senf C., Seidl R., Hostert P., 2017 - *Remote sensing of forest insect disturbances: current state and future directions*. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 60: 49-60. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.04.004>
- Sohl T.L., 1999 - *Change analysis in the United Arab Emirates: An investigation of techniques*. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, 65: 475-484.
- Stadelmann G., Bugmann H., Wermelinger B., Bigler C., 2014 - *Spatial interactions between storm damage and subsequent infestations by the European spruce bark beetle*. *For. Ecol. Manage.*, 318: 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.022>
- Temperli C., Bugmann H., Elkin C., 2013 - *Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach*. *Ecol. Monogr.*, 83: 383-402. <https://doi.org/10.1890/12-1503.1>
- Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I., 2010 - *A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index*. *J. Clim.*, 23: 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- Wermelinger B., Seifert M., 1998 - *Analysis of the temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L) (Col., Scolytidae)*. *J. Appl. Entomol.*, 122: 185-191. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1998.tb01482.x>
- Wermelinger B., Seifert M., 1999 - *Temperature-dependent reproduction of the spruce bark beetle *Ips typographus*, and analysis of the potential population growth*. *Ecol. Entomol.*, 24: 103-110. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1999.00175.x>
- Wulder M.A., Dymond C.C., White J.C., Leckie D.G., Carroll A.L., 2006 - *Surveying mountain pine beetle damage of forests: a review of remote sensing opportunities*. *For. Ecol. Manage.*, 221: 27-41. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.021F>



## Effects of atmospheric nitrogen deposition on productivity and growth allocation. First results of a long-term experiment in a pre-alpine beech forest

### Effetti della deposizione atmosferica azotata su produttività e allocazione della crescita. Primi risultati di un esperimento di lungo termine in una faggeta prealpina

Dario Ravaioli <sup>(a)</sup> - Alessandra Teglia <sup>(a)(\*)</sup> - Rossella Guerrieri <sup>(a)</sup> - Graziella Marcolini <sup>(a)</sup> - Enrico Muzzi <sup>(a)</sup> - Federico Magnani <sup>(a)</sup>

<sup>(a)</sup> Dipartimento di Tecnologie Agro-Alimentari (DISTAL) - Università di Bologna, Via Fanin 46, I-40127, Bologna, Italy.

<sup>(\*)</sup> Corresponding Author; [alessandra.tegla3@unibo.it](mailto:alessandra.tegla3@unibo.it)

**Abstract:** Atmospheric nitrogen deposition is an important global change driver, potentially affecting forest health and productivity. In order to evaluate the potential effects on tree growth and above-ground biomass production in southern European conditions, a long-term manipulation experiment was carried out in a pre-alpine beech forest (Pian Cansiglio, BL).

Four treatments are compared: (i) control, (ii) moderate soil fertilization, (iii) high soil fertilization (iv) and moderate above canopy fertilization. Results, 7 years into the experiment, do not show any effect of soil fertilization treatments on the monitored parameters, but show instead positive effects of the canopy fertilization on the allocation of resources to the canopy and on the production of leaf biomass, with values that in 2021 exceeded those observed in the control treatment by 0.72 Mg DM ha<sup>-1</sup>. The contribution of N due to atmospheric deposition does not seem to decrease the growth of pre-alpine beech forests in the short term, but could substantially alter their ecological dynamics.

**Key words:** nitrogen deposition; above canopy fertilization; leaf biomass; wood biomass.

**Citation:** Ravaioli D., Teglia A., Guerrieri R., Marcolini G., Muzzi E., Magnani F., 2022 - *Effetti della deposizione atmosferica azotata su produttività e allocazione della crescita. Primi risultati di un esperimento di lungo termine in una faggeta prealpina*. L'Italia Forestale e Montana, 77 (1): 35-47. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1618>

**Received:** 01/02/2022 **Revised version:** 14/03/2022 **Published online:** 30/03/2022

#### 1. INTRODUZIONE

Le foreste rappresentano una risorsa fondamentale non solo per la sostenibilità economica e sociale delle comunità montane, ma anche per il loro contributo determinante al sequestro e all'accumulo di carbonio (C) nella biosfera, la cui capacità di mitigare gli effetti del

cambiamento climatico dipende in larga misura dalla crescita e dall'accumulo di biomassa delle foreste (Griscom *et al.*, 2017). Risulta quindi di particolare importanza, da un punto di vista sia ecologico sia socioeconomico, comprendere quali siano i fattori ambientali che in maniera predominante regolano la crescita forestale (Etzold *et al.*, 2020). Eppure, nono-

stante oltre tre secoli di studi di autonomia ed ecologia forestale, ancora persiste un notevole grado di incertezza sul peso relativo dei diversi fattori ambientali che controllano produttività e salute delle foreste, e sugli effetti delle diverse componenti del cambiamento globale in atto, come il clima e l'inquinamento atmosferico (de Vries *et al.*, 2017).

Alcuni dei principali fattori del cosiddetto "Global Change", come l'aumento della CO<sub>2</sub> atmosferica ed il conseguente aumento delle temperature, ma anche l'aumento della deposizione atmosferica azotata, possono infatti avere effetti contrastanti a seconda dei fattori limitanti prevalenti (nutrienti, temperatura, disponibilità idrica) negli ecosistemi forestali.

Un dibattito particolarmente vivace ha riguardato negli ultimi anni gli effetti su salute e crescita del bosco della deposizione atmosferica di azoto (N). Le emissioni antropiche di composti azotati reattivi costituisce una delle principali problematiche ambientali dei Paesi industrializzati; questi composti, sotto forma ossidata (NO<sub>y</sub> derivanti dall'uso di combustibili fossili) e ridotta (NH<sub>x</sub> dalle attività agricole e allevamenti intensivi) si depositano poi sugli ecosistemi terrestri anche a grande distanza, alterando inevitabilmente il ciclo biogeochimico dell'N. La deposizione azotata sulle foreste aveva raggiunto globalmente 187 milioni di tonnellate nel 2005 e si prevede che arriverà quasi a raddoppiare entro il 2050 (Galloway *et al.*, 2008; Law, 2013).

L'apporto di N in ecosistemi tipicamente limitati dalla disponibilità di questo macro-nutriente può influenzare la crescita ed il sequestro del C degli ecosistemi forestali, interagendo con diversi meccanismi fisiologici delle piante: può in primo luogo determinare un'accelerazione del tasso di fotosintesi (Fleischer *et al.*, 2013), ma anche determinare un'allocazione preferenziale del C assorbito negli organi epigei con un minore investimento

nella produzione di radici; può indurre infine una riduzione della decomposizione della sostanza organica, portando ad un accumulo di lettiera e di C nel suolo (Janssens *et al.*, 2010). Apporti elevati di N potrebbero però superare nel lungo periodo la capacità di ritenzione degli ecosistemi, aumentando le perdite di N attraverso i processi di denitrificazione e di lisciviazione dei nitrati, depauperando così la fertilità chimica del suolo, secondo la catena di eventi descritta da Aber *et al.* (1989). Questi risultati, tuttavia, sono stati osservati soprattutto nel caso di esperimenti di manipolazione in cui un aumento della deposizione azotata è stato simulato mediante fertilizzazione al suolo (si veda Templer *et al.*, 2012 per una rassegna). In questi esperimenti, tuttavia, viene escluso il ruolo cruciale svolto dalle chiome (e dei microrganismi ad esse associate) nel ritenere e assorbire parte dell'azoto atmosferico, modificandone così la quantità e la forma (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) che raggiunge il suolo (Sparks, 2009; Guerrieri *et al.*, 2021).

La deposizione atmosferica di N costituisce un importante fattore di disturbo per le foreste italiane. A livello nazionale il tasso più alto di deposizione azotata si registra nel Nord Italia, nelle aree circostanti la pianura padana, una delle aree più urbanizzate ed industrializzate del territorio europeo (Cecchini *et al.*, 2021), come dimostrato dai rilievi della rete di monitoraggio permanente ICP Forests (*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*). In questo contesto, nel 2015 è stato istituito in una faggeta prealpina uno studio di lungo termine di manipolazione dell'N, al fine di simulare la deposizione azotata e determinarne gli effetti su produttività e salute del bosco. Il sito sperimentale è situato in un'area storicamente soggetta ad uno dei tassi più elevati di deposizione azotata in Italia, che supera la soglia critica di carico di N stimata da Ferretti *et*

al. (2014). Lo studio degli effetti della deposizione atmosferica di N su salute e produttività del faggio in Italia è di particolare interesse vista la sua ampia distribuzione sul territorio nazionale: le faggete occupano infatti circa il 12% della superficie forestale italiana, con un incremento corrente di volume degli alberi vivi di circa  $56 \times 10^5 \text{ m}^3$  (INFC, 2005).

In Italia è stato riportato un effetto positivo della deposizione sulla crescita del faggio a partire da valori di  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  (Gentilesca *et al.*, 2018), ma studi a livello europeo suggeriscono che una deposizione di oltre i  $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  possa indurre una saturazione, provocando una riduzione della crescita delle piante (de Vries *et al.*, 2014; Etzold *et al.*, 2020). Il presente lavoro di ricerca si ripropone pertanto di valutare l'impatto della deposizione di azoto sulla produttività epigea (fusto e foglie) di una faggeta eutrofica prealpina, confrontando gli effetti di diverse dosi di azoto somministrate sia a livello del suolo, sia a livello di chioma.

di Mezzo - Pian Parrocchia". È caratterizzato da una piovosità media annua di 2086 mm, con valori medi di 1266 mm nella stagione vegetativa (aprile-ottobre), senza periodi di aridità estiva. La temperatura media annua è di  $6,2^\circ\text{C}$ , con valori variabili da  $-3,6^\circ\text{C}$  nel mese di gennaio a  $15,7^\circ\text{C}$  nel mese di luglio (dati riferiti al periodo 1994-2020, fonte ARPAV). Il suolo è ascrivibile alla tipologia Haplic Luvisol (IUSS, 2015), con uno spessore variabile tra i 60-120 cm, un pH di 4,3 e una mineralizzazione netta di  $95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  misurata nel 2015. Il substrato è di natura carbonatica caratterizzato da un'intensa attività carsica. Il soprassuolo si presenta come una fustaia monoplana matura di faggio (*Fagus sylvatica* L.) a copertura colma, con una età di circa 130-140 anni, in cui gli ultimi interventi di diradamento sono stati effettuati tra il 2000 e il 2008; le caratteristiche del popolamento sono riassunte in Tabella 1.

La scelta del sito per l'esperimento è legata oltre che agli alti livelli di deposizione atmosferica

Tabella 1 - Caratteristiche medie del soprassuolo per tesi di trattamento.

trt	n°plot x trt	dbh	h	BA	Densità	Provvigione
/		cm	m	$\text{m}^2$	$\text{n}^\circ \text{ha}^{-1}$	$\text{Mg SS ha}^{-1}$
N0	3	$46,3 \pm 1,3$	$29,9 \pm 1,3$	$29,7 \pm 2,8$	$170,4 \pm 7,4$	$346,8 \pm 34,6$
N30	3	$44,7 \pm 1,2$	$29,2 \pm 1,0$	$26,3 \pm 2,5$	$163,0 \pm 29,6$	$304,7 \pm 26,8$
N60	3	$48,2 \pm 1,1$	$30,8 \pm 0,9$	$26,9 \pm 3,9$	$144,4 \pm 33,3$	$316,8 \pm 43,0$
N30A	3	$41,5 \pm 1,0$	$27,8 \pm 0,8$	$28,7 \pm 2,1$	$207,4 \pm 16,1$	$328,1 \pm 23,7$

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1 Sito

Il sito sperimentale si trova ai margini dell'altopiano prealpino di Pian del Cansiglio (BL;  $46^\circ 3' 19'' \text{ N } 12^\circ 22' 51'' \text{ E}$ ) ad un'altitudine di 1150 m s.l.m. e ricade all'interno dei confini della Riserva Naturale Biogenetica "Campo

rica di N ( $N_{\text{dep}}$ ), anche alla sua prossimità ad un'area di monitoraggio permanente della rete CONECOFOR (ICP Forest Level II, VEN1-Pian del Cansiglio; Marchetto *et al.*, 2014) che permette di disporre di una serie storica di riferimento delle  $N_{\text{dep}}$ , la cui media si aggira intorno ai  $17,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  (Cecchini *et al.*, 2021).

## 2.2 Disegno sperimentale

Nella primavera del 2015 sono state istituite 14 parcelle quadrate ( $1=30\text{m}$ ) fra loro adiacenti, 9 delle quali sono state selezionate casualmente per essere trattate con fertilizzazione al suolo. Contemporaneamente, sono state individuate altre 3 aree circolari, di raggio 20 m (Figura 1), destinate al trattamento sopra-chioma.

Sulla pianta centrale di ciascuna di queste ultime parcelle sono stati installati dei sistemi di irrigazione, del tipo rotante a battente (*sprinkler*), per l'applicazione del trattamento. La gittata di questi impianti, garantisce una distribuzione uniforme fino a 15,5 m, come evidenziato da prove preliminari a terra. È stato quindi possibile inscrivere all'interno delle aree circolari un sub-plot quadrato di lato 30 m, confrontabile per superficie con i precedenti. L'isolamento di tali aree si è reso necessario per evitare even-

tuali effetti di deriva del fertilizzante somministrato sopra-chioma.

## 2.3 Fertilizzazione

Iniziati nel 2015 e proseguiti per tutto il periodo dell'esperimento (2015-2021), i trattamenti sono stati somministrati 3 volte ogni anno, nel pieno della stagione vegetativa (tipicamente da giugno ad inizio settembre). I trattamenti sono consistiti in 3 livelli di N aggiunto al suolo (0, 30, 60  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ , successivamente identificati come N0, N30 ed N60) applicati come soluzione acquosa di nitrato di ammonio  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (Gundersen *et al.*, 1998; Högberg e Read, 2006); il quarto trattamento, costituito da 30  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  è stato applicato direttamente al di sopra delle piante (di seguito N30A) in modo da meglio simulare la deposizione atmosferica di N e permettendo

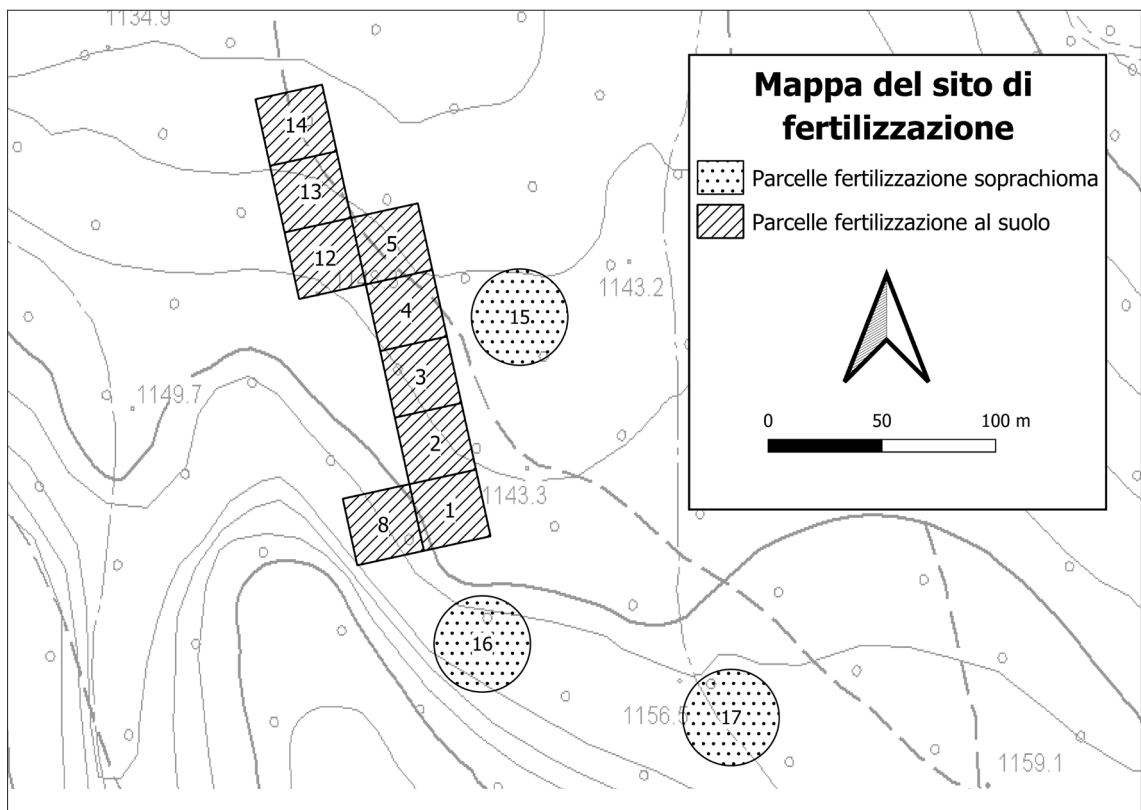


Figura 1 - Schema della distribuzione dei plot dell'esperimento di fertilizzazione.



di indagare l'eventuale effetto di intercettazione e/o assorbimento delle chiome (Guerrieri *et al.*, 2021). Ogni trattamento è stato replicato in tre parcelle in un disegno a blocchi randomizzato. Le concentrazioni utilizzate sono state differenti a seconda della tipologia di applicazione: nel trattamento sopra-chioma, effettuato con pompa irroratrice montata su trattore agricola, la concentrazione applicata è stata di 4,4 g l<sup>-1</sup>, al fine di evitare danni alle foglie. Nel trattamento a terra, effettuato manualmente con pompa irroratrice a spalla, la concentrazione è stata invece di 35,1 g l<sup>-1</sup>, data la difficoltà nell'applicare gli stessi volumi di soluzione utilizzati nella tesi sopra-chioma.

#### 2.4 Campionamento

Nel 2014, prima dell'avvio dell'esperimento, è stato effettuato un cavallettamento totale delle piante presenti in ogni plot, rilevando la misura del diametro a petto d'uomo (D) per ogni pianta e dell'altezza (H) per le sole piante dell'area centrale (AC, 15x15 m, da 3 a 9 piante a seconda della parcella). L'accrescimento secondario del fusto è stato successivamente ottenuto da misure periodiche di variazione in circonferenza, rilevate tramite bande dendrometriche a partire dalla fine del 2015, censendo totalmente la AC di ogni plot. La produttività della biomassa fogliare è stata invece stimata mediante raccolta della lettiera tramite 5 collettori a sezione circolare (diametro 72 cm circa) distribuiti in maniera casuale all'interno dell'AC. Dopo la raccolta, effettuata a fine stagione vegetativa (novembre), la lettiera è stata poi essiccata a 65 °C per almeno 4 giorni e le varie componenti (es. foglie, frutti, detriti legnosi, perule) sono state separate e pesate. Nel presente lavoro si riportano le osservazioni che si riferiscono alla sola componente fogliare. Mancano i dati relativi alle annate 2019 e 2020, anni in cui il campionamento fogliare non è stato effettuato.

#### 2.5 Elaborazione dei dati

Una curva ipso-diametrica specifica per il popolamento è stata ricavata a partire dalle misure di H e D rilevate nel 2014 sulle piante delle AC (n = 66); a tal fine è stata applicata l'equazione di Chapman-Richards (Richards, 1959), utilizzando una procedura di calibrazione basata su *non-linear least squares regression* (funzione *nls.multstart*, R Core Team, 2021), ottenendo il modello che meglio si adatta alle osservazioni.

Assumendo un rapporto ipso-diametrico costante nel tempo, l'equazione così calibrata è stata quindi applicata per la stima dell'altezza di tutte le piante del popolamento nella forma seguente:

$$H_{\text{mod}} = 1,3 + b_1 [1 - \exp(- b_2 D)]^{b_3} \quad [1]$$

dove  $H_{\text{mod}}$  è l'altezza stimata per ogni anno,  $b_1 = 31,31450$ ,  $b_2 = 0,04832$ ,  $b_3 = 0,87901$  i parametri utilizzati e D il diametro ottenuto dalle misure periodiche di circonferenza. Ciò ha permesso la stima della fitomassa arborea epigea (B), ottenuta dall'applicazione del modello di Tabacchi *et al.*, (2011):

$$B = c_1 + c_2 D^2 H_{\text{mod}} \quad [2]$$

dove  $c_1 = 1,6409$  e  $c_2 = 0,030775$  sono i parametri specifici per il faggio, D è il diametro da misure di circonferenza periodiche,  $H_{\text{mod}}$  è l'altezza modellata dall'Eq. 1. La stima così prodotta di B per tutti gli anni e per tutte le piante della AC ha quindi permesso di calcolare l'incremento relativo annuo (PB) e quindi l'incremento relativo medio (PBm) di ogni plot.

Per le piante al di fuori della AC si è assunto lo stesso incremento relativo medio ricavato sulla AC del medesimo plot.

L'incremento annuo di biomassa per plot ( $\Delta B_{\text{plot}}$ ) è stato quindi stimato come somma degli incrementi di tutte le piante ricadenti nel plot.

Dato che l'installazione delle bande dendrometriche risale al novembre 2015 si è deciso

di scartare il valore di  $\Delta B$  relativo a quest'anno, al fine di non introdurre una misura potenzialmente distorta dall'utilizzo di strumenti dalle differenti sensibilità (cavalletto dendrometrico nel 2014, misura della circonferenza da bande dendrometriche a partire dalla fine del 2015).

Tutti i valori relativi alle variabili considerate sono stati aggregati a livello di plot, evitando così l'utilizzo di pseudo-repliche, e riferiti all'ettaro, ottenendo così una stima di produttività primaria netta di biomassa legnosa ( $I_W$ ; Mg SS ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>) per il periodo di interesse (2016-2021). Anche i rilievi di produzione di lettieria sono stati riportati ad ettaro, ottenendo una stima di produttività primaria netta di biomassa fogliare ( $I_F$ , Mg SS ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup>) e quindi una stima di produttività netta epigea ( $I_E = I_W + I_F$ ).

È stata inoltre calcolata l'allocazione della crescita alle foglie ( $\lambda_F$ ) definita come:

$$\lambda_F = I_F / I_E \quad [3]$$

che rappresenta la proporzione di nuova biomassa epigea allocata agli organi fotosintetizzanti.

### 2.5 Modello misto

Data la struttura nidificata dei dati (misure ripetute nel tempo all'interno del singolo plot) è stato utilizzato un modello lineare misto (funzione lme, R Core Team, 2021) con un'intercetta random per ogni plot e, nella parte fissa del modello, un'interazione tra il fattore tempo (*Anno*) e il fattore trattamento (*Trt*), così da indagare la possibile variazione dell'effetto dei trattamenti nel tempo. È stato inoltre aggiunto un errore con struttura autoregressiva di ordine 1 - AR(1) - dove è stata rilevata un'autocorrelazione nelle serie temporali di ognuna delle 3 variabili di interesse ( $I_W$ ,  $I_F$ ,  $\lambda_F$ ), per ottemperare all'assunzione di indipendenza delle osservazioni. In forma generale il modello può essere descritto come:

$$y_i = X_i \beta + Z_i b_i + \varepsilon_i + u_i \quad [4]$$

dove  $y_i$  è la variabile dipendente (alternativamente  $I_W$ ,  $I_F$ ,  $\lambda_F$ ),  $\beta$  il vettore p-dimensionale ignoto degli effetti fissi (es. *Anno* e *Trt* e la loro interazione),  $b_i$  il vettore p-dimensionale ignoto degli effetti random (es. intercetta per plot),  $X_i$  e  $Z_i$  sono, rispettivamente, le matrici di regressione degli effetti fissi e random,  $\varepsilon_i$  il vettore dell'errore all'interno dei gruppi,  $u_i$  la struttura autoregressiva AR(1). Gli errori  $b_i$ ,  $u_i$  e  $\varepsilon_i$  sono assunti con distribuzione normale (Leonardi et al., 2012).

I residui dei modelli sono stati controllati graficamente per assicurare il rispetto delle assunzioni di distribuzione normale e di omoscedasticità. Precedentemente all'applicazione dell'analisi della varianza sono state verificate le assunzioni di normalità della distribuzione (test di Shapiro,  $p > 0,05$ ), omogeneità della varianza (test Levene,  $p > 0,05$ ) e rimozione degli outlier con il metodo Boxplot (ricercati per ogni combinazione di anno e plot; libreria rstatix, R). L'ANOVA è stata poi applicata ai risultati dei modelli misti; ove sia stata riscontrata un'interazione significativa tra *Anno* e *Trt*, per verificare quali tra le medie dei trattamenti fossero risultate significativamente differenti tra loro, è stata poi effettuata una procedura di confronti multipli del tipo *pairwise*, con l'utilizzo del test post-hoc di Tukey, per la correzione del livello di significatività al quale poter rifiutare l'ipotesi nulla (evitando l'errore di I tipo). Per evitare di perdere potenza del test, che diminuisce all'aumentare del numero di confronti considerati (errore II tipo, errata accettazione ipotesi nulla; Soliani, 2005), l'analisi è stata limitata a tutte le possibili combinazioni di confronto tra trattamenti, ma all'interno del singolo anno (nidificazione per anno dei confronti) evitando i confronti tra trattamenti di anni differenti.

### 3. RISULTATI

Nella Tabella 2 sono presentati i risultati dell'analisi della varianza per ogni variabile

dipendente di interesse ( $I_w$ ,  $I_f$ ,  $\lambda_f$ ) e i soli confronti multipli significativi.

In particolare, le interazioni *Anno* x *Trt* sono risultate significative nei soli modelli con variabili di risposta  $I_f$  e  $\lambda_f$ , cioè quelle relative alla biomassa fogliare e all'allocazione della crescita alle foglie, ma non quello relativo all' $I_w$  (produttività legnosa). Nella discussione della frazione di varianza spiegata, tutti i risultati sono riportati per i modelli misti come *marginal* (che considera i soli fattori fissi,  $R^2m$ ) e *conditional proportions* (includendo anche i fattori random,  $R^2c$ ) della varianza spiegata. Relativamente alla variabile dipendente  $\lambda_f$  si sono ottenuti in particolare un  $R^2m = 0,69$  e  $R^2c = 0,75$ , mentre i valori relativi alle altre variabili sono risultati pari a  $R^2m = 0,72$  ed

$R^2c = 0,74$  per il modello con variabile dipendente  $I_f$  e  $R^2m = 0,55$   $R^2c = 0,56$  per il modello con variabile dipendente  $I_w$ .

L'analisi dei valori medi per trattamento e per anno di incremento corrente di biomassa legnosa ( $I_w$ ; Figura 2) dimostra una forte variazione interannuale, ma nessun effetto significativo dei trattamenti di fertilizzazione.

Le medie oscillano tra il valore minimo nell'anno 2016 di  $1,73 \pm 0,28$  Mg SS ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> (media tra le tesi,  $\pm$  errore standard, SE) e il valore massimo di  $6,28 \pm 0,47$  Mg SS ha<sup>-1</sup> anno<sup>-1</sup> rilevato nel 2018.

Relativamente all'andamento della produzione di biomassa fogliare ( $I_f$ ; Figura 3) dalla comparazione *pairwise* risulta una differenza significativa tra il trattamento aereo N30A e

Tabella 2 - Risultati ANOVA e confronti multipli.

ANOVA					
Variabili	Fattori	numDF	denDF	F-value	p-value
$I_w$	<i>Trt</i>	3	8	0,71	0,574
	<i>Anno</i>	5	40	66,87	<,0001
	<i>Trt:Anno</i>	15	40	1,13	0,360
$I_f$	<i>Trt</i>	3	8	2,93	0,100
	<i>Anno</i>	4	32	45,61	<,0001
	<i>Trt:Anno</i>	12	32	2,71	0,012
$\lambda_f$	<i>Trt</i>	3	8	1,67	0,251
	<i>Anno</i>	3	24	53,95	<,0001
	<i>Trt:Anno</i>	9	24	2,77	0,022
CONTRASTI					
Variabili	Anno	Contrasti	Differenza stimata	p-value	p-adjusted tukey
$\lambda_f$	2016	N30A - N0	0,28	0,0053	0,0219
$\lambda_f$	2016	N30A - N60	0,25	0,0092	0,0372
$I_f$	2018	N30A - N60	0,72	0,0082	0,0333
$I_f$	2021	N30A - N0	0,71	0,0084	0,0342

il controllo N0 per l'anno 2021, con una differenza stimata di  $0,71 \text{ Mg SS ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ , ed una differenza significativa tra N30A e N60 per l'anno 2018, pari a  $0,72 \text{ Mg SS ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ . I valori medi fra tutti i trattamenti invece ricadono nell'intervallo compreso fra le  $2,7 \pm 0,1 \text{ Mg SS ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$  nel 2021 e le  $3,59 \pm 0,07$  rilevate nel 2017.

Considerando infine l'allocatione della crescita alle foglie ( $\lambda_f$ ; Figura 4), nel primo anno di fertilizzazione (2016) si osserva un precoce e significativo effetto della fertilizzazione aerea (N30A) relativamente tanto al controllo quanto al trattamento N60 (rispettivamente di  $+0,28 \pm 0,09$  e  $+0,25 \pm 0,05$ ) ed un'allocatione alla biomassa fogliare di oltre l'80% della produttività netta epigea. Negli anni successivi non si osservano più differenze significative tra le varie tesi di trattamento ed il controllo, an-

che se si osserva un andamento ripetuto all'interno dei vari anni, con un effetto dei trattamenti crescente all'aumentare della dose di N apportata all'ecosistema.

#### 4. DISCUSSIONE

Nonostante le normative europee abbiano notevolmente limitato l'emissione in atmosfera di composti ossidati di N ( $\text{NO}_y$ ), attualmente l'emissione di composti azotati ridotti ( $\text{NH}_x$ ), derivanti da attività agricole e zootecniche intensive, è ancora in costante crescita. Le aree montane prospicienti la Pianura Padana, una delle zone a più alta densità di attività produttive industriali ed agricole italiane, sono pertanto sottoposte ad apporti di N atmosferico tra i maggiori riscontrabili

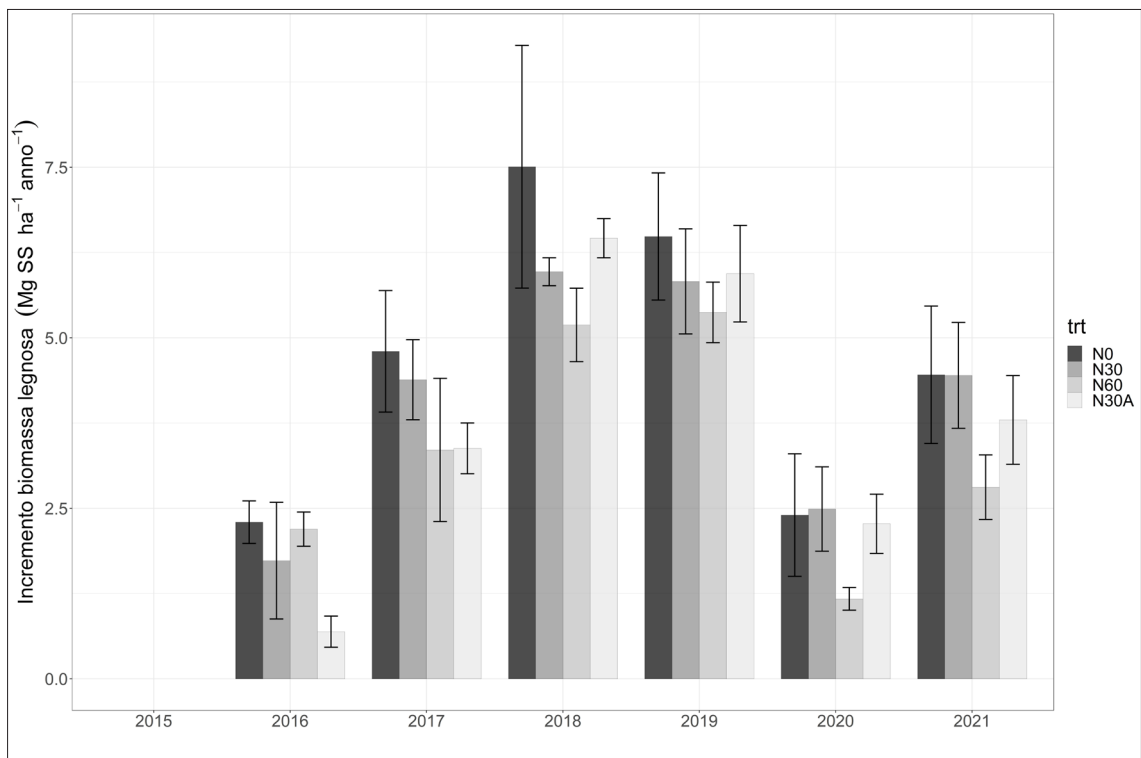


Figura 2 - Variazione dell'incremento di biomassa legnosa nel tempo, per livello di trattamento. Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

nel sud d'Europa (Ochoa-Hueso *et al.*, 2017). Ciò rende possibile nel sito sperimentale di Cansiglio, dove già la deposizione atmosferica di N si avvicina a quello che viene indicato da Etzold (2020) come un carico critico per i soprassuoli di faggio ( $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ ), poter osservare i probabili impatti futuri di questo tipo di inquinamento con un esperimento di deposizione umida simulata. Rispetto ad altri studi a livello europeo, inoltre il presente lavoro si avvantaggia di un approccio manipolativo: è infatti possibile ridurre, almeno in larga parte, gli effetti contingenti di variabili al contorno, mettendo in evidenza l'impatto dei soli fattori che si vogliono osservare. In aggiunta, questo è uno dei pochi siti sperimentali che simula in modo realistico la deposizione atmosferica di N attraverso una fertilizzazione sopra-chioma, per quan-

to sperimentalmente impegnativa. I risultati ottenuti sembrano mettere in luce che, per questi anni e con queste particolari condizioni climatiche, la forma di applicazione sopra-chioma stimola la produzione di biomassa fogliare ed una diversa ripartizione delle risorse, che si concentrano sulle foglie piuttosto che nella produzione di biomassa legnosa. Ciò deporrebbe a favore dell'idea di un effetto positivo delle  $N_{\text{dep}}$  sull'assimilazione del C (Magnani *et al.*, 2007; Leonardi *et al.*, 2012). Non sono stati inoltre rilevati effetti fitotossici o depressivi della crescita, anche nel trattamento con la dose più alta (N60) che dovrebbe eccedere di gran lunga il limite oltre il quale secondo precedenti studi si nota una riduzione di incremento corrente del bosco. Anche l'allocation della crescita alle foglie cambia in risposta al solo trattamento aereo, con un

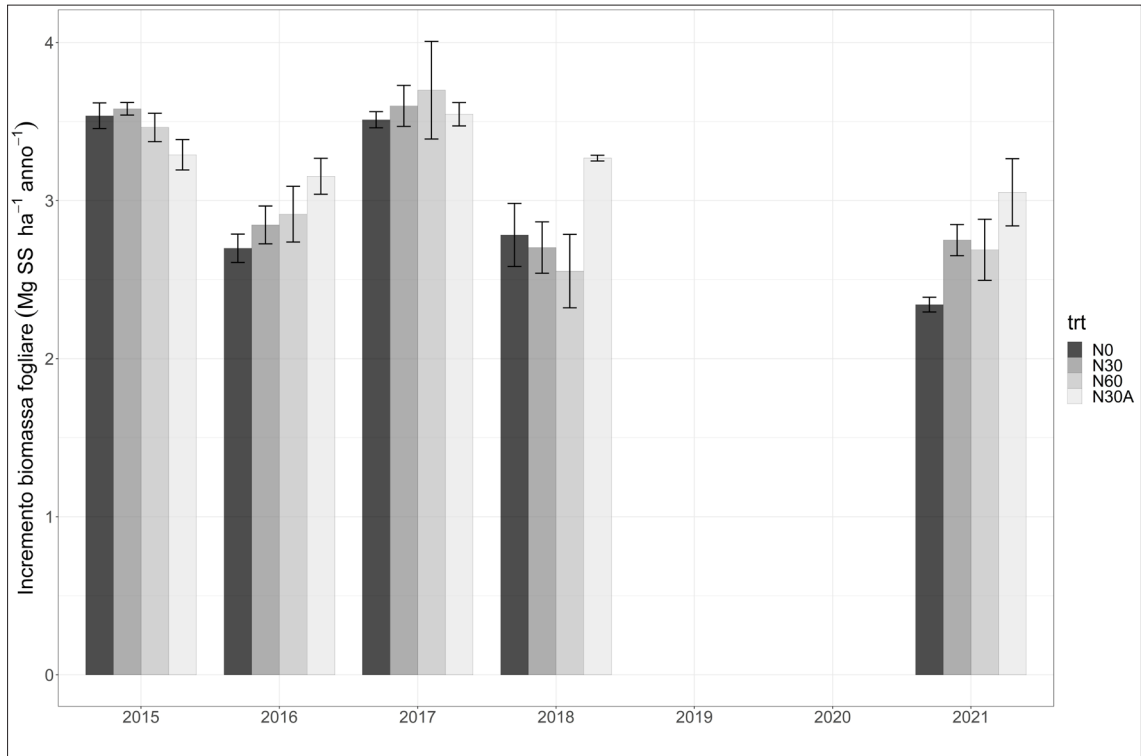


Figura 3 - Variazione dell'incremento di biomassa fogliare nel tempo, per livello di trattamento. Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

maggior investimento di risorse alla chioma che potrebbe portare nel lungo periodo ad un maggior accrescimento del fusto. Questa preferenziale allocazione delle risorse verso la biomassa fogliare a discapito probabilmente della produzione di radici fini (a causa della minore necessità di esplorare il suolo alla ricerca di N minerale) potrebbe essere premiante per quanto riguarda la competizione, grazie ad una maggior intercettazione della luce, dovuta all'espansione della chioma. Come mostrato da Liang *et al.* (2020) in una meta-analisi sull'effetto della variazione del tasso fotosintetico in risposta all'aggiunta cronica di alti livelli di N, il parametro che più viene influenzato nella maggioranza dei casi è in effetti rappresentato dalla biomassa fogliare (e dall'indice di area fogliare, LAI, ad essa strettamente correlato), mentre la variazione

della struttura delle foglie stesse (ispessimento) pare essere solo marginale. Nessun effetto significativo della fertilizzazione sul *leaf mass per area* (LMA) o sulle dimensioni delle foglie è stato in effetti osservato nell'esperimento di Consiglio (Teglia *et al.* in corso di stampa).

L'assenza di un effetto dell'N sugli incrementi legnosi merita un'attenta riflessione, come più avanti discusso. Vale però la pena ricordare come nel presente studio gli incrementi siano stati stimati dalla sola crescita diametrica, assumendo un'invarianza nelle relazioni ipso-diametriche. È noto però che una maggior fertilità stagionale porti tipicamente ad una maggior crescita in altezza delle piante; nel nostro caso la fertilizzazione potrebbe avere indotto un'alterazione del rapporto tra diametro e altezza, con una minore allocazione alla crescita diametrica a causa della mag-

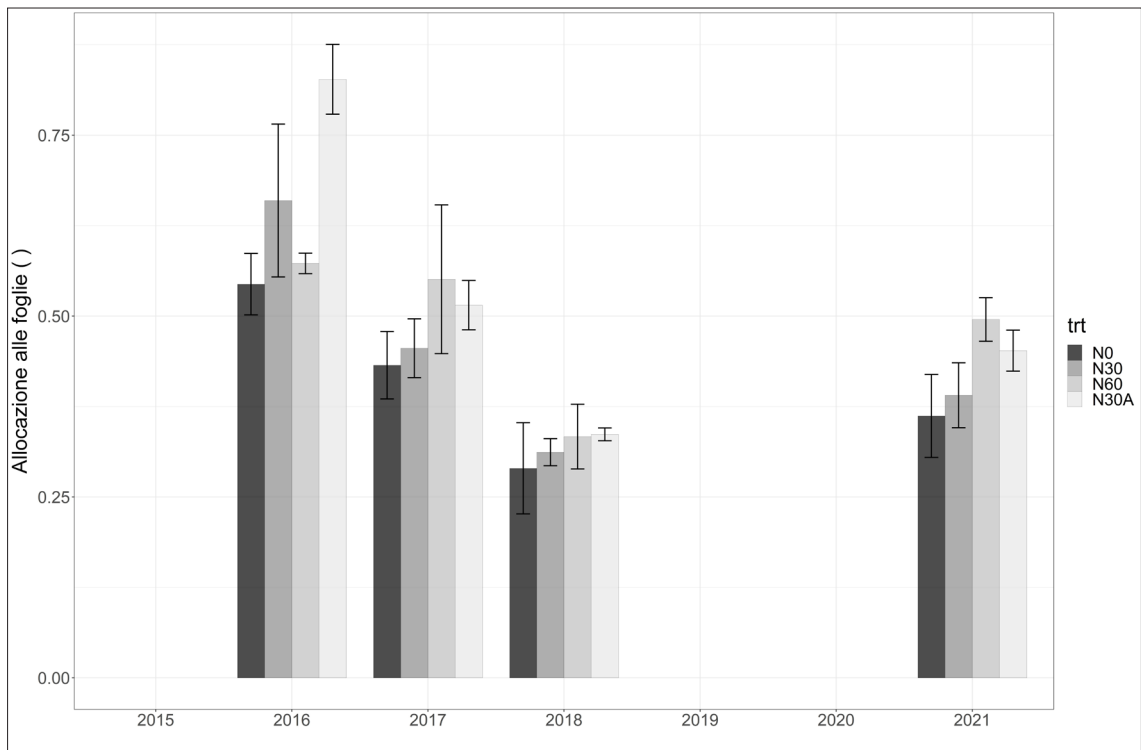


Figura 4 - Variazione nell'allocazione alle foglie nel tempo, per livello di trattamento. Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

giore espansione delle chiome e competizione fra le piante (in assenza di interventi selvicolturali). Questa eventualità merita certamente un supplemento di indagine, che sarà oggetto di futuri studi nel sito di Cansiglio.

Infine, se si confrontano le due forme di applicazione del trattamento, aereo o al suolo, la maggiore efficacia del primo nello stimolare l'incremento della biomassa fogliare potrebbe essere determinata da un assorbimento fogliare diretto, come già osservato in precedenti studi (Nair *et al.*, 2016; Dail *et al.*, 2009) e dalla possibilità di aggirare la competizione dei microrganismi presenti al suolo per la risorsa azoto.

Non può essere neppure escluso che parte dell'azoto somministrato sia ritenuto dalle chiome - rami inclusi (si veda Dail *et al.* 2009) - e/o trasformato dai microrganismi presenti nella fillosfera (Guerrieri *et al.* 2021) per poi essere successivamente rilasciato in maniera graduale attenuando gli effetti di dispersione (percolazione o volatilizzazione) che una fertilizzazione puntuale può comportare.

## 5. CONCLUSIONI

I risultati sottolineano come l'incremento di biomassa legnosa, al netto di una marcata variabilità interannuale, non sia stato significativamente influenzato dai trattamenti azotati. Se da un lato infatti non si è osservato un effetto positivo, quale si sarebbe potuto attendere da studi passati, prevalentemente su specie di conifere o in contesti agronomici, è anche vero che dopo 7 anni di trattamenti con dosi anche elevate di N è particolarmente interessante non riscontrare nemmeno segni di riduzione nella crescita o di effetti fitotossici a carico delle piante. Infatti, questi sarebbero attesi come conseguenza di una saturazione dell'ecosistema, dovuti principalmente alla possibile lisciviazione di basi e acidificazione

del suolo (Aber *et al.*, 1998). La faggeta eutrofica, forse grazie all'ottima dotazione di sostanza organica nel suolo e alla buona fertilità chimica di partenza, ha dimostrato quindi nel presente studio un'ottima capacità di mitigare e assorbire nel tempo gli effetti della manipolazione sperimentale e, presumibilmente, della deposizione atmosferica di N.

La somministrazione aerea di N del trattamento N30A, d'altra parte, ha avuto effetti significativi sulla componente epigea delle piante di faggio, stimolando la produzione di biomassa fogliare e aumentando l'allocazione alle foglie delle risorse, tanto alla fine (2021) quanto all'inizio (2016) del periodo indagato. Ciò sembrerebbe indicare un importante effetto della fertilizzazione aerea (e quindi della deposizione atmosferica di N) sull'allocazione delle risorse, dirottate verso la chioma a discapito degli organi di sostegno; questo a sua volta potrebbe portare nel medio termine ad un maggior assorbimento di carbonio ed un suo ulteriore reinvestimento nella parte fotosintetizzante. Viene sottolineata quindi l'importanza di indagare nel modo più realistico possibile e con esperimenti di lungo periodo gli effetti della deposizione atmosferica di N sugli ecosistemi forestali, dal momento che gli effetti potrebbero non essere evidenti nel breve termine o con una più tradizionale somministrazione dell'N al suolo.

Occorre infine ricordare che i risultati qui presentati sono riferibili al solo medio periodo (e solo per la frazione epigea qui analizzata) e non è possibile escludere un possibile effetto nel lungo periodo di segno opposto, o una risposta non lineare. Come tutti gli ecosistemi naturali, infatti, la faggeta è un sistema per definizione complesso e con una notevole resistenza e inerzia al cambiamento. Come in tutti i sistemi complessi, d'altra parte, questa omeostasi non è illimitata e il perdurare dell'inquinamento atmosferico potrebbe por-

tare nel tempo a danni rilevanti alle faggette italiane, come già osservato in altre parti d'Europa.

### Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato possibile grazie alla preziosa collaborazione degli agenti e degli operai del Reparto dei Carabinieri Biodiversità di Vittorio Veneto, di Belluno e al finanziamento MIUR-PRIN “Global change effects on the productivity and radiative forcing of Italian forests: a novel retrospective, experimental and prognostic analysis”.

### RIASSUNTO

La deposizione atmosferica di azoto costituisce una componente importante del cambiamento globale, con effetti potenzialmente rilevanti sullo stato di salute e sulla produttività delle foreste. Al fine di valutarne i potenziali effetti sulla crescita e sulla produzione di biomassa arborea epigea nell'Europa meridionale è stato realizzato un esperimento di manipolazione di lungo termine in una faggetta prealpina (Pian Cansiglio, BL). Sono confrontati 4 trattamenti: (i) controllo, (ii) fertilizzazione moderata al suolo (iii) fertilizzazione alta al suolo (iv) e fertilizzazione moderata direttamente sopra-chioma. I risultati, a 7 anni dall'inizio dell'esperimento, non mostrano nessun effetto nei trattamenti di fertilizzazione al suolo sui parametri considerati, ma effetti positivi sull'allocazione delle risorse alla chioma e sulla produzione di biomassa fogliare per la sola tesi di fertilizzazione aerea, con valori che nel 2021 superavano di 0,72 Mg SS ha<sup>-1</sup> quelli osservati nel trattamento di controllo. L'apporto di N dovuto alla deposizione atmosferica non sembra destinato a ridurre nel breve termine la crescita delle faggette prealpine, ma potrebbe alterarne in maniera sostanziale le dinamiche ecologiche.

### BIBLIOGRAFIA

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M. *et al.*, 1989 - *Nitrogen saturation in northern forest ecosystems*. *BioScience*, 39 (6): 286-378. <https://doi.org/10.2307/1311067>
- Cecchini G., Andreetta A., Marchetto A., Carnicelli S., 2021 - *Soil solution fluxes and composition trends reveal risks of nitrate leaching from forest soils of Italy*. *CATENA*, 200: 105175. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105175>
- Dail D.B., Hollinger D.Y., Davidson E.A., Fernandez I., Sievering H.C., Scott N.A., Gaige E., 2009 - *Distribution of nitrogen-15 tracers applied to the canopy of a mature spruce-hemlock stand*. *Oecologia*, Howland, Maine, USA, p. 589-599. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1325-x>
- de Vries W., Du E., Bahl K.B., Uebbing L.S., Dentener F., 2017 - *Global-scale impact of human nitrogen fixation on greenhouse gas emissions*. In *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.13>
- de Vries W., Du E., Butterbach-Bahl K., 2014 - *Short and long-term impacts of nitrogen deposition on carbon sequestration by forest ecosystems*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9: 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.001>
- Etzold S., Ferretti M., Reinds G.J., Solberg S., Gessler A., Waldner P., Schaub M., *et al.* 2020 - *Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, even-aged and managed European forests*. *Forest Ecology and Management*, 458: 117762. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117762>
- Ferretti M., Marchetto A., Arisci S., Bussotti F., Calderisi M., Carnicelli S., Cecchini G. *et al.*, 2014 - *On the tracks of Nitrogen deposition effects on temperate forests at their southern European range - an observational study from Italy*. *Global Change Biology*, 20 (11): 3423-3438. <https://doi.org/10.1111/gcb.12552>
- Fleischer K., Rebel K.T., Van Der Molen M.K., Erisman J.W., Wassen M.J., Van Loon E.E., Montagnani L. *et al.*, 2013 - *The contribution of nitrogen deposition to the photosynthetic capacity of forests*. *Global Biogeochemical Cycles*, 27 (1): 187-199. <https://doi.org/10.1002/gbc.20026>
- Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J.R., Martinelli L.A. *et al.*, 2008 - *Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions*. *Science*, 320 (5878): 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Gentilella T., Rita A., Brunetti M., Giammarchi F., Leonardi S., Magnani F., Noije T. Van *et al.*, 2018 - *Nitrogen deposition outweighs climatic variability in driving annual growth rate of canopy beech trees:*



- Evidence from long-term growth reconstruction across a geographic gradient.* Global change biology, 24 (7): 2898-2912. <https://doi.org/10.1111/gcb.14142>
- Griscom B.W., Adams J., Ellis P.W., Houghton R.A., Lomax G., Miteva D.A. *et al.*, 2017 - *Natural climate solutions.* Proceedings of the National Academy of Sciences, 114 (44): 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Guerrieri R., Templer P., Magnani F., 2021 - *Canopy Exchange and Modification of Nitrogen Fluxes in Forest Ecosystems.* Current Forestry Reports, 7 (3): 115-137. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00141-y>
- Gundersen P., Emmett B.A., Kjønaas O.J., Koopmans C.J., Tietema A., 1998 - *Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data.* Forest Ecology and Management, 101 (1-3): 37-55. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00124-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00124-2)
- Högberg P., Read D.J., 2006 - *Towards a more plant physiological perspective on soil ecology.* Trends in Ecology & Evolution, 21 (10): 548-554. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.06.004>
- INFC, 2005 - Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e Sperimentazione in Agricoltura Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale (CRA-MPF).
- IUSS Working Group WRB, 2015 - *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.* World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Janssens I.A., Dieleman W., Luysaert S., Subke J.-A., Reichstein M., Ceulemans R., Ciais P. *et al.*, 2010 - *Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition.* Nature Geoscience, 3 (5): 315-322. <https://doi.org/10.1038/ngeo844>
- Law B., 2013 - *Nitrogen deposition and forest carbon.* Nature, 496 (7445): 307-308. <https://doi.org/10.1038/496307a>
- Leonardi S., Gentilesca T., Guerrieri R., Ripullone F., Magnani F., Mencuccini M., Noije T.V., Borghetti M., 2012 - *Assessing the effects of nitrogen deposition and climate on carbon isotope discrimination and intrinsic water-use efficiency of angiosperm and conifer trees under rising CO<sub>2</sub> conditions.* Global Change Biology, 18 (9): 2925-2944. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02757.x>
- Liang X., Zhang T., Lu X., Ellsworth D.S., BassiriRad H., You C., Wang D. *et al.*, 2020 - *Global response patterns of plant photosynthesis to nitrogen addition: A meta-analysis.* Global Change Biology, 26 (6): 3585-3600. <https://doi.org/10.1111/gcb.15071>
- Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M., Berbigier P., Berninger F., Delzon S., Grelle A. *et al.*, 2007 - *The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests.* Nature, 447 (7146): 848-850. <https://doi.org/10.1038/nature05847>
- Marchetto A., Arisci S., Tartari G., Balestrini R., Tait D., 2014 - *Current state and temporal evolution of the chemical composition of atmospheric depositions in forest areas of the CONECOFOR network.* Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 11 (2): 72-85. <https://doi.org/10.3832/efor1003-011>
- Nair R.K.F., Perks M.P., Weatherall A., Baggs E.M., Mencuccini M., 2016 - *Does canopy nitrogen uptake enhance carbon sequestration by trees?* Global Change Biology, 22 (2): 875-888. <https://doi.org/10.1111/gcb.13096>
- Ochoa-Hueso R., Munzi S., Alonso R., Arróniz-Crespo M., Avila A., Bermejo, V. *et al.*, 2017 - *Ecological impacts of atmospheric pollution and interactions with climate change in terrestrial ecosystems of the Mediterranean Basin: Current research and future directions.* Environmental pollution, 227: 194-206. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.062>
- R Core Team, 2021 - *R: A Language and Environment for Statistical Computing.* <https://www.r-project.org/>
- Richards F.J., 1959 - *A flexible growth function for empirical use.* Journal of Experimental Botany, 10 (2): 290-301. <https://doi.org/10.1093/jxb/10.2.290>
- Soliani L., 2005 - *Manuale di Statistica per la Ricerca e la Professione.* Published on the URL: <http://www.dsa.unipr.it/soliani/soliani.html>
- Sparks J.P., 2009 - *Ecological ramifications of the direct foliar uptake of nitrogen.* Oecologia, 159 (1): 1-13. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1188-6>
- Tabacchi G., Di Cosmo L., Gasparini P., Morelli S., 2011 - *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea.* Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Trento.
- Templer P.H., Pinder R.W., Goodale C.L., 2012 - *Effects of nitrogen deposition on greenhouse-gas fluxes for forests and grasslands of North America.* Frontiers in Ecology and the Environment, 10 (10): 547-553. <https://doi.org/10.1890/120055>





## INFC2015. L'altra faccia della medaglia

Alessandro Bottacci <sup>(a)</sup> - Fabio Clauser <sup>(b)</sup>

<sup>(a)</sup> Forestale. Direttore del Parco nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna. [alessandro.bottacci@gmail.com](mailto:alessandro.bottacci@gmail.com)

<sup>(b)</sup> Forestale. Già vice Direttore del Corpo forestale dello Stato.

I risultati dell'Inventario Nazionale delle Foreste e del Carbonio 2015 (INFC2015), presentati recentemente da CREA e Arma dei Carabinieri (De Laurentis *et al.*, 2021), anche se con ben sei anni dai rilievi, hanno suscitato un'onda di consenso e di entusiasmo in molti ambienti sia tecnici che politici.

Il 7 aprile scorso il Ministro per le Politiche Agricole, Alimentari e Forestali Stefano Patuanelli, probabilmente venuto a conoscenza in anteprima dei risultati positivi dell'Inventario, auspicava un incremento dei prelievi di legno nei boschi italiani, al fine di ridurre l'importazione di questa materia prima necessaria per l'industria manifatturiera nazionale.

Molte altre voci si sono levate a sottolineare la nuova e inattesa ricchezza delle foreste italiane, improvvisamente liberatesi dalla morsa della povertà, che le aveva attanagliate per secoli e che aveva fatto affermare all'allora Direttore generale delle Foreste Alfonso Alessandrini che l'Italia è un Paese *ricco di boschi poveri* (Alessandrini, 1990).

La conclusione, a cui da più parti si giunge, è che, essendo più ricchi, i nostri boschi possono essere utilizzati in misura maggiore e guai se qualcuno propone di continuare con una politica di risparmio, volta ad incrementare

la provvigione unitaria e la superficie boscata nazionale.

Chi ostacola un maggior utilizzo delle risorse forestali nazionali è addirittura tacciato di contribuire all'impoverimento del Pianeta, stimolando un maggior sfruttamento delle foreste primarie. Si dimentica però che la causa principale della deforestazione mondiale non è certo la necessità di approvvigionarsi di legname, ma il bisogno spasmodico di nuove terre per coltivazioni agrarie e per allevamenti (De Fries *et al.*, 2010; Hosonuma *et al.*, 2012; Salbitano *et al.*, 2021; Pacheco *et al.*, 2021; Vijay *et al.* 2018; Tien Hoang e Kanemoto, 2021). Si giustificano spinte ad utilizzare le nostre foreste anche con la necessità, talvolta definita come un imperativo morale, di ridurre le importazioni di legname, non considerando che gli assortimenti legnosi di elevata qualità, richiesti dal mercato, non possono essere forniti dai boschi italiani, ancora troppo giovani, a bassa produttività e scarsi di prodotti forestali di qualità.

Ormai da tempo il mondo forestale è profondamente diviso tra chi propugna una selvicoltura attiva (come riportato nel D.Lgs. 34/2018 Testo unico delle foreste e delle filiere forestali) e chi invece richiama al pericolo di un

incremento delle utilizzazioni forestali, essendo i nostri boschi ancora lontani da provvigioni che permettano una vera selvicoltura economica. Si dimentica che vi sono segnali preoccupanti di un incremento delle utilizzazioni in tutta Europa (Ceccherini *et al.*, 2020), sulla cui entità si è aperto un interessante dibattito (Wernick *et al.*, 2021; Palahí *et al.*, 2021; Ceccherini *et al.*, 2021), e che le foreste mondiali sono minacciate dal sovrasfruttamento che ne riduce estensione, biomassa e, soprattutto, biodiversità (Bouget *et al.*, 2012; FAO e UNEP, 2020).

Sempre sulla base dei risultati dell'Inventario forestale si stigmatizza il *non intervento* definito con il termine preoccupante di *abbandono*, invocando addirittura, come fa il direttore dell'Ufficio nazionale di FSC Italia, Diego Florian, *un piano pubblico contro l'abbandono boschivo*.

A questo si associa un'altra paura tipica dei forestali tradizionali: l'invecchiamento del bosco.

Contro *abbandono* ed *invecchiamento* si invoca da molte parti un maggiore attivismo nelle utilizzazioni.

Paradigmatico di questo modo di pensare è quanto contenuto nell'editoriale di Mori (2021) sul numero 255 della Rivista Sherwood, in risposta ad un intervento di Clauser (2021 a). In esso l'autore indica come preoccupante il fatto che nel 37,4% delle superfici, appartenenti alla categoria "bosco", non vi siano interventi selvicolturali, accusando i forestali che applicano una selvicoltura ecologica, addirittura di ignavia, meritevole, a suo dire, dell'inferno dantesco.

Sia nel lavoro di Mori, sia in gran parte degli articoli ed interventi apparsi dopo la presentazione dell'INFC2015, ci si basa su una interpretazione dei dati a nostro parere non condivisibile.

La diffusione dei risultati ha privilegiato i dati totali rispetto a quelli parametrizzati sull'u-

nità di superficie o di tempo. Certamente questo permette una ridondanza dell'effetto comunicativo, ma non aiuta nella comprensione. In genere, accanto ai dati analitici estesi, si forniscono dati sintetici riferiti ad unità di superficie e di tempo, per agevolare i confronti sia con il passato che con la realtà delle altre nazioni.

Volendo comprendere meglio questo diffuso entusiasmo, abbiamo fatto una breve analisi di quanto riportato nell'INFC2015, strumento che riteniamo fondamentale quale supporto alle decisioni nazionali ed internazionali di politica forestale.

Innanzitutto occorre chiarire che l'aumento della superficie forestale (i tanto sbandierati 586.925 ha in più rispetto a INFC2005) è per il 44,45% (260.939 ha) dovuto ad arbusti e boschi di neoformazione, che, dal punto di vista della produzione legnosa non hanno nessuna importanza, almeno per il momento. Considerando la scarsità dei rimboschimenti effettuati in Italia, i rimanenti 325.986 ha sono costituiti da boschi giovani appena passati dalla categoria "altre terre boscate" alla categoria "boschi", quindi anche essi di scarso interesse dal punto di vista produttivo.

Se ci concentriamo poi sulla sola categoria "bosco" (boschi con altezza degli alberi a maturità superiore ai 5 metri, estensione minima 5.000 m<sup>2</sup>, copertura di specie arboree >10%), categoria già di per sé molto variegata (comprendente anche aree momentaneamente prive della copertura, zone percorse dagli incendi, radure, ecc.), vediamo che essa occupa circa il 31,5% della superficie nazionale. Tale dato risulta molto al di sotto della media europea, che si attesta intorno al 37,7% del territorio comunitario (Parlamento europeo, 2021). Questo dovrebbe bastare per invitare i forestali alla cautela, ma andiamo ad analizzare altri parametri fondamentali.

Il capitale produttivo di una foresta è rappresentato dalla provvigione unitaria ed è

questo uno dei parametri che viene utilizzato più frequentemente dai forestali per caratterizzare un popolamento. L'inventario ha stimato una provvigione media nazionale pari a 165,4 m<sup>3</sup>/ha. Questo è un valore ancora decisamente basso ed indice di boschi giovani e/o scarsamente produttivi. Fanno eccezione alcune realtà, che si avvicinano di più ai parametri dei paesi europei forestalmente più importanti, come l'Alto Adige con un valore di 343,3 m<sup>3</sup>/ha e la provincia di Trento con 302,1 m<sup>3</sup>/ha. Quest'ultimo dato mostra come una politica di risparmio e di gestione conservativa, iniziata in Trentino nella seconda metà del '900 (Cristofolini, 1966), stia cominciando solo adesso a dare risultati positivi. I boschi trentini hanno sostanzialmente raddoppiato il loro volume dalla fine degli anni '50 ad oggi.

Al contrario la Sardegna, che risulta la regione italiana con la maggiore superficie forestale, presenta invece una tra le provvigioni medie più basse d'Italia, con 65 m<sup>3</sup>/ha.

Se confrontiamo la provvigione media dell'INFC2015 (165,4 m<sup>3</sup>/ha) con quella dell'INFC2005 (144,9 m<sup>3</sup>/ha) risulta un incremento periodico del decennio di 20,5 m<sup>3</sup>/ha, pari ad un incremento annuo di 2,05 m<sup>3</sup>/ha. L'analisi dei dati evidenzia in modo chiaro che siamo in presenza di boschi ancora decisamente poveri e con un accrescimento ridotto, conseguenza di almeno due secoli di sfruttamento (prevalentemente legato a situazioni sociali di povertà) e della scarsa qualità stazionale delle aree nelle quali il bosco italiano è stato confinato.

Nonostante questa diffusa povertà produttiva dei boschi, che consiglierebbe una politica di cautela e risparmio, gli indirizzi contenuti nella Strategia Forestale Nazionale (SFN) seguono una strada decisamente opposta (AA. VV., 2020). In questo documento si ipotizza un aumento del prelievo, passando dal 33% dell'incremento annuo al 40-45% dell'incremento annuo. Se si considera poi che, come

indicato sempre nella SFN, una quota crescente della produzione legnosa viene destinata ad alimentare la filiera delle biomasse a scopo energetico, comprendiamo quanto si sia lontano da una gestione ecologicamente ed economicamente responsabile.

La stessa Unione europea, nella Strategia europea sulla Biodiversità pubblicata nel 2020, ha individuato obiettivi molto diversi. Incentivando il risparmio delle risorse forestali, la riduzione dell'impiego delle biomasse a scopo energetico e l'ampiamento della porzione di territorio destinata ad area protetta. Sulla stessa linea del risparmio è il rapporto *The Future of Forests in the European Union*, evidenziando la necessità di una riduzione drastica del tasso di prelievo dell'incremento annuo (Greenpeace, 2020).

Un altro dato che ha suscitato entusiasmo, a nostro parere ingiustificato, è il valore dell'incremento percentuale pari al 18,1% (1,81% annuo). Questo dato sostanzialmente non significa nulla, se non confrontato con la provvigione al quale si riferisce e tale provvigione, come mostrato, è molto bassa. Come evidenziato dalla distribuzione regionale dell'incremento percentuale, ai primi posti si trovano le regioni con la provvigione più bassa (Sardegna, Sicilia e Campania) mentre gli incrementi percentuali più bassi sono quelli delle Marche, dell'Alto Adige e del Trentino.

Anche per quanto riguarda i tipi di governo, non vi sono fondati motivi di entusiasmo. Continua a prevalere il bosco ceduo (42,3%) al quale si aggiunge il 15,3% di superfici boscate non definite, con tutte le sue esternalità negative sia dal punto di vista ambientale che economico, legate a questo tipo di soprassuoli (Clauser, 1989). Molti di questi boschi governati a ceduo (56,8%) hanno raggiunto ormai età superiori ai 50-60 anni, vuoi per scelta culturale di avviare attivamente o naturalmente a fustaia, vuoi per antieconomicità degli interventi. Oggi proprio questi boschi rischiano che

il loro cammino verso strutture più efficienti e produttive sia interrotto e riportato all'inizio, a causa di un errato concetto di rinnovabilità applicato alle biomasse forestali e della conseguente ingente incentivazione pubblica dell'uso di questi combustibili.

Riferendosi alla composizione i risultati evidenziano boschi molto semplificati, per la maggior parte ascrivibili alla categoria dei boschi puri e coetanei. Questi boschi sono meno resistenti ed hanno una minore capacità di mantenere il proprio equilibrio di fronte al variare anomalo delle condizioni ambientali (Piovesan e Schirone, 1995; Messier e Puettmann, 2011; Rist e Moen, 2013; Chiarucci e Piovesan, 2018; Bottacci, 2018b; Bottacci, 2020).

Una qualche incertezza sul futuro dei nostri boschi viene anche dal tipo di proprietà. La gran parte delle aree boscate (63,5 %) è di proprietà privata, quindi meno soggetta a vincoli di utilizzazione e anche meno idonea ad una programmazione gestionale a lungo termine. Oltre tutto il privato è anche meno propenso a mettere in atto interventi selvicolturali e questo rischia di far rientrare questi boschi nella categoria dei *boschi abbandonati* ai sensi dell'art. 3 c. 2 lett. g del D.Lgs 34/2018, ponendoli a rischio del taglio coercitivo, previsto dall'art. 12 della stessa norma.

Ovviamente, tra i propugnatori di un incremento delle utilizzazioni, nessuno ricorda che nel periodo tra la conclusione dei rilievi dell'INFC2015 (da cui sono stati elaborati i dati ufficiali) ed oggi le aree forestali italiane sono state interessate da fenomeni distruttivi come la tempesta Vaia del 2018, che ha interessato 2.300.771 ha di fustaie alpine ad elevata provvigione, abbattendone completamente ben 42.500 ha (Marchetti e Antonucci, 2019), e vari incendi (talvolta trasformati in mega incendi) che hanno distrutto complessivamente quasi 400.000 ha di boschi (San-Miguel-Ayaz *et al.*, 2019, aggiornato al 2021).

Il fatto che 3,5 milioni di ettari di bosco ricadano all'interno delle aree protette non è un dato confortante, considerato che solo quelli presenti nei Parchi nazionali e nelle Riserve naturali statali hanno garanzia di una protezione stretta, mentre anche quelli ricompresi nei Siti della Rete natura 2000, spesso risultano oggetto di "valorizzazioni" che si risolvono concretamente in tagli e semplificazioni compositive e strutturali.

Al vaglio di una analisi critica, i risultati dell'INFC2015 sono molto utili per capire la qualità e l'entità dei nostri boschi e per indirizzare le scelte di politica forestale a medio e lungo termine.

I boschi italiani si stanno risolvendo con fatica, ma anche con tenacia, da un lunghissimo periodo di sovrasfruttamento che li aveva portati, nell'immediato secondo dopoguerra, al minimo storico di diffusione e provvigione. Il processo di miglioramento è in atto ma, salvo positive eccezioni molto particolari, siamo ancora lontani da valori tali da permettere una selvicoltura economica, senza il rischio di ricadere nella trappola della *povertà forestale*. Come già evidenziato in un precedente lavoro (Bottacci, 2018a), occorrono ancora almeno 50 anni senza incrementare l'attuale tasso di prelievo, per poter raggiungere valori di provvigione unitaria e qualità degli assortimenti tali da sostenere una gestione allo stesso tempo economica ed ecologica, rispondendo alle esigenze del mercato senza influire sulla qualità ambientale delle foreste italiane e sulla loro capacità di fornire alla società importantissimi benefici ecosistemici.

Facendosi oggi spingere ad un maggior prelievo da una lettura parziale dei dati inventariali, non potremo che prolungare nel tempo la povertà dei nostri boschi, lasciando alle generazioni future un capitale forestale scarso ed incapace di rispondere alle sfide climatiche ed economiche (Clauser, 2021 b).

Le foreste italiane, descritte dai dati dello INFC2015, mostrano di necessitare ancora di risparmio e di rispetto. Su questi due aspetti, e non su valutazioni eccessivamente ottimistiche, si dovranno basare le scelte future di politica forestale.

#### BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2020 - *Strategia forestale nazionale redatta a cura del Gruppo di lavoro incaricato dal Mipaaf, in attuazione dell'art. 6, comma 1, del Decreto legislativo 3 aprile 2018, n.34. Approvato con Decreto ministeriale 23 dicembre 2021*. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali.
- Alessandrini A., 1990 - *Il Tempo degli Alberi*. Edizioni Abete.
- Bottacci A., 2018a - *Il TUFF, la gestione attiva dei boschi e le generazioni future*. L'Italia Forestale e Montana, 73 (4/5): 207-214.
- Bottacci A., 2018b - *Le foreste naturali e quelle vetuste come paradigma per una nuova gestione forestale*. Atti Giornata di Studio "Biomasse forestali ad uso energetico", Rieti 6 aprile 2018.
- Bottacci A., 2020 - *Lo spazio e il tempo per le foreste resilienti*. L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments, 75 (2): 1-12.
- Bouget, C., Lassauce, A., Jonsell, M., 2012 - *Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe*. Canadian Journal of Forest Research, 42(8): 1421-1432. <https://doi.org/10.1139/x2012-078>
- Ceccherini G., Duveiller G., Grassi G., Lemoine G., Avitabile G., Pilli R., Cescatti A., 2020 - *Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015*. Nature, 583: 72-77. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2438-y>
- Ceccherini, G., Duveiller, G., Grassi, G. Lemoine G., Avitabile V., Pilli R., Cescatti A., 2021 - *Reply to Wernick, I.K. et al.; Palahí, M. et al.* Nature 592, E18-E23. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03294-9>
- Chiarucci A., Piovesan G., 2018 - *La gestione forestale sostenibile non può prescindere dalla conoscenza ecologica e conservazionistica attuale*. Forest@, 15: 51-55. <https://doi.org/10.3832/efor2782-015>
- Clauser F., 1989 - *Povert  del bosco ceduo*. In: Il bosco nell'Appennino. Storia, vegetazione, ecologia economica e conservazione del bosco appenninico. Comunit  montana Alta Valle dell'Esino. Centro Studi Valleremita, Fabriano.
- Clauser F., 2021a - *Produzione biologica, produzione industriale del bosco e recovery plan*. L'Italia Forestale e Montana, 76 (3): 137-140.
- Clauser F., 2021b - *Per le generazioni future*. L'Italia Forestale e Montana, 76 (5): 295-297.
- Cristofolini F., 1966 - *Il miglioramento della fustaia in Trentino*. Annali dell'Accademia Italiana di Scienze forestali, 15: 239-272.
- De Laurentis D., Papitto G., Gasparini P., Di Cosmo L., Floris A., 2021 - *Le foreste italiane. Sintesi dei risultati del terzo Inventario Forestale Nazionale INFC2015*. Arma dei Carabinieri Comando Unit  Forestali, Ambientali e Agroalimentari Ufficio Studi e Progetti Carabinieri e CREA - Centro di ricerca Foreste e Legno.
- De Fries R.S., Rudel T., Uriarte M., Hansen M., 2010 - *Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century*. Nature Geoscience, 3: 178-181. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>
- FAO, UNEP, 2020 - *The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Greenpeace, 2020 - *The Future of Forests in the European Union*. EU Forest Vision - Summary. Novembre 2020. [https://www.greenpeace.org/static/planet4-eu-unit-stateless/dc958adf-20201203\\_greenpeace\\_future\\_of\\_forests\\_in\\_the\\_eu.pdf](https://www.greenpeace.org/static/planet4-eu-unit-stateless/dc958adf-20201203_greenpeace_future_of_forests_in_the_eu.pdf)
- Hosonuma N., Herold M., De Sy V., De Fries R.S., Brockhaus M., Verchot L., Angelsen A. et al., 2012 - *An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries*. Environmental Research Letters, 7 (4): 044009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>
- Marchetti M., Antonucci S., 2019 - *Conseguenze della tempesta Vaia sui boschi del nord est. Dati e riflessioni*. In: "RaFITALIA 2017-2018. Rapporto sullo stato delle foreste e del settore forestale in Italia", Compagnia delle Foreste Editore, p. 66-67.
- Messier C., Puettmann K.J., 2011 - *Forests as complex adaptive systems: implications for forest management and modelling*. L'Italia Forestale e Montana, 66 (3): 249-258. <https://doi.org/10.4129/ifm.2011.3.11>
- Mori P., 2021 - *INFC 2015: stiamo facendo abbastanza per le generazioni future?* Sherwood, 255: 5.
- Pacheco P., Mo K., Dudley N., Shapiro A., Aguilar-Amuchastegui N., Ling P.Y., Anderson C. et al.,

- 2021 - *Deforestation fronts: Drivers and responses in a changing world*. WWF: Gland, Switzerland.
- Palahí, M., Valbuena, R., Senf, C., Pugh T.A.M., Sadler J., Seidl R., Potapov P., *et al.*, 2021 - *Concerns about reported harvests in European forests*. *Nature* 592, E15-E17 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03292-x>
- Parlamento europeo, 2021 - *La politica agricola comune in cifre*. Note sintetiche sull'Unione europea - 2021. [https://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/it/FTU\\_3.2.10.pdf](https://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/it/FTU_3.2.10.pdf)
- Piovesan G., Schirone B., 1995 - *La teoria della criticità autorganizzata può spigare l'evoluzione delle foreste? Atti del Convegno: "Occhi verdi sulle foreste: la selvicoltura e i tecnici forestali per la conservazione della biodiversità"*. Visso - Parco Nazionale dei Monti Sibillini, 12 Dicembre 1994. Lega per l'Ambiente, Ministero per le Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. Editrice Le Balze di Montepulciano presso le A.C. Grafiche di Città di Castello.
- Rist L., Moen J., 2013 - *Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking*. *Forest Ecology and Management*, Vol. 310: 416-427. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.033>
- Salbitano F., Marchetti L., Da Silveira Bueno R., Chirici G., Marchetti M., 2021 - *Foreste a tavola: i consumi alimentari inducono la crescente deforestazione tropicale e sub-tropicale anche in Italia*. *L'Italia Forestale e Montana*, 76 (4): 171-195. <https://doi.org/10.4129/ifm.2021.4.02>
- San-Miguel-Ayanz J., Durrant T., Boca R., Maianti P., Libertà G., Artès-Vivancons, T., Oom D. *et al.*, 2020 - *Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2019*. EUR 30402 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-23209-4, doi: 10.2760/468688, JRC122115.
- Tien Hoang N., Kanemoto K., 2021 - *Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests*. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>
- Vijay V., Reid C.D., Finer M., Jenkins C.N., Pimm S.L., 2018 - *Deforestation risks posed by oil palm expansion in the Peruvian Amazon*. *Environmental Research Letters*, 13: 114010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae540>
- Wernick, I.K., Ciais, P., Fridman, J., Högberg P., Korhonen K.T., Nordin A., Kauppi P.E., 2021 - *Quantifying forest change in the European Union*. *Nature* 592, E13-E14. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03293-w>





FRANCESCO IOVINO (2021) - *La ricostituzione boschiva in Calabria. Modello di riferimento del passato con approcci attuali in tema di tutela del territorio e dell'ambiente*. Soveria Mannelli: Rubbettino Editore. 184 pagine. ISBN 978-88-498-7049-7. Prezzo di copertina € 15,00.

*La memoria degli uomini non va al di là degli ultimi quaranta o al più cinquanta anni*, cita Francesco Iovino richiamando una nota scritta oramai più di settanta anni fa da Luigi Einaudi, allora Presidente della Repubblica. E penso che a molti, probabilmente ai più, tra coloro che leggeranno il suo saggio sulla "Ricostruzione boschiva in Calabria" non saranno certo note nel dettaglio e nella devastante tragicità le vicende che hanno portato ad una notevolissima opera di rimboschimento e gestione di un territorio ampio e crudelmente degradato. Una regione che oggi appare nuovamente tra quelle con una importante copertura forestale, ma che all'alba del secolo scorso appariva significativamente depauperata dei suoi millenari boschi e ferita da continui, gravi e diffusi fenomeni di dissesto idrogeologico. Il saggio di Francesco Iovino sulla ricostruzione della copertura forestale attuata in Calabria nel secolo scorso costituisce uno strumento sostanziale per capire il passato, non solo nella sua dimensione regionale, ma in una visione che si può raffigurare in ogni altro territorio del nostro Paese, e per guidare, sulla base di quanto fatto, l'opera del presente. In un momento in cui si sono riscoperti alberi e foreste, in cui s'invoca e si indica come rimedio del rapido cambiamento climatico la piantagione di ingenti numeri di alberi, conoscere la storia, analizzare metodi tecniche e risultati di uno sforzo umano ed economico, forse poco noto al di fuori degli addetti ai lavori, costituisce uno strumento di straordinaria utilità.

Il lavoro è significativamente organizzato in tre parti, consequenziali e scorrevoli, e parte dal racconto del territorio calabrese, di come nei secoli fu impoverito dei suoi boschi. Impoverito da mano umana, sia per la pesante povertà e fame di terreni, sia per l'intenso sfruttamento di risorse forestali considerate a volte *res nullius*, a volte strumentali allo sviluppo, sia per mancanza di visione, pianificazione e conoscenze.

Il quadro del dissesto che ne conseguì all'inizio del secolo scorso è illustrato da dati obiettivi, basati su una accurata raccolta documentale, lucidamente analizzati, che letti oggi appaiono spaventosi nella loro semplice realtà, anche se cancellati dalla memoria. Non è un racconto emotivo, è una analisi scientifica di fatti, di cause e di effetti. Le dimensioni, per chi sa leggere e raffigurarsi il significato dei numeri, sono impressionanti.

Nella seconda parte si illustra la risposta data alle emergenze all'epoca ormai divenute quotidianità - e in questo, quanto c'è di attuale..., con provvedimenti, leggi e decreti, e si analizza la loro efficacia - o meno - in relazione alla capacità di realizzare quanto auspicato e sostenuto dalla volontà politica. Letto in chiave più ampia, mostra anche l'evoluzione del pensiero e della concezione del territorio, il superamento di una visione circoscritta alle singole opere verso una ideazione del territorio montano come un sistema da salvaguardare. Ne beneficiò l'intero paese, al costo della tormentata storia di una regione. Il successo di questa evoluzione, a volte episodico, poi via via, soprattutto nel secondo dopoguerra, più ampio e sostanziale fu dovuto a un lavoro capillare di analisi puntuali, pluridisciplinari e lungimiranti, oltre che di provvedimenti efficaci. Una storia di uomini oltre che di fatti.

Nella terza parte, l'impegno economico, ma anche e soprattutto umano, di fatica e di intelligenza è illustrato dall'analisi, anche qui approfondita, verificata e dettagliata, delle realizzazioni, bacino per bacino, sia delle opere di salvaguardia idrogeologica, sia dell'ampia e capillare opera di rimboschimento. Cui segue la disamina delle tecniche applicate. Un capitolo, questo, di straordinaria attualità, in un momento in cui si invoca la piantagione di milioni di alberi, e non si ricorda certo che negli anni '50 - '60 la sola Calabria arrivò a produrre 35 milioni di piantine forestali ed a impiegarle proficuamente: oggi l'intero Paese non ne sarebbe capace. Occorre ricostituire un sistema che è scomparso, anche per i costi, divenuti troppo ingenti. E non solo vivaia, ma tecniche e uomini in grado di applicarle intelligentemente e contestualmente, con uno studio del territorio capillare e soluzioni puntuali, oggi così come

allora. Per chi, come me, ha vissuto l'ultima parte di questa vicenda nel Meridione d'Italia, sono realtà consolidate, tecniche applicate e verificate, per i più giovani solo lette sui libri: il lavoro presentato può contribuire a materializzarle - istruttivo sarebbe vederle oggi, toccarle per mano guidati da questo lavoro minuzioso e attento.

Ad arricchire queste valutazioni concorre un'analisi attenta dei risultati sotto più aspetti, dei benefici ecologici e territoriali, con considerazioni sull'uso delle specie, sull'eucalitticoltura; di più, anche analisi sulle ricadute in termini di erosione e protezione del suolo, con uno studio condotto a livello di bacino, con metodo scientifico su dati sperimentali raccolti su una scala che oggi raramente si riscontra.

Il lavoro di Francesco Iovino costituisce un saggio la cui lettura è di grande interesse per il tecnico e lo studioso forestale, ma assolutamente utile, disponibile e istruttiva per chiunque, specialmente ora che il tema di piantar alberi è di una drammatica attualità e, invero, non sempre chiaro a molti che pur ne parlano.

Stante l'attualità della trattazione e delle valutazioni che porta, penso che debba esserne caldamente raccomandata la lettura come testo aggiuntivo in molti corsi di studio. Non solo per gli studenti forestali - per i quali sarebbe illuminante, ma anche per tutti coloro che si avvicinano alla gestione del territorio o che di questa si occupano professionalmente: di fronte a tali numeri, opere e risultati possono scaturire domande e riflessioni che spesso mancano nell'attuale panorama documentale.

Da parte mia ringrazio l'amico Francesco per questo lavoro che ritengo sostanziale per la storia forestale e territoriale del nostro Paese, di attualità per le tematiche e per la copia di dati esposti con rigore e semplicità.

FEDERICO GUGLIELMO MAETZKE

PUBBLICAZIONI DELL'ACCADEMIA ITALIANA DI SCIENZE FORESTALI  
IN VENDITA AL PUBBLICO

	<i>Euro</i>
0101 - <i>Atti Congresso di Selvicoltura</i> . 1954, Volume I	6,00
0202 - F. Mancini <i>et al.</i> <i>Carta della potenzialità dei suoli italiani</i> . 1968	7,00
0203 - H. Perrin. <i>Selvicoltura. Tomo II</i> (traduz. di G. Bernetti). 1985	18,00
Ridotto per studenti	13,00
0204 - A. de Philippis. <i>Selvicoltura e ambiente</i> . 1991	6,00
0301 - G. Patrone. <i>Sul tasso del frutto delle fustaie a lento accrescimento</i> . 1958	5,00
0302 - G. Patrone. <i>Sulle dimensioni dell'impresa di produzione forestale</i> . 1962	5,00
0303 - F. Elisei. <i>Problemi di contabilità nell'impresa agricolo-forestale</i> . 1965	5,00
0306 - A. Benassi. <i>Il lavoro nella selvicoltura</i> . 1985	7,00
0402 - <i>Studio di una legge per la tutela del suolo e del bosco e per la protezione della natura</i> . 1966	6,00
0403 - <i>Studio di una legge cornice per la protezione dei boschi e dei terreni montani</i> . 1984	6,00
0404 - C. Volpini <i>et al.</i> <i>Studio comparato sulla legislazione fiscale in materia di boschi</i> . 1984	6,00
0601 - <i>L'Italia forestale nel centenario della scuola di Vallombrosa</i> . 1978	7,00
0602 - V. Giacomini <i>et al.</i> <i>Studio della vegetazione forestale della provincia di Latina</i> . 1978	7,00
0604 - <i>Atti tavola rotonda: La qualificazione professionale del laureato in scienze forestali</i> . 1982	5,00
0605 - <i>Norme di esecuzione e collaudo della carta forestale d'Italia</i> . 1983	7,00
0607 - <i>Atti Convegno sulle avversità del bosco e delle specie arboree da legno</i> . 1987	18,00
0608 - <i>Indice generale degli Annali dell'Accademia It. Sc. Forestali. (1953-1990) I e II</i>	9,00
0609 - <i>Indice generale della rivista L'Italia Forestale e Montana. (1946-1990) I e II</i>	9,00
0610 - <i>Indice generale della rivista L'Alpe e Rivista Forestale Italiana. (1903-1943)</i>	5,00
0611 - <i>Indice generale della Rivista Forestale (1860-1866); della Nuova Rivista Forestale (1878-1890) e degli Annali dell'Istituto Superiore forestale (1914-1938)</i>	5,00
0613 - M. Sorbini <i>et al.</i> <i>Indagine sul ruolo economico dei prodotti secondari del bosco</i> . 1988	6,00
0701 - <i>Annali dell'Accademia italiana di Scienze Forestali</i> - cad.	21,00
0702 - <i>Bollettino bibliografia forestale italiana</i> . Vol. II (1982-83); Vol. III (1984); Vol. IV (1985); Vol. V (1986-87); Vol. VI (1988). cad.	16,00
0801 - <i>Il bosco e l'uomo</i> . A cura di O. Ciancio. 1996	18,00
Ridotto per studenti	12,00
0802 - <i>The forest and man</i> . Edited by O. Ciancio. 1997	18,00
Ridotto per studenti	12,00
0803 - <i>Nuove frontiere nella gestione forestale</i> . A cura di O. Ciancio. 1999	18,00
Ridotto per studenti	12,00
0807 - <i>Il bosco ceduo in Italia</i> . A cura di O. Ciancio e S. Nocentini. 2002	25,00
0808 - O. Ciancio, S. Nocentini. <i>Il bosco ceduo: selvicoltura assestamento gestione</i> . 2004	45,00
Ridotto per studenti	25,00
0809 - <i>Endophytism in forest trees</i> . Edited by A. Ragazzi <i>et al.</i> 2004.	20,00
Ridotto per studenti	14,00
0810 - <i>Foreste Ricerca Cultura. Scritti in onore di Orazio Ciancio</i> . A cura di P. Corona <i>et al.</i> 2005	20,00

0811 - <i>Patterns and processes in forest landscape. Consequences of human management.</i> A cura di R. La Fortezza <i>et al.</i> 2006	30,00
Ridotto per studenti	25,00
0812 - G. Bernetti. <i>Botanica e selvicoltura.</i> 2007	18,00
Ridotto per studenti	12,00

PAGAMENTO A MEZZO BONIFICO SU C/C BANCARIO  
 INTESTATO ALL'ACCADEMIA ITALIANA DI SCIENZE FORESTALI  
 CODICE IBAN IT24E0306902993100000300001  
 (INDICARE IL NUMERO DI CODICE NELLA CAUSALE DI VERSAMENTO)  
 LE SPESE POSTALI SONO A CARICO DELL'ACCADEMIA

## L'Italia Forestale e Montana

CONDIZIONI DI ABBONAMENTO PER L'ANNO 2022

- Ordinario Italia	50,00 €
- Estero	70,00 €
- Ridotto per studenti (specificare sede universitaria e n° di matricola)	25,00 €
- Sostenitori	100,00 €

Le richieste di fascicoli arretrati vengono soddisfatte, se non esauriti, al prezzo di € 10,00.  
 I versamenti devono essere eseguiti a mezzo C/C bancario intestato all'Accademia Italiana di Scienze Forestali, codice iban IT24E0306902993100000300001

*Direzione, Redazione e Amministrazione*  
 Accademia Italiana di Scienze Forestali - Piazza Edison n. 11  
 50133 Firenze - Telefono 055.57.03.48 - E-mail: info@aisf.it

Aut. Trib. di Firenze n. 676 del 26-12-1952  
 Pubblicato il 30 marzo 2022 - Tipografia Linari, Firenze

## **LINEE GUIDA PER GLI AUTORI**

Le linee guida per autori sono consultabili all'indirizzo web:  
<http://ojs.aisf.it/index.php/ifm/about/submissions#authorGuidelines>

# L'ITALIA FORESTALE E MONTANA

ANNO LXXVII - NUMERO 1 GENNAIO-FEBBRAIO 2022

EDITORIAL / EDITORIALE <i>di Susanna Nocentini</i> .....	3
ORIGINAL RESEARCH ARTICLES / CONTRIBUTI ORIGINALI DI RICERCA	
<i>Saverio Francini, Costanza Borghi, Giovanni D'Amico, Stefano Santi, Davide Travaglini</i> Mappatura automatica dei disturbi forestali avvenuti in Italia negli ultimi 35 anni utilizzando immagini Landsat e Google Earth Engine .....	5
<i>Automatic mapping of Italian forest disturbances between 1985 and 2019 using Landsat imagery and Google Earth Engine</i>	
<i>Davide Nardi, Valerio Finozzi, Andrea Battisti</i> Massive windfalls boost an ongoing spruce bark beetle outbreak in the Southern Alps .....	23
<i>Danni da vento amplificano un attacco incipiente di bostrico dell'abete rosso nelle Alpi Meridionali</i>	
<i>Dario Ravaioli, Alessandra Teglia, Rossella Guerrieri, Graziella Marcolini, Enrico Muzzi, Federico Magnani</i> Effetti della deposizione atmosferica azotata su produttività e allocazione della crescita. Primi risultati di un esperimento di lungo termine in una faggeta prealpina .....	35
<i>Effects of atmospheric nitrogen deposition on productivity and growth allocation. First results of a long-term experiment in a pre-alpine beech forest</i>	
COMMENTARIES / OPINIONI E COMMENTI	
<i>Alessandro Bottacci, Fabio Clauser</i> INFC2015. L'altra faccia della medaglia .....	49
NEWS AND BOOK REVIEWS / NOTIZIARIO E RECENSIONI .....	55