



DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE ALIMENTARI E AMBIENTALI

CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE FORESTALI, DEI SUOLI  
E DEL PAESAGGIO

DINAMICHE DEL PAESAGGIO NELL'AREA  
DEL COLLE SAN BARTOLO (PU)  
FRA INCENDI, CAMBIAMENTI DI USO DEL  
SUOLO E DEL CLIMA

Landscape dynamics in the Mt. San Bartolo (Marche,  
Italy) after wildfire, land use and climate changes

TESI SPERIMENTALE

Candidato:  
ALESSANDRO ALLEGRUCCI

Relatore:  
PROF. CARLO URBINATI

Correlatori:  
DOTT. FOR. GABRIELE GUIDI  
DOTT. FRANCESCO MALANDRA

ANNO ACCADEMICO 2019-2020  
Sessione 13 luglio 2020

*A mio nonno  
che il San Bartolo ha visto ardere  
del fuoco d'obici e cannoni*

# SOMMARIO

ACRONIMI E ABBREVIAZIONI .....	5
INTRODUZIONE E SCOPO .....	6
CAPITOLO 1 : I DISTURBI AMBIENTALI .....	9
1.1 Cambiamenti climatici .....	9
1.2 Cambiamenti di Uso del Suolo .....	15
1.3 Relazioni funzionali fra fuoco e vegetazione ( <i>fire ecology</i> ) .....	21
CAPITOLO 2 : AREA DI STUDIO .....	25
2.1 Localizzazione e limiti amministrativi.....	25
2.2 Vincoli e norme di tutela paesaggistica e ambientale .....	28
2.3 Caratteri morfo-geo-litologici dell'area .....	30
2.4 Caratteri macro e microclimatici.....	39
2.5 Caratteri del paesaggio vegetale, della vegetazione e della flora.....	41
2.6 Cenni storici.....	48
CAPITOLO 3 MATERIALI E METODI .....	55
3.1 Analisi diacronica dei cambiamenti d'uso del suolo dal 1955 al 2018.....	55
3.1.1 <i>Reperimento e ortorettifica delle immagini storiche</i> .....	55
3.1.2 <i>Produzione delle mappe tematiche</i> .....	59
3.1.3 <i>Analisi del cambiamento</i> .....	61
3.2 Gli Incendi del San Bartolo.....	64
3.2.1 <i>Individuazione degli incendi storici sul San Bartolo</i> .....	64
3.2.2 <i>Indici di Vegetazione</i> .....	66
3.2.3 <i>Caratterizzazione delle aree percorse dal fuoco</i> .....	72
3.3 Relazioni tra fuoco e vegetazione .....	73
3.3.1 <i>Gli incendi campione</i> .....	74
CAPITOLO 4 : RISULTATI.....	76
4.1 I cambiamenti d'uso del suolo dal 1955 al 2018.....	76
4.2 La serie storica degli incendi sul San Bartolo.....	82

4.3 Le dinamiche tra fuoco e vegetazione.....	92
4.3.1 <i>Gli incendi storici del 1988 e 1990</i> .....	92
4.3.2 <i>L'incendio del 2017</i> .....	95
CAPITOLO 5 : DISCUSSIONE.....	105
5.1 Uso del suolo, clima e incendi: una relazione complessa .....	105
5.2 Effetti sul paesaggio: canna del Reno o ginestra?.....	122
5.3 Azioni per il futuro: aumentare la resistenza e la resilienza ecosistemica .....	133
CAPITOLO 6 : CONCLUSIONI .....	137
RINGRAZIAMENTI .....	139
BIBLIOGRAFIA .....	141
SITOGRAFIA .....	151



## ACRONIMI E ABBREVIAZIONI

ARPA	Agenzia regionale per la protezione ambientale
CLC	Corine Land Cover
EEA	European Environment Agency
EUAP	Elenco Ufficiale Aree Naturali Protette <i>sensu</i> L. 394/91
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISPRA	Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NBR	Normalized Burn Ratio
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
SIC	Sito di Interesse Comunitario (Rete Natura 2000).
SNPA	Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification.
UNEP	United Nations Environment Programme
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
WMO	World Meteorological Organization
ZPS	Zona di Protezione Speciale (Rete Natura 2000).
ZSC	Zona Speciale di Conservazione (Rete Natura 2000).

## INTRODUZIONE E SCOPO

Il Monte San Bartolo, situato al limite settentrionale delle Marche, è il primo promontorio del versante adriatico dopo il delta del Po. Esso fa parte dell'omonimo Parco Naturale Regionale e costituisce un sistema ambientale di notevole rilevanza, soprattutto nel versante orientale che è una falesia attiva con habitat e specie floristiche di particolare interesse (Direttiva 92/43/CEE), nonché un importante ambito per le rotte migratorie di avifauna tutelata (Direttiva 2009/147/CE).

L'area del Parco include anche elementi di significativa rilevanza storico-culturale e paesaggistica: siti archeologici e borghi fortificati raccontano infatti di un rapporto millenario tra l'uomo e ambiente. Tale sinergia si fonde in un sistema paesaggistico piuttosto complesso, frutto di rapporti che fin dal neolitico hanno visto l'integrazione delle attività umane in un contesto ambientale molto diversificato. Dalla bonifica delle vallate alla organizzazione di *villae* e fattorie in epoca romana fino all'impaludamento e alla riconquista delle selve durante le guerre greco-gotiche, dal giardino degli Arcivescovi di Ravenna sino alle porche dell'Ottocento, il paesaggio del Monte San Bartolo è stato modificato dall'azione antropica finalizzata allo sfruttamento dei suoi fertili terreni di fondovalle o ai versanti collinari dal microclima ottimale per vite e olivi.

Nell'area collinare tra Pesaro e Gabicce Mare, la storia testimonia una vivace dinamica del paesaggio, in cui i cambiamenti di uso del suolo sono stati una diretta conseguenza delle vicende socio-economiche, ma anche delle variazioni macro e microclimatiche con ripercussioni significative, anche nel breve periodo, sull'assetto idrogeologico delle aree vallive e dei versanti più acclivi della falesia.

La sinergia dei fattori pedo-climatici ed antropici ha sicuramente influenzato la diffusione spazio-temporale del fuoco (il cosiddetto *fire regime*), un altro fattore significativo nella comprensione dei paesaggi culturali del promontorio. E' noto che il fuoco sia stato da lungo tempo utilizzato dall'uomo come metodo colturale (debbio) e nonostante al momento non si abbia traccia di documenti relativi a incendi nell'antichità, è probabile che si siano verificati anche nell'area del Colle San Bartolo. Quello che è certo è che a partire dal 1979 il Catasto Incendi del Corpo Forestale dello Stato (ora Carabinieri Forestali) riporta ben 47 eventi (più

di 1 all'anno) avvenuti all'interno dei confini del Parco Naturale. Ultimo di questi, nonché il più esteso e severo, è stato l'incendio del 4-5 agosto 2017 che ha interessato una superficie di circa 120 ha.

Si tratta di eventi che sebbene a volte generati nel versante occidentale hanno interessato prevalentemente quello orientale, ovvero la falesia, la cui copertura vegetale è dominata da cenosi erbaceo-arbustive. Fra queste la canna del Reno (*Arundo plinii*), una graminacea pioniera e invasiva, che in molte aree ha ricolonizzato rapidamente i versanti percorsi dal fuoco. Sebbene non sempre gradita nella normale successione ecologica di tali ambienti, è un prezioso alleato per contrastare il dissesto idrogeologico sempre incombente sugli instabili versanti della falesia costituiti da arenarie, argille e molasse incoerenti o poco cementificate, estremamente vulnerabili all'azione cinetica di vento e pioggia. A seguito dell'evento dell'agosto 2017, si sono verificati fenomeni di dissesto (frane e scivolamenti) localizzati, con conseguente rischio per gli insediamenti di Fiorenzuola di Focara, di Casteldimezzo e di alcuni tratti della Strada statale panoramica che attraversa il colle.

La ricolonizzazione della canna del Reno, è stata a volte accompagnata e a volte contrastata anche da un'altra specie mediterranea con comportamento pirofita e tipico elemento della successione verso i querceti: la ginestra odorosa (*Spartium junceum*), un'icona del Colle San Bartolo, molto comune fino a qualche decennio fa, poi in progressiva riduzione.

Le dinamiche di incendio hanno interessato negli anni anche alcune delle cenosi boscate, sebbene in maniera marginale, quali rimboschimenti di conifere, formazioni miste di latifoglie e conifere e solo secondariamente, boscaglie di olmo campestre (*Ulmus minor*) e popolamenti invasivi di acacia (*Robinia pseudoacacia*).

L'attuale paesaggio del Monte San Bartolo, inteso come insieme degli elementi naturali, semi-naturali e antropici, può considerarsi il risultato di un'intima sinergia tra cambiamenti climatici, cambiamenti dell'uso del suolo e incendi boschivi.

Scopo di questa tesi è indagare proprio come e in quale misura tali processi e fattori hanno inciso e modellato l'attuale assetto della vegetazione e conseguentemente del paesaggio del Monte San Bartolo. Nel dettaglio, gli obiettivi si possono riassumere nei seguenti punti:

- sviluppare una analisi diacronica dell'uso del suolo dal 1955 al 2018 grazie alla fotointerpretazione di aerofotogrammetrie storiche e di immagini satellitari, al

fine apprezzare le dinamiche di variazione tra le principali classi di destinazione di copertura vegetale ed individuare eventuali relazioni con il *fire regime*;

- geolocalizzare su piattaforma GIS gli incendi boschivi desunti dall'archivio incendi dei Carabinieri Forestali, con relativa valutazione della severità grazie a specifici indici vegetazionali elaborati a partire dalle immagini multispettrali satellitari storiche (Landsat e Sentinel);
- caratterizzare le aree percorse dal fuoco dal punto di vista geomorfologico e vegetazionale al fine di comprendere le associazioni fitosociologiche le fisionomie più colpite in termini di frequenza e superficie;
- analizzare l'evoluzione delle coperture vegetazionali percorse dal fuoco grazie all'utilizzo di indici vegetazionali specifici (NDVI) allo scopo di comprendere le dinamiche di ricolonizzazione e la velocità di risposta delle varie tipologie di vegetazione presente;
- sviluppare un focus sulle dinamiche delle due specie più rappresentative della falesia del San Bartolo: canna del Reno e ginestra, al fine di cercare di comprendere le relazioni interspecifiche e la differente risposta al fuoco.

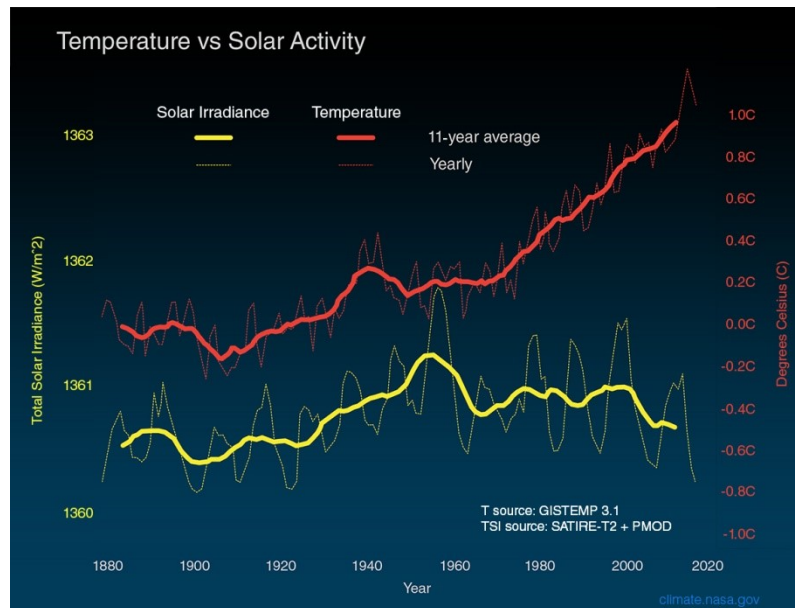
# Capitolo 1: I DISTURBI AMBIENTALI

## 1.1 Cambiamenti climatici

Il clima della Terra ha da sempre subito mutamenti, sebbene questi si siano manifestati su scale temporali piuttosto ampie, dalle centinaia alle migliaia di anni. Tali fluttuazioni dipendono da cause naturali come la variazione dell'orbita terrestre, la quantità di radiazione solare che giunge sulla terra, la circolazione degli oceani e le eruzioni vulcaniche (variabilità climatica). Tuttavia, nell'ultimo secolo si è assistito a un cambiamento delle condizioni climatiche estremamente rapido di cui non si hanno precedenti.

Con il Summit della Terra, tenutosi a Rio de Janeiro dal 3 al 14 giugno 1992, il tema del cambiamento climatico entra attivamente nel panorama della gestione governativa. Tra le Nazioni partecipanti venne infatti stipulato l'accordo sulla *Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici* (UNFCCC), che alcuni anni dopo, portò alla stesura del protocollo di Kyōto. La Convenzione definisce per la prima volta, in veste ufficiale, il cambiamento climatico come "*qualsiasi cambiamento di clima attribuito direttamente o indirettamente ad attività umane, il quale altera la composizione dell'atmosfera mondiale e si aggiunge alla variabilità naturale del clima osservata in periodi di tempo comparabili*" (art. 1, punto 2), assegnando anche alle attività umane un ruolo attivo tra le cause del repentino innalzamento della temperatura, del livello dei mari, dell'alterazione del regime pluviometrico stagionale, ecc... (IPCC, 2013)

Una recente conferma del contributo diretto delle attività antropiche nei confronti del cambiamento climatico è offerta dalla NASA nell'ottobre del 2019, L'Agenzia pubblica un grafico (**Figura 1.1**) in cui sono confrontati i cambiamenti globali della temperatura superficiale e l'energia solare che la Terra riceve con lo scopo di dimostrare come, a partire dalla metà del secolo scorso, si sia manifestato un progressivo incremento delle temperature dissociato dall'andamento dei cicli solari (<https://climate.nasa.gov/causes/>)



**Figura 1.1:** cambiamenti globali della temperatura superficiale (linea rossa) e l'energia solare che la Terra riceve (linea gialla) in watt (unità di energia) per metro quadrato dal 1880. Credito: NASA / JPL-Caltech

Ad oggi, l'istituzione di riferimento su scala globale per il cambiamento climatico è rappresentata dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC)<sup>1</sup>, un forum scientifico costituito nel 1988 da due organismi delle Nazioni Unite, l'Organizzazione meteorologica mondiale (WMO) e il Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP) allo scopo di studiare il riscaldamento globale<sup>2</sup>. L'IPCC ha il compito di valutare l'informazione disponibile in campo scientifico, tecnico e socio-economico in merito ai cambiamenti climatici, ai loro possibili impatti e alle opzioni di adattamento e di mitigazione.

Nel 5° Report sui cambiamenti climatici dell'IPCC si assume che *"il riscaldamento del sistema climatico è inequivocabile, e, dal 1950, molti dei cambiamenti osservati sono senza precedenti nei decenni e millenni pregressi. L'atmosfera e gli oceani si sono riscaldati, la massa di neve e ghiaccio è diminuita, il livello del mare è aumentato, e le concentrazioni di gas a effetto serra sono aumentate"*<sup>3</sup>, ed anche *"l'influenza umana sul sistema climatico è*

<sup>1</sup> <https://iate.europa.eu/home>

<sup>2</sup> <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/03/16th-anniversary-brochure.pdf>

<sup>3</sup> *Warming of the climate system is unequivocal, and since the 1950s, many of the observed changes are unprecedented over decades to millennia. The atmosphere and ocean have warmed, the amounts of snow and ice have diminished, sea level has risen, and the concentrations of greenhouse gases have increased.* (§Summary for Policymakers, Sez. B. in IPCC, 2013: Climate Change 2013. Page 4)

chiara. Ciò è evidente dalla crescente serra concentrazioni di gas nell'atmosfera, forzatura radiativa positiva, riscaldamento osservato e comprensione del sistema climatico”<sup>4</sup>

Il rapporto evidenzia un riscaldamento su scala globale pari a +0,85 °C, nel periodo dal 1880 al 2012, e un aumento totale tra la media del periodo 1850-1900 e il periodo 2003-2012 pari a +0,78 °C. Nell'emisfero settentrionale, il periodo da 1983–2012 è stato probabilmente il più caldo negli ultimi 1400 anni. A questo si aggiunge una alterazione del ciclo dell'acqua, con una riduzione delle precipitazioni e un aumento della siccità anche nelle regioni del bacino del Mediterraneo, nonché un aumento degli eventi climatici estremi (ondate di calore, bombe d'acqua).

Nel 2018 IPCC pubblica il *Global Warming of 1.5°C*, un rapporto speciale sugli impatti che potrà determinare il riscaldamento globale di +1,5 °C al di sopra dei livelli preindustriali. Il documento evidenzia come “*Human induced warming reached approximately 1 °C (likely between 0.8 °C and 1.2 °C) above pre-industrial levels in 2017, increasing at 0.2 °C (likely between 0.1 °C and 0.3 °C) per decade (high confidence)*”. Tale andamento è confermato da un aggiornamento dei dati del 2019 così come descritto nel recente *Statement on the State of the Global Climate in 2019* del WMO come la temperatura media globale per il 2019 è stata circa  $1,1 \pm 0,1$  °C sopra la baseline del 1850-1900, utilizzata come approssimazione dei livelli preindustriali. Il 2019 è stato quindi probabilmente il secondo anno più caldo mai registrato.

Tra le maggiori cause di tale aumento di temperatura viene indicato l'incremento del livello di concentrazione dei gas serra in atmosfera per opera delle attività umane. A dimostrarlo è il confronto tra i dati relativi al periodo preindustriale e quello post-industriale. In particolare, secondo il WMO nel 2018, la concentrazione media globale di gas serra ha raggiunto nuovi massimi: CO<sub>2</sub> a  $407,8 \pm 0,1$  ppm, CH<sub>4</sub> a  $1869 \pm 2$ ppb e N<sub>2</sub>O a  $331,1 \pm 0,1$  ppb, ovvero, con incrementi rispettivamente del 147%, il 259% e 123% rispetto i livelli preindustriali (1750). I dati in tempo reale per il 2019 indicano che livelli di CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O hanno continuato ad aumentare anche nel 2019.

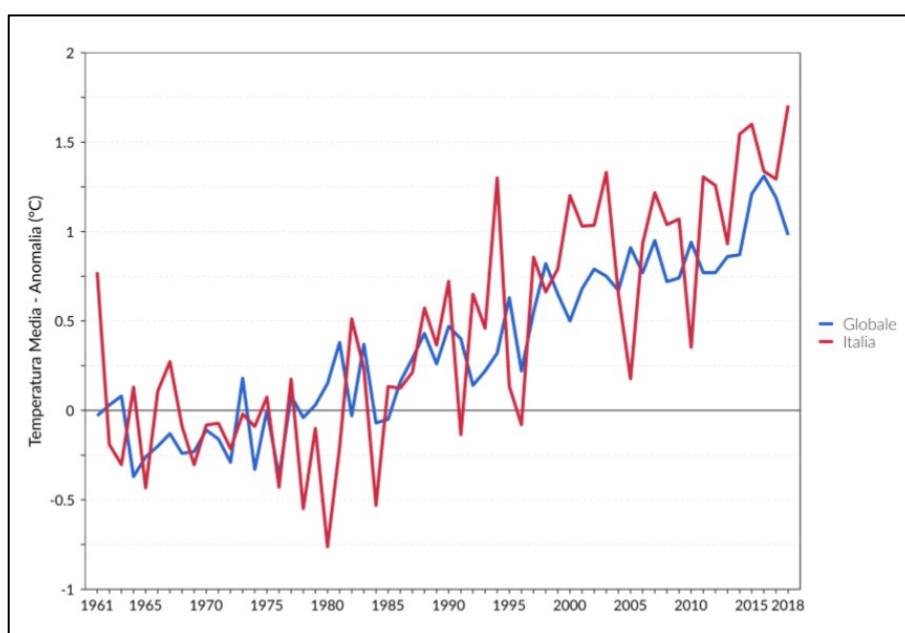
Tale processo ha determinato la progressiva alterazione dell'equilibrio termo-climatico terrestre tanto che nel giugno del 2019 le temperature massime a scala locale di alcune aree normalmente temperate, hanno raggiunto anche valori di circa 40 °C. Questo incremento è stato accompagnato da un generale condizione di siccità in tutta l'Europa sud-occidentale,

---

<sup>4</sup> *Human influence on the climate system is clear. This is evident from the increasing greenhouse gas concentrations in the atmosphere, positive radiative forcing, observed warming, and understanding of the climate system* (§Summary for Policymakers, Sez. D. in IPCC, 2013: Climate Change 2013. Page 15)

centrale e orientale, condizione interrotta solo da brevi e violenti fenomeni temporaleschi<sup>5</sup> (fonte: *State of climate*. Climate Change Service, Copernicus. Giugno 2019). I cambiamenti climatici comportano quindi non solo un riscaldamento del clima globale (*global warming*) ma anche un'intensificazione del ciclo idrogeologico con impatti diversificati a seconda della regione biogeografica.

L'Italia non è esente da tale fenomeno: secondo il rapporto ISPRA (*Indicatori del clima in Italia nel 2018*) tale anno è stato il più caldo dall'inizio delle osservazioni con un'anomalia della temperatura media di 1,71 °C rispetto al trentennio 1961-1990.



**Figura 1.2:** serie delle anomalie di temperatura media globale sulla terraferma e in Italia, rispetto ai valori climatologici normali 1961-1990. Fonti: NCDC/NOAA e ISPRA. Elaborazione: ISPRA.

In base all'analisi delle proiezioni dei modelli climatici sviluppata dall'ISPRA (2015) si prevede, nel corso di un secolo, un aumento della temperatura media in Italia compreso tra 1,8 e 5,4 °C (**Figura 1.2**). Tutti i modelli sono concordi nell'indicare una riduzione dei giorni con gelo e un aumento di notti tropicali, giorni estivi e onde di calore, ma con differenze talvolta significative sull'entità delle variazioni. Per quanto riguarda le precipitazioni globali, le variazioni previste al 2061-2090 sono comprese tra una diminuzione di circa l'8% e un aumento del 5% circa; tenendo presente che il valore cumulato nazionale è mediamente intorno ai 900 mm nel trentennio di riferimento,

<sup>5</sup> <https://surfobs.climate.copernicus.eu/stateofthecclimate/july2019.php>



l'*ensemble mean* indica una riduzione dell'1.5% circa. Le proiezioni di alcuni indici rappresentativi della frequenza, dell'intensità e degli estremi di precipitazione indicano una futura, progressiva concentrazione delle precipitazioni in eventi più intensi e meno frequenti. Infine, l'analisi dell'indice "giorni secchi consecutivi" indica un probabile aumento della durata dei periodi di siccità su quasi tutto il territorio nazionale, con aumenti fino a +35 giorni in un secolo.

Le alterazioni degli equilibri termo-pluviometrici hanno ripercussioni sulla stabilità di tutti gli ecosistemi che presentano caratteri di fragilità ecologica come le aree forestali e le barriere coralline, senza contare il progressivo aumento delle minacce alla tutela della specie e alla conservazione della biodiversità. Ovviamente, tanto più precario è l'equilibrio ecosistemico di una regione e tanto più rilevanti saranno le ripercussioni delle alterazioni delle variabili dovute al cambiamento climatico, con ricadute specifiche sia sulle componenti abiotiche che biotiche in esso presenti.

Tra le aree più sensibili del pianeta, il bacino del Mediterraneo presenta un equilibrio climatico molto delicato e estremamente suscettibile agli effetti del cambiamento climatico (Faraoni & Travaglini, 2016). Questa regione bioclimatica è infatti una zona di transizione climatica tra i tropici e le zone temperate in cui è stato ipotizzato che i cambiamenti climatici possano avere i maggiori effetti (Lavorel *et al.*, 1998). Un'ulteriore criticità dei sistemi mediterranei è rappresentata dalla vulnerabilità accentuata dai fattori di disturbo di origine antropica reiterati nel tempo, come le modifiche alle pratiche colturali e il pascolo (Giorgi & Lionello, 2008; Lionello, 2012). Nella regione mediterranea, dunque, ecosistemi e attività antropiche risultano profondamente interconnessi ed ambedue sono fortemente influenzati dalle perturbazioni climatiche estreme come la siccità (Sousa *et al.*, 2011; Hoerling *et al.*, 2012), le ondate di calore (Barriopedro *et al.*, 2011; Kuglitsch *et al.*, 2010) e gli incendi (Moreira *et al.*, 2011); perturbazioni che tendono ad aumentare in frequenza, intensità e severità proprio a causa del cambiamento climatico (Field *et al.*, 2011; Seneviratne *et al.*, 2012).

Tra le conseguenze più rilevanti del cambiamenti climatici nella regione mediterranea vi sono, senza alcun dubbio, gli incendi. Diversi studi (Migliavacca *et al.*, 2013; Turco *et al.*, 2013; Koutsias *et al.*, 2013; Urbietta *et al.*, 2015; Sousa *et al.*, 2015; Trigo *et al.*, 2016; Ruffault *et al.*, 2016; Turco *et al.*, 2017, ecc.) suggeriscono, infatti, che in questa regione geografica, nel momento in cui le variabili climatiche determinano simultaneamente condizioni di siccità e di elevate temperature, si generino condizioni altamente favorevoli ad

incendi molto significativi per intensità, estensione e severità. Questo legame tra clima e fuoco viene analizzato in base all' *intermediate fire-productivity hypothesis* (Pausas & Bradstock, 2007; Meyn *et al.*, 2007; Krawchuk & Moritz, 2010), la quale suggerisce che gli incendi raggiungono due minimi: a) uno è caratteristico in ambienti con elevati valori di aridità ed in cui la propagazione dell'incendio è per lo più limitata dalla quantità ridotta di combustibile, b) l'altro di ambienti con una bassa aridità, in cui la vegetazione (ovvero il combustibile) è abbondante e gli incendi sono principalmente limitati dal suo elevato contenuto di umidità.

Gli ecosistemi mediterranei possono essere considerati "intermedi", in cui sia l'umidità che la struttura del combustibile, ovvero la tipologia di vegetazione, possono svolgere un ruolo limitante nella definizione del *fire regime*<sup>6</sup>, il regime di incendio (Meyn *et al.*, 2007; Pausas & Paula, 2012; IPCC, 2012; Turco *et al.*, 2013; Koutsias *et al.*, 2013; Ruffault *et al.*, 2016; Turco *et al.*, 2016). La modificazione del clima ha una diretta conseguenza, anche nel breve periodo, sulle potenzialità di innesco degli incendi (Parisien & Moritz 2009; Keeley & Syphard, 2016), provocando un incremento significativo del *fire risk*<sup>7</sup> e divenendo quindi una minaccia rilevante sia per gli ecosistemi che per le società in questo importante contesto biogeografico.

Tra le cause che determinano la modificazione del *fire regime* nelle regioni mediterranee va tuttavia considerato anche il cambiamento dell'uso del suolo (Piñol *et al.*, 1999; Moreira, 2020; Malandra, 2020).

---

<sup>6</sup> *A fire regime is the pattern, frequency, and intensity of the bushfires and wildfires that prevail in an area over long periods of time* (Pyne, 2002). *It is an integral part of fire ecology, and renewal for certain types of ecosystems. A fire regime describes the spatial and temporal patterns and ecosystem impacts of fire on the landscape, and provides an integrative approach to identifying the impacts of fire at an ecosystem or landscape level* (Morgan, Penelope; Hardy; Swetnam; Rollins; Long, 1999)

<sup>7</sup> *Fire risk: something which is likely to cause a fire or make a fire worse* (Collins English Dictionary)

## 1.2 Cambiamenti di Uso del Suolo

L'uso del suolo (*land use*) è l'effetto della modificazione dei processi biochimici, idrologici ed ecologici della biosfera come conseguenza delle attività umane quali l'agricoltura, la gestione delle foreste e l'urbanizzazione (Ellis & Pontius, 2015). L'uso del suolo viene spesso confuso con il termine "copertura del suolo" (*land cover*), il quale sottintende al tipo di copertura fisica e biologica che insiste su una determinata porzione di territorio. L'uso del suolo riguarda invece anche il contesto socio-economico e culturale del territorio, da cui dipendono gli obiettivi delle politiche di gestione territoriale di una determinata società.

Mentre la copertura del suolo è facilmente classificabile grazie a osservazione diretta o tramite *remote sensing*, la definizione del tipo di uso del suolo necessita l'adozione un approccio interdisciplinare tra i metodi di analisi scientifica, economica e sociale, in modo da individuare quali sono le cause antropiche e le attività umane che generano le modificazioni degli ambienti naturali di un territorio (Ellis & Pontius, 2015).

Il cambiamento dell'uso del suolo, da cui dipende il tipo di copertura, sono, quindi, la conseguenza dell'evoluzione del rapporto tra i sistemi naturali e società umane.

La rapidità e l'intensità con cui oggi avvengono tali cambiamenti ha sollevato la necessità di monitorare l'andamento di tale fenomeno, al fine di mitigare le possibili conseguenze negative legate ad un eccessivo sfruttamento delle risorse ambientali. Infatti, modificazioni d'uso del suolo eccessivamente rapide provocano uno squilibrio tra i fattori ecologici coinvolti nella rigenerazione delle risorse ambientali, con conseguente depauperamento del sistema suolo. Le conseguenze di tale deterioramento coinvolgono direttamente la società umana e tutti gli ecosistemi presenti nella biosfera terrestre, e si manifestano con (SNPA, 2019):

- incremento delle emissioni di gas serra;
- isole di calore nelle aree urbane;
- perdita dei servizi ecosistemici (biodiversità);
- *Land degradation*, dovuto a:
  - cambiamenti di copertura del suolo;
  - perdita di fertilità;
  - perdita dello stock di carbonio;
  - perdita della qualità degli habitat;
  - erosione del suolo.

A livello internazionale, il maggiore contributo conoscitivo inerente lo stato e le conseguenze dei cambiamenti dell'uso del suolo, e del suo consumo, sono forniti dai Report dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), mentre, a scala nazionale, il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) dell'ISPRA, coordina ARPA e Province nel monitoraggio costante dei processi di trasformazione della copertura del suolo al fine di valutare l'impatto del consumo di suolo sul paesaggio e sui servizi ecosistemici.

I dati disponibili dal 1961 mostrano che la crescita della popolazione globale e i cambiamenti nel consumo pro capite di risorse hanno causato tassi senza precedenti di uso del suolo e delle acque dolci innescando una escalation di processi di *degradazione del suolo* ovvero di alterazione, anche irreversibile, delle condizioni biologiche e di fertilità (Oldeman *et al.*, 1991) e di *desertificazione*, ovvero la transizione in aree aride, semiaride e subumide asciutte. Circa un quarto delle superfici della Terra (senza ghiaccio) è soggetto a un progressivo degrado indotto dall'uomo e si stima che la perdita per erosione dei terreni agricoli sia attualmente dalle 10 a 20 volte fino ad oltre 100 volte superiore al tasso di formazione del suolo.

Questi fenomeni di degradazione sono diretta conseguenza dell'eccessivo sfruttamento del suolo e del suo sconsiderato consumo, associato ai *cambiamenti climatici*. La variazione del regime termopluviometrico può infatti aumentare l'intensità dei processi di degrado del suolo attraverso, ad esempio, l'incremento dell'intensità di piogge, inondazioni, frequenza e severità della siccità, stress termico, periodi di siccità, vento, innalzamento del livello del mare e azione delle onde e disgelo del permafrost, con esiti differenti a seconda del tipo di uso del suolo e della regione in cui si manifestano.

Il cambiamento nell'uso del suolo è spesso associato anche a una alterazione delle *riserve di carbonio*. Ad esempio, se una foresta subisce una utilizzazione, gli stock di carbonio nella biomassa fuori terra vengono prelevati in forma di prodotti legnosi, rilasciati dalla combustione o degradati nell'atmosfera attraverso la decomposizione microbica della necromassa che rimane in bosco; anche le scorte di carbonio nel suolo saranno interessate, sebbene questo effetto dipenderà dal successivo trattamento del terreno. Durante la ricostituzione del nuovo soprassuolo, le riserve di carbonio nella biomassa fuori terra potrebbero nuovamente aumentare, con modalità variabile in base al tipo di copertura del suolo associata alla nuova destinazione d'uso dello stesso (ad esempio, il disboscamento in favore dei seminativi). Durante il tempo necessario per la crescita della nuova copertura vegetale - che può essere di alcuni decenni per alberi e foreste - le riserve di carbonio fuori

terra saranno inferiori al loro valore originale, sebbene il tasso di accumulo (*sink*) sarà molto più rapido al punto di poter anche compensare la riduzione di stock avvenuta.

Oltre alla desertificazione, all'incremento dei gas serra ed alla perdita dello stock di carbonio nel terreno, il consumo di suolo può portare anche ad altre conseguenze impattanti tra cui la frammentazione del paesaggio e l'aumento delle temperature nelle aree urbane (effetto isola di calore).

La frammentazione del paesaggio è il processo che genera una progressiva riduzione della superficie degli ambienti naturali e seminaturali e un aumento del loro isolamento. Tale processo influenza negativamente la resilienza e la capacità degli habitat di fornire servizi ecosistemici, l'accesso alle risorse delle specie dovuta all'incremento del loro isolamento e si riflettono sulla qualità e sul valore del paesaggio (SNPA, 2019). L'effetto di isole di calore nelle aree metropolitane si manifesta con differenze di temperatura tra le aree a copertura artificiale densa o diffusa, rispetto a quelle rurali raggiungono spesso valori superiori a 2°C (SNPA, 2019).

In Italia il consumo di suolo è in progressivo aumento. Le nuove coperture artificiali sia nel 2017 che nel 2018 hanno determinato mediamente una perdita annuale (praticamente irreversibile) di 51 km<sup>2</sup> di suolo, corrispondenti a circa 14 ha/giorno e poco meno di 2 m<sup>2</sup>/secondo (**Tabella 1.1**).

Il bilancio tra nuovo consumo e aree ripristinate, con conseguente riduzione, secondo il principio del consumo di suolo netto, dei valori assoluti dei cambiamenti dell'ultimo anno, portano la stima a circa 48 km<sup>2</sup>, equivalenti a 1,6 metri quadrati per ogni ettaro di territorio italiano. Si deve tuttavia considerare che 3,7 km<sup>2</sup> sono passati, nell'ultimo anno, da suolo consumato reversibile (tra quello rilevato nel 2018) a suolo consumato permanente.

**Tabella 1.1: consumo di suolo in Italia (fonte: elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA, in SPNA, 2019)**

	<b>2016-2017</b>	<b>2017-2018</b>
<i>Consumo di suolo (km<sup>2</sup>)</i>	53,5	50,9
<i>Consumo di suolo (incr. %)</i>	0,23	0,22
<i>Consumo di suolo netto (km<sup>2</sup>)</i>	50,8	48,1
<i>Consumo di suolo netto (incr. %)</i>	0,22	0,21
<i>Densità del consumo di suolo netto (m<sup>2</sup>/ha)</i>	1.69	1,60
<i>Consumo di suolo utile netto (km<sup>2</sup>)</i>	45,5	43.2

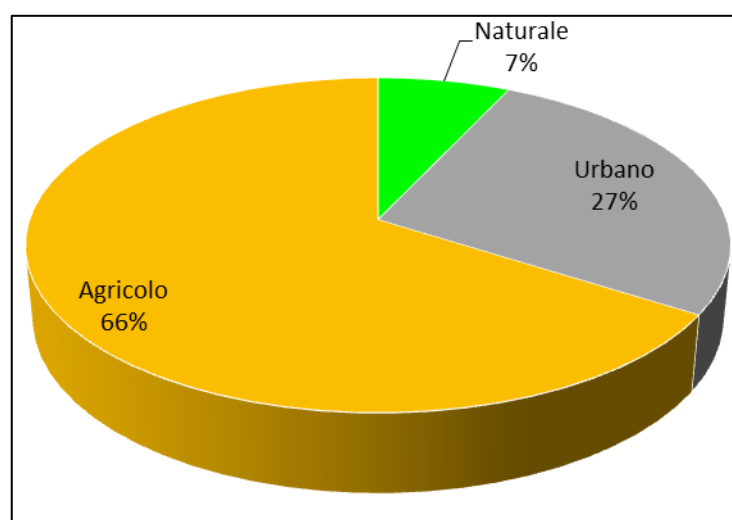
I dati della nuova cartografia SNPA del consumo di suolo al 2018 mostrano come la copertura artificiale del suolo sia arrivata al 7,64% (7,74% al netto della superficie dei corpi

idrici permanenti), con un incremento dello 0,21% nell'ultimo anno (era lo 0,22% nel 2017). In termini assoluti, il suolo consumato viene stimato in 23.033 chilometri quadrati (per oltre l'86% situato su suolo utile).

Nell'ultimo anno sono stati consumati in maniera irreversibile 1.088 ettari (rispetto ai 1.358 ettari consumati tra il 2016 e il 2017). I maggiori flussi di transizione rilevati sono quelli da suolo naturale o seminaturale a edifici e fabbricati e cantieri e altre aree in terra battuta con incrementi, rispettivamente di quasi 700 ettari e oltre 2.800 ettari.

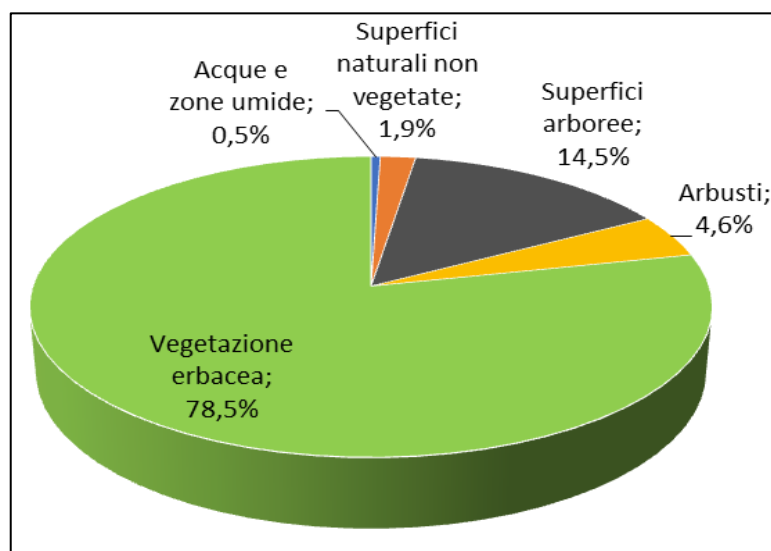
Le categorie di uso del suolo su cui si è verificato il maggior consumo sono quelle dei seminativi, dove si concentra il 43,6% dei cambiamenti totali avvenuti tra il 2017 ed il 2018. Degni di nota sono anche i dati relativi a zone agricole eterogenee e zone residenziali a tessuto discontinuo e rado; nel complesso due terzi dei cambiamenti totali si concentrano in queste tre tipi di uso del suolo. I seminativi inoltre, dopo le Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado, sono le aree con la maggiore quota di suolo consumato al 2018. Infine, con riferimento alla densità dei cambiamenti, i valori più elevati si registrano nelle aree classificate come superfici artificiali, con 9 m<sup>2</sup>/ha di variazione rispetto all'estensione della classe che sono andati a saturare (ovvero le aree urbane compatte). Seguono le zone residenziali a tessuto discontinuo e rado e i prati stabili, rispettivamente con 5,2 e 3,2 m<sup>2</sup>/ha di consumo di suolo.

Il 66% del consumo di suolo annuale netto dell'ultimo anno è avvenuto in ambito agricolo, il 27% in ambito urbano e il 7% in ambito naturale (**Figura 1.3**).



**Figura 1.3:** distribuzione del consumo di suolo in Italia (2017-2018) per ambito di uso del suolo (2018). Fonte ISPRA su dati Corine Land Cover e cartografia SNPA

Secondo i dati SNPA oltre il 78% di cambiamenti ricade nella classe di copertura Vegetazione erbacea, circa il 15% nella classe Superfici arboree e il restante 7% tra le classi di copertura Arbusti, Superfici naturali non vegetate ed Acque e zone umide (**Figura 1.4**).



**Figura 1.4:** distribuzione del consumo di suolo (2017-2018) per classe di copertura precedente il cambiamento (fonte: elaborazione ISPRA su dati Copernicus e cartografia SNPA)

Tra le conseguenze di tali dinamiche di consumo del suolo nazionale si registra un aumento delle temperature estive nelle aree urbane rispetto alle aree rurali di 1-2 °C (con picchi anche di 4-5 °C in alcune regioni) e, all'interno delle aree urbane, un aumento fino a 3-4 °C in quelle scarsamente arborate con significativi impatti sul livello microclimatico (Morabito *et al.*, 2018), sui consumi energetici e sulla salute umana. Inoltre, in Italia nel 2018, quasi il 39% del territorio nazionale risulta classificato in zone a elevata e molto elevata frammentazione, con un incremento rispetto al 2012 pari al 2,5%.

Nelle Marche, la regolamentazione sull'uso – e il consumo – di suolo è definita dalla L.R. 22/2011 e ss.mm.ii. che ha come obiettivo la riqualificazione urbana in termini di qualità e la riduzione del consumo di suolo da attuare valorizzando al massimo il patrimonio edilizio esistente. I dati forniti ed elaborati dall'ARPAM aggiornati al 2018 collocano i valori di suolo coperto artificialmente (67.905 ha pari al 7,24% della superficie regionale) sotto la media nazionale (7,64%), ma con un costante leggero incremento nel triennio 2016-2018 (+291 ha rispetto al 2016, +137 rispetto al 2017), confermato in tutte le cinque le provincie.

Il Comune di Pesaro si colloca al 10° posto tra i Comuni rilevati dall'ARPAM, con una superficie di suolo consumato al 2018, pari al 18,85% della propria estensione territoriale.

Il legame tra dinamiche di cambiamento d'uso del suolo e regime del fuoco è dovuto principalmente al vasto fenomeno di abbandono delle aree agricole verificatisi sull'intera scala globale nel corso dell'ultimo secolo (Pongratz *et al.*, 2008; Ellenberg & Strutt, 2009) che determina l'avviamento di successioni ecologiche secondarie.

Sebbene il bacino del Mediterraneo abbia testimonianze di cambiamenti d'uso del suolo e di deforestazione già a partire dal Neolitico (Vallejo *et al.*, 2006; Connor *et al.*, 2019) è solo nel corso dell'ultimo secolo, che si manifesta un progressivo spopolamento delle aree rurali e conseguente abbandono delle terre. In molte aree marginali europee si osserva una parziale inversione di tendenza con un aumento delle superfici boscate e arbustive, con importanti effetti su rischio e regimi d'incendio boschivo (Chergui *et al.*, 2018). Si sono avviate dinamiche di successione secondaria foriere dell'insediamento di diversificate comunità vegetali (San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2012). L'aumento della biomassa e della continuità della copertura forestale durante le varie fasi della successione secondaria, insieme all'incremento dell'aridità dovuta ai cambiamenti climatici (Bedia *et al.*, 2014), hanno aggravato, negli ultimi decenni, il rischio di incendi nel Mediterraneo (Baeza *et al.*, 2006; Santana *et al.*, 2013; Turco *et al.*, 2016).

Sebbene sia noto che gli ecosistemi mediterranei abbiamo nel fuoco un importante alleato per la rinnovazione e la conservazione delle fitocenosi endemiche (Hanes, 1971; Trabaud, 1984), è altrettanto noto che i cambiamenti climatici associati al fenomeno di abbandono culturale in aree agro-pastorali ha determinato una significativa divergenza delle traiettorie evolutive delle comunità transitorie per cui le fasi più mature si discostano da quelle previste (Baeza *et al.*, 2007; Santana *et al.*, 2010).



### 1.3 Relazioni funzionali fra fuoco e vegetazione (*fire ecology*)

Il fuoco è un *driver* ecologico in grado di plasmare numerose comunità e paesaggi vegetali del mondo (es: Bond *et al.*, 2005; Pausas & Keeley 2009), costituendo uno tra i più importanti fattori ecologici capaci di modificare la struttura delle fitocenosi e la distribuzione delle specie (Trabaud *et al.*, 1993). I cambiamenti indotti dal fuoco, nel funzionamento dell'ecosistema e nella composizione delle specie animali e vegetali, si verificano principalmente a causa della perdita di biomassa e delle alterazioni delle proprietà del suolo.

Questi cambiamenti implicano un incremento della radiazione luminosa incidente direttamente sulla superficie del suolo, una mobilitazione delle riserve di carbonio e altri elementi nutritivi dall'ecosistema da cui deriva un effetto di fertilizzazione temporanea dei suoli (Seastedt *et al.*, 1991; Christensen, 1993; Kasischke *et al.*, 1995, Whelan, 1995).

In numerosi ecosistemi il fuoco è un elemento naturale necessario per il sostentamento a lungo termine del sistema stesso; in essi, il fuoco è in grado di trasformare l'ambiente e condizionare l'assetto del paesaggio vegetale, costituito da un mosaico di stadi in fase di rigenerazione e di degradazione (Bond *et al.*, 2005; Keeley & Brennan, 2012; Pausas & Ribeiro, 2017; Pausas & Keeley, 2019). Il bacino del Mediterraneo, il cui clima è notoriamente caratterizzato da una forte siccità estiva, registra il 90% della superficie totale bruciata in Europa (Chuvieco, 2009). Negli ecosistemi mediterranei fuoco svolge un ruolo ecologico almeno fin dal Miocene (Trabaud & Prodon, 1993; Dubar *et al.*, 1995) e la vegetazione si è fortemente adattata al disturbo il quale diventa una forza selettiva fondamentale in grado di aumentare la diversità delle specie (Cowling *et al.*, 1996) o di fungere da filtro in grado di favorire il dominio di alcune specie su altre (Lloret *et al.*, 1999).

La vegetazione di tipo mediterraneo è dunque uno dei biomi meglio adattati al disturbo del fuoco; in questi ambienti gli incendi periodici hanno una influenza diretta sulle successioni ecologiche e sulla struttura delle comunità vegetali (Retana *et al.*, 2002; Bond *et al.*, 2005; Baeza *et al.*, 2007, Keeley *et al.*, 2012; Pausas & Fernández-Muñoz, 2012) generando, fin dalla preistoria, servizi ecosistemici utili per la conservazione della biodiversità e per le civiltà umane (Burton 2011; Pausas & Fernández-Muñoz, 2012; Gowlett 2016; Pausas & Keeley, 2019). La conoscenza delle caratteristiche e della stagionalità degli incendi, o *fire regime* (Krebs *et al.*, 2010) in ambiente mediterraneo diventa quindi fondamentale poiché consente di osservare e di comprendere le dinamiche del cambiamento del regime storico, il quale può avere significative ripercussioni sulla stabilità degli ecosistemi. E' oramai evidente come nel corso della storia il regime degli incendi abbia subito un'alterazione per effetto del cambiamento climatico, del cambiamento d'uso del

suolo e delle attività umane (Marlon *et al.*, 2008; Pausas & Keeley, 2009; Pausas & Fernández-Muñoz, 2012; San Miguel-Ayanz *et al.*, 2013; Hernandez *et al.*, 2015; Benali *et al.*, 2017; Bowman *et al.*, 2017; San Miguel-Ayanz *et al.*, 2018; Malandra, 2020). La pressione antropica ha provocato un livello di alterazione alla stagione degli incendi tale da risultare più incisiva rispetto al fattore climatico (Benali *et al.*, 2017; Syphard *et al.*, 2017), modificando la potenzialità d'innesco (Hernandez *et al.*, 2015, Parisien *et al.*, 2016), i tipi e struttura dei combustibili a seguito delle attività di abbandono delle coltivazioni e dei rimboschimenti (Moreira *et al.*, 2011; Andela *et al.*, 2017) e le dinamiche di diffusione del fuoco mediante gli interventi di spegnimento (Brotons *et al.*, 2013; Moreira *et al.*, 2020).

L'effetto dell'alterazione del regime d'incendio determina una risposta differente degli ecosistemi, in modo particolare in quelli strettamente correlati al disturbo del fuoco, come quelli mediterranei. Alcuni studi dimostrano come la resilienza degli ecosistemi può diminuire significativamente con l'aumentare della frequenza degli incendi (Díaz-Delgado *et al.*, 2002). Ricadute importanti si possono avere anche sulla distribuzione di biomassa fuori terra, sulla tipologia e assetto della copertura vegetale (Trabaud, 1991; Haidinger & Keeley, 1993; Díaz-Delgado *et al.*, 2002). L'alterazione della copertura vegetale a seguito della modificazione del *fire regime* viene esacerbata anche dall'avviamento di processi di successione ecologica secondaria dovuti al progressivo abbandono dei campi coltivati dove l'insediamento degli arbusteti determina un incremento del rischio di innesco e diffusione del fuoco (Blondel & Aronson 2000; Bonet & Pausas, 2007; Baeza *et al.*, 2011; Pausas & Fernández-Muñoz, 2012; Malandra, 2020).

La rimozione della vegetazione su vaste superfici a seguito del passaggio del fuoco può avere ricadute anche dal punto di vista della stabilità idro-geo-pedologica, con un aumento dei processi erosivi nelle aree bruciate e conseguente innesco di fenomeni di degradazione del suolo (Benavides-Solorio & MacDonald, 2005, Neary *et al.*, 2012, Prosser & Williams, 1998, Wittenberg & Inbar, 2009; Wagenbrenner & Robichaud, 2014).

Fenomeno che si è avviato anche nell'area del Monte San Bartolo (es. estate 2017), soprattutto nelle aree acclivi della falesia, laddove l'assenza temporanea della copertura vegetale per effetto del passaggio del fuoco, unitamente a discreti fenomeni piovosi stagionali, hanno accentuato o innescato fenomeni di dissesto idrogeologico del versante orientale, con rischio di stabilità per i centri abitati di Fiorenzuola di Focara e Casteldimezzo.

L'erosione del suolo sui terreni percorsi dal fuoco può manifestarsi con livelli significativi principalmente nei primi 2-3 anni dopo l'incendio evidenziando una stretta correlazione tra stabilità dei suoli, velocità di ricolonizzazione da parte della vegetazione e

condizioni climatiche presenti (Bautista, 1999; Llovet, 2005; Robichaud, 2005; Cerdà & Doerr, 2005; Lasanta & Cerdà, 2005; Mataix-Solera *et al.*, 2011; Shakesby, 2011; Tessler *et al.*, 2016).

Il fuoco rappresenta dunque un elemento favorevole alla rinnovazione dei biomi e alla conservazione della biodiversità solo finché si mantiene un carattere di naturalità, mentre, si manifesta con un “carattere distruttivo” quanto alterato da fattori antropogenici diretti e indiretti (Pausas e Keeley, 2019).

Per tale motivo, nonostante gli ecosistemi di tipo mediterraneo siano altamente adattati al fuoco grazie alla capacità di rigenerazione delle specie vegetali (Hanes, 1971; Trabaud & Lepar, 1980; Pausas, 1999), l’alterazione del regime storico degli incendi determina un indebolimento del potenziale di recupero delle stesse fitocenosi. Comunità vegetali dominate da specie disseminatrici obbligate (*seeders*), necessitano infatti di un periodo di tempo sufficientemente lungo da permettere la produzione di semi in grado di germinare dopo il passaggio del successivo fuoco (Zedler, Gautier & McMaster, 1983; Keeley, 1986; Vallejo & Alloza, 1998). Laddove la frequenza degli incendi aumenta e l’intervallo tra un disturbo e l’altro si accorcia, le specie vegetali disseminatrici obbligate non hanno più modo di completare il ciclo di produzione di semi, determinando una riduzione della riserva di propaguli nel suolo. Inoltre, l’aumento della frequenza degli incendi rispetto allo storico regime provocano la distruzione delle gemme dormienti indispensabili alle specie vegetali con prevalente rigenerazione vegetativa (*resprouter*) (Riba, 1997; Canadell & López-Soria, 1998, Enright *et al.*, 2011) o determinando l’esaurimento delle riserve energetiche utili a sostenere la ricostituzione delle porzioni epigee danneggiate (Canadell & López-Soria, 1998). Si determina così una modifica della capacità di resilienza delle fitocenosi mediterranee autoctone (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Eugenio & Lloret, 2004; Haidinger & Keeley, 1993; Lloret & Vilà, 2003) favorendo anche l’ingresso di specie invasive (Vilà *et al.*, 2001). Il risultato può essere un cambiamento sostanziale della composizione della comunità vegetale.

Per questo motivo, lo studio dei processi successionali post-disturbo è utile per comprendere gli effetti potenziali degli incendi e prevedere scenari futuri.

Alcuni studi (Guo, 2001; Capitanio & Carcaillet, 2008) dimostrano come le dinamiche di successione secondaria post-incendio nel bacino del Mediterraneo seguano il modello dell’*initial floristic* di Egler (1954) in cui tutte o la maggior parte delle specie che partecipano alle fasi della successione secondaria sono presenti fin dall’inizio della fase di recupero (Bond & Van Wilgen, 1996). Questa dinamica porta anche ad una rapida

ricostituzione della comunità vegetale iniziale (Trabaud, 1987; Guo, 2001) con una ricchezza specifica più elevata subito dopo l'incendio a cui segue una progressiva riduzione numerica delle specie presenti (Bond & Van Wilgen, 1996).

Ganatsas *et al.* (2004) hanno osservato come la creazione di una nuova comunità vegetale post-incendio inizi piuttosto presto, appena dopo venti giorni dal disturbo, grazie alle specie *resprouter*, principalmente arbustive, che sono in grado di rigenerarsi durante la stagione vegetativa in corso. Nelle fasi iniziali, la ricolonizzazione è quindi spesso controllata da *resprouter*, che poi perdono la dominanza a vantaggio delle disseminatrici obbligate (*seeders*) (Carreira *et al.*, 1992; Bellingham & Sparrow, 2000; Sparrow & Bellingham, 2001). Nelle fasi pionieristiche della successione, le specie dominanti modificano il loro ambiente nel breve o lungo termine, con effetti diretti sulla dinamica della vegetazione (Aerts & Berendse, 1988; Berendse, 1998; Van Der Krift & Berendse, 2001).

I diversi *feedback* della vegetazione nei confronti del fuoco possono quindi favorire anche sostanziali cambiamenti nella composizione floristica, nell'infiammabilità e nelle condizioni ambientali (Ganatsas *et al.*, 2004; Montes *et al.*, 2004; Capitanio & Carcaillet, 2008). Queste risposte sono influenzate anche dai cambiamenti climatici in atto nel bacino del Mediterraneo: aumento dell'aridità, temperature più elevate e siccità più frequenti e intense (IPCC, 2013). In modo particolare, la siccità può influire direttamente sulla composizione floristica, poiché lo stress idrico limita la sopravvivenza e la crescita delle specie più sensibili (Gómez-Aparicio *et al.*, 2008; Prieto *et al.*, 2009; Peñuelas *et al.*, 2018) causando una mortalità più elevata e processi regressivi soprattutto durante la fase di ricolonizzazione post-disturbo (Oliva *et al.*, 2014; Pratt *et al.*, 2014; Pausas *et al.*, 2016).

La combinazione di questi effetti diretti e indiretti può avere un impatto significativo sulla composizione delle specie e sulle funzioni degli ecosistemi nelle aree percorse da incendio (Pratt *et al.*, 2014; Enright *et al.*, 2015) incrementando la sensibilità degli ecosistemi a successivi incendi (Tepley *et al.*, 2018).

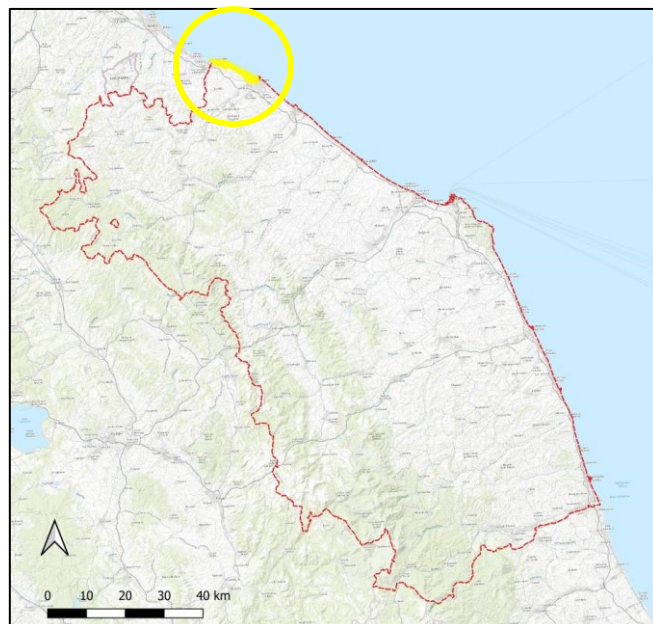
## Capitolo 2: AREA DI STUDIO

### 2.1 Localizzazione e limiti amministrativi

L'area di studio ha un'estensione di circa 2091 ettari e corrisponde al rilievo del Monte San Bartolo, ubicato interamente in Regione Marche, Provincia di Pesaro e Urbino. Il rilievo si affaccia sul mare Adriatico con una falesia costiera che raggiunge i 221 m s.l.m. di altitudine massima, allungandosi dal porto di Pesaro fino a Gabicce Mare (**Figura 2.1**).

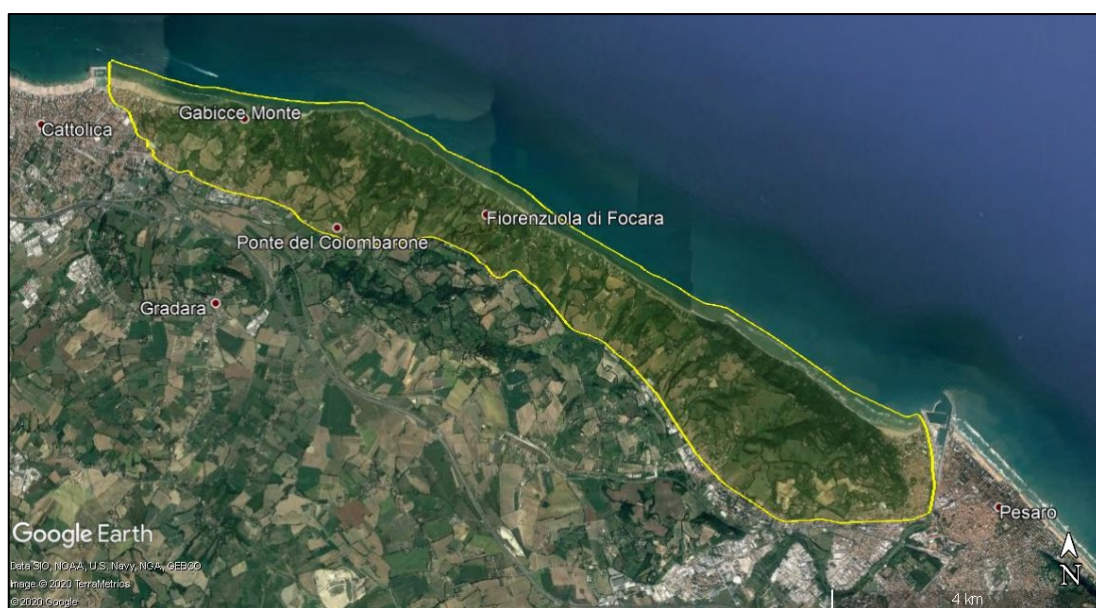
Il Monte San Bartolo è delimitato a Sud dal fiume Foglia, a Nord dal torrente Tavollo, ad Ovest dalla Strada Statale Adriatica ed a Est dal mare Adriatico; fa parte della dorsale più esterna della catena appenninica e costituisce il primo promontorio scendendo dal Nord dell'Italia.

Tutto il territorio è caratterizzato da una linea di crinale che da Gabicce Monte, in Comune di Gabicce Mare, scende fino alla città di Pesaro (quartiere Soria) e sulla quale si sviluppano gli insediamenti di Santa Marina Alta, Fiorenzuola di Focara, Casteldimezzo e Gabicce Monte.



*Figura 2.1: localizzazione geografica dell'area di studio rispetto ai confini della Regione Marche*

Per la definizione del perimetro dell'area di studio sono stati utilizzati i confini sia naturali che artificiali facilmente individuabili a livello cartografico e geomorfologico. La scelta è stata ponderata in base a tre principali criteri: i) definire un intorno che fosse facilmente identificabile in ogni tipo di visualizzazione cartografica impiegata nel corso dello studio; ii) comprendere l'intero complesso geomorfologico del promontorio così da avere una visione globale del contesto ambientale senza limitazioni dovute a confini amministrativi; iii) evitare errori di elaborazione dei dati cartografici informatizzati dovuti a eventuali proiezioni che determinavano, ad esempio, un errore significativo nel perimetro dell'Area Protetta del Monte San Bartolo rispetto alla verità a terra.



**Figura 2.2: estensione dell'area di studio del Monte San Bartolo (PU)**

L'area di studio, quindi, comprende interamente l'ambito amministrativo del Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo, che occupa una superficie di circa 1600 ha, pari al 76,4% della superficie territoriale oggetto dell'indagine (**Figura 2.2**). L'Area Protetta è stata istituita con L.R. 15/1994 ed è divenuta pienamente operativa nel maggio del 1997 (**Figura 2.3**).





**Figura 2.3:** *perimetro dell'area di studio (linea gialla) e superficie del Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo (area in verde)*

L'ambiente è caratterizzato da diversificate valenze naturalistiche, sia di carattere vegetazionale (es. evoluzione naturale in falesia), sia faunistico, trattandosi di un sito di notevole importanza per la migrazione dell'avifauna.

La falesia costiera è caratterizzata da un'altitudine variabile con acclività che in alcuni tratti assume un andamento sub-verticale per effetto dei processi erosivi che determinano l'arretramento costante del ciglio. Al piede della falesia si rinviene una sottile fascia di litorale ghiaioso che si allarga leggermente in corrispondenza delle dighe foranee costruite in corrispondenza di alcune piccole baie. In particolare, quella realizzata presso l'abitato di Fiorenzuola di Focara, ha determinato la formazione di un piccolo lembo di spiaggia sabbiosa di maggiore ampiezza che si estende per circa 600 m di lunghezza (Biondi *et al.*, 2006).

La porzione interna (versanti S-O) del San Bartolo che dal crinale scende verso la Strada Statale Adriatica, è invece caratterizzata da un territorio a vocazione prevalentemente agraria. Gli appezzamenti non sono troppo ampi ed ospitano i seminativi (cereali autunno-vernini) che si alternano a colture foraggere (erba medica) e a vigneti e oliveti. Tali campi sono delimitati da siepi alberate e arbustate che arricchiscono il paesaggio rurale.

Le ville storiche e i borghi di Fiorenzuola di Focara, Casteldimezzo e Gabicce Monte avvalorano ancor più il contesto paesaggistico di questo limitato ma significativo frammento del mosaico territoriale marchigiano.

## 2.2 Vincoli e norme di tutela paesaggistica e ambientale

Per le suddette valenze naturalistiche e paesaggistiche l'area del San Bartolo è caratterizzata da numerosi strumenti di tutela e protezione ambientale di livello comunitario, nazionale e regionale, che a partire dal 1974, si sono sostituiti e/o integrati in un articolato sistema di norme da seguire nei processi di pianificazione e gestione territoriale. Di seguito vengono riportati quelli ritenuti più salienti per quanto riguarda la loro influenza sulle dinamiche di evoluzione del paesaggio:

- L.R. n. 52 del 30 dicembre 1974 "*Provvedimenti per la tutela degli ambienti naturali*" con istituzione di Aree Floristiche;
- L. n. 431 del 8 agosto 1985 "*Legge Galasso*" recante disposizioni urgenti per la tutela delle zone di particolare interesse ambientale;
- D.A.C.R. n. 197 del 3 settembre 1989 per approvazione del *Piano Paesaggistico Ambientale Regionale (PPAR)*;
- L. n. 394 del 6 dicembre 1991 "*Legge Quadro sulle Aree Protette*";
- Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche;
- D.G.R. n. 1709 del 30 giugno 1997 "*Conclusione del progetto Bioitaly - indicazione dei siti potenzialmente in grado di essere riconosciuti di importanza comunitaria (SIC)*";
- D.G.R. n. 809 del 18.03.1996 - L.R. 15/94 art. 36 comma 3 - Costituzione dell'ente parco Monte San Bartolo;
- D.P.R. n. 357 del 8 settembre 1997 e s.m.i "*Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche*";
- DGR n. 1701 del 01/08/2000 "*Direttive 79/409/CEE e 92/43/CEE - individuazione delle Zone di Protezione Speciale (ZPS) e definizione degli adempimenti procedurali in ordine alla valutazione di incidenza di cui all' art. 5 del DPR 357/97*";
- D.L. n. 42 del 22 gennaio 2004 *Codice dei beni culturali e del paesaggio*

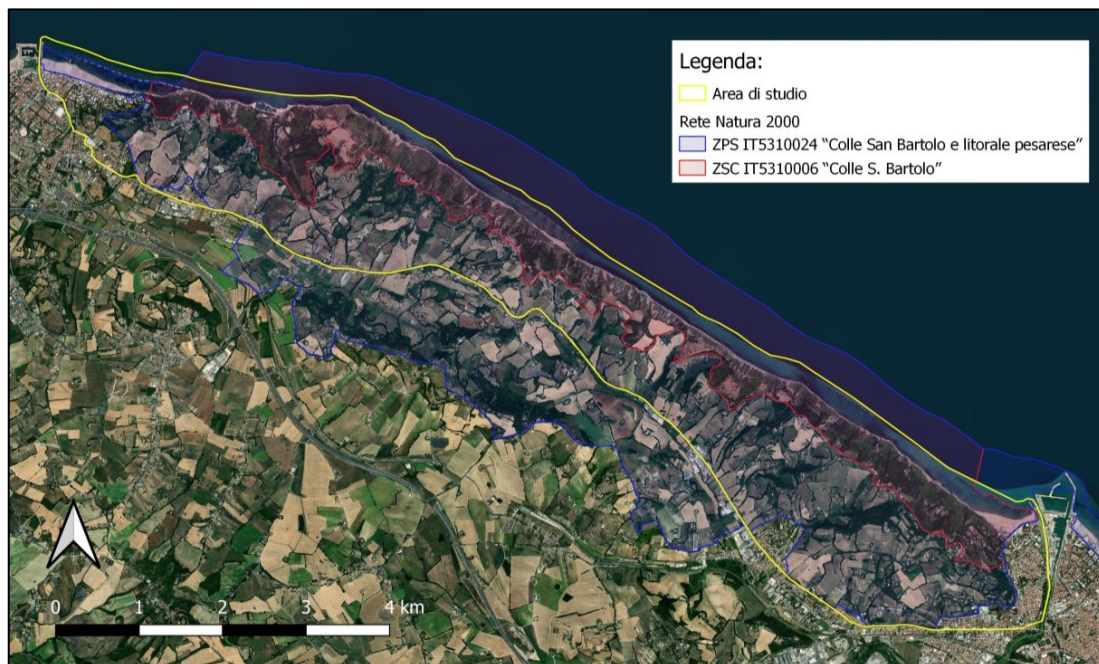


- Deliberazione Amministrativa dell'Assemblea legislativa delle Marche n. 152 del 2 febbraio 2010 in cui è stato approvato il Piano del Parco Naturale del Monte San Bartolo;
- D.G.R. n. 661 del 27/06/2016 “*Approvazione delle Misure di conservazione del Sito di Importanza Comunitaria IT5310006 Colle San Bartolo, adottate dall'Ente Parco de l Monte San Bartolo e dalla Provincia di Pesaro e Urbino in qualità di enti di gestione*”.

Queste norme hanno influenzato nel corso dei decenni l’assetto del paesaggio sottraendolo ad esempio ad un’urbanizzazione più spinta, ma incentivando il recupero della viticoltura a discapito dei sistemi colturali complessi.

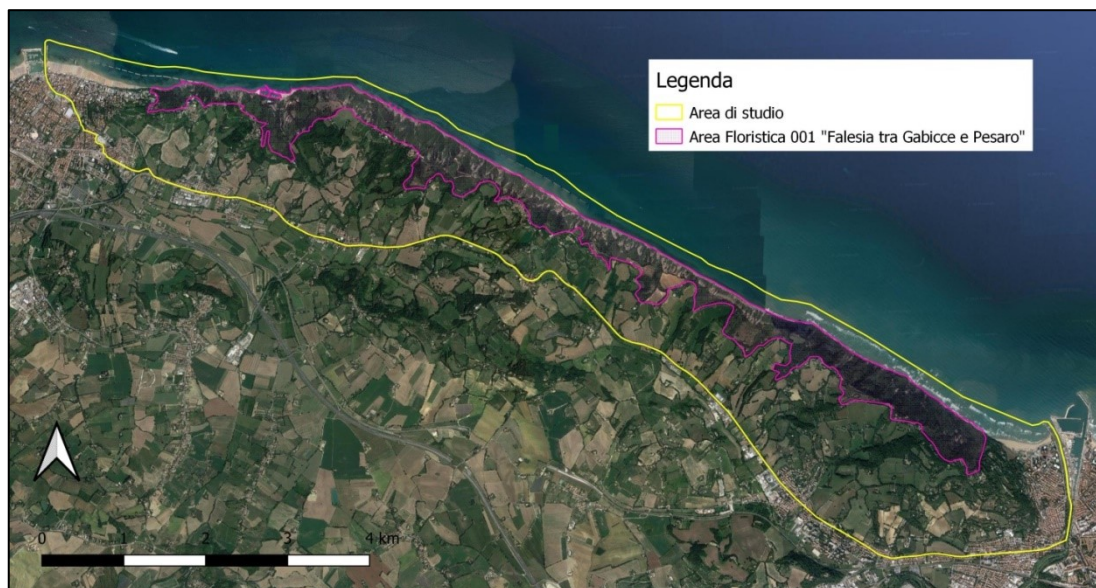
L’istituzione dell’Area Protetta Regionale nel 1996 ha rappresentato forse la tappa più saliente per una politica di tutela paesaggistico-ambientale più organica e razionale dell’intera area non sempre in sinergia con la forte valenza turistico-ricreativa dell’intero comprensorio alimentata dai centri balneari di Pesaro e della riviera romagnola.

All’interno dell’area di studio sono parzialmente compresi anche la ZSC IT5310006 “Colle S. Bartolo”, istituita ai sensi della Dir. 92/43/CEE e la ZPS IT5310024 “Colle San Bartolo e litorale pesarese” istituita ai sensi della Dir. 147/2009/CE, con una superficie rispettivamente di 730,36 ha (c.a. 35%) e 1891,60 ha (c.a. 90%) (**Figura 2.4**).



**Figura 2.4:** perimetro dell’area di studio(in giallo ) e dei siti della Rete Natura 2000 nel Monte San Bartolo

L'area di analisi comprende anche due aree di tutela botanico-vegetazionale: l'area floristica 001 "Falesia tra Gabicce e Pesaro" istituita ai sensi della L.R. 52/1974 (**Figura 2.5**), e l'area di eccezionale valore botanico-vegetazionale (Area "BA") denominata "Colle San Bartolo" individuata dal Piano Paesistico Ambientale Regionale (PPAR).



*Figura 2.5: perimetro dell'area di studio (linea in giallo) e dell'area floristica 001 "Falesia tra Gabicce e Pesaro" (in viola)*

### 2.3 Caratteri morfo-geo-litologici dell'area

Il Colle San Bartolo rappresenta la più estesa tra le fasce collinari costiere che si innalzano tra la foce del Fiume Conca e quella del Fiume Foglia. La linea di crinale segue un andamento sub-parallelo al litorale e lungo di essa si trovano le cime più alte del promontorio che raggiungono quote variabili dai 167 m s.l.m. ai 221 m s.l.m.

La linea di crinale suddivide il territorio in due macro-aree ben distinte: quella orientale, più ripida e scoscesa, in cui si verificano frequenti processi erosivi attivati dallo scalzamento del piede della falesia; e quella occidentale, dall'aspetto tipicamente collinare, che si stende placidamente verso la valle del Foglia e del Tavollo (Gori & Luzi, 1978).

Osservando il promontorio da S-E a N-O è possibile riconoscere 4 unità di paesaggio distinte per omogeneità di caratteristiche geomorfologiche:

1. Salendo dal fondovalle del Fiume Foglia sino alle frazioni di Santa Marina Alta (162 m s.l.m.) e Cattabrighe (30 m s.l.m.) (**Figura 2.6**) la linea di crinale è più arretrata rispetto alla linea di costa e ciò determina una minore acclività del versante orientale, che degrada verso il mare con una pendenza tale da consentire, in passato, l'edificazione di casolari sparsi e la coltivazione di estese superfici, poi abbandonate e sostituite da arbusteti e boschi di neoformazione.



**Figura 2.6:** *versante orientale del Colle San Bartolo visto da Baia Flaminia, Pesaro* (fonte: [www.baiaflaminia.it](http://www.baiaflaminia.it))

2. Nella porzione compresa tra Santa Marina Alta e Casteldimezzo (lungo il crinale) e tra Cattabrighe e Colombarone (nel fondovalle interno) (**Figura 2.7** e **Figura 2.8**) la linea di crinale si avvicina alla costa tanto che il versante orientale assume l'aspetto di una vera e propria falesia a picco sul mare. In questa porzione di territorio l'acclività della fascia costiera diviene massima con una notevole presenza di fenomeni di erosione marina, mentre la parte interna è strutturata in una serie di valli minori che dal fondovalle si spingono verso il crinale; l'utilizzo agricolo di questi terreni è pressoché totale.





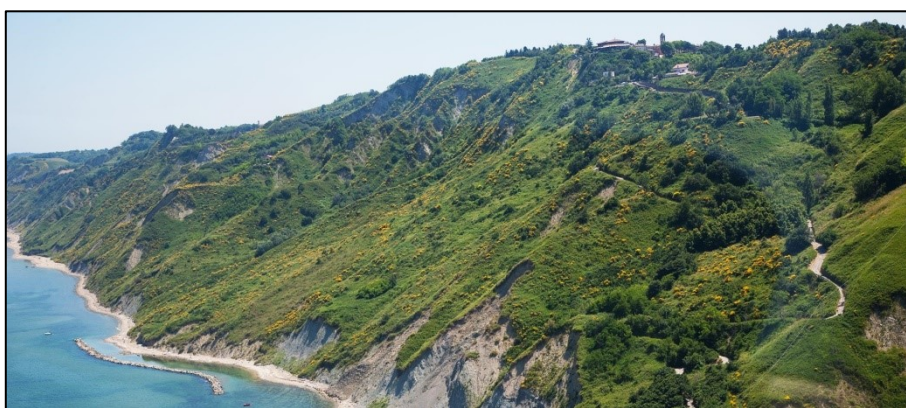
*Figura 2.7: falesia del versante orientale del Monte Castellaro. (fonte: [www.tripadvisor.it](http://www.tripadvisor.it))*



*Figura 2.8: falesia tra Fiorenzuola di Focara e Casteldimezzo.*

3. Tra Casteldimezzo e Gabicce Monte (*Figura 2.10*), l'assetto geomorfologico cambia nuovamente, In questa porzione di territorio si innalzano gli ultimi due colli a nord del San Bartolo, quello della Montagnola (175 m s.l.m.) e quello cui è

accostato l'abitato di Gabicce Monte (145 m s.l.m. m s.l.m.), caratterizzati da versanti con notevole acclività verso il mare. Tra questi due rilievi è presente l'insenatura della Vallugola che incide il rilievo in tutto il suo spessore ponendo fine alla continuità del sistema collinare ed isolando fra essa ed il torrente Tavollo un ultimo colle su cui sorge Gabicce Monte. In questo contesto la valle apre un collegamento diretto fra costa e territorio interno; nonostante il limitato dislivello dei versanti la struttura agricola risulta più povera e meno sviluppata, per la particolare esposizione ai venti del nord, è infatti rilevabile una minor presenza di case sparse ed un più alto tasso di abbandono dei poderi.



*Figura 2.9: falesia ai piedi di Casteldimezzo (fonte immagine: [www.hotellosanna.info](http://www.hotellosanna.info))*



*Figura 2.10: versante settentrionale della Montagnola inciso dal Rio Vallugola (fonte immagine: [www.marchetravelling.com](http://www.marchetravelling.com))*

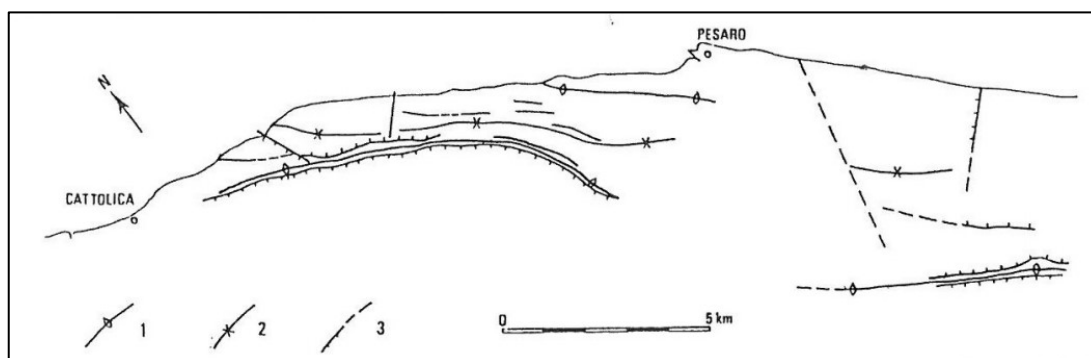
4. Tra Gabicce Monte e Gabicce Mare (**Figura 2.11**), il versante orientale riduce la sua pendenza, tanto da consentire lo sviluppo di estese aree urbanizzate che si fondono con il centro urbano di Gabicce Mare.



**Figura 2.11:** pendici settentrionali del Colle San Bartolo tra Gabicce Monte e Gabicce Mare (fonte: [it.wikipedia.org](http://it.wikipedia.org))

Dal punto di vista idrologico, il Colle San Bartolo presenta brevi corsi d'acqua ad evidente carattere torrentizio che drenano il versante orientale tagliano la scarpata con una morfologia a pettine. Inoltre sempre lungo la costa si vengono a formare delle insenature o piccole valli (es: Baia della Vallugola, Valle dei Pelati) che si sviluppano trasversalmente all'andamento della fascia collinare.

Per quanto riguarda l'aspetto tettonico- strutturale, il complesso del San Bartolo fa parte a tutti gli effetti del caratteristico paesaggio a pieghe dell'Appennino settentrionale che si presenta con dorsali e depressioni relativamente strette e allungate, più o meno parallele tra loro con andamento generalmente NO-SE (**Figura 2.12**).

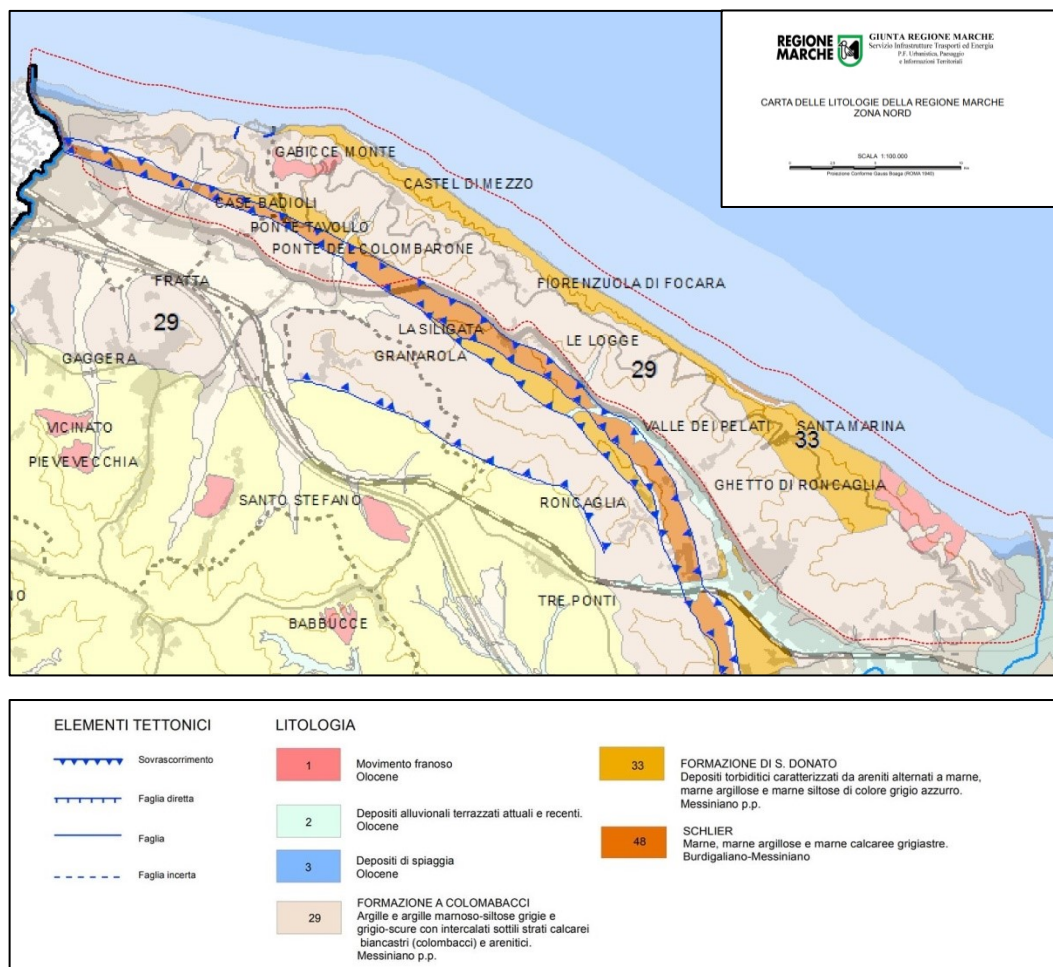


**Figura 2.12:** arco delle pieghe marchigiane. 1. Anticlinali; 2. Sinclinali; 3. Faglie (i trattini indicano la parte ribassata) (da Elmi e Nesci in Bondesan et al., 1988)

*"Strutturalmente la dorsale di Monte San Bartolo è costituita da una coppia sinclinale-anticlinale delimitata a NE da un Thrust frontale, ubicato a mare, e da un complesso sistema di retroscorrimenti a SW"* (Nesci, 2003). La prima anticlinale ricade nel territorio di Pesaro e si presenta profondamente modellata dall'incessante erosione marina che scalza il piede del versante a mare e produce successivi franamenti lungo lo stesso (Nesci, 2003) mettendo alla luce i substrati più antichi (e dunque profondi). *"Nel territorio di Gabicce, l'erosione costiera produce la stessa morfostruttura macroscopica (la falesia) del pesarese ma la tettonica è molto più complessa in quanto in tale tratto (e specificatamente tra Rio Vallugola e Gabicce Monte) la coppia anticlinale-sinclinale è disturbata da faglie e fratture parallele e ortogonali agli assi compressivi"* (Nesci, 2003) che rappresentano un ulteriore fattore di instabilità dell'area. *"Le faglie agiscono da fattore tettonico passivo guidando l'erosione selettiva e l'infiltrazione delle acque sotterranee. Le grandi scarpate che si osservano su tutto il rilievo sono il risultato di erosione selettiva ad opera delle acque dilavanti e incanalate, favorita dall'alto grado di fratturazione degli affioramenti."* (Nesci & Veneri, 2001).

Dal punto di visto litologico le formazioni più antiche che si ritrovano sul colle San Bartolo sono rappresentate da quella dello Schlier e da quella gessoso- solfifera. I sovrastanti (e più recenti) affioramenti riguardano terreni arenaceo - pelitici riferibili alla formazione di San Donato, a sua volta sovrastata dalla Formazione a Colombacci (Nesci, 2003) (**Figura 2.13**).





**Figura 2.13: estratto della carta geologica della Regione Marche in scala 1:10.000**

La maggiore fragilità morfo-geologica presente nell'area di studio è data dai fenomeni attivi di geomorfogenesi che interessano il versante orientale del Colle San Bartolo in cui si verificano frane per lo più complesse che fanno arretrare la linea di cresta.

Le dinamiche di erosione della falesia sono influenzate sia dalla natura litologica delle rocce che lo compongono (in prevalenza si tratta di alternanze di banchi arenacei e livelli argillo-marnosi con un rapporto arenarie-marne in aumento dal basso della serie verso l'alto), sia dall'azione del moto ondoso del mare, il quale ha iniziato a scolpire le colline litoranee al termine dell'ultima glaciazione, circa 6-7000 anni fa (Bonasera, 1985)

Da allora il mare ha cominciato a lambire la costa determinandone lo smantellamento e la formazione della ripa di erosione. Man mano che l'erosione progrediva, dalla falesia si staccavano frane il cui materiale veniva smantellato e trasportato verso Nord dalle correnti lungo costa: nello stesso tempo il pendio assumeva una morfologia sempre più accidentata



dovuta ai movimenti in atto ed arretrava il suo ciglio superiore, in una tendenza evolutiva naturale tendente a smussare ogni asperità della costa.

Alla luce dei dati storici, le prime fasi erosive del San Bartolo iniziarono a manifestarsi principalmente dopo la costruzione dei moli del porto di Pesaro nel 1865. In particolare, dal 1877 in poi la zona più fortemente interessata all'erosione fu quella a nord del porto di Pesaro. L'intenso periodo piovoso del 1895 provocò un forte dilavamento dei versanti, il cui materiale di sedimentazione contribuì in larga misura al ripascimento delle spiagge di levante. Anche le immagini aeree del 1955 hanno evidenziato la presenza di estese barre sabbiose davanti alla costa alta da Pesaro a Cattolica, a documentare l'ingente quantità di sabbia che veniva trasportata lungo costa ed andava ad alimentare le spiagge.

Negli anni seguenti, circa dal 1960 al 1975, tutto il pendio verso mare è stato interessato da estesi corpi di frana accompagnati da colate di fango che raggiungevano la riva. Il piede di queste frane è stato quindi demolito dalle onde che hanno allontanato la componente più fine lasciando sul posto solo quelle grosse formazioni arenacee più cementate e grossolanamente rotondeggianti note come "cogoli". Questi ammassi litologici, unitamente allo scarso ciottolame fluviale portato dalla deriva litorale, hanno formato una stretta spiaggia lungo tutta la linea di costa del San Bartolo, che tuttavia non era in grado di proteggere la base della falesia.

Negli anni 1975-78 è stato prolungato il molo di Pesaro che ha acuito i problemi della costa del San Bartolo, finché nel 1984 sono state costruite scogliere di protezione emerse e sommerse. La situazione di grande precarietà è comunque perdurata su tutto il litorale, salvo alcuni miglioramenti locali che hanno tuttavia generalmente solo spostato il problema erosivo nelle zone limitrofe sotto-flusso.

L'evoluzione dei fenomeni si mostra oggi con erosioni regressive e con il costante arretramento verso monte delle nicchie di frana al ciglio superiore della scarpata. Crepe e fessurazioni iniziali favoriscono inoltre la penetrazione dell'acqua che aumenta il peso delle masse di materiale imbevuto, lo dilata e ne diminuisce la resistenza. I fenomeni di instabilità una volta iniziati procedono poi anche senza erosione costiera fino a che non viene raggiunta una nuova condizione di equilibrio del versante su posizioni più arretrate e pendenze meno acclivi.

Intensi e diffusi fenomeni di dissesto idrogeologico hanno interessato la falesia nella stagione autunno-invernale tra il 2017 e il 2018 a seguito della riduzione drastica della copertura vegetale a causa dell'incendio del 4-5 agosto 2017.

Il rischio maggiore si è manifestato presso l'abitato di Fiorenzuola di Focara (PU) dove la coltre detritica ha formato un grosso accumulo al piede della scarpata destabilizzando l'intero versante e mettendo il serio pericolo alcune delle abitazioni e strade (*Figura 2.14*).



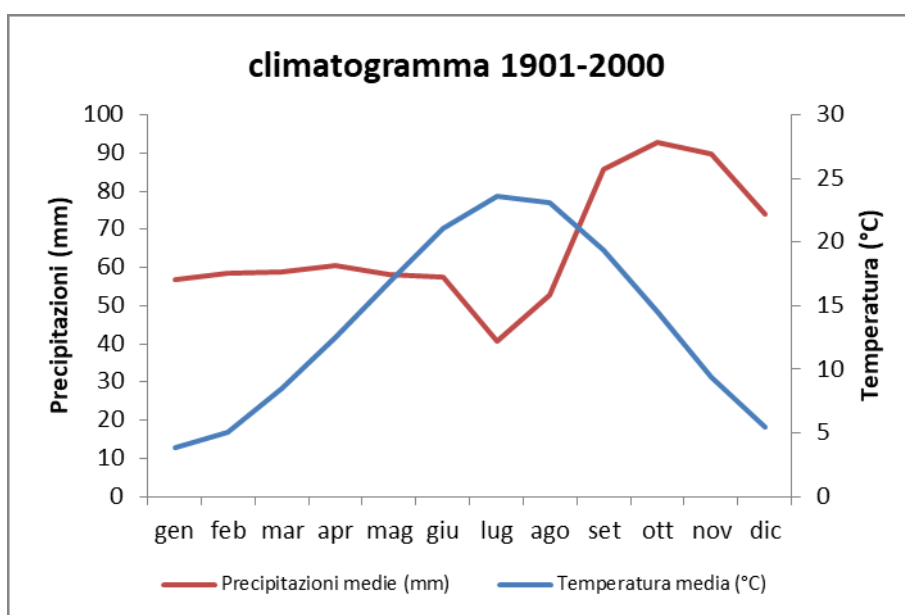
*Figura 2.14: medio e basso versante nell'area di frana post-incendio del Monte San Bartolo in corrispondenza dell'abitato di Fiorenzuola di Focara (foto: A. Allegrucci, dicembre 2019)*

## 2.4 Caratteri macro e microclimatici

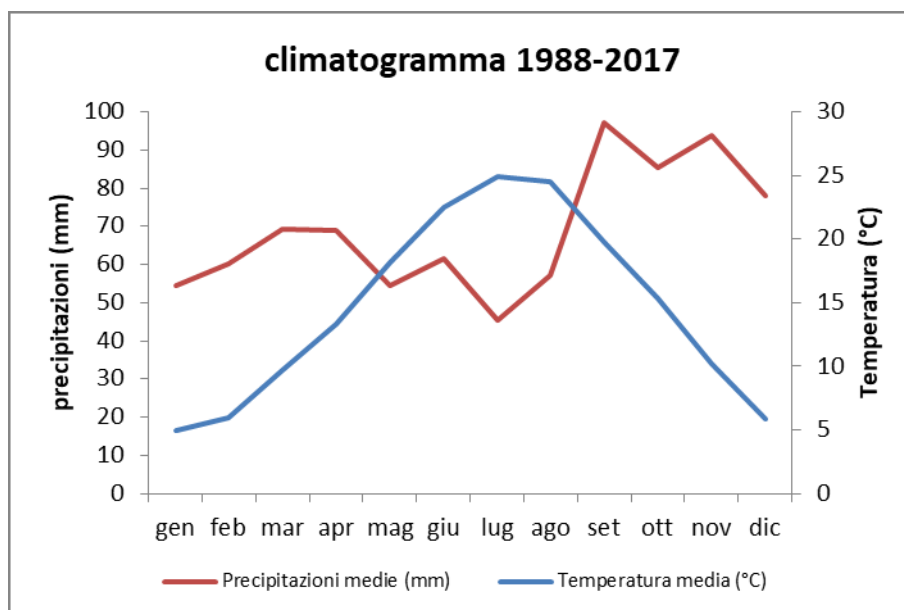
L'area di studio è caratterizzata da un clima che secondo la scala di Köppen è possibile classificare nel tipo temperato sub-continentale umido (Cfa) con inverni generalmente freddi ed estati calde. Le precipitazioni sono in genere distribuite in maniera irregolare durante l'anno con punte massime nei mesi autunnali e valori minimi nel trimestre estivo.

I dati dell'Osservatorio Meteorologico "Valerio" di Pesaro relativi al periodo 1988-2017, indicano che il territorio del Comune di Pesaro è caratterizzato da temperature medie annue di 14,6 °C (13,7 °C nel periodo 1901-2000). Le temperature più basse si registrano in gennaio e febbraio, le più alte in luglio ed agosto; la media annua delle precipitazioni, sempre nel periodo 1988-2017, è di circa 826,2 mm (785 mm nel periodo 1901-2000) e si verificano per il 33% in autunno, il 22% in inverno, il 23% in primavera ed il 22% in estate.

Le precipitazioni sono in genere distribuite in maniera irregolare durante l'anno, con punte massime nei mesi autunnali (settembre-dicembre) e valori minimi nel trimestre estivo, in particolare nel mese di Luglio, con in media 45,5 mm (*Figura 2.15; Figura 2.16*).



*Figura 2.15: temperatura e precipitazioni medie climatiche storiche delle serie 1901-2000. (fonte: Comune di Pesaro - Servizio Sicurezza e Ambiente Osservatorio "Valerio")*



*Figura 2.16: temperatura e precipitazioni medie climatiche storiche delle serie 1988-2017. (fonte: Comune di Pesaro - Servizio Sicurezza e Ambiente Osservatorio "Valerio")*

I venti dominanti sono quelli provenienti dai quadranti occidentali da Sud-Ovest (Libeccio o “Garbino”), che raramente sono di forte intensità ed hanno una durata media settimanale. La Tramontana o “Bora” da Nord/Nord-Est, ha invece frequenza irregolare anche se sistematicamente ricorrente e con notevole intensità e persistenza (in genere di tre giorni); normale, in assenza di perturbazioni, il “giro” quotidiano delle brezze: dalla terra verso il mare di notte (brezza di “terra”), parallela alla costa da NW a SE (Riminese) il mattino, con direzione mare – terra (brezza di “mare”) in pieno giorno, da Est ad Ovest (Sirocco o Grecale) il pomeriggio fino a dopo il tramonto.

Il San Bartolo è soggetto anche a movimenti locali giornalieri che avvengono quando il sole riscalda il terreno e l’aria che si trova in prossimità si riscalda e sale. Le correnti d’aria durante il giorno risalgono le valli mentre verso sera e durante la notte, col raffreddamento le stesse correnti invertono la direzione e ridiscendono. La tendenza circolatoria è dunque quella che fa confluire di notte le masse d’aria verso la costa, soggette al fenomeno di brezza, mentre nel periodo diurno le correnti spingono verso l’interno. Venti e brezze sono fattori climatici che riducono l’umidità atmosferica e contribuendo in maniera notevole al disseccamento della vegetazione (Landi, 2002).

## 2.5 Caratteri del paesaggio vegetale, della vegetazione e della flora

In base alla Carta fitoclimatica della Regione Marche (Biondi e Baldoni, 1997; IPLA, 2001), l'area del Monte San Bartolo ricade nel Macrobioclima temperato, Piano bioclimatico submediterraneo, caratterizzato in prevalenza da querceti caducifogli di roverella e dagli ostrieti rispettivamente dell'ordine *Quercetalia pubescenti-petrae* e *Ostryo-Carpinion orientalis* (IPLA, 2001).

Il territorio in esame presenta associazioni vegetali molto diversificate dovute sia alla presenza di diverse morfostrutture ed unità geolitologiche sia per le modificazioni antropiche avvenute. La carta del Paesaggio Vegetale predisposta per la Rete Ecologica Marchigiana (**Tabella 2.1**) evidenzia che gran parte del territorio dell'area di studio è occupato dalle aree agricole (49%), le cui colture principali sono cerealicole, viticole e olivicole.

La vegetazione naturale comprende formazioni arboree di latifoglie pure o miste, rimboschimenti di conifere, arbusteti, praterie e vegetazione psammofila.

I boschi naturaliformi di latifoglie, occupano solo il 6% della superficie totale dell'area di studio, e sono prevalentemente cenosi di roverella che si sviluppano in piccoli nuclei lungo i versanti dei settori collinari e sulla sommità dei rilievi della falesia, in corrispondenza di consistenti affioramenti arenacei. Latitudine ed esposizione del promontorio favorirebbero anche la presenza di elementi tipici della vegetazione mediterranea, sebbene tutte le formazioni sempreverdi abbiano un'origine prettamente antropica: sono, infatti, localizzate nei parchi storici delle ville o nelle aree sottoposte a rimboschimenti a partire dagli anni '70 del secolo scorso e occupano il 7,2% dell'area di studio. Queste macchie di conifere sono costituite da pino d'Aleppo (*Pinus halepensis*), pino bruzio (*Pinus brutia*), pino domestico (*Pinus pinea*) e il pino nero (*Pinus nigra*). Fra le latifoglie arboree che hanno colonizzato tutto il territorio del San Bartolo vi è l'acacia (*Robinia pseudoacacia*), che è praticamente presente in ogni formazione, e soprattutto lungo le strade (Tanferna *et al.*, 2015).

Gli arbusteti insistono sul 10,9% dell'area di studio. Di questi, circa 170 ha, sono dominati dalla Canna del Reno (*Arundo pliniana* o *Arundo plinii* Turra), che costituisce l'associazione fitosociologia caratterizzante il paesaggio vegetazionale della falesia. Nel PPAR delle Marche (D.G.R. n. 197/89) viene indicato come “*uno degli aspetti che motivano l'area floristica "Falesia tra Gabicce e Pesaro" è la presenza della Canna del Reno (Arundo pliniana), essenza da tutelare sempre a prescindere dall'area in cui si trovi*” a dimostrazione del ruolo che questa specie ha nella definizione dei lineamenti paesaggistici del San Bartolo.

Le praterie sono poco diffuse (3%) e costituite da associazioni vegetali post-colturali che si sviluppano in seguito all'abbandono della coltivazione.

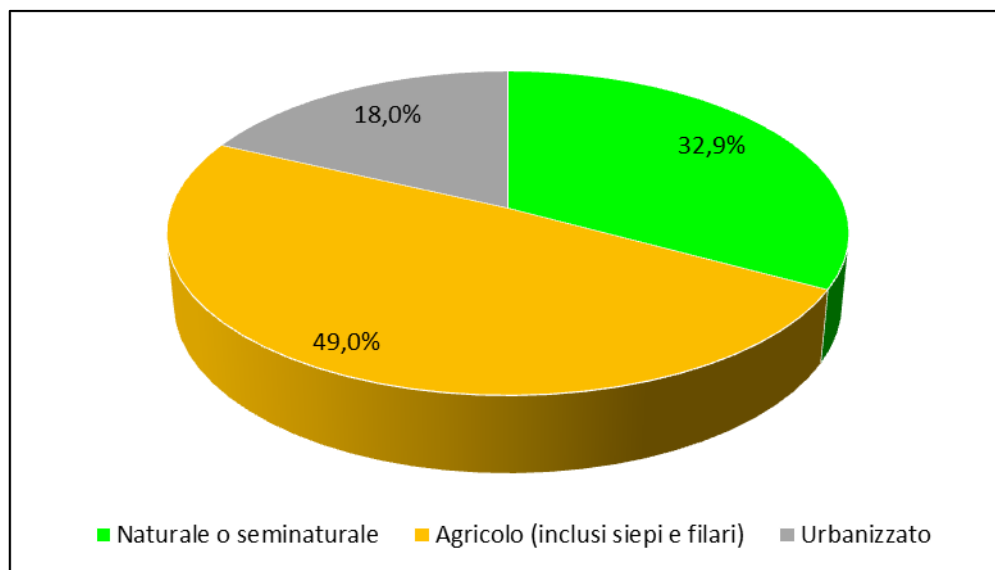
Significativa è l'estensione di siepi (0,7%) e filari (6,1%) che sono distribuiti in tutto il territorio collinare del San Bartolo. Queste formazioni lineari innalzano la qualità percettiva ed ecologica del paesaggio svolgendo un ruolo essenziale nel mantenimento della connettività tra gli habitat e costituendo importanti corridoi ecologici per le specie faunistiche; siepi e filari vengono inoltre tutelati dal PPAR Marche per la valenza storica e culturale che rappresentano, essendo testimonianza di pratiche agrarie che per secoli hanno caratterizzato il paesaggio marchigiano e dunque rappresentanti la qualità diffusa del paesaggio regionale.

La vegetazione psammofila insiste sull'1,7% della superficie dell'area di studio, limitandosi ai pochi lembi di spiaggia sabbiosa presenti lungo la linea di costa

*Tabella 2.1: ripartizione delle classi fisionomiche nell'area di studio (fonte dati: Carta del Paesaggio Vegetale, Rete Ecologica delle Marche, 2013)*

<b>Classe fisionomica</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>Copertura (%)</b>
<i>Alveo fluviale</i>	2,20	0,1
<i>Arbusteto</i>	228,73	10,9
<i>Bosco</i>	125,93	6,0
<i>Coltura agraria</i>	755,93	36,2
<i>Filare</i>	127,18	6,1
<i>Popolamenti algali</i>	205,40	9,8
<i>Prateria</i>	63,73	3,0
<i>Rimboschimento</i>	149,77	7,2
<i>Siepe</i>	14,58	0,7
<i>Specchio d'acqua</i>	52,60	2,5
<i>Urbanizzato</i>	330,23	15,8
<i>Vegetazione psammofila</i>	34,75	1,7
<b>Area Analisi</b>	<b>2091,03</b>	<b>100</b>

Nel complesso, dalla distribuzione delle classi fisionomiche si delinea un paesaggio vegetale a carattere marcatamente agricolo ma arricchito da una significativa percentuale di elementi vegetazionali naturaliformi e intercalato da una minore estensione dei sistemi antropizzati (*Figura 2.17*)



*Figura 2.17: caratterizzazione fisionomica dell'area di studio per macrocategorie (fonte dati: Carta del Paesaggio vegetale, R.E.M., 2013)*

Nel complesso del Monte San Bartolo, Biondi *ed al.* (2006) hanno individuato quattro unità di paesaggio vegetazionale:

- Falesia;
- Paesaggio agrario;
- Vegetazione igrofila;
- Vegetazione delle dune sabbiose

Nel settore di falesia si ritrovano vaste aree occupate dalla vegetazione a canna del Reno (*Arundo plinii*) che si alternano con formazioni più o meno dense e localizzate di ginestra (*Spartium junceum*). (*Figura 2.18 e Figura 2.19*)



*Figura 2.18: arundinetto monospecifico di Arundo plinii in neoformazione nella falesia a valle di Casteldimezzo, loc. Montagnola (foto A. Allegrucci, maggio 2020)*



*Figura 2.19: arbusteto a dominanza di Arundo pliniana con nuclei di Spartium junceum. Piede della falesia a valle di Fiorenzuola di Focara (foto. A. Allegrucci, giugno 2020)*



Sui depositi delle frane recenti, il materiale che si accumula al piede della falesia viene rapidamente colonizzato da una rada vegetazione a sulla (*Hedysarum coronarium*), specie in grado di resistere a terreni argillosi asfittici e compatti e con salinità rilevante. Sulla sommità della falesia e lungo i versanti meno ripidi, si rinvengono aree coltivate spesso alternate a campi abbandonati e attualmente invasi dalla tipica vegetazione di recupero a enula bacicci (*Dittrichia viscosa*) e falasco (*Brachypodium rupestre*).

La vegetazione psammofila si sviluppa lungo il sottile cordone litoraneo, concentrandosi soprattutto alle pendici meridionali del promontorio, nella porzione meno disturbata delle spiagge di Baia Flaminia, nel Comune di Pesaro. La vegetazione delle spiagge presenta una tipica zonazione legata ai successivi microhabitat che costituiscono la spiaggia. Alcune comunità di erbe nitrofile e psammofile si distribuiscono in fasce parallele dalla prima zona, dove si raccoglie la sostanza organica portata dal mare, alla zona di accumulo della sabbia, sino alla massicciata ferroviaria (Biondi *et al.*, 2006). Tra tali comunità intercorrono rapporti catenali, cioè di semplice contatto spaziale in quanto si distribuiscono in funzione delle condizioni ecologiche che costituiscono un gradiente molto stretto in rapporto all'azione del mare e dei venti. La prima comunità che si sviluppa, dopo la zona afitoica della battigia, è costituita da erbe annuali e alo-nitrofile quali *Salsola kali*, *Cakile maritima* e *Xanthium italicum* (Biondi *et al.*, 2006). A contatto con questa, in corrispondenza di microdune embrionale si sviluppa la vegetazione pioniera perenne ad agropiro delle spiagge (*Agropyron junceum*). In alcune aree, dove gli accumuli di sabbia sono più consistenti, internamente alla comunità ad agropiro delle spiagge si sviluppa la vegetazione ad *Ammophila arenaria* (Biondi *et al.*, 2006). Sono inoltre diffusi i popolamenti a *Spartina versicolor* che indicano le frequenti ingressioni marine. La vegetazione è estremamente frammentata a causa del disturbo antropico dovuto alla presenza di infrastrutture (strade, ferrovia, infrastrutture per la balneazione, ecc.) e alla massiccia frequentazione turistica durante la stagione estiva. Si evidenzia inoltre un forte disturbo dovuto al passaggio di mezzi meccanici pesanti che spianano e compattano il primo tratto di spiaggia che pertanto risulta essere completamente privo di vegetazione per un ampio tratto. (Biondi *et al.*, 2006)

In queste unità di paesaggio si concentra gran parte del valore floristico e naturalistico del San Bartolo; dune sabbiose, fasce litoranee indisturbate e falesia rappresentano infatti habitat di estrema rarità per le specie alofite e psammofile che richiedono misure di conservazione specie-specifiche (Biondi *et al.*, 2006, pp. 23-24). In queste unità di paesaggio dunque si rivengono le condizioni ecologiche idonee alla conservazione di specie che risultano estremamente rare nel territorio, a causa dell'estrema fragilità e rarefazione degli ambienti

compatibili con la loro sopravvivenza. La falesia del San Bartolo rappresenta anche il limite di distribuzione dell'areale di alcune specie. Gli studi effettuati negli anni 2004-2006 dall'Università Politecnica delle Marche per l'individuazione delle aree SIC e ZPS sul San Bartolo, hanno permesso di catalogare 39 specie floristiche di particolare interesse conservazionistico, 35 delle quali sono riportate nell'elenco di supporto alla L.R. n. 52 del 1974 (Ballelli *et al.*, 1992), una specie (*Polygala pisaurensis*) è indicata nel Libro Rosso delle Piante d'Italia (Conti *et al.*, 1992) e tredici sono incluse nelle Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia per le Marche (Conti *et al.*, 1997).

Di tutte le specie floristiche rilevate, il numero più considerevole ha quindi una distribuzione legata ai litorali sabbiosi e alle dune ed alla falesia (*Crithmum maritimum* L.), anche se si ritrovano specie di particolare interesse legate a zone di margine, alle fasce boscate, nonché alle praterie ed alle zone umide.

Negli impluvi, sia quelli che fendono i ripidi versanti di falesia, che quelli a minor pendenza che solcano i dolci pendii collinari interni, si concentrano formazioni arboree della serie edafo-igrofila dell'olmo minore (*Symphyto bulbosi-Ulmo minoris* sigmetum), rappresentate da piccoli boschi di olmo (*Ulmus minor*) o nuclei localizzati di pioppo grigio o canescente (*Populus × canescens*), talvolta a contatto con formazioni dense a rovo (*Rubus ulmifolius*).

Sebbene la porzione di falesia preservi le fitocenosi più indisturbate dall'azione dell'uomo, e dove si localizzano il maggior numero di specie floristiche di interesse conservazionistico, l'unità di paesaggio più estesa nell'area di studio, che definisce la fisionomia del Monte San Bartolo, è quella del sistema di colline pelitico-arenacee sublitoranee, ampiamente occupate dai coltivi. In questa unità di paesaggio sono state riconosciute tre serie di vegetazione: la serie climatofila della roverella (*Rosa sempervirentis-Quercus pubescentis* sigmetum), la serie edafo-mesofila del carpino nero (*Asparago acutifolii-Ostrya carpinifoliae* sigmetum) la serie edafo-igrofila dell'olmo minore (*Symphyto bulbosi-Ulmo minoris* sigmetum). È in questa unità di paesaggio che si localizzano le principali formazioni boscate presenti San Bartolo. Tali cenosi forestali sono tuttavia molto frammentate e relegate alle porzioni marginali dei coltivi, a laddove sono maggiori le pendenze. Sono boschi distribuiti a gruppi sul territorio e costituiti da nuclei prevalentemente puri, stratificati e di età variabile a seconda dello strato, le piante di dimensioni maggiori e più vecchie vanno a costituire il piano dominante, mentre il piano dominato è costituito dalla parte bassa delle chiome e dalle piante di età inferiore e sottoposte. Le chiome degli alberi dominanti formano, quindi, più strati, arrivano a lambire

senza soluzione di continuità lo strato arbustivo ed erbaceo del sottobosco, inoltre esercitano una copertura continua sul terreno, la densità è quindi elevata (Tanferna *et al.*, 2015). Si tratta prevalentemente di formazioni basso collinari caratterizzate dalla presenza di roverella (*Quercus pubescens*), orniello (*Fraxinus ornus*), carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), acero campestre (*Acer campestre*), sorbo comune (*Sorbus domestica*), alcuni nuclei sono interessanti per la presenza di cerro (*Quercus cerris*) e di leccio (*Quercus ilex*). Negli impluvi si possono rinvenire il carpino nero e nelle aree più umide il pioppo bianco (*Populus alba*).

Falesia, impluvi e paesaggio agrario sono caratterizzate anche da una abbondante presenza di vegetazione arbustiva a dominanza di ginestra (*S. junceum*) e soprattutto a canna del Reno (*Arundo plinii* o *A. pliniana*), a cui si accompagna occasionalmente anche il ginepro comune (*Juniperus communis*), il rovo (*Rubus ulmifolius*) spesso invadente e il sanguinello (*Cornus sanguinea*). Altri arbusti tipici presenti nella falesia sono: rosa canina (*Rosa canina*), prugnolo (*Prunus spinosa*), biancospino (*Crataegus monogyna*) e caprifoglio etrusco (*Lonicera etrusca*) (Tanferna *et al.*, 2015). Questa vegetazione è tipica delle fasce ecotonali o di terreni in successione ecologica secondaria e rappresenta un “serbatoio” di biodiversità importante in quanto all’interno di tali formazioni si ritrovano un alto numero di specie che appartengono a più tessere del mosaico paesaggistico limitrofo e le specie proprie della fascia di transizione stessa che necessitano di misure specifiche di conservazione e dunque di gestione. La vulnerabilità delle formazioni erbacee (soprattutto Orchidacee) legate all’abbandono dell’agricoltura da parte dell’uomo, risiede nella breve durata della fase di colonizzazione di ex coltivi da parte di queste specie a causa del dinamismo naturale che porta alla loro trasformazione in fitocenosi più mature (in genere arbusteti di *Spartium junceum*). Con la perdita di tale importante popolamento floristico si assiste inoltre alla rarefazione di numerose specie della fauna anch’esse legate a tali formazioni (Biondi *et al.*, 2006).

## 2.6 Cenni storici

L'ubicazione del Colle San Bartolo tra Pesaro e Gabicce Mare e la sua configurazione morfologica inducono ad ipotizzare possibili insediamenti umani preistorici e protostorici, quando la pianura del Po era unita alle coste dell'Istria e della Dalmazia (Cecini, 2000). Le prime testimonianze archeologiche della zona risalgono al periodo neolitico o età del rame e rappresentano i ritrovamenti più antichi di tutto il territorio pesarese. La diffusione della civiltà greca è documentata da diversi resti e frammenti di vasi recuperati nei pressi dell'abitato di S. Marina; studi di Lorenzo Braccesi riportati nel testo *Grecità Adriatica* (Bologna, 1971 e 1977) ipotizzano *navigazione di cabotaggio dalla costa italica meridionale traversata in mare aperto dell'Adriatico lungo la direttrice ideale Iader - Ancona, navigazione di cabotaggio della costa italica settentrionale fino al delta padano e al territorio veneto... in questo contesto rientra la fondazione del porto di S. Marina, recentemente individuato nella struttura morfologica da Mario Luni.*

In epoca romana si consolida l'importante raccordo tra le colonie di *Pisaurum* (Pesaro) e *Ariminum* (Rimini) grazie alla selciatura della Via Flaminia, già utilizzata, prima della romanizzazione dell'*Ager Gallicus*, dalle popolazioni dei Galli Senoni insediati nell'area a partire dal IV sec. a.C. e che oggi coincide parzialmente con il nuovo tracciato della SS16 (confine meridionale dell'area di studio). Il paesaggio aveva probabilmente già una matrice prevalentemente agricola, ben organizzata secondo il sistema della *lex agraria*. Le basse vallate dei fiumi Foglia e Conca, attraverso i loro depositi alluvionali, offrivano terreni fertili per le colture cerealicole: nei settori più umidi e con falda più superficiale (es: nel Piano Antico di Colombarone) si coltivavano i grani "nudi" per la panificazione, mentre i versanti collinari erano destinati alla produzione del farro, cereale meno esigente e più adattabile a suoli a minor fertilità. I surplus della produzione cerealicola venivano conservati nei "granai a fossa" ricavati nel substrato arenaceo: il luogo maggiormente utilizzato per questo stoccaggio era quello di Granarola, da cui deriva l'attuale toponimo.

Oltre alla vocazione cerealicola, già in età romana erano attive colture specializzate di olivo e vite (Garandini, 1988; Ricotti, 1987). Questi prodotti venivano esportati dallo scalo di Fiorenzuola di Focara o scambiati presso le *villae* dislocate tra le frazioni di Case Badioli e Colombarone (Sacco, 2017).

È possibile dunque ritenere che nei secoli centrali dell'Impero Romano il paesaggio del San Bartolo e dei rilievi limitrofi (Granarola, Monte Merro, Gradara, Monte Corbino) fosse caratterizzato da cerealicoltura nel fondovalle e nei bassi versanti, e dalla viticoltura e olivicoltura nei versanti collinari medio-alti. Non dovevano mancare fichi, peri e meli mentre

l'allevamento rappresentava una gestione marginale. I bovini venivano utilizzati per supportare le lavorazioni agricole (es: aratura); erano dunque ovini, caprini e suini gli animali destinati alla produzione di carne. I suini venivano lasciati pascere allo stato brado all'interno dei possedimenti terrieri delle *villae* e delle fattorie, nutrendoli prevalentemente grazie alla produzione di ghiande (Sacco, 2017). Ciò fa desumere la presenza di boschetti di querce in prossimità dei principali centri di produzione agricola.

Il paesaggio doveva dunque presentarsi fertile, regimato, ben organizzato, forte di fondovalle ben drenati affiancati a versanti collinari dedicati a colture arboree mediterranee, con una buona produttività, tanto da permettere la conservazione di scorte e l'esportazione lungo le principali direttrici terrestri e marittime.

Il panorama del San Bartolo in pieno periodo imperiale romano era probabilmente vivace, con mercati fiorenti, un territorio ben gestito e floride comunità, diffuse tra *villae* e fattorie dislocate lungo la Via Flaminia, nel fondovalle salubre e organizzato.

A partire dal III sec. d.C. anche l'*Ager Pisauensis* e il sistema insediativo del San Bartolo e delle cosiddette Terre di Focara vengono interessati dalla nota crisi politica ed economica che investì l'Impero Romano. Il nuovo assetto territoriale che consegue alla scissione tra Oriente e Occidente vede Ravenna come nuova capitale per tutto il territorio da Pesaro a settentrione, con la Via Flaminia che dunque mantiene ancora un ruolo importante per il collegamento tra Ravenna, Rimini e Roma. Gli insediamenti dislocati nel complesso territoriale del San Bartolo entrano quindi nella Pentapoli con un Governatore di stanza a Rimini. Dopo le guerre greco-gotiche, gli insediamenti si riorganizzarono in maniera differente rispetto al periodo imperiale, influenzato anche dalla modificazione dell'assetto idrografico dei fondovalle, in modo particolare quello del Piano Antico. Dopo un primo periodo di sofferenza delle fattorie tra il III e i IV sec. d.C. ne segue il completo abbandono fra IV e VI sec. d.C., sia di quelle ubicate nei fondovalle che nei versanti collinari.

Da IV sec. d.C. si verifica infatti il cosiddetto peggioramento climatico tardoantico che determinò un incremento delle precipitazioni con conseguente aumento delle portate dei corsi d'acqua anche minori e un innalzamento delle falde (Sacco, 2017; Borchia e Nesci, 2012). In questo periodo, secondo gli studi di Veggiani, il Tavollo ebbe problemi di immissione nel Conca-Ventena e di conseguenza il primo esondò in corrispondenza di Fanano (frazione di Gradara) con conseguente allagamento delle aree di fondovalle. Il Tavollo sfociò direttamente in mare, sbarrando di fatto il Taviolo, sottraendone lo sbocco a mare e declassandolo a suo affluente. Ciò provocò un ulteriore rallentamento del deflusso in tutto il Piano Antico, con conseguente impaludamento dell'area per lunghi periodi. Gli stessi

toponimi “Tavollo” e “Taviolo” pare si originino proprio in questo periodo, come derivazione dei termini latini *tabes/is* (melma, putredine); *tabidus/a/um* (in putrefazione), *tabum/i* (marciume, peste) (Sacco, 2017). Di conseguenza, le nuove cellule insediative a partire dal IX secolo si concentrarono in aree più elevate in corrispondenza degli attuali centri di Gabicce Monte, Granarola, Monte Corbino e Casteldimezzo (Sacco, 2017).

Tra il VII e il VIII sec. la presunta dominazione longobarda è stata desunta da alcuni toponimi e fitonimi, utili a definire anche un inquadramento del paesaggio vegetale del periodo. Molti di questi sono documentati nelle pergamene del XIII sec. mentre altri sopravvivono sino ai nostri giorni: Casteldimezzo, noto originariamente come Gagliola e la frazione di Gaggera, deriverebbero dal longobardo *gahagia* ovvero boschetto riservato alla caccia; Granarola potrebbe aver subito una deformazione fonetica assumendo il nome di Gorla, derivato da *gaida*, *gaisda*, *guaisdium* ovvero guardo. Presso il castello di Granarola era presente un fondo del gualdello, sempre dal longobardo *wald*, bosco pubblico per attività silvo-pastorali; attigua al castello di Fanano esistono le località di Cerqueto e Farneto mentre presso quello di Gabicce vi è Cerreto (Sacco, 2017).

Nel periodo altomedievale, l’ambiente del Monte San Bartolo e del suo circondario era completamente differente e dissonante rispetto a quello di epoca romana. La crisi sociale e climatica dei secoli precedenti determinarono un riassetto delle tessere del mosaico paesaggistico dell’area, in cui modeste isole produttive sorte sulla sommità dei colli sono circondate da foreste pubbliche e private che costituivano la principale risorsa per le comunità. Il lavoro agricolo risentì del tracollo della cerealicoltura legandosi in maniera sempre più all’allevamento e alla gestione dei terreni “selvati” (Sacco, 2017).

Il Piano Antico, anticamente bonificato e coltivato, va incontro a una successione ecologica secondaria che nell’arco di qualche secolo porta alla della “Selva Rotonda”, all’interno della quale scorreva il Taviolo. Questa selva, forse la più importante della zona, cambia denominazione nel corso dei secoli, dapprima “Selva de Massa” nel corso del XI secolo e poi “Selva dei Paliacci/Paliazzi” durante il XII secolo. Si estendeva dal Piano Antico sino a giungere *juxta oppida Granarolae*, e vi sono attestate farnetto, rovere e, dal XIII sec. anche gli olmi (Sacco, 2017). Nelle zone in cui l’acqua impaludava per buona parte dell’anno, si formano le “pantiere”, acquitrini in cui venivano uccellate le anatre che vi sostavano (Sacco, 2017).

In tutto il comprensorio del Monte San Bartolo crebbero selve per cui Sacco (2017) restituisce anche la categoria fisionomica sulla base della consultazione di alcune pergamene del XIII sec.: tra Fanano e il Tavollo era presente un bosco di Farnia o Farnetto (loc.

Farneto); nel fondovalle tra Gradara e la Via Flaminia, a ridosso del corso del Taviolo, la Selva Rotonda diventata una frassineta al cui interno, alla base dei versanti del Monte Corbino, si trovavano anche dei castagni almeno fino al XIII sec.; tra il Monte Corbino e il Taviolo vi erano macchie di cornioli mentre tra Granarola e il Monte Corbino si stendevano arbusteti dominati da prugnoli (Loc. Brugnolo). In questo ambiente e in questo periodo si ha forse la prima testimonianza di un incendio all'interno della Selva Rotonda, presso una località denominata "Bruseda" ovvero bruciata. Tra Granarola e Loc. Babucce il bosco si estendeva ancora fino al XIII sec. con il nome di origine longobarda de "il Gualdello" che si fondeva nella corte di Gradara con quello della Gaggera. A monte di Colombarone era attestato un saliceto (Sacco, 2017).

Nel XII sec. un querceto si estendeva probabilmente lungo tutto il crinale del San Bartolo da Gabicce Monte a Santa Marina Alta con propaggini che giungevano sino a mare e scendendo fino al fondovalle. Esso assumeva diversi nomi a seconda della corte cui era assegnata la porzione: Cerreto o Cerreto Antico a Gabicce Monte, che nella porzione occidentale diventava Cerreto Balbo in cui erano presenti anche olivi, mentre nel braccio che scendeva verso la Vallugola veniva chiamato Selbelle; Gualdo o Valdonica a Casteldimezzo. In prossimità dei castelli, il bosco diventava "fratta", mentre in tutto il rilievo del San Bartolo, e in modo particolare nella corte di Galiola (Casteldimezzo) erano attestate le ginestre tanto che all'esterno del castello di Galiola esisteva un luogo chiamato "*Mercado de Zenestris*" (Sacco, 2017).

A partire dal XI e per tutto il XIII secolo si avviò comunque una ripresa agricola che portò al progressivo disboscamento delle selve affermatesi nel periodo tardo-antico. Ne sono testimonianza i sempre più frequenti toponimi di "ronco" e "pastina" che indicano pratiche di dissodamento e di recupero dei terreni a fini agricoli. La odierna frazione di Roncaglia fu roncata tra il XI e il XIII secolo e, sempre nella stessa porzione di territorio, si attestano i toponimi di Roncarello, Roncale, Ronchi (Valle dei Ronci) e, nel 1164, *Runcus Ravennatum*. A Granarola, a partire dal XI sec., sono attestati almeno quattro ronchi: *Ronco Masse*, *Ronchi Russi*, *Rondo Fabii* e *Runco de Supra*, ubicato sulla sommità del colle, in tangenza al castello. Sul rilievo del San Bartolo le opere di dissodamento interessarono i dintorni dei castelli di Ligabice (Gabicce Monte) e Galiola (Casteldimezzo) in cui si attestano il Roncatello, il Ronco Saccolino, il Ranco Avellano, i Ronchi, il Ronco Baruccio e i Ronchi Mari. Inoltre, fu realizzata anche un'importante opera di regimazione delle acque mediante canalizzazioni che interessarono soprattutto le pianure del Taviolo e del Fosso dei Tre Ponti per recuperare nuovi fondi da coltivare.

Dopo tre secoli di dissodamento e di recupero delle terre dalla selva, nel XIV sec. il paesaggio del San Bartolo e delle aree limitrofe aveva riacquisito una matrice agricola, in prevalenza dominato dai vigneti, in modo particolare lungo i versanti del promontorio esposti a Sud-Ovest. Associati alle vigne vi erano canneti e vincareti che fornivano il materiale utile per l'intreccio di gerle e ceste. Il vino prodotto nell'area di Granarola veniva imbarcato a Cattolica e trasportato fino a Ravenna, ad uso degli arcivescovi. Nel basso medioevo si riafferma anche l'olivicoltura, concentrata nelle corti di Gabicce Monte, Casteldimezzo, Fiorenzuola e, in minor parte, in quelle di Gradara e Granarola, quest'ultima, da granaio si trasforma in frantoio e cantina per gli arcivescovi ravennati.

Tra i fondi di Pieve Vecchia, Gaggera e Serra si estendevano tornature di terre a grano strappate alla Selva della Gaggera inframmezzate ai vigneti mentre nel panorama di Focara si alternavano tessere di oliveti e vigneti con macchie e boschetti. Sebbene le superfici coltivate fossero in forte aumento, ancora non rappresentavano la matrice nelle corti dei castelli.

È solo in età moderna che la documentazione disponibile permette di evidenziare la notevole estensione degli arativi rispetto alle altre destinazioni d'uso del suolo. Tra il XV e il XVI sec. proseguiva infatti il fenomeno di sottrazione di spazi alle selve in favore della cerealicoltura; la *runcatio* lentamente modificò l'assetto del paesaggio che perse progressivamente parte della copertura boschiva di origine altomedievale. Tuttavia, Fiorenzuola e Casteldimezzo mantennero ancora una percentuale ridotta di arativo, che si attestava intorno al 50% della superficie delle rispettive corti. Granarola ne aveva il 70%, uscendo dal Medioevo come la corte più boscosa tra quelle focaresi: in proporzione a quelle di Casteldimezzo, le selve di Granarola erano sei volte più estese. Casteldimezzo (Gagliola) e Fiorenzuola, avevano circa il 22% delle superfici destinate a vigneto, Pesaro quasi il 18% mentre Granarola solo il 7,3%. Il catasto sforzesco (1506) testimonia come le corti di Focara si imposero sul resto dei castelli del pesarese nello sviluppo della viticoltura, che diventa una eccellenza presso gli arcivescovi del ravennate.

Si mantengono diffusi anche i canneti e i vincareti, fondamentali anche per l'allevamento della vite, per l'orticoltura e per la realizzazione di sostegni e recinzioni. Le selve si ridussero ma i dati del catasto sforzesco inserirono fra queste anche gli oliveti, soprattutto alla corte di Fiorenzuola nei versanti di Valregina e Valduca, verso la Flaminia. I primi anni del XVI secolo dunque rappresentarono un punto d'arrivo di quei processi di ripresa agricola avviati cinque secoli prima.



Sessant'anni dopo è il catasto roveresco a documentare l'evoluzione del paesaggio del San Bartolo. Nel 1560 Fiorenzuola manteneva il primato per estensione dei vigneti (circa il 16,8% della superficie), dei canneti e dei vincareti, mentre Casteldimezzo scese al quarto posto, dimezzando le aree destinate a vigneto (dal 22 all'11% circa). Sacco (2017) ipotizza che tale regressione possa associarsi non solo a cause climatiche ma anche al rapporto tra terreni sodi/sterili, in quanto proprio nella corte di Casteldimezzo si registrò, tra il 1506 e il 1560 un raddoppio delle superfici dei terreni infruttuosi. Ciò potrebbe a sua volta derivare da un aumento dei fenomeni franosi nella falesia, documentato anche da un progressivo arretramento delle selve presso tutte le corti presenti lungo il rilievo del San Bartolo (Sacco, 2017).

Nell'ultimo decennio del XVII si verificò una nuova crisi agraria. Il peggioramento climatico della "piccola Era Glaciale" che investì l'Europa tra la metà del XIV e la metà del XIX secolo probabilmente causò il tracollo della viticoltura, documentata dalla netta censura dei dati relativi ai vigneti in tutto il territorio di Pesaro: rispetto al 1560, Fiorenzuola riduce le sue vigne all' 1,62% mentre Casteldimezzo crolla all' 1,29%.

L'arativo non è da meno, con percentuali che, rispetto al secolo precedente, si dimezzano a Fiorenzuola (dal 63 al 32% circa), e si riducono significativamente a Casteldimezzo (dal 69 al 40%) e Granarola (dal 75 al 38%). Il paesaggio cambia drasticamente, con una parziale riconversione del contado a terreni "arborati", con frutteti e oliveti, o in corti e orti. Un ruolo importante lo ebbe l'olivicoltura, in modo particolare nelle aree di Fiorenzuola, Casteldimezzo e Granarola.

Con il peggioramento climatico aumenta anche la quota di terreni non produttivi, processo dovuto anche all'incremento dei fenomeni franosi lungo la falesia, che si manifestarono con una distribuzione spazio-temporale legata ai caratteri morfo-litologici e strutturali dei substrati e agli eventi climatici (Nesci, 2003). La minaccia alla stabilità degli insediamenti dislocati lungo il rilievo del Monte San Bartolo divenne sempre più concreta nell'ultimo ventennio del XVIII secolo in cui si ebbe anche il crollo parziale delle mura e del castello di Casteldimezzo entro il 1690.

La storia del paesaggio del promontorio tra Pesaro e Gabicce in epoca contemporanea si perde nelle dinamiche di impoverimento del sistema agricolo che coinvolge tutto il complesso sociale e politico italiano tra il XVIII e XIX secolo. Le piccole proprietà terriere e i singoli conduttori di fondi sono soggiogati dalla crisi economica dovuti dapprima all'occupazione napoleonica e successivamente alla fondazione del nuovo Regno d'Italia. Con le prospettive di maggiori guadagni, all'esordio del periodo industriale del XIX secolo,

le campagne si svuotarono e intere famiglie si trasferirono a Pesaro, mentre la classe più abbiente della città acquistò dei possedimenti agrari nelle campagne limitrofe. Scrive Manzini (2009) *nel settimo decennio del XIX secolo il territorio comunale* (di Fiorenzuola di Focara, n.d.r.) *era perlopiù occupato da seminativi semplici e vitati (rispettivamente 262 e 730 ettari), dai quali deriva il caratteristico paesaggio dei campi a strisce – le cosiddette porche – a perdita d’occhio, spesso separati da filari di vite coniugata perlopiù a gelsi; 136 ettari erano invece a prati naturali e pascoli, cioè suoli sottoutilizzati per debole fertilità e per giacitura sfavorevole.*

Questo assetto del mosaico agrario fatto di colture promiscue, di seminativi a strisce intercalati a filari di viti maritate si mantenne almeno sino al 1955 in maniera diffusa su tutto il territorio del San Bartolo da Pesaro a Gabicce Mare, come si può notare dalle foto del volo IGMI-G.A.I. 1954-1955 utilizzate per l’analisi dei cambiamenti del suolo (§ par. 3.1.1).

## Capitolo 3

### MATERIALI E METODI

#### 3.1 Analisi diacronica dei cambiamenti d'uso del suolo dal 1955 al 2018

##### 3.1.1 Reperimento e ortorettifica delle immagini storiche

Ai fini della valutazione diacronica dei cambiamenti dell'uso del suolo nel San Bartolo, sono state realizzate tre carte tematiche ottenute mediante fotointerpretazione delle immagini aeree storiche disponibili per l'area di analisi.

Nel dettaglio sono state utilizzate le seguenti fonti:

- Foto Aeree del volo IGMI-G.A.I. 1954-1955 in scala 1:33.000; n. 3 fotogrammi, b/n, georiferite;
- Foto Aeree del volo della Provincia di Pesaro e Urbino 1973-1974 in scala 1:10.000; n. 13 fotogrammi, a colori;
- Foto Aeree del volo della Regione Marche 1977/78/79 1:37.000; n. 3 fotogrammi, b/n, georiferite e ortorettificate;
- Immagini satellitari Google acquisite in data 31/07/2018; a colori, georiferite e ortorettificate.

Le immagini satellitari a colori del 2018 sono state estratte selezionando il *Google Satellite* dal *Tile XYZ* di *QGIS v. 3.10.1*. Sono state quindi inquadrare porzioni territoriali all'interno dell'estensione del layer dell'area di analisi, esportando ogni singola mappa come immagine in scala 1:2500, alla risoluzione di 300 dpi e SR WGS 84/UTM zone 33N - EPSG:32633.

Le mappe, già georiferite ed ortorettificate, sono state quindi mosaicate con ricampionamento "*nearest neighbor*" a 10 pixel di distanza. Il prodotto è una immagine a colori con risoluzione spaziale di 1 m (dimensione pixel: 0.8; -0.8) e risoluzione radiometrica 8 bit. Questa è stata poi ritagliata all'interno dell'area di analisi e utilizzata per la successiva fase di segmentazione e classificazione. Una copia della stessa mappa è stata mantenuta all'estensione complessiva dell'intero layer dell'area di analisi; quindi ricampionata per generare una immagine con risoluzione spaziale 2 m (dimensione pixel: 2,-2) e profondità

radiometrica 16 bit. La mappa è stata impiegata come riferimento per la georeferenziazione delle foto storiche.

Le foto aeree del 1973-74 sono risultate disponibili solo in forma stampata. Per tale motivo è stato necessario procedere preliminarmente all'informatizzazione delle stesse. Sono state quindi scansionate ad alta risoluzione, e poi convertite da file .pdf a immagini formato .jpeg.

Successivamente alla raccolta e digitalizzazione delle foto storiche è stato reperito il Digital Elevation Model (DEM) dell'area di analisi.

Dopo aver verificato la disponibilità del dato satellitare (LiDAR) per l'area del San Bartolo attraverso la consultazione della cartografia del Portale Cartografico Nazionale (PCN), è stata inoltrata richiesta di acquisto al Geoportale Nazionale. Il DEM così acquisito ha una risoluzione spaziale di 1x1 m e una risoluzione radiometrica di 8 bit. Il DEM utilizza il sistema di riferimento WGS84 ed ha una scala equivalente di 1:5000.

Sebbene l'immagine coprisse gran parte dell'area di analisi, non era in grado di inquadrare alcune porzioni marginali dove l'estensione del perimetro del San Bartolo non coincideva con la fascia di pertinenza di rilievo delle aste fluviali di I e II ordine (che costituivano il target del rilievo LiDAR del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare). Per tale motivo è stato scelto di integrare le porzioni mancanti grazie l'ausilio del DEM TINITALY (Tarquini *et al.*, 2007). Questo modello digitale ha una risoluzione spaziale di 10x10 m. Al fine di omogeneizzare la risoluzione spaziale dei due DEM, si è proceduto al ricampionamento in ambiente GIS, portando entrambe le sorgenti alla risoluzione spaziale di 2x2 m.

A questo punto, sempre in ambiente GIS, si è proceduto con l'operazione tra raster sottraendo al DEM LiDAR il DEM TINITALY, per ottenere due dati non sovrapposti, perfettamente "confinanti" e mosaicabili. Infine i due DEM sono stati mosaicati per ottenerne uno unico, omogeneo, con risoluzione spaziale 2x2m, a copertura dell'intera area di analisi.

Le foto aeree del 1954-55 e quelle del 1973-74 sono state elaborate con l'applicazione *OrthoEngine* del software *PCI Geomatics*. Tale applicazione consente di processare le immagini riferendole al sistema di coordinate di una ortofoto già georiferita, proiettandola su un DEM dell'area interessata e consentendo, alla fine dell'elaborazione, di ottenere una immagine georiferita e ortorettificata, in grado di essere quindi utilizzata per analisi territoriali.

Le informazioni necessarie per poter avviare la fase di ortorettifica delle immagini storiche con *OrthoEngine* sono:

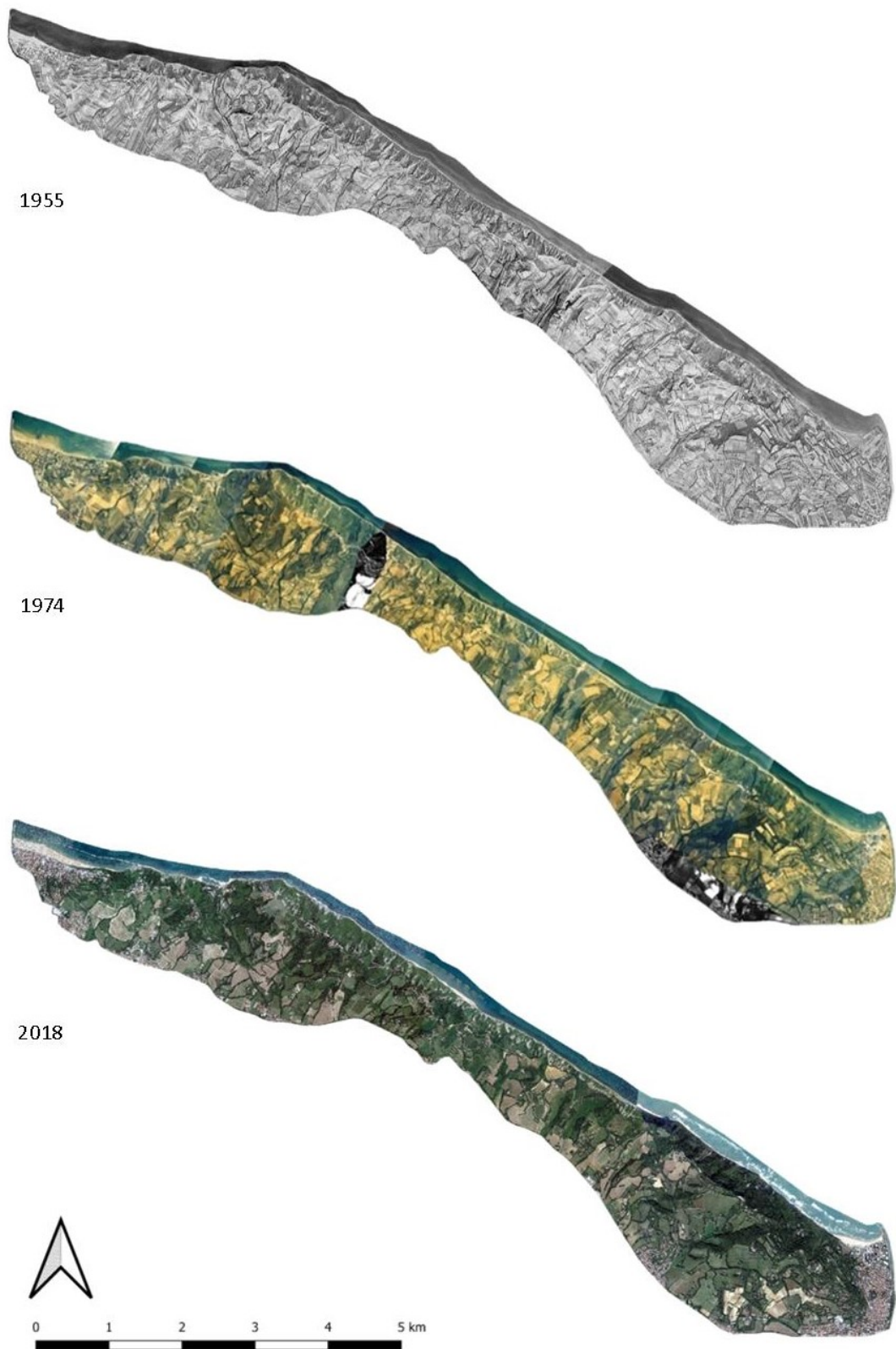
- lunghezza focale;
- scala dell'immagine;
- posizione delle marche fiduciarie o dimensione del fotogramma.

Per quanto riguarda le foto storiche, la lunghezza focale e la dimensione dei fotogrammi è omologa per ambedue i periodi, ovvero rispettivamente, pari a 153 mm e 23x23cm. La scala, come già indicato, è 1: 33.000 per il volo del 1954-55 mentre 1: 10.000 per il volo del 1973-74. Inseriti questi parametri, sono stati individuati i *Ground Control Points* (GCPs) necessari per una corretta operazione di georeferenziazione e di ortorettifica in quanto ogni singolo GPC posizionato sull'immagine da processare (foto storica) deve corrispondere, con il minimo errore possibile, alla stessa posizione sull'immagine di riferimento (foto del 2018). Dovendo essere facilmente riconoscibili su entrambe le immagini, sono stati utilizzati punti quanto più stabili possibili nel tempo, facilmente individuabili o in netto contrasto tra gli elementi di fondo.

Per le immagini de 1954-55 sono stati collezionati dai 60 ai 68 GCPs per fotogramma, con un errore medio di scostamento mai superiore a 12,5 m circa tra le due immagini. Per le foto del 1973-74, di dimensione più contenuta, sono stati collezionati dai 40 ai 55 GCPs per fotogramma, con un errore medio di scostamento mai superiore a 15 m circa. Ogni immagine è stata quindi ortorettificata ed esportata in formato TIFF, con risoluzione spaziale corrispondente al DEM, pari a 2 m (dimensione pixel: 2; -2), e impostando come sistema di riferimento delle coordinate WGS 84/UTM zone 33N - EPSG:32633. Le singole immagini storiche ortorettificate e georiferite sono state infine mosaicate in modo da ottenere un'unica immagine dell'area di analisi nel 1955 e un'altra nel 1974.

La fusione dei raster è stata ottenuta su QGIS v. 3.10.1 utilizzando l'algoritmo di SAGA, "*Mosaic raster layer*" di SAGA e ricampionando le immagini con l'algoritmo del "*nearest neighbors*" ad una distanza (*blending distance*) di 10 pixel. Il mosaico è stato poi ritagliato all'interno del perimetro dell'area di analisi. Nell'ortofoto del 1973-74 sono state inserite alcune estrazioni dall'ortofoto del 1978 della Regione Marche come compensazione di alcune limitate porzioni di territorio di cui non erano disponibili i fotogrammi originali.

Sono state quindi ottenute 3 immagini per i tre anni utilizzate nell'analisi diacronica, successivamente georiferite, ortorettificate e con la stessa risoluzione spaziale (**Figura 3.1**).

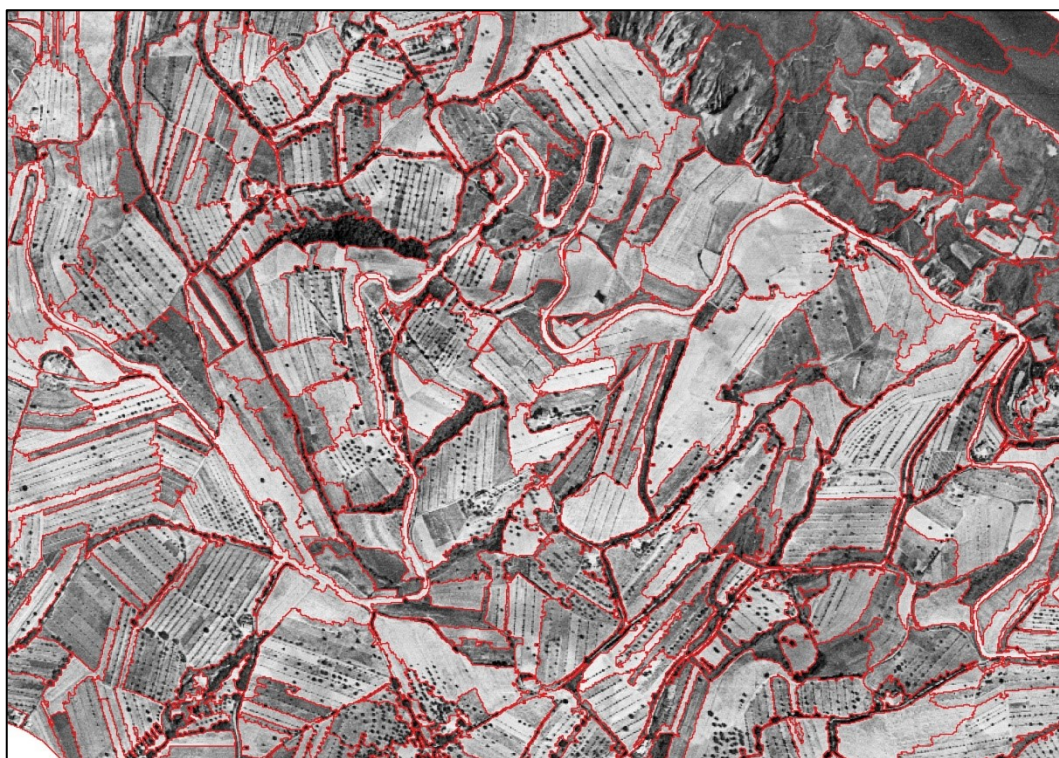


*Figura 3.1: ortofoto dell' area di studio del Monte San Bartolo relative ai tre anni utilizzati per l'analisi*

### 3.1.2 Produzione delle mappe tematiche

Le mappe tematiche dell'Uso del Suolo (UdS) sono state realizzate con procedura semi-automatica, ovvero utilizzando una prima segmentazione automatica, seguita da una classificazione manuale (a video) (Malandra, 2020). Per la segmentazione è stato utilizzato il software *eCognition Developer 64* che ha consentito la definizione dei poligoni mediante la messa a punto di fattori di scala, forma e colore (**Figura 3.2**). Questo processo di segmentazione determina la partizione dell'immagine in regioni.

La segmentazione, il primo passo dell'approccio *object-oriented*, consiste nella fusione di pixel in gruppi chiamati "oggetti" o "segmenti". In confronto ai pixel, gli oggetti contengono molte più informazioni e sono caratterizzati da molti attributi come la tessitura, la vicinanza con altri oggetti, il contesto, oltre alle informazioni spettrali (Sysdeco, 2007). Tale procedura implica che, l'informazione necessaria per interpretare un'immagine non si trova nei singoli pixel, ma in oggetti significativi dell'immagine. Tutte e 3 le ortofoto sono state segmentate con fattore di scala fisso = 80 e con indici di colore, pari a 0.5.



**Figura 3.2:** poligoni risultanti dalla segmentazione con software *eCognition* su ortofoto del 1955 (fonte: elaborazione dati *Qgis*)



Per la classificazione manuale, sono state invece preventivamente definite 10 categorie di Uso del Suolo (*Tabella 3.1*), rappresentative dei diversi tipi di copertura presenti nell'area di analisi e confrontabili con le classi *Corine Land Cover* III livello.

*Tabella 3.1: categorie utilizzate per la classificazione d'Uso del Suolo*

ID	Categoria	Abbreviazione	Descrizione
1	Aree urbanizzate e antropizzate	Urb	Edifici e aree verdi limitrofe, verde urbano, aree industriali, edifici, case sparse, infrastrutture, impianti di balneazione, porti, scogliere.
2	Colture arboree permanenti	Colt. Arb.	Vigneti, oliveti, frutteti, impianti arborei per la produzione di assortimenti legnosi (es. noceti).
3	Seminativi semplici o in rotazione	Semin	Arativi con colture erbacee annuali, prati regolarmente sfalciati, colture erbacee in rotazione (anche maggese).
4	Sistemi colturali complessi	Compl	Colture promiscue o colture arboree associate a erbacee, particelle con filari di vite maritata o uliveti sparsi associati a seminativo, orti o sistemi colturali multiparticellari eterogenei, ed elementi lineari (siepi e filari) associati quando non definibili separatamente.
5	Superfici con copertura arborea mista di conifere e latifoglie	Arb_mista	Superfici con copertura arborea densa di specie di conifere e latifoglie miste.
6	Superfici con copertura arborea di latifoglie	Latif.	Superfici a copertura arborea di latifoglie.
7	Superfici non vegetate, terra nuda, roccia	Non_veg	Litorali, spiagge prive di installazioni permanenti o temporanee, terreni privi di copertura vegetale, frane, smottamenti, calanchi, rupi, falesia nuda, superfici percorse dal fuoco prive di rigenerazione.
8	Vegetazione in evoluzione	Evol	Incolti in evoluzione anche con copertura erbacea, arbusteti, canneti, aree degradate e abbandonate con vegetazione sparsa erbacea o arbustiva priva di gestione.
9	Acque	Acque	Fiumi, larghi, mare.
10	Siepi e filari	Filari	Formazioni arbustive e arboree lineari ben definite, sviluppate in lunghezza e con larghezza inferiore ai 20 m.

La classificazione è stata eseguita manualmente a video assegnando ad ogni poligono il rispettivo codice identificativo. Una sorta di validazione è stata eseguita sottoponendo ad un esperto cartografo indipendente, i criteri di classificazione adottati per le 3 carte tematiche, ma non il risultato dell'analisi. Sono stati quindi campionati casualmente 100 punti posti ad almeno 100 m di distanza reciproca, all'interno dell'area di analisi, per ognuna delle 3 carte



tematiche. L'operatore ha assegnato ad ogni punto individuato la relativa categoria d'uso del suolo del poligono di appartenenza. Parallelamente, mediante una semplice unione di attributi per posizione, ad una copia dei 100 punti di controllo sono stati assegnati gli ID della classificazione. I punti di validazione sono stati uniti a quelli di classificazione creando è una matrice di confusione per valutare l'accuratezza con i parametri di *k-stat* e *Overall Accuracy*.(Tabella 3.3)

*Tabella 3.2: risultati del processo di validazione della classificazione manuale delle Carte d'Uso del Suolo (valori di k-stat e Overall Accuracy)*

Anno	k-stat	Overall Accuracy
1955	81,67	0,86
1974	77,76	0,82
2018	85,02	0,87

Il valore *Cross-validation (statistics)* della classificazione della carta tematica del 1974 è più basso rispetto a quelle del 1955 e del 2018 in quanto la risoluzione delle immagini originali (ricavate da scansione di stampe) è minore e dunque, per alcuni punti, l'interpretazione è stata differente, soprattutto tra sistemi culturali complessi, che talvolta possono essere interpretati anche come vigneti o come seminativi.

### 3.1.3 Analisi del cambiamento

Di ogni carta tematica sono state calcolate le superfici (in ettari) di ciascuna categoria d'uso del suolo, utilizzando il *calcolatore campi* di QGis. Successivamente sono state ricavate anche le coperture percentuali rispetto all'estensione complessiva dell'area di analisi. Il cambiamento dell'uso del suolo è stato analizzato mediante la differenza tra due fasi temporali consequenziali, ovvero 1955-1974 e 1974-2018. Di seguito, si riportano le fasi del processo metodologico adottato:

1. creazione di una nuova colonna nominata "LU1955" o "LU1974" per il paesaggio relativo rispettivamente all'anno 1955 o 1974;
2. Esecuzione delle operazioni:  $LU1955 = ID*1000$  e  $LU1974 = ID*1000$ ;
3. intersezione degli shapefile 1955-1974 e 1974-2018;
4. creazione di un nuovo campo nella tabella attributi dei nuovi shapefile di intersezione, nominandolo a seconda dell'intervallo temporale considerato, ovvero LU\_55\_74 o LU\_74\_18. Il relativo campo è stato calcolato con una

somma tra LU prima e LU dopo (es: LU1974+LU2018) ottenendo un valore a 4 cifre che indica il cambiamento della categoria del poligono avvenuto nel periodo compreso tra le due annate di riferimento. Es. 1000 +2 = 1002 rappresenta il cambiamento della categoria di uso del suolo 1 in categoria 2;

5. il nuovo shapefile è stato dissolto per il campo di intersezione LU\_55\_74 o LU\_74\_18;
6. sono state calcolate le superfici in ettari di ciascuna transizione.

Sono state costruite le matrici di transizione per le due fasi 1955-1974 e 1974-2018 indicando sia i valori assoluti in ettari (ha) sia la relativa percentuale (%) rispetto al valore di partenza. Allo scopo di osservare l'andamento delle dinamiche di cambiamento d'uso del suolo in maniera più approfondita per l'intervallo 1974-2018, sono stati integrati i dati relativi alle superfici delle categorie d'uso del suolo della *Corine Land Cover* (CLC) III livello per gli anni 1990, 2000, 2006 e 2012. Le categorie individuate dalla CLC sono state accorpate e rinominate in modo da corrispondere a quelle definite nel sistema di classificazione utilizzato (§ *Tabella 3.3*). La corrispondenza tra categorie è indicata in *Tabella 3.3*:

*Tabella 3.3: corrispondenza tra categorie della Corine Land Cover III livello per gli anni 1990, 2000, 2006 e 2012 e le categorie di Uso del Suolo (UdS) definite per le carte tematiche del 1955, 1974, 2018 (§ Tabella 3.1)*

CLC III liv.		Categorie UdS (§ Tab. 3.1)	
Cod.	Descrizione	ID	Categoria
112	Zone residenziali a tessuto continuo	1	Aree urbanizzate e antropizzate
121	Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati	1	Aree urbanizzate e antropizzate
123	Aree portuali	1	Aree urbanizzate e antropizzate
141	Aree verdi urbane	1	Aree urbanizzate e antropizzate
211	Terreni arabili in aree non irrigue	3	Seminativi semplici o in rotazione
231	Superfici a copertura erbacea: graminacee non soggette a rotazione	3	Seminativi semplici o in rotazione
242	Sistemi colturali e particellari complessi	4	Sistemi colturali complessi
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti	3	Seminativi semplici o in rotazione
311	Bosco di latifoglie	6	Superfici con copertura arborea di latifoglie
313	Boschi misti di conifere e latifoglie	5	Superfici con copertura arborea mista di conifere e latifoglie
324	Vegetazione in evoluzione	8	Vegetazione in evoluzione
523	Mari e oceani	9	Acque

È stata poi realizzata una tabella contenente le coperture assolute (ha) e relative (%), integrata con tutte le categorie corrispondenti. Successivamente, alcune delle categorie sono state accorpate con lo scopo di meglio evidenziare i principali sistemi territoriali presenti nell'area di studio. Tali sistemi sono stati elaborati in modo da contenere le categorie di uso del suolo utili ai fini dell'analisi dei cambiamenti del paesaggio, ma anche in base alla disponibilità dei dati di copertura per tutti gli anni indagati, dal 1955 al 2018.

Sono state così definite 4 unità territoriali (**Tabella 3.4**). L'andamento dei cambiamenti avvenuti nel tempo è stato descritto da curve polinomiali di secondo grado e da istogrammi per valutare la variazione dell'assetto territoriale del Monte San Bartolo.

*Tabella 3.4: unità territoriali con le corrispondenti categorie d'Uso del Suolo (UdS) che le costituiscono*

<b>Unità territoriali</b>	<b>ID</b>	<b>Descrizione</b>
<i>Aree urbanizzate</i>	1	Aree urbanizzate e antropizzate
<i>Aree agricole</i>	2+3+4	Colture arboree permanenti; Seminativi semplici o in rotazione; Sistemi colturali complessi
<i>Aree a copertura arborea</i>	5+6+10	Superfici forestali con conifere e latifoglie; Superfici forestali con latifoglie; Siepi e filari
<i>Aree in evoluzione</i>	7	Superfici non vegetate, terra nuda, roccia

## 3.2 Gli Incendi del San Bartolo

### 3.2.1 Individuazione degli incendi storici sul San Bartolo

Per individuare le aree percorse dal fuoco è stato inizialmente consultato l'archivio incendi dei Carabinieri Forestali della Sezione di Pesaro e Urbino, che contiene le informazioni relative a tutti gli incendi avvenuti in ambito provinciale a partire dal 1979. Il dataset in formato Excel è organizzato in modo da riportare, per ogni incendio: anno dell'evento, data (giorno e mese), Comune e Località di pertinenza, estensione (in ettari), sia totale sia suddivisa tra aree boscate e superfici non boscate. A queste informazioni sono associati, a partire dal 2000, anche i dati vettoriali georiferiti in coordinate Gauss-Boaga delle superfici percorse da incendio rilevate dai Carabinieri Forestali.

Al fine di implementare i dati vettoriali degli incendi antecedenti all'anno 2000, sono stati identificati tutti gli eventi per cui è stata registrata una superficie bruciata complessiva superiore 10 ha, ovvero aventi una estensione sufficientemente ampia da poter essere rilevati da immagini satellitari Landsat (risoluzione a terra 30x30 m).

Le immagini utilizzate ai fini della ricerca sono state acquisite da 5 satelliti appartenenti a due costellazioni differenti in modo da poter disporre di informazioni quanto più aggiornate e precise per ogni periodo storico in studio.

Sono state dunque scaricate le immagini storiche acquisite dai satelliti indicati in **Tabella 3.5**:

Tabella 3.5: satelliti utilizzati per acquisizione immagini e rispettive caratteristiche tecniche dei sensori.

Satellite	Sensore	Banda	Risoluzione spaziale (m)
Landsat 4 e Landsat 5	<i>Multispectral Scanner (MSS)</i>	1 (Verde )	80
		2 (Rosso)	80
		3 (NIR)	80
		4 (NIR)	80
	<i>Thematic Mapper (TM)</i>	1 (Blu)	30
		2 (Verde)	30
		3 (Rosso)	30
		4 (NIR)	30
		5 (MIR)	30
		6 (Termico)	120
		7 (MIR)	30
Landsat 7	<i>Enhanced Thematic Mapper (ETM+)</i>	1 (Blu)	30
		2 (Verde)	30
		3 (Rosso)	30
		4 (NIR)	30
		5 (SWIR-1)	30
		6 (Termico)	60
		7 (SWIR-2)	30
		8 (PAN)	15
Landsat 8	<i>Operational Land Imager (OLI)</i>	1 (Aerosol)	30
		2 (Blu)	30
		3 (Verde)	30
		4 (Rosso)	30
		5 (NIR)	30
		6 (SWIR)	30
		7 (SWIR)	30
		8 (PAN)	15
		9 (Cirri)	30
	<i>Thermal Infrared Sensor (TIR)</i>	10 (Termico)	100
		10 (Termico)	100
Sentinel-2A	<i>Multispectral INstrument (MIN)</i>	1 (Aerosol)	60
		2 (Blu)	10
		3 (Verde)	10
		4 (Rosso)	10
		5 (Red Edge)	20
		6 (Red Edge)	20
		7 (Red Edge)	20
		8 (NIR)	10
		8A (Red Edge)	20
		9 (vapore)	60
		10 (SWIR - cirri)	60
		11 (SWIR)	20
12 (SWIR)	20		

Le immagini satellitari Landsat 4, 5, 7 e 8 sono state scaricate dal portale Earth Explorer del U.S. Geological Survey, mentre le immagini Sentinel-2A, sono state reperite dal portale dell'European Space Agency. In entrambe i casi, è stato possibile ottenere immagini già pre-processate in riflettanza al suolo (BOA) e con correzione atmosferica. Note le date di ogni incendio per ciascun evento sono state reperite due immagini: una pre- e l'altra post-disturbo, con la più breve distanza temporale possibile, compatibilmente con una buona qualità (copertura nuvolosa inferiore al 10%).

### 3.2.2 Indici di Vegetazione

Grazie ai dati delle immagini satellitari multispettrali sono stati calcolati due fra i più comuni indici di vegetazione: il *Normalized Burn Ratio* (NBR) e il *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI)

NBR è un indice quantitativo specifico per evidenziare aree percorse dal fuoco mediante la differente risposta spettrale della copertura vegetale sana da quella bruciata parzialmente o in modo totale (Key & Benson, 1999.). Valutando la risposta fotosintetica della copertura vegetale, le immagini satellitari sono state reperite tra quelle a minor grado di nuvolosità (<10%) acquisite entro i periodi di attività vegetativa e maggiore copertura delle chiome (da maggio a settembre). Nel caso di incendi avvenuti nei mesi autunnali o invernali, sono state scelte le immagini del primo mese utile nella stagione vegetativa appena trascorsa (pre-disturbo) e del primo mese utile della successiva stagione vegetativa (post-disturbo). Il periodo di copertura delle immagini satellitari multispettrali, dovrebbe essere quello in corrispondenza dei mesi di attività vegetativa, in quanto i parametri dell'indice NBR sono strettamente correlati con il livello di attività fotosintetica nonché dal contenuto idrico nei tessuti vegetali e nel suolo (Miller & Thode, 2007).

Le bande multispettrali che meglio rispondono alle variazioni di attività fotosintetica e alla variazione del contenuto di umidità nei tessuti vegetali prima e dopo un evento di incendio sono l'infrarosso vicino (*Near Infrared* – NIR) e l'infrarosso ad onda corta (*Shortwave Infrared* – SWIR). Una vegetazione sana mostra una riflettanza molto elevata nel NIR e una bassa riflettanza nella porzione dello spettro SWIR, mentre nelle aree vegetate incendiate si verifica l'opposto. Queste dimostrano bassa riflettanza nel NIR e alta riflettanza nello SWIR, cioè la differenza tra le risposte spettrali della vegetazione sana e quella bruciata raggiungono il loro picco nelle regioni NIR e SWIR dello spettro (**Figura 3.3**).

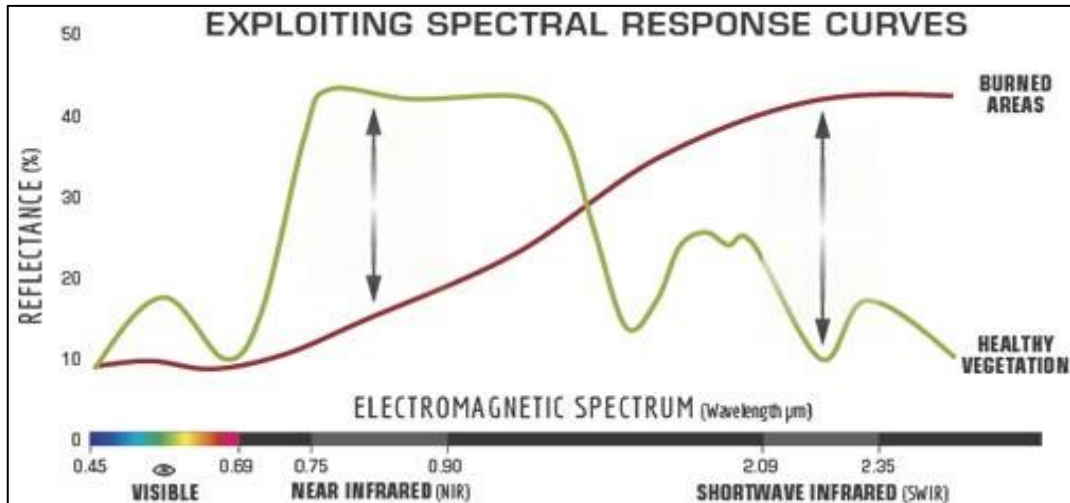


Figura 3.3: confronto della risposta spettrale tra vegetazione sana e aree bruciate. (fonte: US Forest Service)

Pertanto, l'indice NBR è calcolato con un semplice rapporto fra somma e differenza dei valori delle singole bande (*Equazione 3.1*):

$$NBR = \frac{NIR - SWIR2}{NIR + SWIR2}$$

*Equazione 3.1: operazione tra bande per il calcolo di NBR*

In base al tipo di sensore operativo sullo specifico satellite, sono state utilizzate bande differenti per il calcolo dell'NBR, a seconda di quale banda risulta corrispondente rispettivamente al NIR e SWIR2. Per le immagini Landsat 4-7 (*Equazione 3.2*):

$$NBR \text{ Landsat } 4 - 7 = \frac{(\text{Banda } 4 - \text{Banda } 7)}{(\text{Banda } 4 + \text{Banda } 7)}$$

*Equazione 3.2: operazione tra le bande delle immagini acquisite da Landsat 4, 5 e 7 per il calcolo di NBR*

Per le immagini Landsat 8 è stata utilizzata l'*Equazione 3.3*:

$$NBR \text{ Landsat } 8 = \frac{(\text{Banda } 5 - \text{Banda } 7)}{(\text{Banda } 5 + \text{Banda } 7)}$$

*Equazione 3.3: operazione tra le bande delle immagini acquisite da Landsat 8 per il calcolo di NBR*

Per le immagini dell'evento del 2017 acquisite con Sentinel-2A si fa riferimento all'**Equazione 3.4**:

$$NBR \text{ Sentinel } 2A = \frac{(\text{Banda } 8 - \text{Banda } 12)}{(\text{Banda } 8 + \text{Banda } 12)}$$

**Equazione 3.4: operazione tra le bande delle immagini acquisite da Sentinel-2A per il calcolo di NBR**

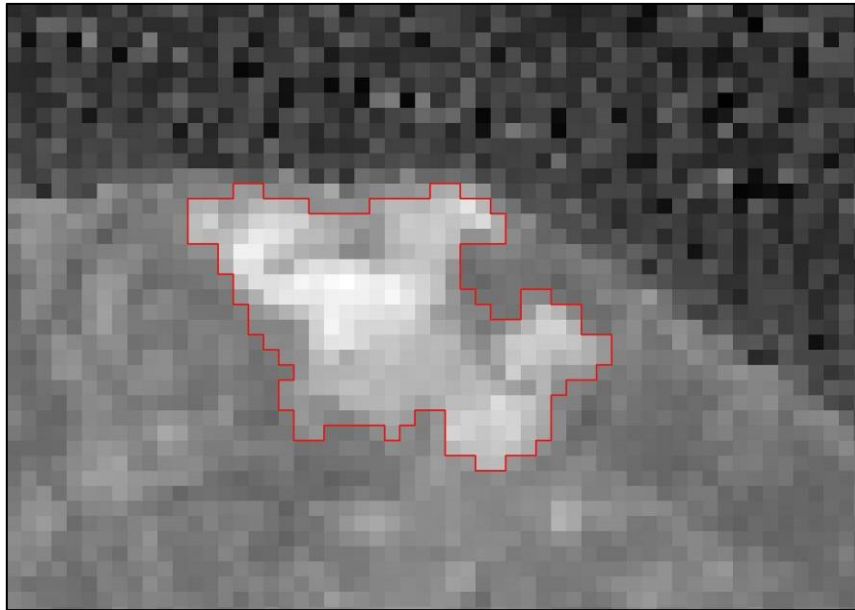
Nel caso specifico delle immagini Sentinel-2A, la banda dello SWIR2 (Banda 12), prima di essere utilizzata per il calcolo dell'indice, è stata ri-campionata con una risoluzione al suolo di 10 metri in modo da essere compatibile con la risoluzione spaziale della banda del NIR (Banda 8). Per individuare le aree percorse dal si è proceduto con il calcolo della differenza dei valori NBR pre- e post-incendio (**Equazione 3.5**)

$$dNBR = (NBR_{pre \text{ incendio}} - NBR_{post \text{ incendio}})$$

**Equazione 3.5: formula di calcolo del dNBR**

A differenza delle immagini Landsat, le immagini Sentinel-2 hanno valori di riflettanza al suolo semplici, motivo per cui il dNBR è stato scalato  $\cdot 10^3$ , raggiungendo la scala canonica di interpretazione e di utilizzo del dato con numeri interi, come definito in letteratura (Key e Benson 2005). La risultante grafica di tale operazione genera un raster che, visualizzato in scala di grigi, presenta pixel tanto più chiari quanto maggiore è il valore di dNBR e tanto più scuri quanto minore è il valore di dNBR. Le aree più chiare rappresentano le superfici in cui si è verificata una significativa riduzione della capacità fotosintetica della vegetazione tra la situazione pre- e quella post-incendio e quindi quelle presumibilmente percorsa dal fuoco. La differenza dei valori dei pixel del raster ha consentito una segmentazione automatica delle immagini (approccio *object oriented*), utilizzando il software *eCognition Developer 64* cui è seguita una classificazione manuale, finalizzata a estrarre il poligono corrispondente alla estensione delle aree bruciate dall'incendio (**Figura 3.4**)





*Figura 3.4: esempio di dNBR dell'area della Vallugola, con evidenza dei pixel più chiari corrispondenti alla superficie percorsa da incendio. Successiva segmentazione del raster e estrazione del poligono corrispondente all'area dell'incendio del 03/08/1988.*

La variazione espressa dal *dNBR* è direttamente proporzionale alla severità dell'incendio (Roy *et. al.*, 2006) ovvero all'entità del cambiamento fisico in un'area causata dalla combustione (Sousa, 1984). Valori positivi elevati di *dNBR* indicano un'alta severità dell'incendio, valori intorno allo 0 superfici incombuste e valori negativi molto elevati una ottima capacità di ricrescita della vegetazione nel sito (Key & Benson, 2005). In base ai valori del *dNBR* è stato possibile elaborare la carta della severità degli incendi, tematizzandola secondo le soglie e i colori proposti da Key & Benson (2005) (*Figura 3.5*)

Severity Level	dNBR Range (scaled by 10 <sup>3</sup> )	dNBR Range (not scaled)
Enhanced Regrowth, high (post-fire)	-500 to -251	-0.500 to -0.251
Enhanced Regrowth, low (post-fire)	-250 to -101	-0.250 to -0.101
Unburned	-100 to +99	-0.100 to +0.99
Low Severity	+100 to +269	+0.100 to +0.269
Moderate-low Severity	+270 to +439	+0.270 to +0.439
Moderate-high Severity	+440 to +659	+0.440 to +0.659
High Severity	+660 to +1300	+0.660 to +1.300

*Figura 3.5: classi di severità d'incendio proposte da USGS (Key e Benson, 2005)*

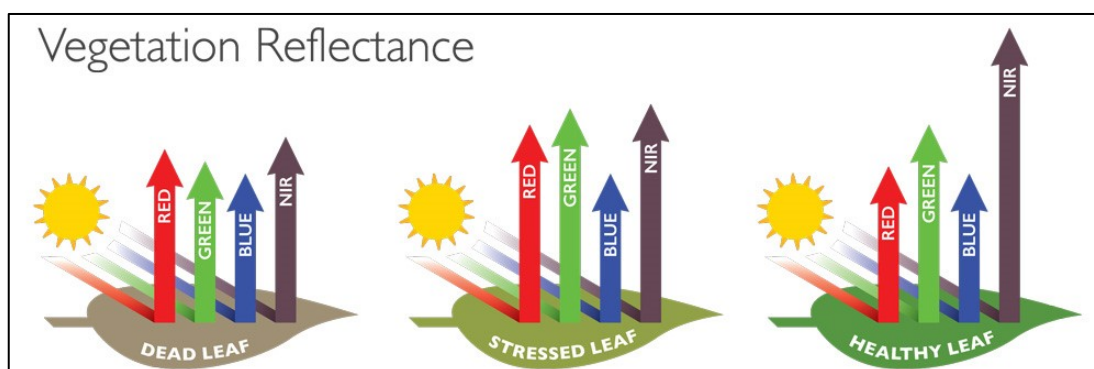
In questo modo è stato possibile non solo implementare la mappatura degli eventi avvenuti prima del 2000, ma anche un'analisi della loro severità.

Per 3 eventi campione (vedi par. 3.3.1) è stato analizzato anche l'indice NDVI con l'obiettivo di osservare la dinamica di evoluzione della copertura vegetale all'interno delle aree incendiate. NDVI è infatti un indice per la valutazione qualitativa delle coperture vegetali, in quanto è in grado di rilevare il livello di vigoria vegetazionale e di stimarne lo stato di salute. NDVI è utilizzato anche nella ricerca sui cambiamenti climatici e ambientali e risulta molto utile per analizzare la variazione inter-annuale della copertura vegetale e la sua risposta alle condizioni ambientali esterne (Jiang *et al.*, 2006). NDVI si calcola come rapporto (*Equazione 3.6*) tra la differenza e la somma delle radiazioni acquisite nella banda del vicino infrarosso (0,7 µm - 1,2 µm) e in quella del rosso (0,63 µm - 0,69 µm) (Mather, 1999)

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

*Equazione 3.6: formula per il calcolo di NBR*

L'indice NDVI utilizza l'elevato assorbimento della vegetazione nella banda del rosso e l'elevata riflettanza della vegetazione della banda del vicino infrarosso (NIR) e varia in base al rapporto tra capacità fotosintetica della clorofilla attiva nello spettro del rosso, e la quantità di acqua contenuta nelle cellule vegetali che riflettono il vicino infrarosso (Gandhi *et al.*, 2015).



*Figura 3.6: riflettanza della vegetazione in alcune bande in piante in diverso stato*

NDVI varia da -1 a +1. valori negativi (vicini -1) corrispondono all'acqua, valori prossimi allo zero (da -0,1 a 0,1) corrispondono generalmente a zone prive di vegetazione, valori positivi e bassi sono propri di superfici a copertura erbacea o arbustiva (tra 0,2 e 0,4), valori positivi elevati (valori intorno a 1) indicano copertura arborea. Anche in questo caso, NDVI è

stato calcolato tenendo conto del tipo di satellite/sensore che ha acquisito l'immagine. Per quelle provenienti dai satelliti Landsat 4,5 e 7 l'indice è stato ricavato dalla seguente operazione tra bande (**Equazione 3.7**):

$$NDVI \text{ Landsat } 4 - 7 = \frac{(\text{Banda } 4 - \text{Banda } 3)}{(\text{Banda } 4 + \text{Banda } 3)}$$

**Equazione 3.7: operazione tra le bande delle immagini acquisite da Landsat 4, 5 e 7 per il calcolo di NBR**

Per le immagini acquisite dal satellite Landsat 8 è stata utilizzata l'(**Equazione 3.8**):

$$NDVI \text{ Landsat } 8 = \frac{(\text{Banda } 5 - \text{Banda } 4)}{(\text{Banda } 5 + \text{Banda } 4)}$$

**Equazione 3.8: operazione tra le bande delle immagini acquisite da Landsat 8 per il calcolo di NBR**

Per le immagini acquisite con Sentinel-2A, impiegate per le analisi relative al solo evento del 4-5 agosto 2017, l'indice è stato ottenuto con la seguente operazione (**Equazione 3.9**):

$$NDVI \text{ Sentinel2A} = \frac{(\text{Banda } 8 - \text{Banda } 4)}{(\text{Banda } 8 + \text{Banda } 4)}$$

**Equazione 3.9: operazione tra le bande delle immagini acquisite da Sentinel-2A per il calcolo di NDVI**

Le operazioni tra bande hanno generato nuovi raster i cui ogni pixel hanno un valore di Digital Number (DN) pari al valore di NDVI corrispondente. Ai fini dell'indagine diacronica della vegetazione nelle aree colpite da alcuni incendi campione (vedi par. 3.3.1) sono stati dunque acquisite immagini satellitari in diversi periodi e per ciascuna è stato generato il corrispondente raster NDVI impiegato per la valutazione dei cambiamenti di copertura della vegetazione nel tempo. Per l'incendio del 2017 sono stati calcolati anche i valori di NDVI medi per ogni tipologia di vegetazione campione percorsa dal fuoco, nonché il corrispondente rapporto *DeltaNDVI*, ottenuto tramite (**Equazione 3.10**):

$$\Delta NDVI = \frac{NDVI \text{ burned}}{NDVI \text{ unburned}}$$

**Equazione 3.10: formula per il calcolo del *DeltaNDVI***

Nell'equazione *NDVI burned*: è il valore medio di NDVI dei pixel interni all'area incendiata. *NDVI unburned*: è il valore medio di NDVI dei pixel interni a aree di controllo, ovvero porzioni di territorio con copertura vegetale omologa a quella presente pre-disturbo nelle aree incendiate, ma che non vengono interessate da alcun evento di disturbo. Questo coefficiente consente di valutare la variazione di copertura vegetazionale tra le superfici percorse dal fuoco (*burned*) e altre superfici con omologa tipologia di copertura ma non disturbate dall'incendio (*unburned*), utilizzate come aree di controllo e di confronto per enfatizzare il cambiamento dovuto al disturbo del fuoco.

*DeltaNDVI* assume valori compresi tra 0 ed 1. Valori vicini a 0 si verificano dopo l'incendio, e tendono a 1 con il progressivo ripristino di una copertura vegetale di struttura simile alle omologhe superfici indisturbate.. Va specificato che NDVI – e di conseguenza *DeltaNDVI* – consentono di avere solo informazioni qualitative sulla composizione della vegetazione (Anderson *et al.*, 1993, Duncan *et al.*, 1993; Blackburn & Milton, 1995; Gamon *et al.*, 1995). Ciò significa che le informazioni in merito alla copertura vegetale di una superficie disturbata sono legate esclusivamente alla ricostituzione della massa fogliare, senza poter individuare l'assetto strutturale-compositivo.

### 3.2.3 Caratterizzazione delle aree percorse dal fuoco

Le caratteristiche degli incendi sono state descritte con statistiche zonali estratte dal DEM 2x2m in modo da ricavare informazioni inerenti i principali parametri geomorfologici delle aree colpite.

Nel dettaglio, i 14 incendi telerilevati sono stati caratterizzati secondo i seguenti parametri:

- **Dati anagrafici:** ovvero data dell'evento, comune e località;
- **Superficie da Catasto Incendi:** così come indicata nell'archivio dei Carabinieri Forestali;
- **Superficie mappata:** area estratta dai raster dNBR;
- **dNBR medio:** valore medio del *DeltaNBR* all'interno del perimetro (solo per gli incendi rilevati su immagini satellitari multispettrali);
- **Compound topographic index (CTI):** detto anche “*soil wetness*” è un parametro topografico secondario che viene calcolato utilizzando un complesso di attributi topografici primari (come pendenza, geomorfologia). Misura potenzialmente l'umidità del suolo partendo da un DEM (Buttrick *et al.*, 2015). Fornisce

informazioni relative al contenuto idrico del suolo (Moore *et al.*, 1991) ma anche su evapotraspirazione e temperature del suolo; inoltre è una misura diretta della radiazione incidente (McCune & Keon, 2002; Evans, 2011). I valori, partono dallo 0 lungo i crinali e aumentano progressivamente all'aumentare dell'estendersi dell'area di contribuzione del bacino idrico, scendendo verso fondovalle (Buttrick *et al.*, 2015).

- **Heat Load Index (HLI)**: è una misura diretta della radiazione incidente calcolata da un DEM Fornisce una indicazione relativa alla temperatura del terreno ed è dunque indicativo dell'esposizione del versante. I valori variano da 0 ad 1 con zero che è corrisponde ai versanti più freddi (esposti a nord-est) e uno per i versanti più caldi (esposti a sud-ovest) (McCune & Keon, 2002).
- **Altitudine media**: quota media dell'incendio
- **Pendenza media** della superficie percorsa dal fuoco

Per i 3 incendi campione (vedi par. 3.3.1) è stata sviluppata anche una Carta della Severità basata sui valori di NBR dei pixel presenti all'interno del perimetro dell'area percorsa dal fuoco.

### 3.3 Relazioni tra fuoco e vegetazione

La comprensione delle dinamiche di rigenerazione vegetazionale post-incendio è un aspetto importante per valutare la resilienza degli ecosistemi e per indirizzare adeguatamente gli eventuali interventi gestionali post-disturbo (Morresi *et al.*, 2019). L'analisi dell'evoluzione delle comunità vegetali, ovvero il tipo di risposta agli incendi, è stata sviluppata a partire dalle immagini satellitari acquisite dai satelliti Landsat 4,5,7,8 e Sentinel-2A. Questa indagine è stata condotta su alcuni incendi (**Tabella 3.6**) individuati come eventi campione selezionati in base alla superficie, sufficientemente estesa da essere rilevabile dalle immagini satellitari, e alla loro distribuzione temporale, tale da consentire un'indagine comparata per evidenziare le dinamiche di recupero della vegetazione sia nel breve che nel lungo periodo. Per questi eventi campione sono state acquisite immagini satellitari pre- e post-disturbo, acquisite quanto più possibilmente in corrispondenza della data dell'incendio.

### 3.3.1 Gli incendi campione

Per l'analisi delle dinamiche vegetazionali nel lungo periodo (fino al 2019) sono stati selezionati come iniziali due incendi avvenuti rispettivamente nel 1988 e nel 1990, per il breve periodo invece l'evento più esteso, cioè l'incendio del 4-5 agosto 2017 (*Tabella 3.6*).

*Tabella 3.6: caratteristiche principali dei tre incendi campione utilizzati per l'analisi delle dinamiche vegetazionali (fonte: Archivio degli Incendi. Carabinieri Forestali Sezione Pesaro e Urbino).*

Anno	Comune	Località	Data	Superficie (ha)	Superficie boscata (ha)	Superficie non boscata (ha)
1988	Vallugola	Gabicce Mare	03/08/1988	32,00	2,00	30,00
1990	Casteldimezzo	Pesaro	01/07/1990	95,00	5,00	90,00
2017	Casteldimezzo	Pesaro	04/08/2017	120,01	117,92	2,09

Dalle immagini relative al dNBR di ogni incendio, sono stati estratti solamente i pixel con valore  $\geq 270$ , corrispondente ad una severità moderata o alta. L'operazione è stata effettuata in ambiente GIS con calcolatore raster che ha consentito di nascondere tutti i pixel con valori di  $dNBR < 270$ . Si è poi proceduto alla vettorializzazione per ottenere i poligoni delle sole porzioni di vegetazione bruciata con severità da moderata a elevata. Si è proseguito con l'analisi diacronica della copertura vegetale, dapprima acquisendo un sufficiente numero di immagini satellitari relative ad un periodo di tempo idoneo ad evidenziare cambiamenti di copertura. Nel dettaglio ne sono state acquisite 20 per gli eventi del 1988 e del 1990, con cadenza annuale fino al 1995, e poi triennale fino al 2016, e infine nuovamente annuale sino al 2019. per l'incendio del 2017 ne sono state acquisite in totale 19 con frequenza mensile da maggio a settembre degli anni 2017, 2018 e 2019.

Per ognuna delle immagini dei tre incendi, sono stati calcolati i rispettivi valori medi di NDVI, ovvero il valore medio tra i pixel del raster interamente compresi all'interno del perimetro vettoriale dell'area colpita da severità da media a elevata.

Per quello del 2017, la disponibilità della Carta del Paesaggio Vegetale (R.E.M., 2013) ha consentito di osservare la variazione dell'NDVI anche per i principali tipi di vegetazione interessati dall'incendio. Tale Carta è scaricabile gratuitamente in formato shapefile (<https://www.regione.marche.it/Entra-in-Regione/Rete-Ecologica-Marche-REM/Cartografia-shapefile>) ed è stata realizzata nel 2009 sulla base dei rilievi fitosociologici eseguiti tra il 2004 e il 2005 da UNIVPM ed utilizzato per la Carta della Vegetazione e degli Habitat (scala 1:10.000) dei siti della Rete Natura 2000 della Regione Marche.

Essa contiene dettagliate informazioni sulle caratteristiche fisionomiche e fitosociologiche: uso del suolo, classe fisionomica della vegetazione, specie dominante, associazione fitosociologica, eventuale corrispondenza con gli Habitat (in All. I della Direttiva 92/43/CE), geosigmento e serie della vegetazione di appartenenza.

Nelle aree degli incendi analizzati con maggiore dettaglio, sono stati eseguiti tra dicembre 2019 e maggio 2020 alcuni sopralluoghi in campo, per verificare la copertura vegetazionale desunta dalla Carta. Sono state quindi selezionate le formazioni più rappresentative in termini di estensione delle aree percorse dal fuoco con severità da media ad alta:

- Arbusteto deciduo di *Arundo pliniana* Turra
- Bosco deciduo di *Robinia pseudoacacia* L.
- Bosco deciduo di *Ulmus minor* Miller
- Prateria aperta discontinua di *Hedysarum coronarium* L.
- Rimboschimento sempreverde

In ognuna di queste è stata individuata una area di controllo con estensione di circa 1 ha all'esterno delle superfici di tutti gli incendi con dati vettoriali. I relativi valori degli indici di vegetazione sono stati considerati tipici della vegetazione indisturbata e utilizzati per il confronto (vedi par. 4.3).

## Capitolo 4: RISULTATI

### 4.1 I cambiamenti d'uso del suolo dal 1955 al 2018

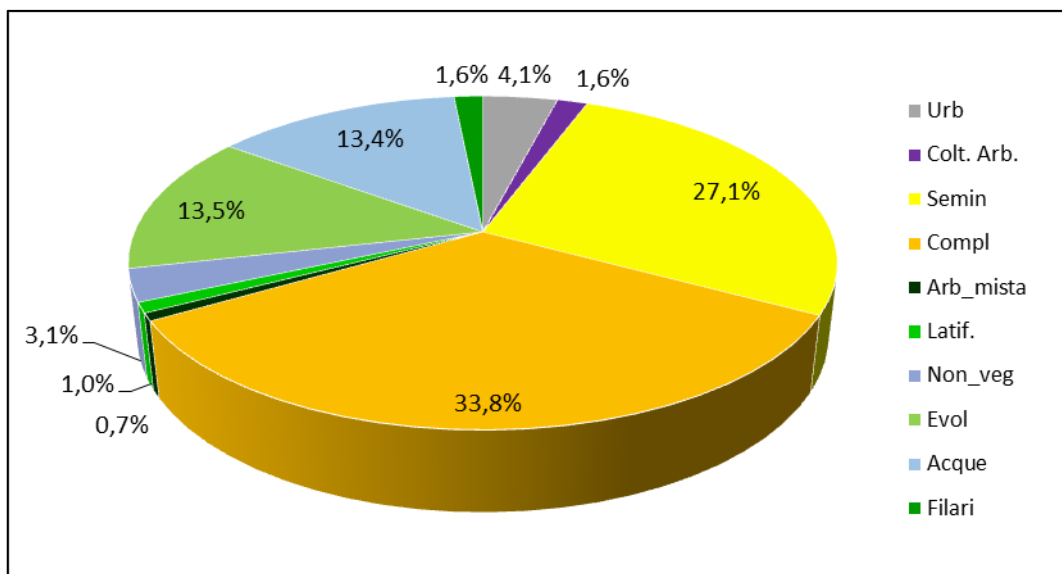
Nel 1955 (*Tabella 4.2*) il Monte San Bartolo presenta il 33,8% della superficie destinata a sistemi agricoli complessi. I seminativi semplici coprono il 27,1% principalmente localizzati nella porzione meridionale del promontorio e nel versante a ridosso di Pesaro. Nelle zone più ripide della falesia sono presenti canneti e vegetazione in evoluzione (13,5%) alternate a superfici con vegetazione scarsa o assente (3,1%). Siepi e filari, anche se di limitata estensione, coprono l'1,6% mentre le superfici a copertura arborea, sia di latifoglie che miste, insistono su una superficie complessiva pari all'1,7% dell'area di analisi. Le aree urbanizzate consumano il 4,1% del territorio, localizzandosi principalmente in corrispondenza di Gabicce Mare e Pesaro, e secondariamente nei piccoli centri rurali di Gabicce Monte, Casteldimezzo e Fiorenzuola di Focara.

La matrice di paesaggio prevalente è quella agraria con dominanza di colture promiscue e seminativi arborati (*Figura 4.1*).

*Tabella 4.1: classi d'uso del suolo del Monte San Bartolo nel 1955*

<b>Classe</b>	<b>Abbr.</b>	<b>Sup. (ha)</b>	<b>Sup. (%)</b>
<i>Aree urbanizzate e antropizzate</i>	Urb	85,08	4,1%
<i>Colture arboree permanenti</i>	Colt. Arb.	34,48	1,6%
<i>Seminativi semplici o in rotazione</i>	Semin	567,1	27,1%
<i>Sistemi colturali complessi</i>	Compl	706,58	33,8%
<i>Superfici con cop. arborea mista di conifere e latifoglie</i>	Arb_mista	15,52	0,7%
<i>Superfici con copertura arborea di latifoglie</i>	Latif.	20,79	1,0%
<i>Superfici non vegetate, terra nuda, roccia</i>	Non_veg	65,55	3,1%
<i>Vegetazione in evoluzione</i>	Evol	282,67	13,5%
<i>Acque</i>	Acque	280,5	13,4%
<i>Siepi e filari</i>	Filari	32,75	1,6%



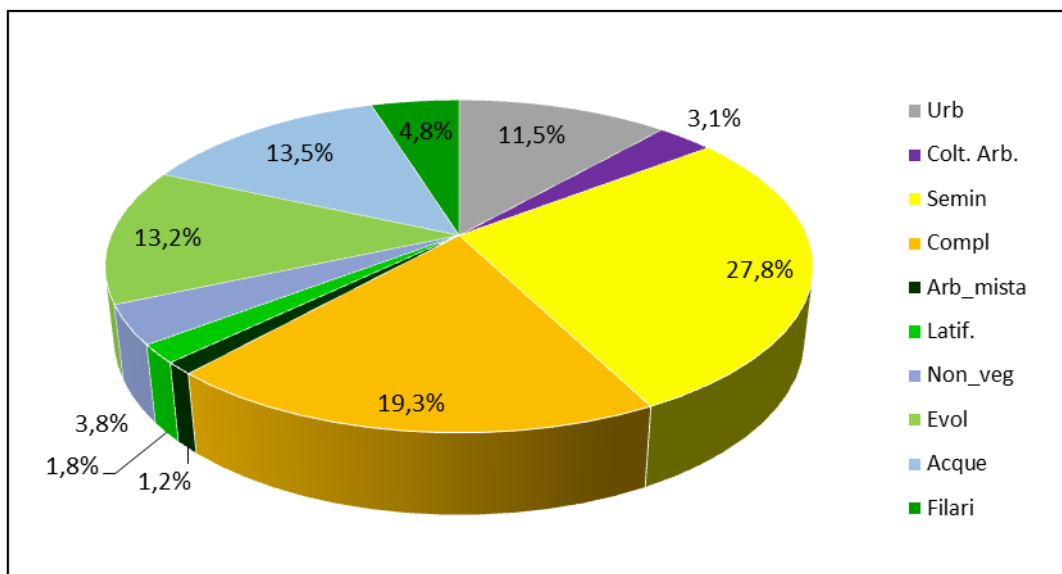


*Figura 4.1: distribuzione delle classi d'uso del suolo per l'area di analisi nel 1955*

Nel 1974 (*Tabella 4.2*) la matrice del paesaggio è ancora prevalentemente agricola (*Figura 4.2*) ma, ai campi e coltivi si alternano tessere di tessuto urbanizzato più estese (11,5%). I seminativi semplici occupano il 27,8% mentre sono sempre più limitati i sistemi complessi di colture arboree promiscue (19,3%). Canneti e vegetazione erbacea spontanea in evoluzione coprono il 13,2% mentre siepi e filari raggiungono il 4,8%. Nella porzione di falesia si localizzano superfici prive di vegetazione o con vegetazione sparsa (3,8%). Le aree con copertura arborea sono nuclei diffusi di macchie e boscaglie, a dominanza di latifoglie pure (1,8%), ma sono riconoscibili anche gli impianti di conifere ubicati lungo la strada che da Fiorenzuola di Focara giunge al mare (1,2%).

*Tabella 4.2: classi d'uso del suolo del Monte San Bartolo nel 1974*

Classe	Abbr.	Sup. (ha)	Sup. (%)
<i>Aree urbanizzate e antropizzate</i>	Urb	241,29	11,5%
<i>Colture arboree permanenti</i>	Colt. Arb.	64,44	3,1%
<i>Seminativi semplici o in rotazione</i>	Semin	580,43	27,8%
<i>Sistemi colturali complessi</i>	Compl	403,35	19,3%
<i>Superfici con cop. arborea mista di conifere e latifoglie</i>	Arb_mista	24,53	1,2%
<i>Superfici con copertura arborea di latifoglie</i>	Latif.	37,42	1,8%
<i>Superfici non vegetate, terra nuda, roccia</i>	Non_veg	79,41	3,8%
<i>Vegetazione in evoluzione</i>	Evol	276,46	13,2%
<i>Acque</i>	Acque	282,59	13,5%
<i>Siepi e filari</i>	Filari	100,35	4,8%



*Figura 4.2: distribuzione delle classi d'uso del suolo per l'area di analisi nel 1974*

Tra il 1955 e il 1974 le aree urbanizzate aumentano in valore assoluto del +300% (da 85,08 ha a 241,29 ha) con una variazione percentuale del 7,5% sulla superficie totale (dal 4,1% all'11,5%). Tale aumento si è verificato principalmente lungo l'asse della strada statale Adriatica (SS16) a seguito dell'espansione delle aree industriali e residenziali dei centri di Pesaro e Gabicce Mare. Rilevante è anche il complesso turistico realizzato nel porticciolo della Vallugola. Le aree urbanizzate hanno occupato soprattutto seminativi semplici e sistemi colturali complessi ma anche le aree non vegetate corrispondenti alle porzioni di litorale su cui sono stati installati gli stabilimenti balneari, in modo particolare lungo la costa di Gabicce Mare.

I sistemi colturali complessi passano dal 33,8% al 19,3% (da 700 a circa 400 ha) e circa un terzo di essi (33,1%) si trasforma in seminativo semplice. Aumentano in maniera significativa le formazioni lineari passando da 32,75 ettari (1955) a 100,38 ettari nel 1974 (per un incremento in valore assoluto del +206%). Le aree coperte da vegetazione in libera evoluzione rimangono stabili intorno al 13% della superficie di studio.

Dal '55 al '74 le aree urbanizzate crescono a discapito dei seminativi semplici e dei sistemi colturali complessi. Il 26,4% delle colture arboree e il 33,1% dei sistemi colturali complessi viene convertito in seminativo semplice. I sistemi colturali complessi sostituiscono il 29,8% delle colture arboree mentre le superfici in evoluzione crescono significativamente sulle superfici che nel '55 erano prive di vegetazione o con vegetazione scarsa (36,6%)

Oltre il 50% delle aree prive di vegetazione (totale di circa 40 ha) presenti nel 1974 potrebbe derivare dai due incendi che colpirono la falesia nell'estate del 1973, infatti il 36,6% di esse occupa superfici con vegetazione in evoluzione nel 1955.

Nel 2018 (*Tabella 4.3*) le aree urbanizzate aumentano ma in modo più contenuto fino raggiungere il 13,7% dell'area di studio mentre le colture arboree arrivano a occupare circa 147 ha (7%). I sistemi colturali complessi si mantengono solo sul 2% del territorio, limitandosi a pochi appezzamenti diversificati destinati a produzioni orticole. I seminativi scendono al 18,8%, ma mantengono un ruolo significativo, sebbene le colture siano per lo più limitate a estesi medicai. La copertura arborea, sia di latifoglie sia mista, raggiunge il 18,9% ed insieme alle formazioni lineari (6,7%) sanciscono il passaggio dell'area del San Bartolo da una matrice fortemente antropica ad una più naturaliforme. Scompaiono completamente i seminativi nella falesia e nei versanti orientali, sostituiti da una densa copertura di canneti e di vegetazione pioniera in evoluzione che, a tratti, si struttura in boschetti di olmo o pioppi.

Dal 1974 al 2018 le superfici urbanizzate aumentano solo del +18,9% (da 241 a 287 ettari) e lo fanno soprattutto a scapito dei sistemi colturali complessi e seminativi semplici nonché, anche se in minor misura, delle superfici in libera evoluzione. Le colture arboree, passando da circa 64 ha a 147 ha di estensione, vedono un significativo incremento pari a quasi +130% andando a sostituirsi prevalentemente a seminativi semplici e sistemi colturali complessi a cui sottraggono complessivamente circa 118 ettari. Si riducono fortemente i seminativi semplici (decremento del -32,1%) mentre i sistemi colturali complessi praticamente scompaiono, passando da oltre 400 ha complessivi ad appena 42 ha circa, per cui si registra una riduzione rispetto al 1974 pari al -89,7%. Una quota consistente di sistemi colturali complessi si trasforma in seminativi semplici mentre circa il 16% di seminativi semplici (92,50 ha) muta in superfici in evoluzione libera.

Non vi sono significativi cambiamenti per le superfici prive di vegetazione, mentre le aree in evoluzione aumentano di tre punti percentuali, passano da 276 ha circa a quasi 350 ha (+26,8%) sostituendo le colture agrarie (colture arboree, seminativi e sistemi complessi) e soprattutto le aree prive di vegetazione (su circa 30 ha).

Rispetto al 1974, nel 2018 la fisionomia del paesaggio appare dunque più diversificata e più equilibrato fra le componenti semi-naturali e quelle agricole e urbane (*Figura 4.3*)

Tabella 4.3: classi d'uso del suolo del Monte San Bartolo nel 2018

Classe	Abbr.	Sup. (ha)	Sup. (%)
Aree urbanizzate e antropizzate	Urb	286,81	13,7%
Colture arboree permanenti	Colt. Arb.	147,19	7,0%
Seminativi semplici o in rotazione	Semin	393,86	18,8%
Sistemi colturali complessi	Compl	41,57	2,0%
Superfici con cop. arborea mista di conifere e latifoglie	Arb_mista	225,33	10,8%
Superfici con copertura arborea di latifoglie	Latif.	168,82	8,1%
Superfici non vegetate, terra nuda, roccia	Non_veg	66,7	3,2%
Vegetazione in evoluzione	Evol	349,77	16,7%
Acque	Acque	270,76	13,0%
Siepi e filari	Filari	139,46	6,7%

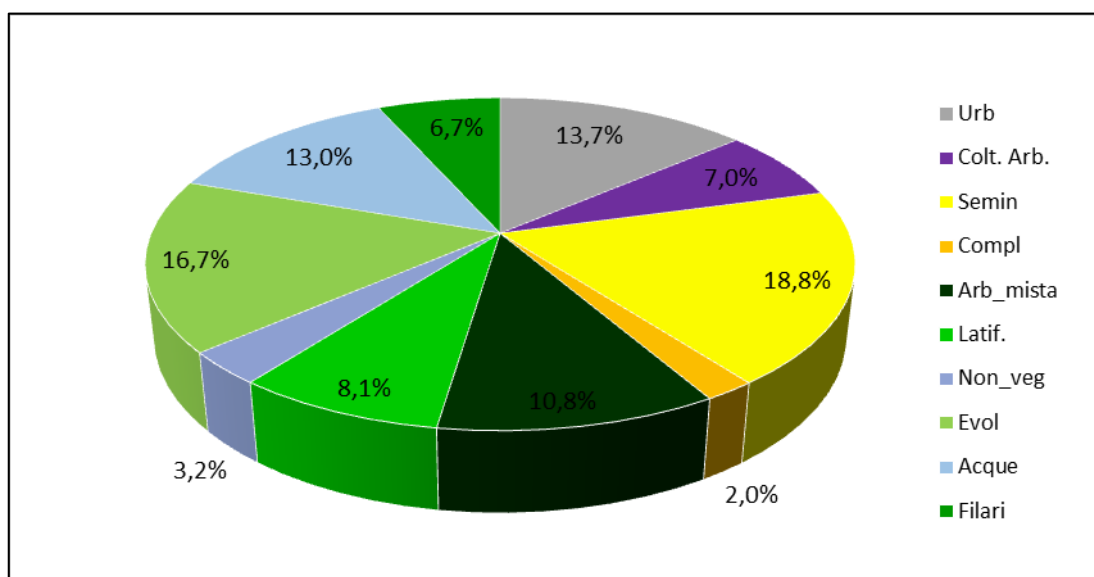


Figura 4.3: distribuzione delle classi d'uso del suolo per l'area di analisi nel 2018

I cambiamenti delle categorie integrate abbiano mantenuto un trend in linea con le tendenze evidenziate già per gli *step* del 1955-1974 e 1974-2018.

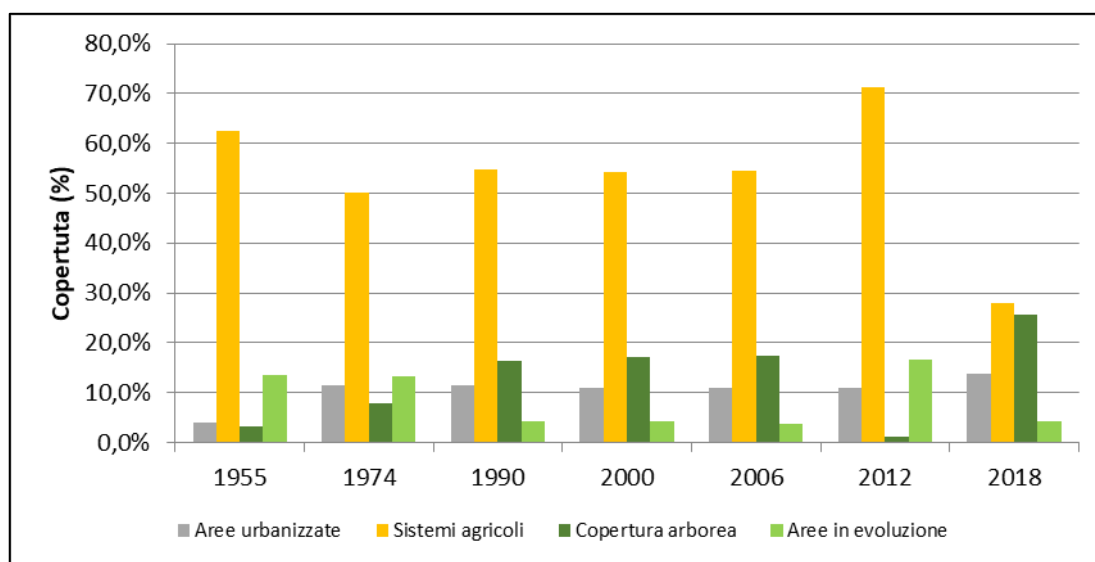
Per rappresentare meglio l'evoluzione del paesaggio del San Bartolo dal 1955 al 2018 sono state quindi accorpate le categorie d'uso del suolo che identificano alcuni unità territoriali fondamentali: aree urbanizzate, sistemi agricoli, aree con copertura arborea, superfici in evoluzione.

I dati risultanti dalle analisi sviluppate sugli elaborati cartografici della tesi sono stati integrati con quelli provenienti dalle carte dell'uso del suolo della Corine Land Cover (CLC) per meglio evidenziare l'andamento dei cambiamenti avvenuti rispetto alle unità territoriali tipiche negli anni dal 1990 al 2012, al fine da ridurre il gap temporale tra il 1974 e il 2018 (*Tabella 4.4*). Le categorie CLC utilizzate sono 7 rispetto alle 10 classi definite permettendo di apprezzare più sinteticamente l'evoluzione del paesaggio vegetale nell'ultimo trentennio.

Come evidenziato dall'istogramma in *Figura 4.4*, i dati della CLC si mantengono in linea con le dinamiche analizzate, sebbene il 2012 riporti delle anomalie legate ad errori intrinseci alla cartografia della CLC in quanto nell'elaborato originale, non sono riportate superfici inerenti coperture arboree di latifoglie (da cui risulta una ridotta consistenza dell'Unità territoriale delle coperture arboree)

*Tabella 4.4: copertura percentuale delle unità ecosistemiche nell'area di analisi dal 1955 al 2018*

Unità territoriale	Copertura (%)						
	1955	1974	1990	2000	2006	2012	2018
	Analisi	Analisi	CLC	CLC	CLC	CLC	Analisi
Aree urbanizzate	4,1%	11,5%	11,4%	11,0%	10,9%	10,9%	13,7%
Sistemi agricoli	62,6%	50,1%	54,7%	54,3%	54,6%	71,3%	27,9%
Copertura arborea	3,3%	7,8%	16,3%	17,1%	17,4%	1,3%	25,5%
Aree in evoluzione	13,5%	13,2%	4,3%	4,3%	3,7%	16,7%	4,3%



*Figura 4.4: copertura (%) delle unità territoriali all'interno dell'area di studio dal 1955 al 2018. Dal 1990 al 2012, la fonte dei dati è la carta della Corine Land Cover III livello.*

## 4.2 La serie storica degli incendi sul San Bartolo

Il Catasto Incendi dei Carabinieri Forestali conta 45 eventi verificatisi tra il 1979 e il 2019. A questi ne sono stati aggiunti altri due, identificati dalle ortofoto del 1974 nel tratto di falesia in corrispondenza di Gabicce Monte e di Santa Marina Alta. L'ortorettifica e successiva segmentazione di tali immagini ha consentito l'estrazione e il calcolo dell'estensione anche di questi incendi (*Figura 4.6*).



*Figura 4.5: aree percorse dal fuoco a Gabicce Mare (a sinistra) e a Santa Marina Alta (a destra) a seguito dei due incendi avvenuti nell'estate del 1973 (fonte: volo aereo 1974 della Provincia di Pesaro e Urbino)*

La loro collocazione temporale è stata ulteriormente definita a seguito della consultazione di alcune fonti giornalistiche storiche che indicano nei mesi di luglio e agosto 1973 le date degli eventi (*Figura 4.6*). L'incendio di Santa Marina Alta aveva un'estensione pari a 19,27 ha e quello di Gabicce Monte di 3,83 ha, ma non è stato possibile calcolarne l'indice di severità in assenza di dati satellitari idonei.



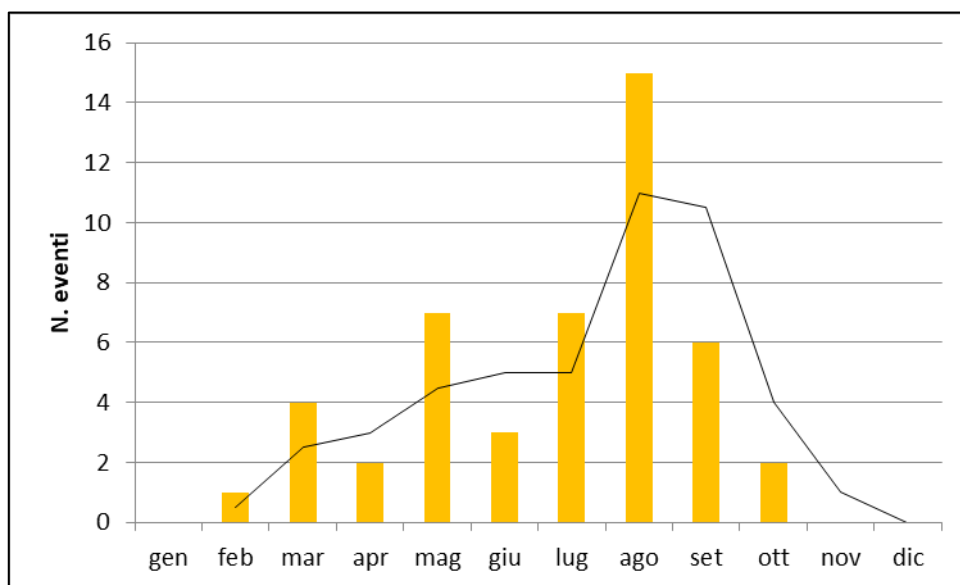
**Figura 4.6:** estratto da *Il Resto del Carlino* del 29 gennaio 1974 con informazioni sugli incendi avvenuti nel 1973 nella provincia di Pesaro e Urbino, fra cui quello del San Bartolo (riportato anche nella foto dell'articolo) (fonte: Archivio Associazione Argonauta, Fano)

A seguito di tale aggiornamento, il nostro *database* annovera 47 incendi avvenuti tra il 1973 e il 2019 (*Tabella 4.5*), con una frequenza media di circa 1 incendio all'anno (1 ogni 358 gg). La distribuzione di frequenza mensile (*Figura 4.7*) evidenzia una stagionalità estiva, tipica delle zone dell'Italia centro-meridionale, con una moda nel mese di agosto (15 eventi) e picchi ulteriori in maggio e luglio (7 eventi) e settembre (6 eventi). Da notare alcuni eventi extra-stagionali nei mesi di ottobre (2), ma soprattutto aprile (2) e febbraio (1).



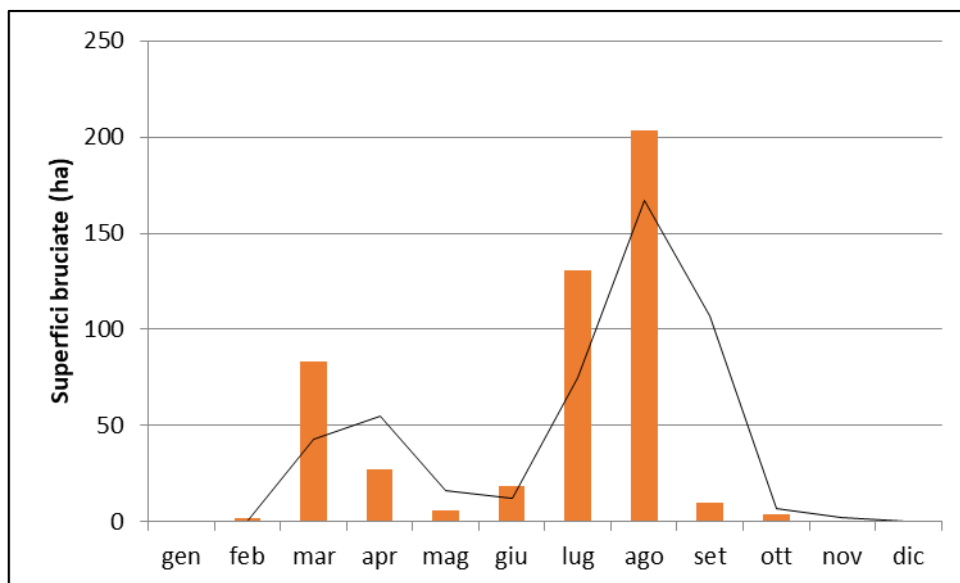
**Tabella 4.5: distribuzione mensile di frequenza (assoluta e %) degli incendi del San Bartolo (periodo 1973-2019) e relativa superficie (dati Carabinieri Forestali e UNIVPM).**

Mese	N. eventi	Frequenza (%)	Superficie (ha)
<i>gennaio</i>	0	0%	0,0
<i>febbraio</i>	1	2%	1,8
<i>marzo</i>	4	9%	83,5
<i>aprile</i>	2	4%	26,9
<i>maggio</i>	7	15%	5,9
<i>giugno</i>	3	6%	18,7
<i>luglio</i>	7	15%	130,7
<i>agosto</i>	15	32%	203,5
<i>settembre</i>	6	13%	9,8
<i>ottobre</i>	2	4%	3,8
<i>novembre</i>	0	0%	0,0
<i>dicembre</i>	0	0%	0,0
<b>TOTALE</b>	<b>47</b>	<b>100%</b>	<b>484,8</b>



**Figura 4.7: distribuzione mensile di frequenza (N) di incendi nel San Bartolo dal 1973 al 2019**





*Figura 4.8: distribuzione di frequenza mensile delle superfici totali (ha) percorse dal fuoco dal 1973 al 2019*

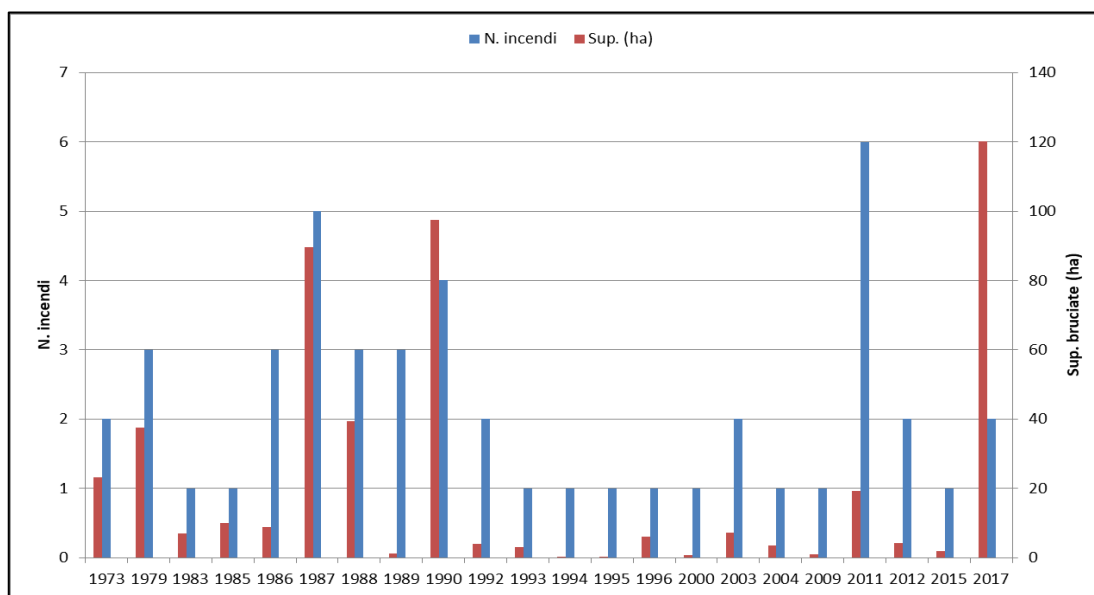
La tendenza si mantiene anche per quanto riguarda l'estensione delle superfici percorse dal fuoco (*Figura 4.8*) salvo per i mesi di aprile e maggio in cui, nonostante il minor numero di eventi avvenuti ad aprile rispetto a maggio, siano state bruciate aree meno estese in quest'ultimo mese anziché nel precedente.

Il dato è in linea con il regime termopluviometrico dell'area di analisi (§ par. 2.4) che vedono storicamente condizioni di massima siccità estiva per deficit idrico nei mesi di luglio-agosto.

Gli anni con un numero maggiore di eventi sono stati il 1987 e il 2001, rispettivamente con 5 e 6 incendi, cui segue il 1990 con 4 (*Figura 4.9*).

Il 1987 è anche al terzo posto tra gli anni in cui sono bruciate più superfici (c.a. 89,5 ha), dopo il 1990 con 97,4 ha e il 2017 in cui sono bruciati circa 120 ha nel solo evento del 4-5 agosto.

Significative anche le annate del 1973, del 1979 e del 1988 in cui sono bruciate rispettivamente 23,1 ha, 37,5 ha e 39,4 ha.



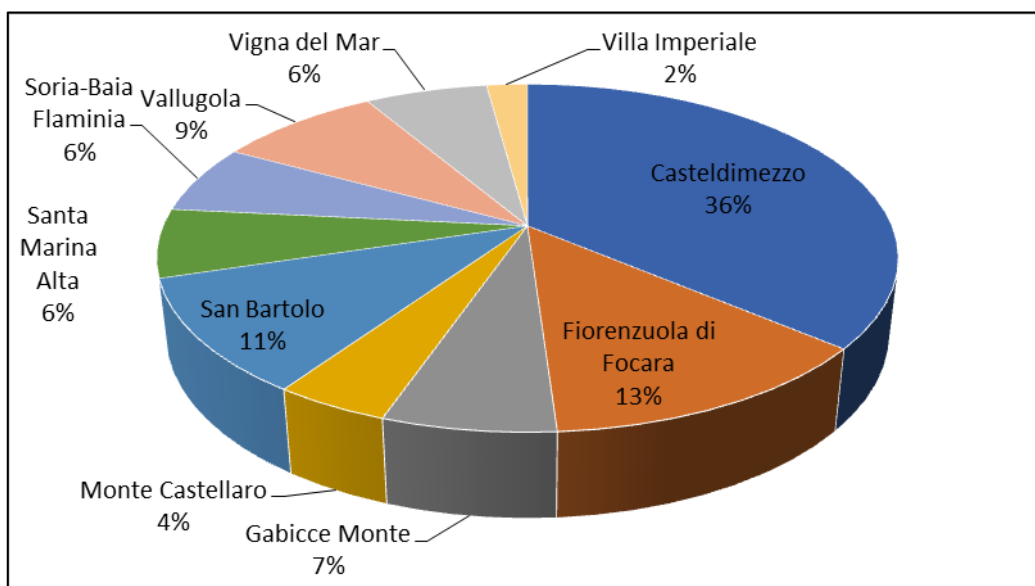
**Figura 4.9:** Distribuzione di frequenza del numero di incendi e delle superfici bruciate (ha) annualmente dal 1973 al 2019. Sono indicati solo gli anni in cui si sono verificati gli incendi.

Dei 47 eventi registrati, 40 ricadono nel Comune di Pesaro (PU) e gli altri nel Comune di Gabicce Mare (PU). L'area più colpita è quella di Casteldimezzo (**Figura 4.10**), con il 36% degli incendi e una superficie bruciata complessiva pari a circa 268 ha .

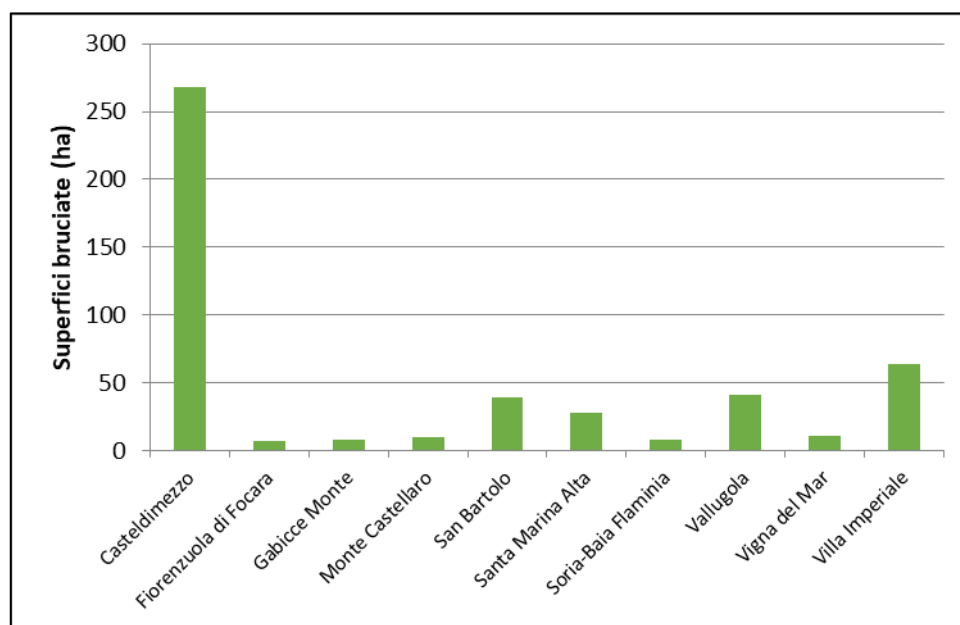
Valori importanti anche nei pressi di Vallugola, San Bartolo (area del Convento) e Santa Marina Alta in cui sono bruciati rispettivamente 41,2 ha, 39,4 ha e 27,9 ha nonostante il limitato numero di eventi (rispettivamente 9%, 11% e 6% del totale) (**Tabella 4.6**).

**Tabella 4.6:** distribuzione degli incendi dal 1973 al 2019 per località

Località	N. eventi	Eventi (%)	Sup. (ha)
Casteldimezzo	17	36%	268,4
Fiorenzuola di Focara	6	13%	6,9
Gabicce Monte	3	6%	8,1
Monte Castellaro	2	4%	9,6
San Bartolo	5	11%	39,4
Santa Marina Alta	3	6%	27,9
Soria-Baia Flaminia	3	6%	8,2
Vallugola	4	9%	41,2
Vigna del Mar	3	6%	11,3
Villa Imperiale	1	2%	64,0
<b>TOT.</b>	<b>47</b>	<b>100%</b>	<b>484,8</b>



**Figura 4.10:** distribuzione di frequenza degli incendi (N. eventi) suddivise per località avvenuti al San Bartolo dal 1973 al 2019



**Figura 4.11:** estensione degli incendi dal 1973 al 2019 distribuiti per località

Fra i dati dei Carabinieri Forestali il 24/03/1987 è registrato un incendio di 64 ettari (di cui 24 in area boscata) presso la Villa Imperiale, per il quale, nonostante la disponibilità di immagini satellitari di Landsat 4-5, l'indice NBR non ne individua la presenza. Si suppone pertanto che l'incendio boschivo sia stato di tipo radente, con un limitato o nullo

interessamento delle chiome. Nella porzione non forestale, vista anche la stagione primaverile, la vegetazione erbacea si sia rapidamente ricostituita.

Dei 47 eventi registrati 14 sono stati individuati e vettorializzati, quindi i centroidi di riferimento delle superfici percorse dal fuoco sono state riportate in **Figura 4.12**.

Le caratteristiche stazionali e il livello di severità degli eventi rilevati con *remote sensing* sono indicate in **Tabella 4.7**.

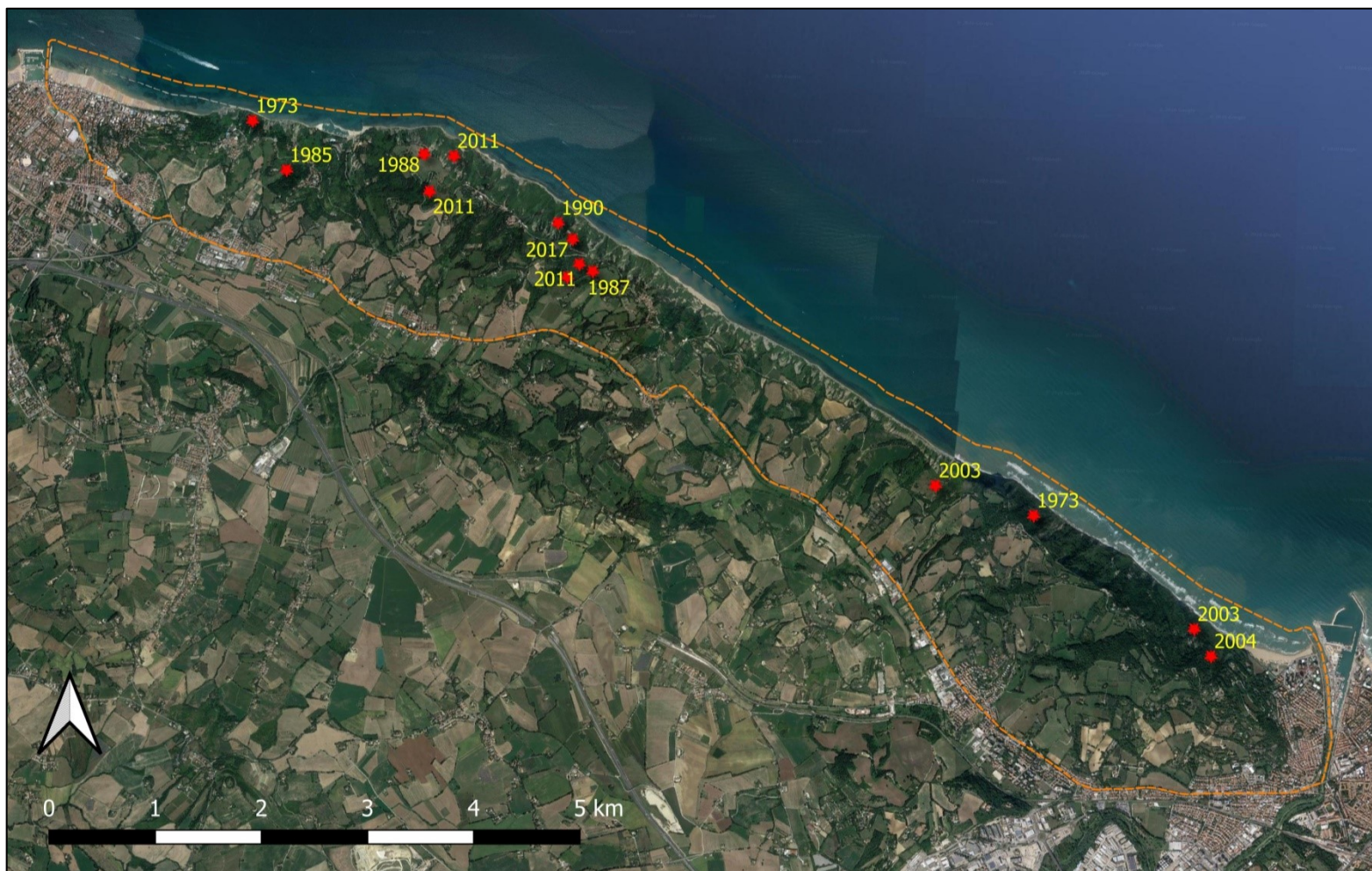
Dall'analisi della severità media delle aree percorse da incendio si osserva come il 28,6% hanno manifestato un livello moderatamente alto ( $+440 < dNBR < +659$ ), il 21,4% un livello di severità medio-bassa ( $+270 < dNBR < +439$ ), il 14,3% severità bassa ( $+100 < dNBR < +269$ ), mentre il 14,3% è apparsa come non bruciata ( $-100 < dNBR < +99$ ). Per i due eventi del 1973 per cui non si disponeva di immagine satellitare, non è stato possibile calcolare la severità media (n.d.).

Livelli di severità elevata ( $+660 < dNBR < +1300$ ) rappresentano solo il 7,1% dei valori assoluti, ma si registrano solo per l'incendio avvenuto nella falesia il 4-5 agosto 2017. L'estensione delle superfici che sono state interessate da livelli di severità elevata, sebbene riguardino un singolo evento, costituiscono globalmente il 40,4% del totale delle aree percorse dal fuoco.

Severità moderatamente alta e moderatamente bassa hanno interessato rispettivamente l'8,5% e il 13,5% del totale delle aree percorse dal fuoco, mentre il 21,9% delle superfici hanno riportato livelli di severità bassa.

*Tabella 4.7: statistiche zonali (valori medi) delle principali caratteristiche del 14 incendi sul San Bartolo sottoposti ad analisi delle immagini satellitari. Per ogni evento sono indicate data e località, le superfici rilevate dai Carabinieri Forestali (Sup. CF) e tramite remote sensing (Sup. RS) riportate in ettari (ha), la severità media dell'area incendiata (dNBR), il Compound Termal Index (CTI) e Heat Load Index (HLI), pendenza media (in gradi ) e elevazione media (rispetto al livello medio del mare, m s.l.m.) di ciascuna superficie incendiata.*

<b>Anno</b>	<b>Mese</b>	<b>Comune</b>	<b>Località</b>	<b>Sup. CF (ha)</b>	<b>Sup. RS (ha)</b>	<b>dNBR</b>	<b>CTI</b>	<b>HLI</b>	<b>Pend. Med. (°)</b>	<b>Elev. Med. (m s.l.m.)</b>
1973	Luglio	Pesaro	Santa Marina Alta	n.d.	19,27	n.d.	5,8	0,43	31,1	81
1973	Luglio	Gabicce Mare	Gabicce Monte	n.d.	3,83	n.d.	5,8	0,45	31,2	54
1985	Luglio	Gabicce Mare	Vigna del Mar	10,00	12,51	443	6,8	0,83	15,6	89
1987	Agosto	Pesaro	Casteldimezzo	7,00	10,53	368	6,8	0,78	15,7	155
1988	Agosto	Gabicce Mare	Vallugola	32,00	27,36	373	4,0	0,62	26,5	104
1990	Luglio	Pesaro	Casteldimezzo	95,00	60,21	243	6,3	0,48	29,7	93
2003	Settembre	Pesaro	Monte Castellaro	3,55	5,40	508	6,8	0,83	14,7	146
2003	Ottobre	Pesaro	Soria	3,73	3,42	88	6,5	0,53	18,4	40
2004	Agosto	Pesaro	Baia Flaminia	3,51	4,05	495	6,4	0,51	21,1	74
2011	Settembre	Pesaro	Montagnola	2,12	3,60	240	6,8	0,82	16,7	156
2011	Settembre	Pesaro	Rive di Casteldimezzo	0,72	0,90	330	6,4	0,91	18,9	166
2011	Giugno	Pesaro	Strada Rive del Faro	12,72	20,43	-36,8	6,1	0,48	29,4	79
2011	Agosto	Pesaro	Strada Comunale Rive	2,75	2,97	626	6,4	0,72	16,8	189
2017	Agosto	Pesaro	Casteldimezzo e Fiorenzuola di Focara	120,01	117,99	697	5,9	0,49	30,7	101



*Figura 4.12: ubicazione dei 14 incendi (Tabella 4.7) localizzati in base al centroide della superficie di ciascun evento*

Il valore medio dell' indice CTI (*Compound Topographic Index*) corrisponde mediamente a eventi ubicati in posizione di medio versante. Gli eventi di intensità moderatamente alta manifestano un valore di CTI più elevato (6,58) rispetto agli eventi di severità alta e moderatamente bassa.

Valori più bassi di HLI (*Heat Load Index*) si registrano nelle aree incendiate che hanno interessato i versanti della falesia (più freschi perché esposti a N-O) mentre quelli più elevati si hanno nelle aree interne con esposizione S-E (più caldi). Le località con indici HLI medi più elevati sono concentrate nei versanti interni di Casteldimezzo (Rive e Montagnola), del Monte Castellaro e di Vigna del Mar.

Gran parte degli eventi (43%) si è verificato a quote medie comprese tra 50 e 100 m s.l.m., e solo un incendio ha interessato le zone prossime al mare (40 m s.l.m). Quasi tutti gli incendi si sono verificati in pendenze intorno a 18° e solo quelli in falesia hanno interessato aree con pendenza media di circa 30°.

Le superfici percorse da incendio rilevate tramite elaborazione delle immagini satellitari ha evidenziato una differenza rispetto a quelle indicate nell'archivio incendi dei Carabinieri Forestali (CF). In media le superfici rilevate con *remote sensing* risultano più estese rispetto a quelle misurate dai CF, con valori più significativi per quanto riguarda gli eventi dell'agosto 1987 in Casteldimezzo, del settembre 2011 in Monte Castellaro e in Montagnola e del giugno 2011 presso Strada Rive de Faro; per questi eventi la superficie indicata nel registro incendi dei CF risulta inferiore del -50% fino al -70% rispetto a quanto rilevato in *remote sensing*. Tale differenza è principalmente legata alla risoluzione spaziale delle immagini satellitari storiche (Landsat 4,5 7 e 8), in cui l'unità minima di rilevamento terra è pari a 30x30m. Per tale motivo, è presumibile che pixel corrispondenti a superfici parzialmente bruciate hanno assunto interamente valori di dNBR corrispondenti a severità (anche se basse) ma comunque pertinenti a una intera porzione bruciata. La differenza tra le superfici per l'evento del 4-5 agosto 2017 è di appena il 2% in quanto Sentinel-2A ha una risoluzione spaziale migliore (10x10m).



### 4.3 Le dinamiche tra fuoco e vegetazione

#### 4.3.1 Gli incendi storici del 1988 e 1990

I due eventi campione si sono verificati rispettivamente 33 e 31 anni fa. Non essendo nota la composizione floristica del periodo, è stata considerata esclusivamente la variazione media dell'NDVI sull'intera superficie.

L'incendio del 3 agosto 1988 (**Figura 4.13**) ha interessato una superficie di circa 27 ettari lungo il versante in destra idrografica al Rio Vallugola. L'area bruciata interessa una porzione di territorio che va dal piede del rilievo fino al crinale, coinvolgendo anche i terreni agricoli oltre il ciglio della scarpata di falesia su cui si sono osservati i livelli di severità più elevati.

La quota media delle superfici percorse dal fuoco è di 104 m s.l.m. e la pendenza media del versante è di 26,5° con esposizione N-N-O, cui corrisponde un HLI di 0,62, ovvero una condizione mediamente calda. L'uso del suolo predominante al momento dell'evento era costituito da vegetazione in evoluzione, ovvero, in gran parte, canneti di canna del Reno (*Arundo plinii*). La severità media da dNBR è risultata medio-bassa (+373).

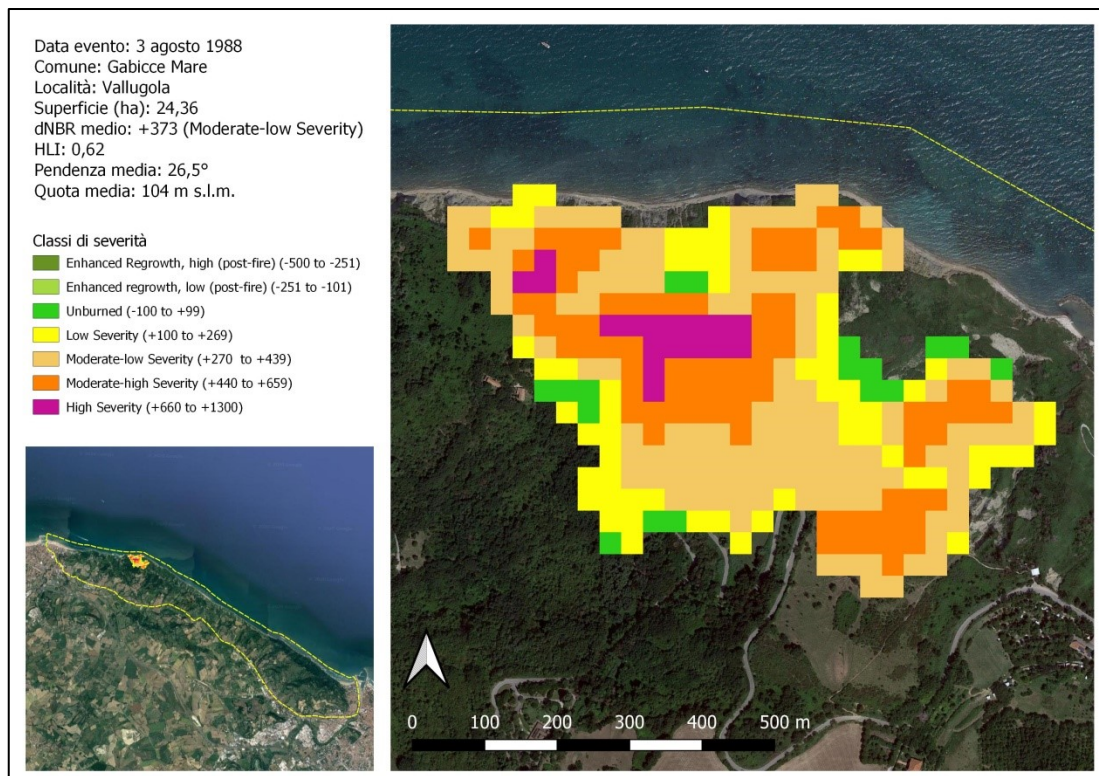
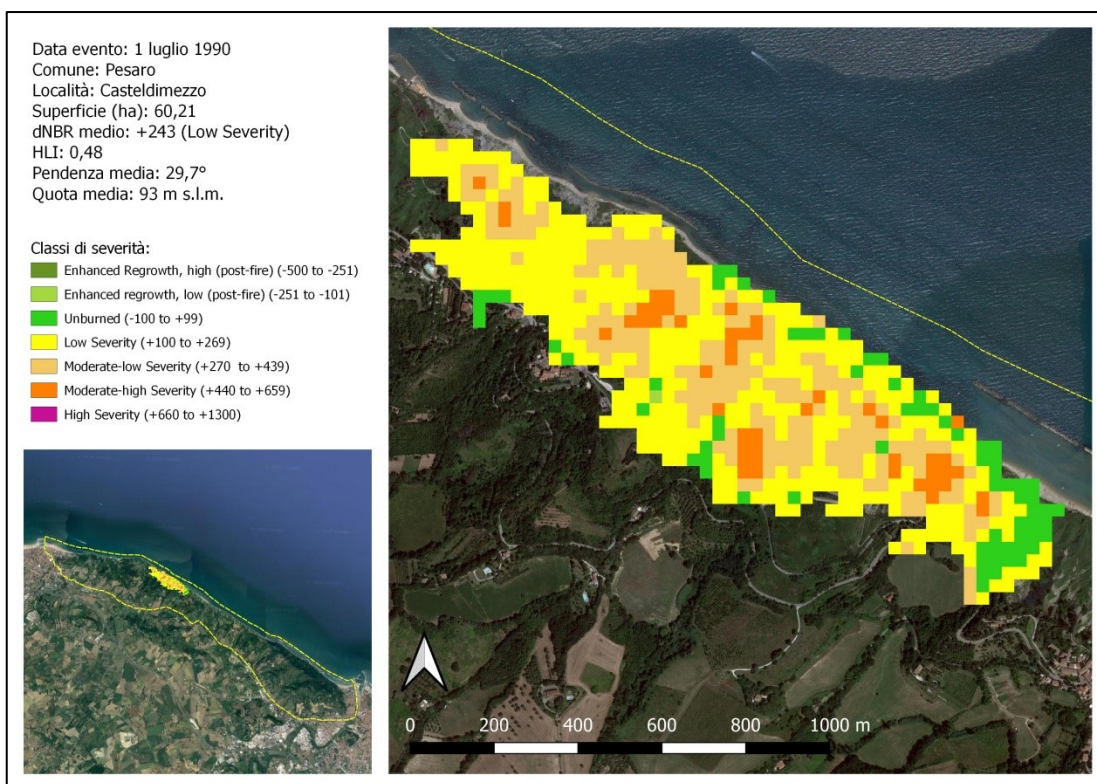


Figura 4.13: caratteristiche e mappa della severità dell'incendio del 3/8/1988 zona Vallugola.



L'incendio del 1° luglio 1990 in località Casteldimezzo (**Figura 4.14**), ha interessato una superficie di circa 60 ettari estesa su tutta la falesia dal livello del mare sino al crinale, per una larghezza della fascia pari a circa 470 m e una lunghezza di circa 1,8 km. L'altitudine media delle superfici percorse dal fuoco è di 93 m s.l.m. anche se, come già detto, le porzioni di falesia interessate dal passaggio delle fiamme si sono diramate dal crinale sino al litorale.

La pendenza media del versante è di circa 30° con esposizione N-O, da cui dipende un HLI di 0,48 e dunque piuttosto mite. Anche qui al momento dell'evento la copertura prevalente era quella di canneti di canna del Reno. La severità media ricavata dal dNBR è risultata bassa (+243).

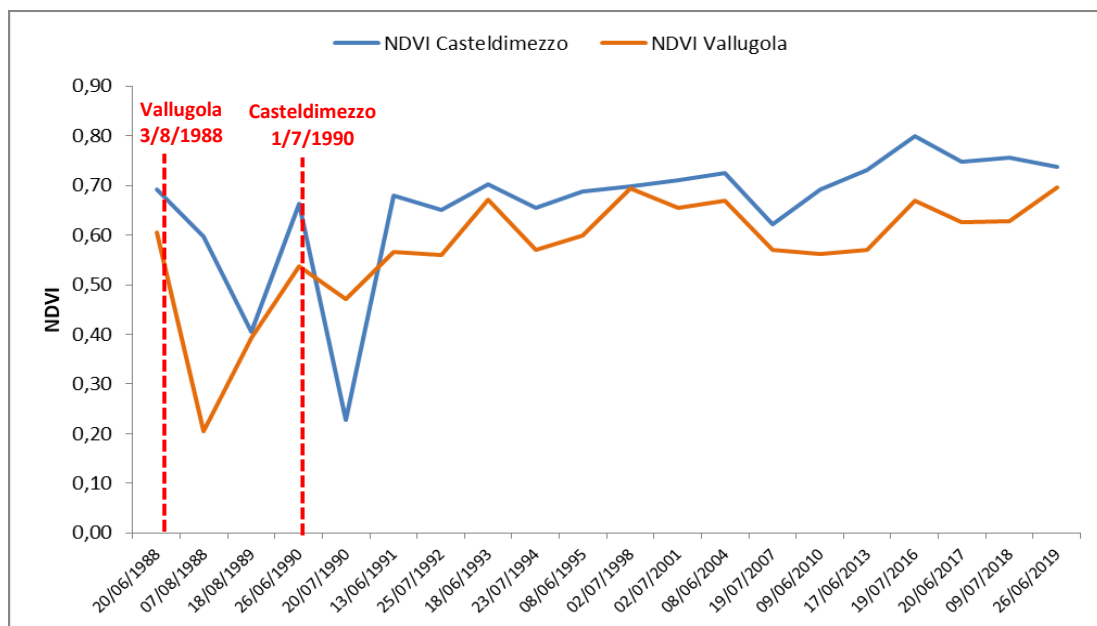


**Figura 4.14:** caratteristiche e mappa della severità dell'incendio del 1/7/1990 zona Casteldimezzo

Nel tratto di falesia in località Vallugola (**Figura 4.15**) in situazioni non disturbate il valore medio di NDVI è pari a 0,61 (DS  $\pm 0,06$ ) così come era in data pre-disturbo (20/06/1988), ma scese a 0,21 dopo l'incendio (07/08/1988) e un anno dopo il disturbo (18/08/1989) era ancora basso (0,39). L'indice non raggiunse i valori medi per l'area neppure nel 1990 con variazioni da 0,54 a 0,47 in corrispondenza delle due date relative alle

situazioni pre- e post-disturbo del limitrofo incendio di Casteldimezzo. Solo nel giugno del 1991 il valore dell'NDVI tornò nella normalità (0,57).

L'area di Casteldimezzo mostra, in assenza di disturbo, un valore medio di NDVI pari a 0,68 (DS  $\pm 0,08$ ). Tre settimane dopo l'incendio (20/07/1990) l'indice scese a 0,23 quando, un mese prima (26/06/1990) era pari a 0,66, in linea con il valore medio. Un anno dopo il disturbo, l'indice NDVI era già entro i valori medi dell'area raggiungendo un valore di 0,68 (13/06/1991).



**Figura 4.15:** variazione di NDVI delle due aree colpite da incendio nel 1988 (Vallugola) e 1990 (Casteldimezzo). Le linee tratteggiate in rosso indicano la data in cui si è verificato l'incendio

Oltre ai due picchi negativi in corrispondenza dei due incendi, nella curva di Casteldimezzo si osserva una notevole riduzione del valore di NDVI anche nel mese di agosto 1989, non altrettanto riscontrabile in quella di Vallugola. Poiché le due aree colpite si trovano sullo stesso versante di falesia a una distanza minima di circa 50 m è possibile che l'incendio di Vallugola possa avere influenzato anche le dinamiche vegetazionali dell'area di Casteldimezzo. Peraltro dal 1991 l'andamento di NDVI tende ad allinearsi su valori normali, ad indicare un recupero funzionale della copertura vegetale pre-disturbo.

#### 4.3.2 L'incendio del 2017

L'incendio del 4-5 agosto 2017 è stato l'evento più esteso e forse più significativo di quelli avvenuti sul san Bartolo dal 1973 ad oggi, avendo interessato una superficie di quasi 120 ettari, per una lunghezza di circa 4 km dalla Vallugola sino alle pendici nord-orientali del Monte Brisighella (*Figura 4.16, Figura 4.17, Figura 4.18*) ed essendo circolato su tutti i social media.



*Figura 4.16: incendio in falesia in corrispondenza di Fiorenzuola di Focara (foto: Marco Bonacoscia, 4/08/2017)*



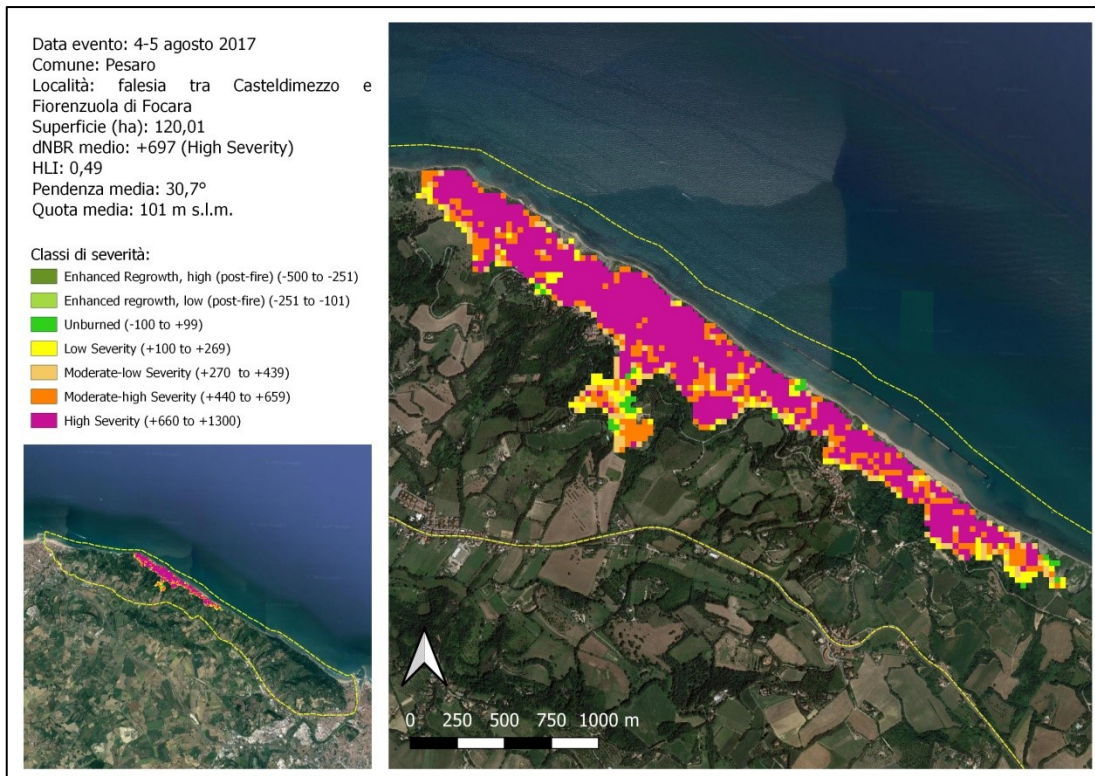
*Figura 4.17: vegetazione residuale post-incendio in falesia al piede di Castledimezzo (foto: Francesco Gennari, Storm Chasing And Weather Photography, 05/08/2017)*





**Figura 4.18: paesaggio post-incendio in falesia (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 09/08/2017)**

L'incendio (**Figura 4.19**) innescato accidentalmente in un coltivo sul versante interno ha rapidamente risalito il versante (anche a causa di alcuni disservizi logistici) e in corrispondenza di Casteldimezzo è sceso in falesia sviluppandosi durante la notte e fino alla mattina successiva soprattutto in direzione sud (verso Pesaro) a causa delle brezze prevalenti. ad una quota media di 101 m s.l.m. e con pendenza media di 30,7°. Il valore di HLI è di 0,49 corrispondente a una esposizione N-O della falesia, con un dNBR medio di 697, che indica alta severità.



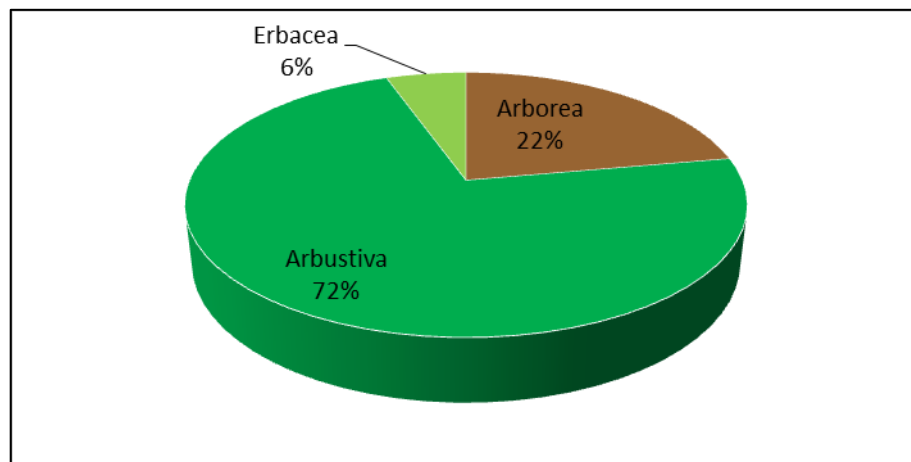
**Figura 4.19: caratteristiche e mappa della severità dell'incendio del 4-5 agosto 2017 zona falesia.**

Complessivamente la superficie con valori da medio-bassi ad elevati (dNBR >270) corrisponde è pari all'88,3% dell'area percorsa dal fuoco. All'interno di tale superficie, la vegetazione presente (**Tabella 4.8**) è dominata da canneto di *Arundo plinii*, con sporadici e risotti nuclei di robinieto e boschetti di olmo minore localizzati negli impluvi. Nei versanti più ripidi e instabili della falesia sono presenti anche alcune praterie di *Hedysarum coronarium*.

**Tabella 4.8: tipologie fisionomiche della vegetazione colpita da severità medio-elevate (dNBR >270) dall'incendio del 4-5 agosto 2017**

<b>Tipo fisionomico</b>	<b>Sup. (ha)</b>	<b>Sup. (%)</b>
Arbusteto deciduo di <i>Arundo pliniana</i> Turra	71,18	67,1%
Bosco deciduo di <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	11,30	10,7%
Prateria aperta discontinua di <i>Hedysarum coronarium</i> L.	3,84	3,6%
Bosco deciduo di <i>Ulmus minor</i> Miller	3,80	3,6%
Seminativo in rotazione	3,51	3,3%
Rimboschimento sempreverde	2,08	2,0%
Bosco deciduo di <i>Populus nigra</i> L.	1,72	1,6%
Bosco deciduo di <i>Populus canescens</i> (Aiton) Sm.	1,42	1,3%
Prateria chiusa continua di <i>Inula viscosa</i> (L.) Aiton	0,85	0,8%
Rimboschimento misto di latifoglie e conifere	0,83	0,8%
Arbusteto deciduo di <i>Spartium junceum</i> L.	0,75	0,7%
Arbusteto deciduo di <i>Rubus ulmifolius</i> Schott	0,72	0,7%
Rimboschimento deciduo	0,70	0,7%
Siepe decidua	0,57	0,5%
Filare deciduo	0,50	0,5%
Prateria chiusa continua di <i>Hedysarum coronarium</i> L.	0,48	0,5%
Vegetazione psammofila di <i>Cakile maritima</i> Scop.	0,46	0,4%
Oliveto	0,36	0,3%
Prateria chiusa continua di <i>Brachypodium rupestre</i> (Host) R. et S.	0,33	0,3%
Arbusteto deciduo di <i>Tamarix gallica</i> L.	0,19	0,2%
Filare sempreverde	0,19	0,2%
Impianto arboreo da frutto o da legno	0,15	0,1%
Prateria aperta discontinua di <i>Daucus carota</i> L.	0,08	0,1%
Vigneto	0,01	0,0%
Arbusteto deciduo di <i>Arundo donax</i> L.	0,00	0,0%
Popolamenti algali	0,00	0,0%
<b>TOTALE</b>	<b>106,02</b>	<b>100,0%</b>

Il tipo vegetazionale maggiormente interessato da valori elevati di severità è stato quello dei canneti di *Arundo pliniana* (71,18 ha, 67,1%), seguito da boschi decidui di *Robinia pseudoacacia* (11,30 ha, 10,7%), da boschetti mesoigrofilo di *Ulmus minor* (3,80 ha, 3,6%), praterie aperte discontinue di *Hedysarum coronarium* (3,84 ha, 3,6%) e dai rimboschimenti di conifere (2,08 ha, 2,0%). La copertura vegetale, non di tipo agricolo, interessata da livelli medio-elevati di severità, è soprattutto di tipo arbustivo (circa 72%), arborea (22%) ed erbacea (circa 6%) (**Figura 4.20**).



**Figura 4.20:** copertura vegetale non agraria con valori medio-elevati di severità dall'incendio del 4-5 agosto 2017.

Globalmente l'area dell'incendio, in assenza di disturbo, ha un valore medio di NDVI di circa 0,59, molto vicino a quello di due giorni prima dell'incendio (0,64) e che 4 giorni dopo l'incendio (09/08/2017) scende a 0,13. Il valore si mantiene molto basso anche nei mesi di settembre e ottobre 2017, rispettivamente 0,20 e 0,34. Meno di un anno dopo (maggio 2018) NDVI raggiunge nuovamente il valore di 0,67, che indica il recupero funzionale della copertura della vegetazione su tutta l'area (**Figura 4.21**).

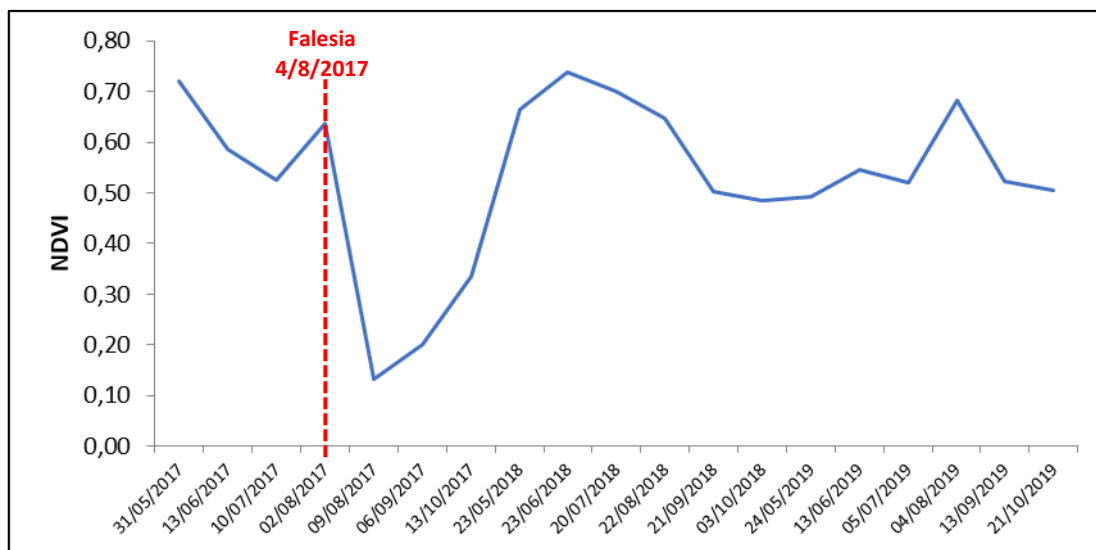


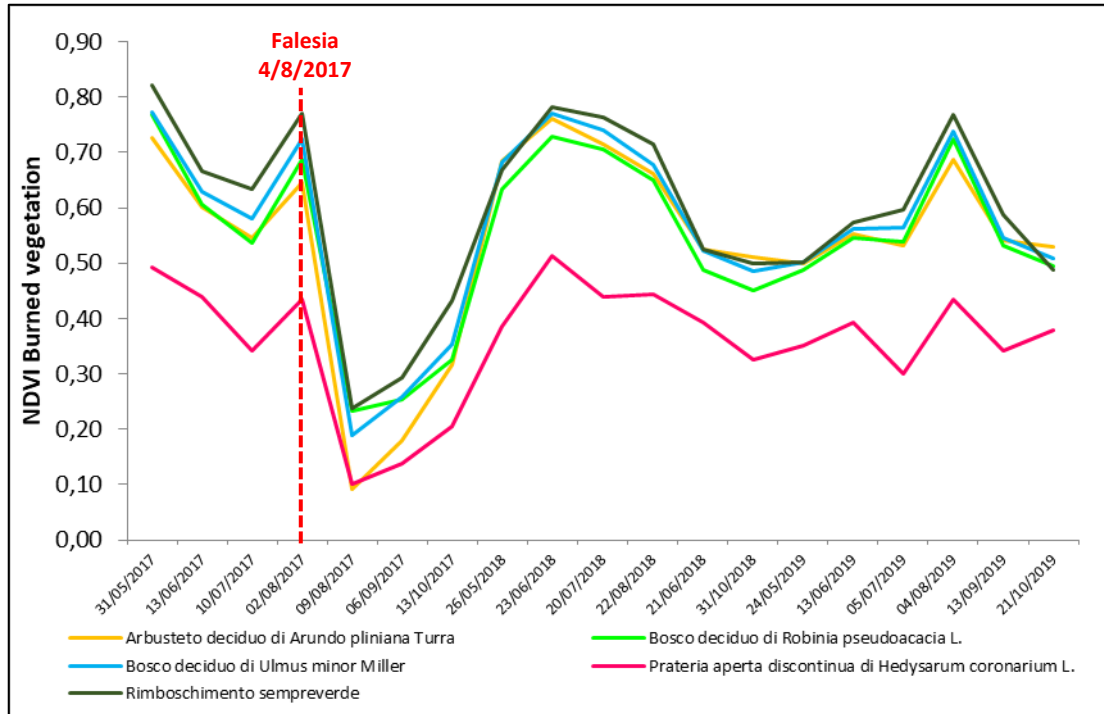
Figura 4.21: variazione mensile dell'NDVI nell'area colpita da severità da media a elevata (dNBR >270) dall'evento del 4-5 agosto 2019.

Confrontando i valori medi di NDVI tra le aree bruciate e le omologhe superfici di controllo è stato osservato come canneti di *Arundo plinii* e i boschi di latifoglie decidue (olmeti e robinieti) manifestano un decremento variabile dal -22% al -28% rispetto alle rispettive aree non percorse dal fuoco. I rimboschimenti di conifere mantengono nel tempo una copertura di poco variabile rispetto gli omologhi popolamenti non percorsi dal fuoco, riducendosi in media del -10% rispetto alle superfici indisturbate; ciò può essere dovuto al fatto che tali popolamenti sono stati colpiti solo marginalmente e senza una estesa combustione completa delle chiome, da cui deriva un mantenimento del valore medio di NDVI non troppo dissimile dalle aree di controllo.

Le praterie di sulla (*Hedysarum coronarium* L.), molto limitate e localizzate in falesia, invece hanno evidenziato una tendenza positiva con incremento medio dell'indice NDVI del +6%, ovvero valori di copertura mediamente più elevati nell'area bruciata rispetto alla corrispondente superficie di controllo; ciò può dipendere dal fatto che le superfici su cui si sviluppano queste associazioni erbacee sono versanti ripidi periodicamente soggetti a frane e smottamenti che possono aver determinato una riduzione puntuale dei valori di NDVI anche nelle aree non percorse dal fuoco. In **Figura 4.22** si osserva l'effetto dell'incendio (valore post-disturbo in data 09/08/2017) sui diversi tipi vegetazionali presenti.

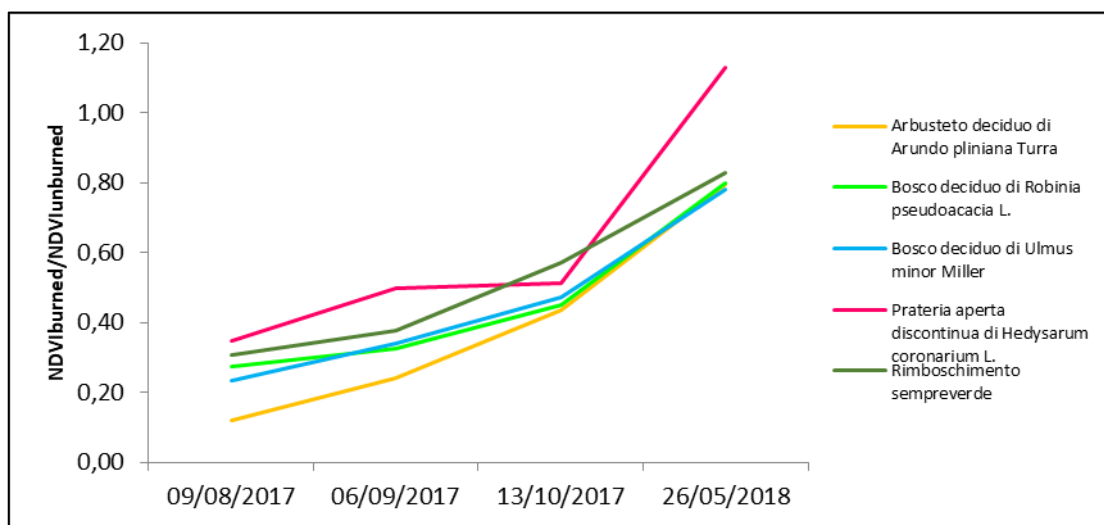
I più colpiti sono stati gli arbusteti di *Arundo plinii* con una riduzione di NDVI (differenza post-pre disturbo) di -0,56, il bosco deciduo di *Ulmus minor* (-0,54) e i rimboschimenti di conifere (-0,53). Scarti minori nei boschi di *Robinia pseudoacacia* (-0,45) e nelle praterie di Sulla (-0,33). L'andamento delle curve indica che tutte le coperture

recuperano valori simili in meno di un anno (dal 09/08/2017 al 26/05/2018) a testimonianza della loro funzionalità.



**Figura 4.22:** variazione di NDVI delle tipologie fisionomiche colpite da severità medio-elevate nell'evento del 4-5 agosto 2017.

La variazione del rapporto  $\Delta NDVI$  per i principali tipi vegetazionali nell'intervallo dei suddetti 9 mesi è riportata in **Figura 4.23**,



**Figura 4.23:** variazione del rapporto  $\Delta NDVI$  tra la data dell'incendio e l'avvio della stagione vegetativa successiva per tipo vegetazionale

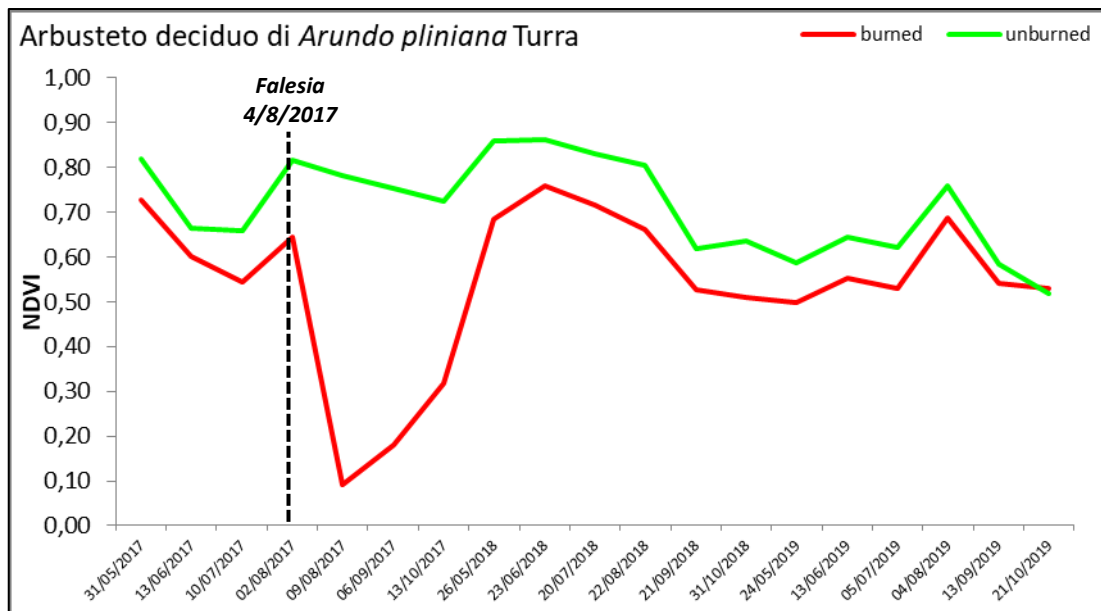


L'evoluzione della copertura per ogni tipo vegetazionale è stata analizzata anche nel medio periodo, confrontando maggio-ottobre dell'anno dell'incendio e dei 2 anni successivi (2018, 2019).

Negli arbusteti decidui di *Arundo pliniana* Turra l'incendio ha avuto conseguenze significative (**Figura 4.24**). Quattro giorni dopo il disturbo, l'indice NDVI è sceso a 0,09 ad indicare una quasi completa scomparsa della copertura vegetale.

Il passaggio del fuoco su queste formazioni arbustive determina una riduzione di NDVI del -96%. Il recupero della copertura si manifesta con un incremento rapido dell'indice, che aumenta del +51% tra il 09/08/2017 e 06/09/2017 e del +57% tra il 06/09/2017 e il 13/10/2017.

Nella successiva stagione vegetativa i valori di NDVI ritornano nella media.



**Figura 4.24:** confronto dell'evoluzione di NDVI per le superfici di arbusteto deciduo di *Arundo pliniana* Turra (burned e unburned).

Anche i boschi decidui di *Robinia pseudoacacia* L. (**Figura 4.25**) mostrano una notevole riduzione di NDVI dalla data pre-disturbo a quella immediatamente post-disturbo il quale scende da un valore pre-disturbo di 0,69 a un valore di 0,23 il 09/08/2017 appena 4 giorni dopo l'incendio. Complessivamente si assiste ad una riduzione di NDVI del -66% rispetto alla situazione precedente all'incendio

L'indice rimane molto basso anche nelle due mensilità successive: in data 06/09/2017 si registra un NDVI di 0,25 (con un incremento rispetto alla data precedente di solo il +9%)

mentre il 13/10/2017 sale allo 0,33 (+28%). Torna a valori della media stagionale solo nella successiva ripresa vegetativa, quando al 26/05/2018 si innalza allo 0,63.

Per i due anni successivi all'evento, il grafico evidenzia tuttavia un lieve discostamento tra l'andamento degli NDVI delle due aree campione, con un trend di abbassamento della curva corrispondente ai robinieti colpiti da incendio.

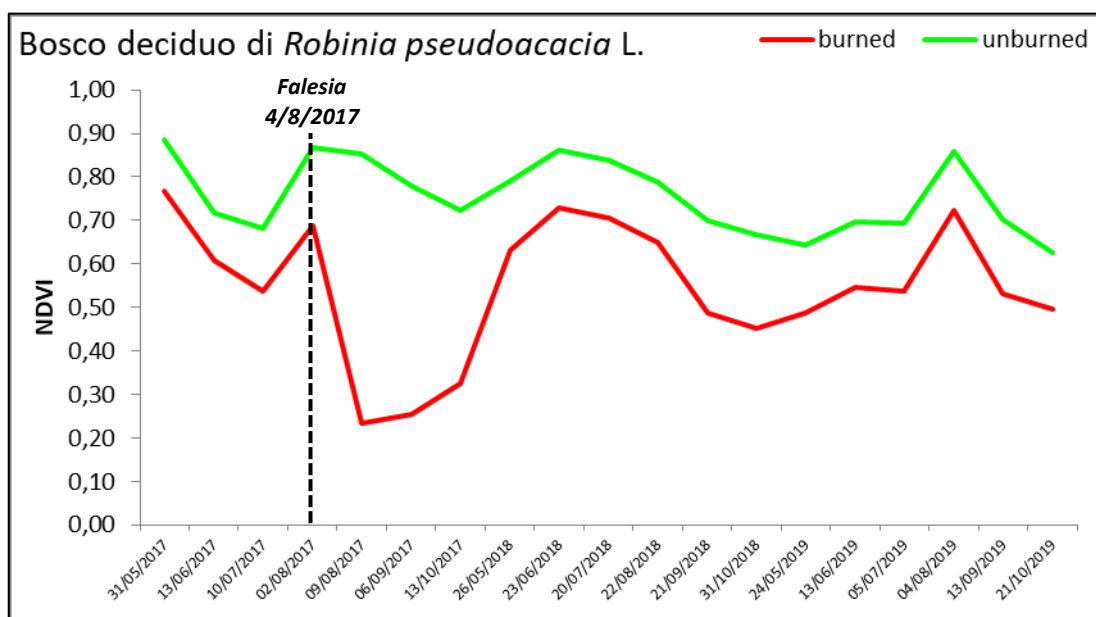


Figura 4.25: confronto dell'evoluzione di NDVI per le superfici a bosco deciduo di *Robinia pseudoacacia* L. (burned e unburned).

Gli effetti del passaggio del fuoco sui boschi decidui di *Ulmus minor* Miller sono ben evidenti, anche in questo caso, a partire dalla data immediatamente successiva all'evento (Figura 4.26), quando NDVI del bosco bruciato passa da 0,72 in data 02/08/2017 a 0,19 il 09/08/2017 con un decremento del -74%.

Nei successivi periodi il bosco danneggiato recupera del +38% dal 09/08/2017 al 06/09/2017, quando NDVI sale a 0,26 e del +36% tra il 06/09/2017 al 13/10/2017. A ottobre, due mesi dopo l'incendio, il bosco di olmo bruciato mantiene valori di NDVI bassi, pari a 0,35.

Alla successiva ripresa vegetativa, a maggio 2018, l'indice è aumentato del +93% rispetto all'autunno precedente, ma si mantiene comunque ancora significativamente più basso rispetto alla superficie indisturbata (-22%).

Quello che si evidenzia è un rilevante discostamento tra le curve NDVI del bosco disturbato rispetto all'omologo di controllo nelle mensilità successive al disturbo dell'agosto 2017.

Come per i robinieti, tra la fine della stagione vegetativa del 2018 e l'inizio di quella del 2019 si evidenzia una nuova lieve riduzione dell'NDVI per le aree bruciate, con valori che si discostano dall'andamento stagionale della tipologia vegetazionale.

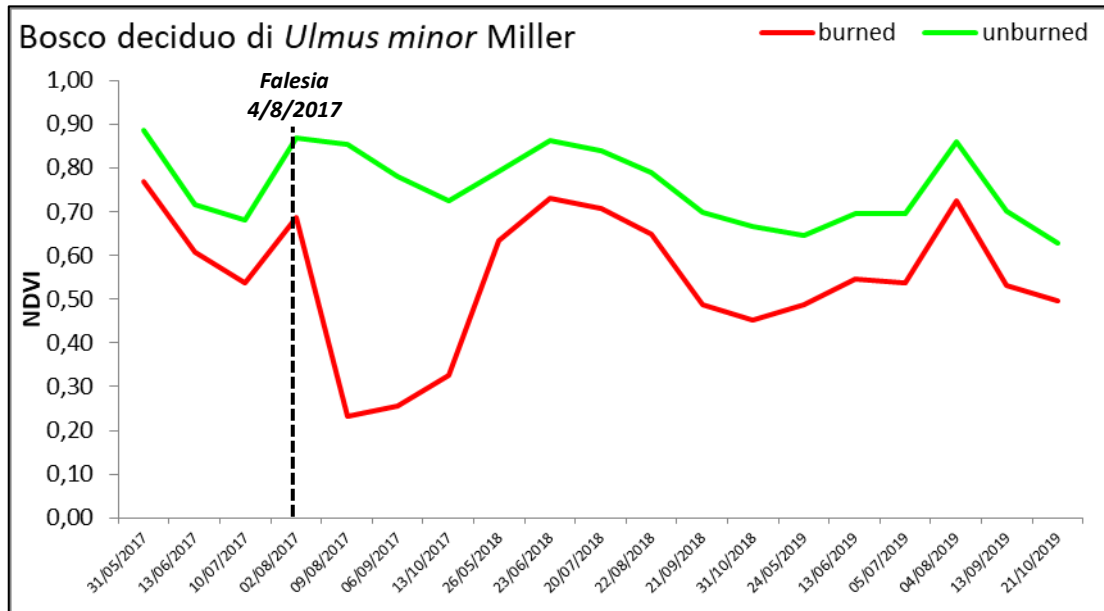


Figura 4.26: confronto dell'evoluzione di NDVI per le superfici a bosco deciduo di *Ulmus minor* Miller (burned e unburned).

In assenza di disturbo, le praterie aperte discontinue di *Hedysarum coronarium* L. mostrano un NDVI più basso rispetto alle altre formazioni vegetazionali analizzate in quanto si tratta di superfici con una copertura naturalmente meno densa rispetto alle precedenti e che si estendono spesso su terreni instabili e in frana.

Nonostante l'estrema variabilità dei valori, è ben evidente l'effetto del disturbo dell'agosto 2017 (Figura 4.27): la riduzione di NDVI dal 02/08/2017 al 09/08/2017 è pari al -77%, a cui segue un aumento del +36% e del +48% nei due successivi step temporali.

A partire dalla ripresa vegetativa dell'anno successivo (26/05/2018), NDVI dell'area bruciata torna simile alla situazione pre-disturbo, assumendo valori medi da maggio a ottobre pari a 0,42 per il 2018 e 0,38 per il 2019.

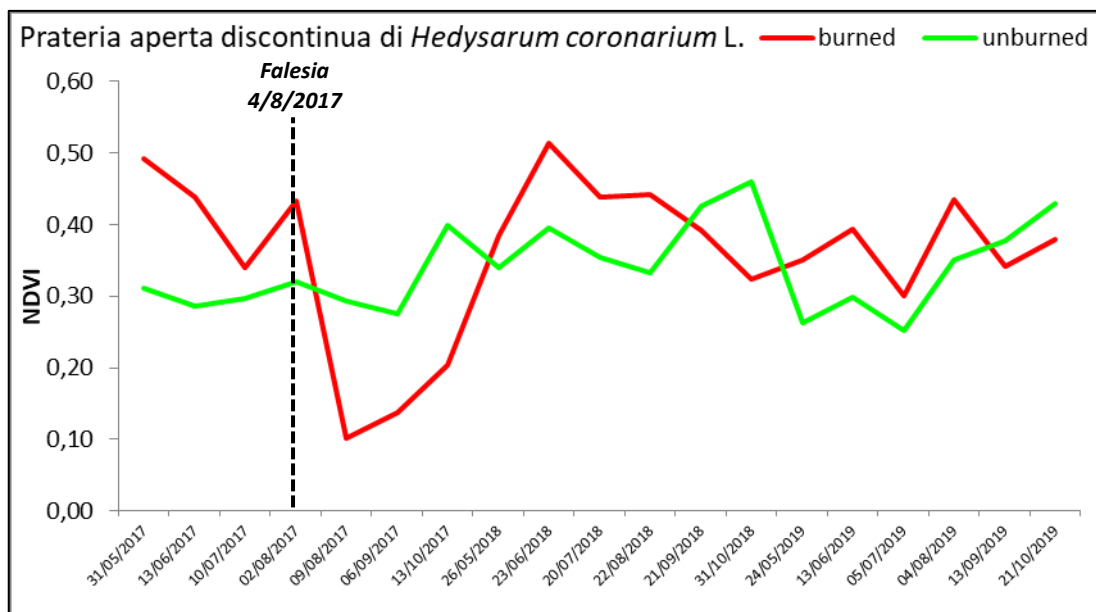


Figura 4.27: confronto dell'evoluzione di NDVI per le superfici con prateria aperta discontinua di *Hedysarum coronarium* L. (burned e unburned).

Nei rimboschimenti sempreverdi (Figura 4.28) il fuoco ha determinato una riduzione di NDVI del -69%, passando dallo 0,77 il 02/08/2017 allo 0,24 il 09/08/2017. I valori di NDVI si mantengono bassi anche nel mese successivo (0,29 il 06/09/2017) mentre in ottobre si rileva un incremento significativo del +48% rispetto il valore precedente.

Dopo l'evento, NDVI dell'area percorsa dal fuoco manifesta una variazione stagionale maggiore rispetto alla zona indisturbata.

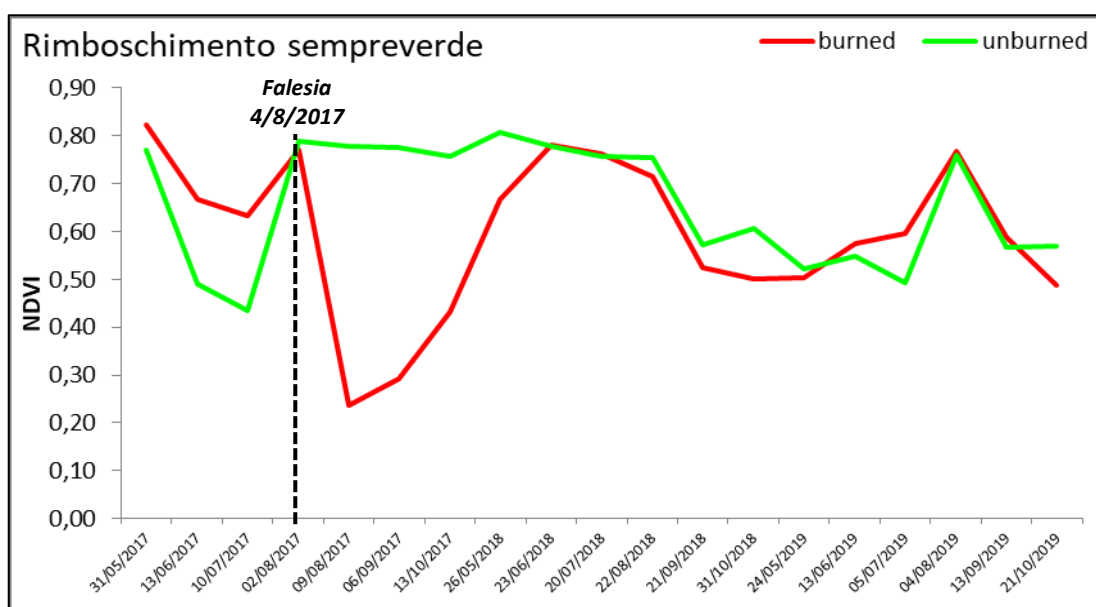


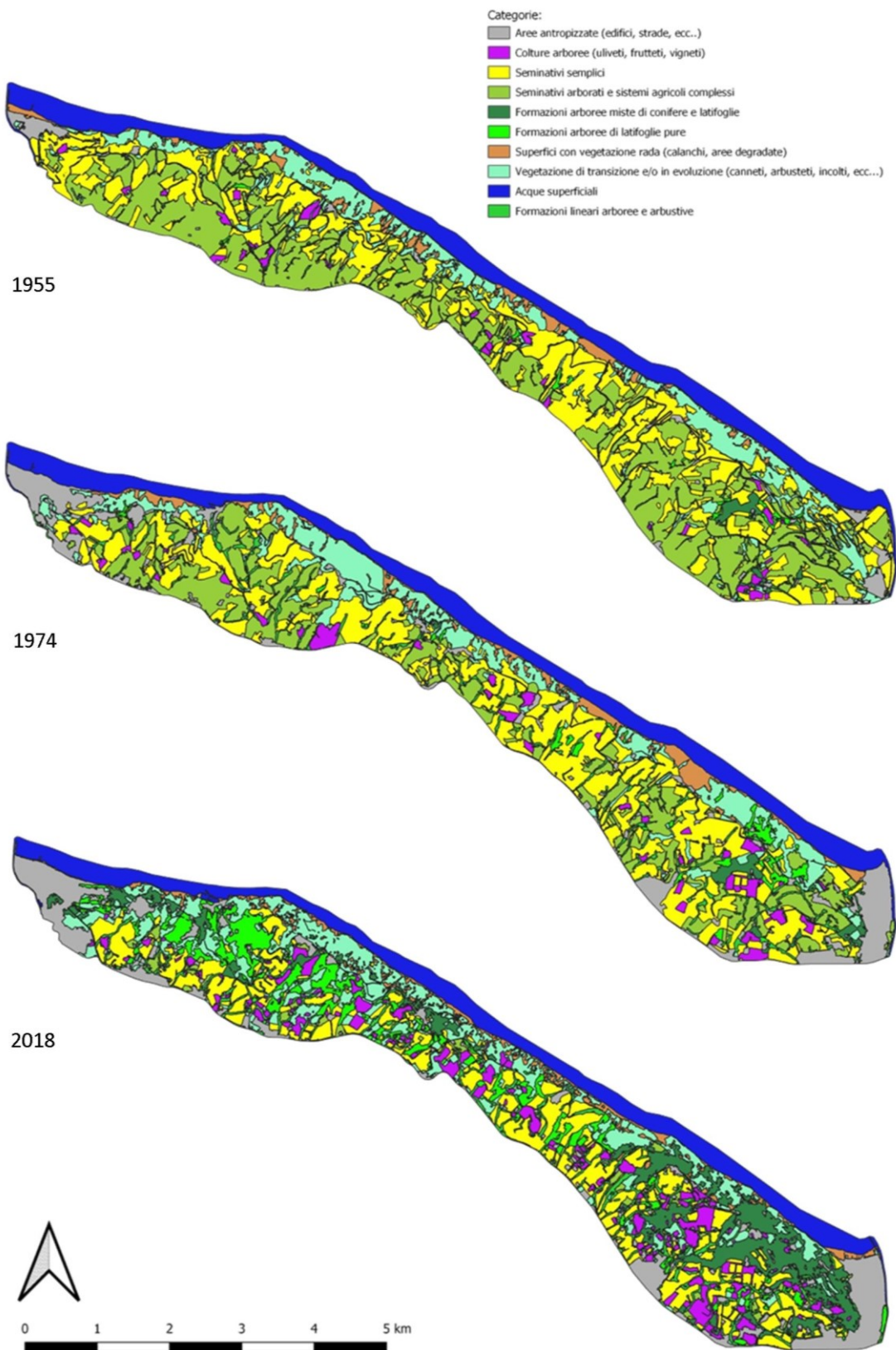
Figura 4.28: confronto dell'evoluzione dell'NDVI per le superfici con rimboschimento sempreverde (burned e unburned).

## Capitolo 5: DISCUSSIONE

### 5.1 Uso del suolo, clima e incendi: una relazione complessa

La variazioni del paesaggio vegetale del Monte San Bartolo nel periodo dal 1955 al 2018 (*Figura 5.1*) sono in chiara relazione con i cambiamenti d'uso del suolo locali e nazionali (cfr. par. 2.6). Si osserva un aumento delle superfici urbanizzate ed una significativa riduzione dei sistemi agricoli tradizionali, in modo particolare quelle colture promiscue erbacee-arboree con viti maritate a filari di specie camporili (salici, gelsi, olmi e aceri).

Le dinamiche socio-economiche e l'applicazione di norme di tutela e salvaguardia del territorio, tra cui l'istituzione del Parco Naturale omonimo, hanno determinato un rallentamento del consumo del suolo, in modo particolare dal 1974 al 2018, influenzando la gestione ambientale dell'intera area con una maggiore attenzione all'assetto naturalistico dell'intero promontorio.



*Figura 5.1: evoluzione dell'Uso del suolo del Monte San Bartolo dal 1955 al 2018*

A metà degli anni '50 del secolo scorso, il Monte San Bartolo era caratterizzato ancora da una matrice agricola tradizionale, dominata da sistemi agricoli complessi ben rappresentati da colture arboree promiscue e da seminativi "a porche". Questo assetto dell'agromosaico eredita la gestione territoriale avviata a partire dal XIX secolo (cfr. par. 2.5).

La rivoluzione tecnologica del settore agrario non ha dunque ancora modificato in modo evidente il paesaggio rurale dell'intero sistema territoriale. Seminativi semplici si alternano a seminativi arborati anche nel versante a ridosso di Pesaro, in quelle che diventeranno le aree urbanizzate di Soria e di Baia Flaminia ma che nel 1955 sono ancora dedicate a piccoli appezzamenti agricoli e colture orticole. Si coltivava anche nei versanti orientali, quelli più acclivi, con sistemi di terrazzamento laddove la pendenza risultava eccessiva e applicando sistemi di regimazione idrica. Laddove la falesia ha pendenze inaccessibili, dominano i canneti e la vegetazione in evoluzione, la cui copertura è interrotta da diffuse frane e pareti prive di vegetazione. Siepi e filari, anche se di limitata estensione si diramano lungo i confini delle particelle agricole costituendo un esiguo ma pur sempre utile sistema di connessione ecologica. L'unica formazione forestale estensiva era la pineta di Villa Imperiale; solo altre due piccole boscaglie ubicate nei versanti collinari interni di Gabicce Monte e alle pendici occidentali del Monte Castellaro, vanno a costituire la scarsa copertura forestale del San Bartolo. Non sono ancora presenti le scogliere e i litorali sono privi di una gestione balneare intensiva. Nel 1955 il San Bartolo presenta ancora una prevalente fisionomia rurale ancora di tipo mezzadrile numerose caratterizzata numerose case sparse nei versanti interni e con gli insediamenti storici di Fiorenzuola di Focara, Casteldimezzo e Gabicce Monte poli attivi e di riferimento.

Tra il 1955 e il 1974 si è assistito al maggiore incremento generalizzato delle aree urbanizzate in assenza di indirizzi di pianificazione urbanistica e territoriale e che si configura a tutti gli effetti come un consumo del suolo. Tale sviluppo è avvenuto principalmente lungo la SS16 Flaminia e come estensione delle zone residenziali e industriali.

Le aree urbanizzate sono cresciute soprattutto a discapito di seminativi semplici e sistemi colturali complessi ma interessano anche le aree non vegetate corrispondenti alle porzioni di litorale su cui vengono installate gli stabilimenti balneari, in modo particolare lungo la costa di Gabicce Mare. Nell'arco di poco meno d'un ventennio si modifica notevolmente la matrice del paesaggio agrario tradizionale. Il quadro offerto dalle immagini aeree del Monte San Bartolo del 1974 testimonia gli effetti del tipico e sregolato sviluppo socio-economico italiano: sono sorti i complessi alberghieri anche in rilevanti aree naturali fra Pesaro e

Gabicce Mare, le aree residenziali si sono estese a ridosso del promontorio. I litorali delle due città sono ormai colonizzati da stabilimenti e infrastrutture balneari per il turismo di massa. A Pesaro (Baia Flaminia) un discutibile insediamento turistico-residenziale modifica irreparabilmente l'orizzonte nord-occidentale della città.

Nei primi anni '60 viene inaugurata anche la nuova strada Panoramica (SP44) che diventa catalizzatrice di cambiamenti ambientali. La matrice del paesaggio è ancora prevalentemente agraria ma, fra campi e coltivi emergono tessere urbanizzate disgiunte dai centri abitati e dalla Strada Panoramica. I campi coltivati a seminativo semplice e i medicaia descrivono ancora in modo preponderante il paesaggio del San Bartolo ma tendono a scomparire le colture promiscue. Alcune si conservano soprattutto nei versanti interni del settore settentrionale, mentre verso sud sono prevalgono i seminativi semplici e vigneti. La viticoltura torna in auge grazie all'istituzione del marchio D.O.P. "Colli Pesaresi" e del relativo disciplinare di produzione, che rilancia il settore vitivinicolo locale (cfr. par. 2.6).

Segnali dell'abbandono di aree agricole marginali sono evidenti in modo particolare sui versanti prospicienti a Gabicce Mare e Pesaro, in cui, ai seminativi, succedono canneti e vegetazione erbacea spontanea in evoluzione. Siepi e filari si sviluppano maggiormente lungo le stesse direttrici del 1955, seguendo la viabilità secondaria, gli impluvi e il limite degli appezzamenti. In falesia sono ben rappresentati i canneti, che ricoprono estese porzioni dei versanti acclivi che scendono a mare. Dall'ortofoto è stato possibile evincere che erano presenti anche fitocenosi più strutturate, con chiome di esemplari arborei e arbustivi (probabilmente di ginestra) in particolare a valle di Gabicce Monte e tra Pesaro e Santa Marina Alta. Estese aree in forte erosione, prive di vegetazione o con vegetazione sparsa, sono diffuse in maniera continua nella porzione di falesia tra Santa Marina Alta e Fiorenzuola, al piede dei Monti Castellaro e Brisighella, mentre a valle di Gabicce Monte sono evidenti i segni di frane e smottamenti. Le aree a copertura arborea densa sono sporadiche macchie e boscaglie, prevalentemente a dominanza di latifoglie pure, ma anche gli impianti di conifere a ridosso della strada che da Fiorenzuola di Focara giunge al mare. I nuclei arborei sono naturale espansione di vecchi filari e/o nuclei pregressi. Le formazioni arboree naturali presenti in falesia potrebbero ricondursi a olmeti o pioppeti in quanto concentrate localmente presso gli impluvi.

Tra il 1974 e il 2018 l'evoluzione del paesaggio inverte la tendenza del ventennio precedente, in seguito ai numerosi vincoli ambientali che entrano in vigore in questo intervallo temporale. In modo particolare, l'istituzione dell'Ente Parco nel 1996, la legge per la tutela del paesaggio nel 2004 e l'approvazione del Piano di Gestione del Parco regionale



nel 2010, segnano tappe importanti nei riguardi della regolamentazione sullo sfruttamento del territorio, che mettono un freno alla diffusione delle aree urbanizzate. Dal 1974 al 2018, le superfici urbanizzate hanno un incremento di soli 45 ha (+19%) rispetto al ventennio '55-'74 in cui le superfici antropizzate si sono quasi triplicate (da 85 ha a 241 ha).

Il paesaggio tende a una progressiva “rinaturalizzazione” con un incremento delle aree boscate, o comunque con copertura arborea, prevalentemente mista di latifoglie e conifere. Sebbene gli incendi fra il 1979 e il 2017 abbiano interessato soprattutto i rimboschimenti di conifere del versante orientale, le macchie e le boscaglie nei versanti interni aumentano la loro superficie dal 3% al 12,8%, pari a una superficie di circa 395 ha. La loro espansione è avvenuta sia su superfici in evoluzione, che in assenza di una gestione attiva, nell’arco di 30 anni, sono state occupate da cenosi pioniere (olmeti, pioppeti, robinieto-ailanteti), sia sui rari sistemi colturali complessi e seminativi inesorabilmente in diminuzione dovuta all’abbandono. I seminativi semplici vedono un decremento del -32,1% rispetto al 1974.

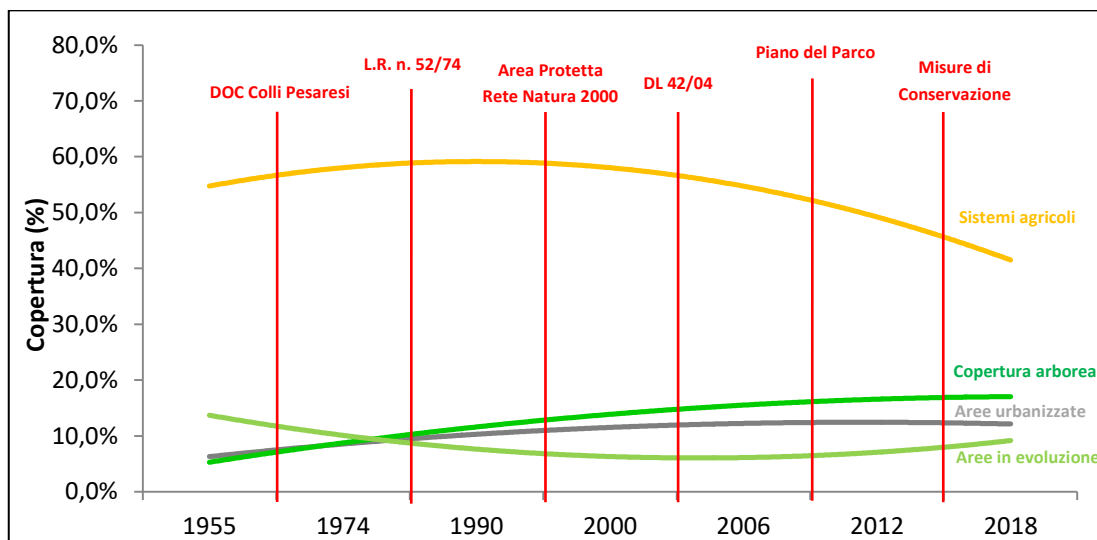
I sistemi colturali complessi si riducono ai minimi termini, passando dal 19,3% al 2%. Le ultime colture promiscue sopravvivono in poche superfici orticole o con colture promiscue concentrate nel fondovalle della cosiddetta Valle dei Pelati, tra Santa Marina Alta e il Monte Castellaro. Aumentano invece le colture arboree sulla spinta delle produzioni vitivinicole.

Gli impianti di arboricoltura da frutta si espandono da poco più di 60 ha nel '74, a quasi 150 ha nel 2018 con un aumento del +150%. Non solo vigneti ma anche noceti (strada Vincolungo presso valle di Casteldimezzo) e nuovi impianti recenti di melograno lungo Strada dei Pelati.

Alla riduzione significativa dei seminativi si collega una limitata espansione (dal 13,2% al 16,7%) delle superfici in evoluzione ma superiore rispetto al periodo precedente e principalmente, la crescita di queste superfici, in linea con le dinamiche territoriali, avviene soprattutto su seminativi e sistemi colturali complessi che vengono abbandonati. Incrementano anche le superfici delle formazioni lineari arboree e arbustive a seguito dell’accrescimento delle siepi e dei filari già presenti nel 1974, sia per effetto delle leggi sulla conservazione del paesaggio e di una diffusa e maggiore attenzione e tutela del patrimonio arboreo.

L’analisi dei cambiamenti d’uso del suolo integrata con le informazioni della *Corine Land Cover* (CLC) III livello ha consentito di evidenziare meglio come le dinamiche di trasformazione delle unità territoriali fossero in linea con le tendenze osservate dall’analisi aerofotogrammetrica entro l’intervallo 1974-2018.

Nel grafico **Figura 5.1** sono riportate in chiave tendenziale le variazioni di copertura delle 4 classi integrate alle quali è stata sovrapposta una cronosequenza di eventi a carattere normativo che possono aver influito sulle dinamiche territoriali del Monte San Bartolo.



**Figura 5.2: tendenze evolutive delle unità ecosistemiche del Monte San Bartolo**

Si evince come i sistemi agricoli, stabili o in lieve aumento sino al 1974, si siano progressivamente e rapidamente ridotti a partire dagli anni '90, a seguito delle diverse misure di tutela del territorio da un lato e lo sviluppo turistico delle aree urbane dall'altro, lasciando spazio solo alle produzioni vitivinicole di qualità.

Le aree urbanizzate, e dunque il consumo del suolo propriamente detto, tende a crescere in maniera graduale, manifestando un appiattimento tra gli anni 2000 e 2006, risentendo degli effetti dovuti all'istituzione dell'Area Protetta e ai vincoli di tutela paesaggistica del D.L. n. 42/2004.

L'aumento delle superfici a copertura arborea deve essere messo in relazione allo sviluppo, a partire dagli anni '70 e fino alla fine degli anni '80, di insediamenti residenziali di lusso che hanno incrementato la superficie di aree verdi (parchi e giardini privati) con specie miste di latifoglie e conifere.. Le immagini satellitari del 2018 evidenziano una diffusa presenza di superfici con copertura arborea densa che, in alcune zone, è anche estesa e continua.

Alcune modificazioni del paesaggio sono riconducibili, soprattutto, a partire dagli anni '70, ad incendi, più o meno estesi, ricorrenti (con frequenza media di 1 evento all'anno) e distribuiti prevalentemente sul versante costiero dal crinale a scendere sulla falesia.

Non ci sono dati sugli incendi anteriori al 1973 ed è quindi difficile valutare l'incidenza del fattore fuoco sui cambiamenti d'uso del suolo precedenti a tale data. Sebbene il fuoco sia da sempre elemento tradizionale nelle pratiche agronomiche (debbio e bruciatura delle stoppie) sembra plausibile che un costante e diffuso presidio antropico nel paesaggio agrario dell'epoca non abbia facilitato la diffusione di incendi di particolare rilevanza. L'aumento progressivo dell'abbandono e degli incolti ad evoluzione libera crea aumento di combustibile, la diminuzione del presidio umano, nonché il riscaldamento climatico sono tutti fattori predisponenti l'innescò di incendi.

I dati analizzati evidenziano come la distribuzione mensile sia in linea con la stagionalità del clima sub-equinoziale (con tendenziale aridità estiva) del San Bartolo: il 60% degli incendi si è verificato nel periodo estivo: 32% nel mese agosto, 15% in luglio e 13% a settembre. Meno comuni nell'area meso adriatica sono gli incendi nel mese di marzo (4 eventi per superficie complessiva percorsa dal fuoco pari a 83,5 ha). A marzo non vi sono normalmente le condizioni climatiche favorevoli all'innescò e alla estensione degli incendi: i dati climatici dell'Osservatorio Valerio di Pesaro riportano per il mese di marzo, valori annui (1988-2017) di temperatura media pari a 9,7 °C e di precipitazioni pari a 69,2 mm, con una umidità relativa del 70%. Gli eventi "anomali" nel mese di marzo e la loro localizzazione prevalente nelle campagne del nucleo storico rurale di Casteldimezzo può essere presumibilmente legata ad alcune pratiche che vedono nel mese di marzo la bruciatura delle stoppie e degli scarti della potatura delle viti, affiancata dalla tradizione popolare delle "fogheraccie di San Giuseppe" che sopravvive ancora oggi nelle campagne, e che prevedeva l'accensione di grandi falò alimentati con i residui delle potature e fascine.

Il 1987 è stato un anno eccezionale anche per il numero elevato di incendi, ben 5, di cui, di cui 4 nei dintorni di Casteldimezzo e l'altro, già menzionato, a Villa Imperiale (sebbene vi sia distonia fra dati rilevati a terra e immagini satellitari). Altre annate "di fuoco" sono avvenute nel 1990, con 4 eventi una superficie complessiva percorsa dal fuoco pari a 97,4 ettari, e il 2011 in cui si sono verificati 6 incendi, ma di limitata estensione complessiva (12,4 ha). In termini di estensione delle superfici percorse dal fuoco, gli anni più significativi sono stati il 1987, il 1990 (97,4 ha in 4 eventi) e il 2017, in cui sono bruciati circa 120 ettari in un unico evento.

La località più colpita è Casteldimezzo, con 17 incendi, più di un terzo di quelli registrati nell'intera area del San Bartolo. Questo primato può ricondursi anche alle dinamiche d'uso del suolo dell'area. Il contesto rurale del borgo ha mantenuto fin alla data odierna una matrice di tipo agricolo, ma dal 1974 al 2018 si è verificato un progressivo abbandono dei

seminativi che sono stati rapidamente sostituiti da canneti e arbusteti, in particolare il Loc. Montagnola e Loc. Le Rive, ove sono localizzati la gran parte degli eventi. È possibile che la convivenza di pratiche agricole tradizionali (con periodica bruciatura delle stoppie) e presenza di terreni abbandonati o già colonizzati da canneti/arbusteti abbia costituito un fattore favorevole all'innesco degli incendi. Per chiarire meglio tali aspetti sarebbe opportuno investigare maggiormente sull'origine e luoghi d'innesco dei singoli incendi ed anche sulle dinamiche degli interventi di spegnimento degli stessi. Il controllo rapido ed efficace del fuoco a terra è un fattore fondamentale per evitarne la diffusione e ridurne la severità. Ciò è stato ampiamente dimostrato nell'incendio del 2017 generato, in un contesto di elevatissima siccità, da un'operazione colturale inadeguata e che, a seguito di inefficaci e sfortunati interventi delle maestranze preposte, ha consentito al fuoco di trasferirsi facilmente da un incolto del versante interno al crinale e quindi alla falesia creando uno dei roghi più eclatanti della storia locale, nonché l'unico evento - tra quelli analizzati - che ha manifestato valori di severità elevata, con scomparsa pressoché totale della copertura vegetale nelle superfici colpite dall'incendio.

Il 50% degli incendi è stato classificato da una severità compresa tra un livello moderatamente alto e moderatamente basso. Gli eventi con severità moderatamente alta, ovvero con una significativa riduzione della copertura vegetale, sono avvenuti nelle località di Monte Castellaro, Casteldimezzo, Baia Flaminia e Vigna del Mar, che fra il 1955 e il 2018 hanno subito il progressivo abbandono dei seminativi evolvendo progressivamente in canneti e arbusteti in gran parte su versanti esposti a sud-ovest.

Laddove convergono condizioni microclimatiche più termofile, presenza di incolti con vegetazione in evoluzione libera, assenza di un presidio colturale è più facile l'innesco di incendi indipendentemente dalla loro origine (colposa, dolosa o naturale). Incolti erbacei e canneti tendono a bruciare rapidamente e completamente, determinando una riduzione più rilevante della copertura vegetale, da cui dipende un livello di severità elevato. La presenza di vegetazione lignificata (anche solo arbustiva) aumenta la temperatura della combustione e crea le condizioni per una più prolungata permanenza del fuoco nonché il rischio del suo trasferimento alle chiome arboree circostanti.

Il rapporto dinamico tra incendi e vegetazione analizzato per i 3 eventi campione (Casteldimezzo, 1988; Vallugola, 1990 e Falesia, 2017) ha evidenziato una capacità di risposta tendenzialmente rapida da parte della vegetazione nel processo di ricostituzione della copertura. In tutti e tre gli eventi si è osservato un significativo incremento di NDVI entro l'anno successivo al disturbo. Ciò significa che la vegetazione è in grado di ricostituire

funzionalmente la copertura dell'area percorsa dal fuoco. Nel caso dell'incendio del 1988 presso Vallugola, i valori pre-disturbo di NDVI sono stati recuperati in circa 2 anni, forse per il differente tipo di copertura vegetale dell'area in oggetto. La presenza di specie arboree o arbustive, con copertura più densa e strutturata, allunga i tempi di ricostituzione rispetto a specie pioniere invasive come la canna del Reno.

I due incendi sembrano evidenziare la elevata resilienza dei sistemi vegetazionali del San Bartolo al passaggio del fuoco poiché nell'arco di 1-2 anni, in base al tipo di vegetazione, si ricostituisce una copertura con una vegetazione rigogliosa. Questo aspetto evidenzia la capacità di risposta di questi ambienti ma non rassicura in termini di qualità della copertura vegetale che proprio per la diffusa presenza e aggressività della cannuccia del Reno può determinare anche processi di inibizione nel corso delle successioni ecologiche innescate dal fuoco.

L'evento del 4-5 agosto 2017 ha consentito di osservare meglio le dinamiche tra fuoco e vegetazione nel breve periodo, grazie alla disponibilità di immagini satellitari, di carte tematiche recenti e ad alcuni sopralluoghi in campo. L'incendio ha interessato per circa 2/3 cenosi dominate da canna del Reno (*Arundo pliniana*) e solo per poco più del 20% formazioni arboree, in gran parte robinieti e, marginalmente, boschetti ripariali di olmo campestre.

Il passaggio del fuoco ha interessato tutti i tipi vegetazionali che hanno evidenziato un drastico crollo dell'indice NDVI. Le formazioni più estese di *Arundo pliniana* sono anche quelle maggiormente colpite con abbruciamento totale della copertura (**Figura 5.3**). A seguire i boschi di olmo minore, anche a causa della loro ubicazione negli impluvi della falesia, e i rimboschimenti di conifere (soprattutto nei pressi di Fiorenzuola di Focara) anch'essi localizzati nelle porzioni più centrali dell'incendio (**Figura 5.4**).



*Figura 5.3: versante a valle di Fiorenzuola di Focara dopo l'incendio, dove la copertura pre-disturbo era a dominanza di canna del Reno (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 09/08/2017)*



*Figura 5.4: rimboschimenti di pino nero presso Fiorenzuola di Focara, dopo l'incendio. (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 01/09/2017)*



È stata osservata una ripresa più vigorosa nei canneti ad di *Arundo plinii*, che ha ripreso l'attività vegetativa con ricacci dai rizomi pochi giorni dopo il disturbo e che nei mesi di settembre ed ottobre fa registrare un aumento sensibile dei valori di *DeltaNDVI*. Questa specie ha. (*Figura 5.5, Figura 5.7 e Figura 5.7*)



*Figura 5.5: rinnovazione agamica dai rizomi di canna del Reno in falesia dopo 11 giorni dallo spegnimento dell'incendio (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 16/08/2017)*



*Figura 5.6: rinnovazione della copertura di canna del Reno in falesia (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 18/10/2017)*



*Figura 5.7: densa copertura di Arundo pliniana a cui si intervallano ginestre e nuclei di robinia in falesia al piede della Montagnola (foto A. Allegrucci maggio 2020).*

Più lenta è la risposta dei boschi di olmo e robinia come evidenzia la curva di variazione di NDVI e che segna il recupero della copertura all'inizio della successiva stagione vegetativa.

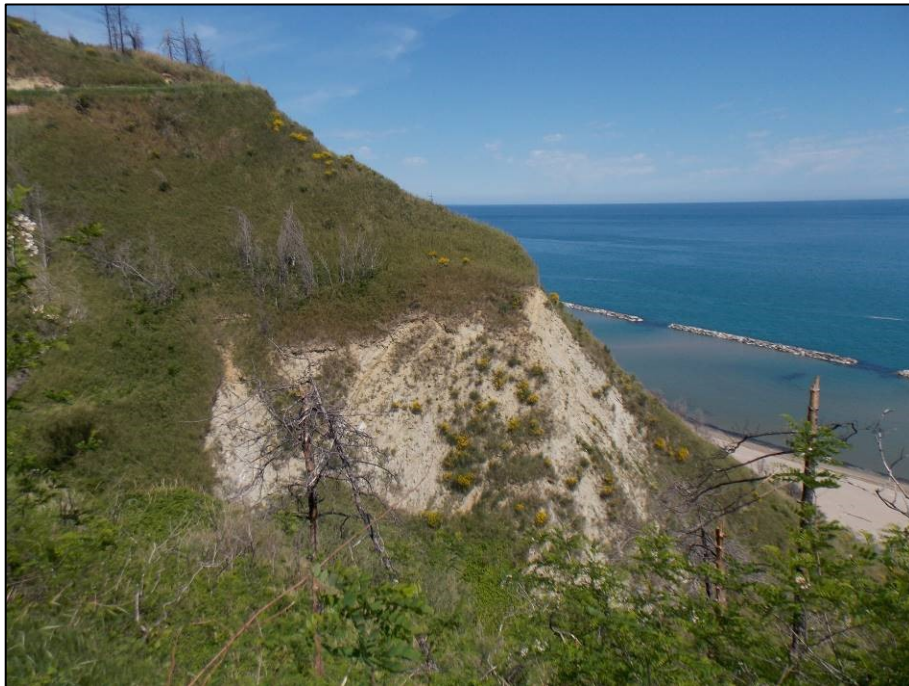
La ripresa delle circoscritte praterie di Sulla, spesso posizionate su terreni incoerenti, ha un andamento più oscillante, presumibilmente influenzata da processi autunno-invernali di dissesto idrogeologico post-disturbo.

Nei rimboschimenti di conifere il trend di recupero è assimilabile a quello di olmeti e robinieti probabilmente anche per la ripresa della copertura da parte dello strato erbaceo sottostante (*Figura 5.8 e Figura 5.9*).





*Figura 5.8: copertura monospecifica di canna del Reno insediata all'interno di rimboschimenti di conifere bruciati presso Fiorenzuola di Focara al terzo anno dopo l'incendio (foto A. Allegrucci, maggio 2020).*



*Figura 5.9: versante a mare sotto Fiorenzuola di Focara in cui sono evidenti i residui del rimboschimento e la densa copertura di canna del Reno. La ginestra si mantiene nei versanti più scoscesi (foto A. Allegrucci, maggio 2020).*

Anche i robinieti nonostante una riduzione di copertura significativa sono una dimostrazione dell'elevata resilienza delle specie decidue grazie alla buona capacità di ricaccio pollonifero di *Robinia pseudoacacia* (**Figura 5.10**). I valori di NDVI tornano a livello pre-disturbo entro maggio 2018, anche se nei due mesi successivi l'incendio è stata osservata una ripresa piuttosto lenta. Nei due anni successivi è stata osservato un abbassamento della curva di NDVI dei robinieti colpiti dal fuoco rispetto a quelli indisturbati (di controllo) con una riduzione del rapporto *DeltaNDVI* tra i due soprassuoli di riferimento. La stessa dinamica dei robinieti è stata osservata anche per i boschi decidui di *Ulmus minor* Miller.



**Figura 5.10:** ricaccio pollonifero su ceppaie bruciate di *Robinia pseudoacacia* (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 06/09/2017)

In entrambe queste formazioni l'andamento degli indici NDVI post-disturbo mostra una tendenza negativa, che fa supporre condizioni di stressa seguito del disturbo. Un ulteriore abbassamento dei valori di NDVI, più marcato rispetto alle rispettive superfici di controllo, si registra tra agosto e ottobre del 2018. Ciò può essere dovuto alla naturale perdita del fogliame a fine stagione, che, nei popolamenti interessati dal fuoco, si evidenzia maggiormente data la minor copertura durante la stagione vegetativa. Nei rimboschimenti sempreverdi, ed in particolare, in quelli a dominanza di pino nero presenti nella falesia di Fiorenzuola di Focara (**Figura 5.11**), il recupero di NDVI dopo l'incendio è stato



estremamente rapido, con una curva di pendenza elevata anche nei due mesi successivi l'evento.



*Figura 5.11: panoramica sulla falesia a valle di Fiorenzuola di Focara con il rimboschimento di conifere nelle due porzioni: una percorsa e l'altra risparmiata dal fuoco circa 3 anni dopo l'incendio(foto: A. Allegrucci, maggio 2020)*

Qui il grado di severità è stato elevato, con la morte di gran parte degli individui bruciati, e il processo di ricostituzione della copertura indicato da NDVI sembra catalizzato da specie erbacee e arbustive. I sopralluoghi svolti a maggio 2020 hanno infatti confermato la situazione attesa: tra gli scheletri delle conifere bruciate è presente una densa copertura dominata da canna del Reno, a volte accompagnata da nuclei di ginestra, laddove questi erano presenti prima dell'incendio (*Figura 5.12 e Figura 5.13*).



*Figura 5.12: ricacci basali di *Spartium junceum* (foto: Ente Parco Monte San Bartolo, 20/12/2017)*



*Figura 5.13: limite superiore dell'incendio nei rimboschimenti di conifere a valle di Fiorenzuola di Focara. Nella radura: abbondante canna del Reno e nuclei di ginestra rigenerata da esemplari bruciati (foto: A. Allegrucci, maggio 2020)*



Sporadici sono alcuni semenzali di cipresso che tuttavia, vista l'esigua presenza, non possono essere determinanti nel recupero degli indici di copertura (**Figura 5.14**). Ciò conferma che dove i rimboschimenti sono stati percorsi dal fuoco, si è assistito a una sostituzione della copertura vegetale preesistente con di tipo erbaceo-arbustiva, dominata da *Arundo pliniana*.



**Figura 5.14:** semenzali di cipresso comune alla base di piante madri bruciate, in sviluppo consociato a canna del Reno e ginestra. (foto: A. Allegrucci, maggio 2020)

Nelle praterie di *Hedysarum coronarium* la dinamica della vegetazione post-disturbo è piuttosto difficile da valutare in quanto i valori NDVI, sia per le aree di controllo che per le aree percorse dal fuoco, tendono a avere valori estremamente variabili nel corso del periodo di riferimento.

## 5.2 Effetti sul paesaggio: canna del Reno o ginestra?

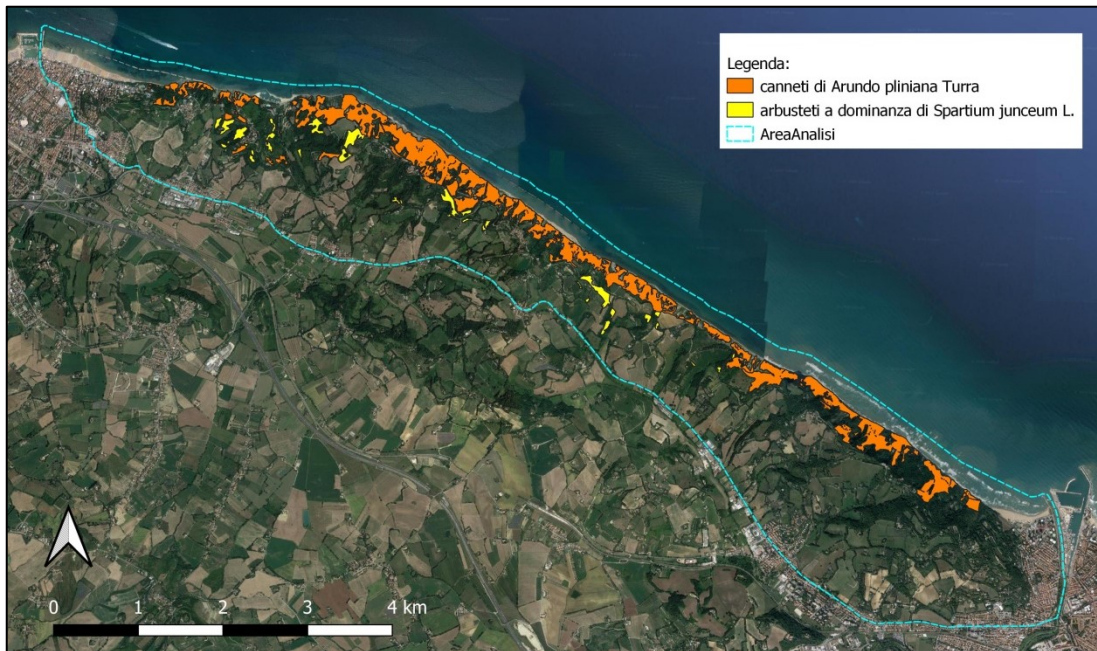
Canneti e Spartieti (ginestreti) sono fitocenosi che caratterizzano il paesaggio del Monte San Bartolo almeno fin dal Medioevo, almeno a giudicare dalla toponomastica indicata su atti, catasti e pergamene (Sacco, 2017). Ciò fa supporre che tali formazioni abbiano da lungo tempo rappresentato un elemento dominante del paesaggio vegetale del promontorio.

Del resto, le condizioni pedoclimatiche del San Bartolo, ben si prestano alla diffusione di queste formazioni pioniere. I canneti di *Arundi plinii* sono prevalentemente localizzati sui substrati argillosi della falesia attiva, mentre gli arbusteti a ginestra odorosa sono diffusi principalmente nei versanti interni, avviando dinamiche di successione secondaria su seminativi abbandonati.

Entrambe fanno parte dell' Ass. *Arundinetum pliniana*e Biondi, Brugiapaglia, Allegrezza & Ballelli 1992. Si tratta di formazioni dense monospecifiche dominate da *Arundo pliniana* che si sviluppano su substrati pelitico-arenacei e su argille soggetti a frequenti frane per scivolamento (Biondi *et al.*, 1992) che nel San Bartolo si ritrovano nei versanti orientali acclivi della falesia attiva. Nei settori interni, lungo i versanti orientali, caratterizzati da una maggior stabilità, specialmente in vaste zone al margine superiore della falesia, dove si creano le condizioni idonee per la penetrazione di arbusti, l'arundinetum si arricchisce di ginestra, dando luogo a cenosi prevalentemente arbustive riferibili alla variante a *Spartium junceum*.

Le due fitocenosi fanno parte del geosigmeto della roverella e del carpino nero dei substrati arenaceo-pelitici, del piano bioclimatico mesotemperato, e rientrano nella serie neutrobasifila dell'olmo minore *Symphyto bulbosi-Ulmo minoris*. Negli impluvi della falesia sono infatti presenti piccoli boschi meso-igrofilo di olmo i quali rappresentano la testa di serie del *Symphyto bulbosi-Ulmo minoris sigmetum* e si collegano dinamicamente ai densi canneti a canna del Reno (*Arundinetum pliniana*e). Tali fitocenosi sono importanti per la regimazione delle acque superficiali in quanto *Arundo pliniana* costituisce un intreccio denso di rizomi e radici capace di trattenere il terreno fino ad una profondità di 40-50 cm o più. Pur non potendo impedire direttamente lo sviluppo delle frane, che si originano per distacco di strati posti ad una profondità ben più elevata, queste formazioni, riducendo il ruscellamento delle acque meteoriche, diminuiscono la principale causa di dissesto idrogeologico (Biondi, 1986). Dai rilevamenti cartografici eseguiti negli anni: 2004-2005 da Biondi *et al.*, per la realizzazione della Carta Fitosociologica della Regione Marche (progetto R.E.M.), le superfici a dominanza di ginestra risultavano l'1% (c.a. 23 ha) dell'area di studio, mentre le

aree a dominanza di canna del reno, erano L'8% (c.a. 170 ha) dell'area di studio di questa tesi.



**Figura 5.15:** distribuzione degli arbusteti di canna del reno e di ginestra all'interno dell'area di analisi. (fonte: *Carta del Paesaggio Vegetale, R.E.M., 2013*)

In linea con la loro ecologia, gli arbusteti di canna del Reno occupano diffusamente tutta la falesia sino a ridosso della linea di costa, insistendo sui versanti più acclivi e soggetti a fenomeni di smottamento, mentre i pochi spartieti si concentrano nella porzione centro-settentrionale del San Bartolo, nei settori interni al margine di aree coltivate o su terreni in abbandono, rappresentando, di fatto, i primi stati di successione ecologica (**Figura 5.15**). La ginestra, che grazie alle sue vistose e profumate fioriture, costituisce l'icona floristica del Parco Naturale e che nell'immaginario collettivo è la principale rappresentazione botanica del San Bartolo, occupa dunque un ruolo marginale nel mosaico ambientale del promontorio. Peraltro, questa specie è ben presente nei ricordi dei locali dei decenni trascorsi e, come detto, era così comune nell'ambito delle Terre di Focara, da identificare specifiche aree rionali (*cf.* par. 2.6, "*Mercado de Zenestris*"). Inoltre, le sue esigenze conformi all'assetto pedoclimatico del San Bartolo e la sua nota affinità al fuoco (pirofilia), farebbero supporre che a seguito del regime d'incendio dell'area di studio si creino condizioni per la sua diffusione.

E' quindi opportuno chiedersi quali siano le dinamiche interspecifiche per cui una specie (la ginestra) ampiamente diffusa nel territorio fin da tempi antichi, che nel San Bartolo trova una buona corrisposta le sue esigenze ecologiche e che vede anche nel fuoco un potenziale

alleato per la sua diffusione, si trova invece in una condizione subalterna alla canna del Reno? Occorre considerare una serie di fattori ambientali ed endogeni relativi a queste due specie:

- ecologia: ovvero esigenze pedologiche e climatiche
- strategia di rinnovazione post-disturbo
- fenologie e tempi di accrescimento
- rapporti con il fuoco

*Spartium junceum* L. è una fanerofita cespugliosa appartenente alla Famiglia delle Leguminose o Fabaceae. È una pianta arbustiva alta da 50 cm a 2 m, anche se può spingersi sino a 4 m; il fusto è eretto, o comunque ascendente, e cavo, molto ramificato e con numerosi nuovi getti alla base. E' una specie eurimediterranea e stenomediterranea, ovvero con areale limitato o comunque centrato sulle coste mediterranee a cui è intimamente legata in termini di esigenze ecologiche. La ginestra è comune in tutto il territorio e cresce in luoghi aridi, radure, terreni pesanti preferibilmente di natura calcarea, ma da pianta pioniera, si adatta in ogni tipo di terreno. Vegeta dalla pianura fino a 1.400 sugli Appennini. Struttura della chioma e portamento fanno sì che in formazioni a dominanza di *S. junceum*, con copertura variabile dal 60 al 90%, si abbia un carico medio di biomassa variabile da 2,6 a 4,1 kg/mq, e dunque un carico di combustibile piuttosto elevato rispetto ad altri arbusti mediterranei. Inoltre, tale carico, risulta altamente infiammabile dato che la maggior parte delle particelle organiche presenti nei tessuti ha un diametro compreso tra 0 e 6 mm (Castagneri *et al.*, 2013). La ginestra quindi, al pari degli altri arbusti delle regioni climatiche del Mediterraneo, è stata selezionata da un ambiente soggetto al fuoco (Baeza & Vallejo, 2008) che ha favorito specie con una chioma composta da sottili ramoscelli infiammabili e un combustibile morto che si accumula alla base, al fine di favorire l'innesco delle fiamme; ciò consente la propagazione del fuoco, che si traduce in un aumento della mortalità delle specie vicine mentre crea, di conseguenza, opportunità di reclutamento (Pausas *et al.*, 2012). Tuttavia, è stato anche rilevato come la densità di combustibile si riduca, nella ginestra, a mano a mano che ci si spinge nelle porzioni più alte della chioma, rendendo più complesso il passaggio del fuoco alla corona (Fernandes & Cruz 2012). Questo comporta che, dopo un primo innesco alla superficie, per determinare il diffondersi delle fiamme attraverso lo strato della corona delle ginestre, sono necessarie condizioni meteorologiche molto favorevoli quali bassa umidità dell'aria con venti costanti e intensi (Castagneri *et al.*, 2013).

*S. junceum* ha anche una buona capacità di rigenerazione dopo l'incendio (Zouhar, 2005) ed è stato osservato come la germinazione dei semi venga stimolata da temperature vicine ai



100 °C (Hanley 2009; Travlos *et al.* 2007) anche se questa tendenza è stata più volte discussa da altri studi volti a dimostrare il reale effetto che le alte temperature hanno sulla vitalità dei semi delle specie pirofite. Vilà-Cabrera *et al.*, (2008) hanno confermato che i trattamenti termici moderati migliorano la germinazione della ginestra, raggiungendo un livello dell'80% con il trattamento di 110 °C per 5 min., tuttavia, quanto le temperature superano i 110 °C per più di 10 minuti, la germinazione viene completamente inibita. Ciò è stato osservato anche da Reyes & Trabaud (2009) mentre Hanley (2009) ha notato come, tra altre specie arbustive tipiche della macchia mediterranea, la ginestra sia l'unica a manifestare una ridotta germinazione a 110 °C. Per brevi intervalli, anche il fumo costituisce un incentivo a favore della germinazione dei semi di ginestra (benché, per periodi di esposizione superiori, anche in questo caso si assiste ad un aumento della mortalità degli stessi (Reyes & Trabaud, 2009).

In linea di massima dunque, la ginestra è una specie che sfrutta il fuoco e il fumo come induttori della germinazione, e della rinnovazione post-disturbo, ma solo finché le temperature al suolo non superano i 110 °C, e solo se i disturbi si manifestano per un intervallo temporale contenuto ( $t < 5$  min). Per periodi di esposizione superiori o a livelli termici più elevati, i fattori di stimolo diventano invece limitanti, in quanto, una volta rotta la cuticola del seme, le temperature più alte di 60 °C portano al danneggiamento delle cellule vegetali, mentre il fumo e l'aumento di acidità del suolo provocano tossicità (Keeley & Fotheringham, 1998). Si tratta quindi di condizioni che richiedono un fronte di passaggio delle fiamme piuttosto rapido e un combustibile che non permetta al fuoco di raggiungere temperature troppo elevate per lungo tempo: fattori che si possono riscontrare in sistemi erbacei e arbustivi, ma di certo non in condizioni di copertura arborea.

Come tutte le leguminose, anche la *S. junceum* ha capacità migliorative dei suoli (Haubensak & D'Antonio, 2011). La ginestra ha, infatti, un potenziale di azotofissazione (Haubensak & Parker 2004) cui consegue anche un miglioramento del livello del fosforo (Stock *et al.*, 1995). Inoltre, la copertura solitamente densa degli spartieti, consente una riduzione dell'evaporazione dell'acqua dal suolo; ciò è particolarmente rilevante durante il periodo estivo, quando i terreni si mantengono più umidi che in altre cenosi erbacee o arbustive in ambiente mediterraneo. Nel complesso quindi, i suoli in cui si insediano gli spartieti risultano mediamente più ricchi di azoto e più umidi, specialmente su versanti con esposizione a est e nord (Gavilán, 2016) come le pareti di falesia del San Bartolo. Tali condizioni edafiche sono particolarmente favorevoli non solo alla ginestra, ma anche a tutte quelle specie tipiche degli habitat ruderali e ricchi di nutrienti che sono frequentemente associate a *S. junceum* (Gavilán, 2016), tra cui anche la canna del Reno (*Arundo plinii*).

*Arundo plinii* s.s. è invece una geofita rizomatosa il cui fusto modificato, il rizoma, emette ogni anno nuove radici e fusti avventizi. Appartiene alla Famiglia delle Graminacee o Poacee. Specie perenne che raggiunge 1-2 m d'altezza. I culmi sono fogliosi, tenaci e cavi. La canna del Reno si riproduce annualmente sia per via gamica, con disseminazione anemofila, sia vegetativamente attraverso una rete di grandi rizomi che crescono orizzontalmente appena sotto la superficie del suolo. È una specie mediterranea in senso stretto, con areale limitato alle coste mediterranee. È presente sia lungo le sponde dei corsi d'acqua che in luoghi erbosi tendenzialmente umidi come pendii, e scarpate franose; predilige terreni argillosi saturi sui quali, nella maggior parte dei casi, costituisce estese formazioni quasi monospecifiche. Cresce nell'intervallo altimetrico tra 0 e 600 metri s.l.m..

Le invasioni di *A. plinii* hanno aumentato i carichi di combustibile, nonché la frequenza e l'intensità del fuoco, in modo particolare lungo i corridoi ripariali (Robbins *et al.*, 1951; Bell, 1997; Scott 1994; D'Antonio 2000). Essa produce annualmente una cospicua quantità di biomassa facilmente infiammabile durante i mesi estivi e autunnali (Rundel, 2000). La capacità di ricaccio vegetativo dai rizomi contribuisce a renderla una specie che trae notevole vantaggio dal passaggio di fuochi radenti; infatti, *A. plinii* è in grado di rigenerare rapidamente la copertura dalle gemme vitali dei fusti sotterranei. Questo potenziale è ulteriormente incrementato in terreni con elevati livelli di azoto, in quanto, in tali situazioni, così come le altre specie del Gen. *Arundo*, la canna del Reno non entra in dormienza ed è quindi in grado di continuare la crescita vegetativa dei nuovi ricacci anche durante i mesi autunnali e invernali, sebbene con minore vigoria rispetto al periodo estivo (Decruyenaere & Holt, 2005)

Entrambe le specie sono favorite, direttamente o indirettamente, dal fuoco sebbene in maniera differente: nella ginestra incentiva la germinazione dei semi, nella canna del Reno induce i ricacci dai rizomi che sopravvivono al passaggio del fuoco. Entrambe le specie forniscono un potenziale di innesco significativo, accumulando una discreta quantità di necromassa altamente infiammabile al piede.

Ginestra e canna del reno condividendo la stessa serie di vegetazione, hanno simile esigenze edafiche e climatiche. Sono entità strettamente mediterranee sebbene la ginestra abbia un carattere più rustico che le permette di colonizzare efficacemente terreni aridi, mentre la canna del Reno si mantiene meglio su suoli argillosi e umidi. Ed ecco quindi una prima significativa differenza, dal punto di vista edafico, che sul San Bartolo risponde alla distribuzione così come individuata nella Carta Fitosociologica: la ginestra nei versanti più interni, su ex-coltivi con suoli più aridi e la canna del Reno diffusa su tutta la falesia, su suoli

argillosi, spesso saturi e con una umidità relativa mediamente elevata grazie all'influenza del mare.

Nel par. 4.1 è stato osservato come i cambiamenti d'uso del suolo abbiano causato l'abbandono dei coltivi nella porzione di falesia ed anche nei versanti interni. L'assenza di gestione ha determinato, in falesia, un incremento della frequenza e della estensione dei dissesti idrogeologici, mentre nei versanti interni meno acclivi, l'avvio di fenomeni di successione secondaria.

Sui suoli argillosi e instabili della falesia si creano le condizioni più favorevoli all'insediamento dell'*A. plinii*, mentre la ginestra tende a colonizzare le aree più interne. Tuttavia, mentre i versanti orientali, dal 1955 ad oggi non saranno più recuperati ad uso agricolo, le aree interne sono invece o urbanizzate o impiegate per nuove colture (vigneti). Questo significa che le potenziali successioni secondarie sono state interrotte e sostituite da nuove destinazioni d'uso del suolo, sottraendo dunque superfici idonee alla colonizzazione della ginestra.

A dimostrazione di tale ipotesi vi sono alcuni prati pascoli di recente istituzione all'interno del Parco, in cui la copertura erbacea, in assenza di altri disturbi, è progressivamente convertita in arbusteto monospecifico di ginestra che si diffonde dalle fasce ecotonali delle formazioni arboree limitrofe (**Figura 5.16**).



**Figura 5.16:** spartieto in espansione sul versante occidentale del Monte Castellaro. (foto: A. Allegrucci, maggio 2020)

La ginestra tende anche ad arricchire i suoli di azoto e fosforo ed incrementare il contenuto di umidità del terreno generando situazioni favorevoli anche ad altre specie ruderali e nitrofile quali, appunto, la canna del Reno. La prima ipotesi assume che la riduzione della ginestra a favore della canna sia da ritenersi legata a differenti esigenze edafiche delle due specie (sia per il contenuto di umidità che per la stabilità meccanica dei versanti) e alle dinamiche dei cambiamenti d'uso del suolo.

Può il fuoco essere stato un ulteriore fattore selettivo? La seconda ipotesi assumerebbe di sì, ma va considerato congiuntamente alle strategie di rinnovazione delle due specie e alla proprietà azotofissatrice della ginestra. E' noto come tempi di ritorno del fuoco caratterizzati da brevi intervalli abbiano significativi effetti sulla presenza e l'abbondanza delle specie (Zedler *et al.*, 1983; Haidinger & Keeley, 1993; Lloret & Vilà, 2003, Kruger & Bigalke, 1984; Fox & Fox, 1987; Trabaud, 1994; Keeley, Fortheringham & Morais, 1999). Alcuni autori hanno sottolineato che tali regimi tendano a convertire gli arbusteti in sistemi erbacei (Naveh, 1974; Zedler, Gautier & McMaster, 1983; Trabaud, 1991; Haidinger & Keeley, 1993; Keeley, Fotheringham & Morais, 1999), caratterizzati da una maggiore infiammabilità (feedback positivo fuoco/vegetazione), un po' come si manifesta nelle savane (Platt, Glitzenstein e Streng, 1991).

Pertanto, sono le risposte della vegetazione al fuoco a influenzare le dinamiche delle comunità vegetali post-disturbo (Noble & Slatyer, 1980). Dopo un incendio, l'elemento di successo per la rinnovazione di una comunità è dato dall'abbondanza e vitalità di propaguli. Per le specie disseminatrici (*seeders*), i cui esemplari vengono completamente distrutti dal passaggio del fuoco, i propaguli sono rappresentati dai semi vitali che si conservano nel terreno (*seed bank*) e dalla dispersione dei semi da aree indisturbate limitrofe all'area bruciata (Noble & Slatyer, 1980). Per queste specie, tra cui vi è anche *S. junceum*, il tempo di ritorno del disturbo è particolarmente rilevante per la resilienza di queste popolazioni che hanno bisogno di tempo sufficiente per produrre abbastanza semi vitali per sopravvivere al fuoco successivo (Zedler, Gautier e McMaster, 1983; Keeley, 1986; Vallejo & Alloza, 1998). Per le specie con rinnovazione vegetativa (*resprouters*), che possono o meno avere una significativa riserva di semi che germina dopo l'incendio (Zedler, Gautier e McMaster, 1983), la rigenerazione degli individui si verifica con l'emissione delle gemme avventizie. Tuttavia, elevate frequenze di incendi possono determinare l'esaurimento delle riserve di tali gemme, determinando un deterioramento anche di *resprouter* (Zammit, 1988).

In questo contesto e nelle attuali mutevoli condizioni, alcuni studi hanno iniziato a mettere in discussione la stabilità e la resistenza di questi tipi di ecosistemi mediterranei

(Ojeda *et al.*, 1996; Trabaud, 1998). È stato dimostrato come nelle comunità di vegetazione mediterranea soggette al cambiamento del regime del fuoco (con riduzione dei tempi di ritorno), alcune specie di arbusti possono essere sostituite da altre (Zedler *et al.* 1983; Ojeda *et al.*, 1996). In modo particolare, la sostituzione di specie erbacee a quelle arbustive e arboree è stata osservata in molte parti del mondo (Brooks & Pyke 2001; Brooks *et al.* 2004; Sugihara *et al.* 2006). Alcuni studi hanno rilevato anche un'alterazione dei regimi di incendio condizionata da specie erbacee invasive le quali, una volta entrate in una comunità, tendono a fornire un combustibile altamente infiammabile idoneo alla propagazione degli incendi, aumentando così la frequenza, l'estensione e l'intensità del fuoco (D'Antonio & Vitousek, 1992; D'Antonio, 2000; Brooks 2002; Brooks *et al.*, 2004; Keeley 2004; Keeley & Fotheringham, 2005). Il rapido recupero di queste specie erbacee invasive dopo l'incendio rispetto alle specie autoctone porta dunque ad una maggiore suscettibilità dell'ecosistema al fuoco che continua a favorire le prime a discapito delle seconde. Coffman (2007) ha dimostrato questa dinamica anche per la canna comune (*Arundo donax*) che, di fatto, ha una ecologia e fenologia non molto diversa da *Arundo plinii*, con la quale condivide spesso sponde e argini fluviali.

Gli studi indicano che un aumento della fornitura di acqua e sostanze nutritive a questi sistemi ha aumentato il successo dell'invasione (Coffman, 2007) e numerosi resoconti suggeriscono che le infestazioni di *Arundo* s.p. hanno aumentato il carico di combustibile, nonché la frequenza e l'intensità del fuoco lungo i corridoi ripariali (Robbins *et al.*, 1951; Bell 1997; Scott 1994; D'Antonio 2000).

Queste dinamiche potrebbero essere affini a quanto accaduto nel corso degli incendi sul San Bartolo, non esente dai processi di cambiamento climatico che investono l'intero bacino del Mediterraneo. Inoltre, potrebbe essere plausibile che laddove era presente la ginestra, l'arricchimento del suolo di azoto e fosforo e il miglioramento delle condizioni di umidità, possa aver favorito l'ingresso della canna del Reno, la quale, incrementando il contenuto di combustibile infiammabile, potrebbe avere avviato i processi descritti in precedenza. La maggiore velocità di rinnovazione per via vegetativa della canna del Reno (*resprouter*) rispetto alla ginestra (*seeder*) unitamente al fatto che il clima mite e il maggior contenuto di azoto dei suoli migliorati da *S. junceum* hanno permesso al *A. plinii* di continuare lo sviluppo vegetativo anche nei mesi autunnali e invernali, ha determinato la completa affermazione di questa specie anche sui terreni in cui potenzialmente avrebbe potuto insediarsi l'arbusteto di ginestra.

La capacità di rigenerarsi post-disturbo sembra essere quindi un altro fattore chiave per l'analisi del rapporto di competizione tra le due specie: Coffman (2007) ha osservato che, dopo l'incendio, *Arundo donax* inizia a crescere pochi giorni dopo il disturbo, mentre le altre piante legnose autoctone non sono apparse se non dopo oltre 2 mesi dal disturbo. Il fuoco ha stimolato la rinnovazione vegetativa di *Arundo* quasi immediatamente, come ci si potrebbe aspettare da una specie con grandi riserve di carboidrati sotterranee, mentre le specie legnose autoctone si sono riprese molto più lentamente dopo essere state bruciate nella componente epigea. La fenologia delle canne le aiuta chiaramente ad avviare il processo di rinnovazione anche se il disturbo avviene in periodo autunnale o invernale, e comunque, a continuare lo sviluppo dei germogli anche nei mesi in cui le altre specie sono in riposo vegetativo. Coffman (2007) ha evidenziato che la canna comune ha ampliato il suo dominio nel primo anno dopo l'incendio, incrementando l'abbondanza relativa di quasi il 25% e costituendo oltre il 99% della copertura vegetativa dei siti, appena dopo un anno dopo. Le abbondanti precipitazioni autunnali e la mobilitazione di una elevata quantità di sostanze nutritive a partire dalla necromassa bruciata, in modo particolare azoto e fosforo, nel primo anno post-disturbo (DeBano & Conrad, 1978; Kutiel & Kutiel, 1989; Carreira, 1992; Serrasolses & Vallejo, 1999; Pausa *et al.*, 2002), possono ulteriormente contribuire a sostenere la rigenerazione dei germogli di queste geofite rizomatose (Coffman, 2007; Quinn *et al.*, 2007).

Alla vigorosa e rapida capacità di ricolonizzazione da parte della canna del Reno si contrappone il basso tasso di rinnovazione della ginestra. Questa specie, al pari delle altre specie di leguminose arbustive mediterranee, è una disseminatrice obbligata la cui produzione di semi durante le fasi iniziali di sviluppo dopo i disturbi risulta comunque piuttosto bassa (Baeza, 2001). Soto *et al.* (1997) sottolineano che, nelle comunità a dominanza di ginestre, un incendio che si ripete con una frequenza di un evento ogni 10-20 anni è sufficiente a influenzare negativamente la capacità di rigenerazione di questa specie. Questi risultati concordano con quelli osservati da Auld & O'Connell (1991) i quali descrivono un declino della popolazione - o persino l'eliminazione locale di alcune specie di Fabaceae - come conseguenza di un regime di incendi ricorrenti che non consentono a questa famiglia di accumulare riserve sufficienti alla loro rigenerazione (De Luis, 2006).

Da considerare anche l'ipotesi secondo cui ad un aumento della ricorrenza del fuoco nelle comunità mediterranee si promuoverebbe la colonizzazione di praterie erbacee e la riduzione della vegetazione legnosa (Zedler, Gautier e McMaster, 1983; Trabaud, 1991; Haidinger & Keeley, 1993; Keeley, Fotheringham e Morais, 1999). Ciò porterebbe a cambiamenti nelle caratteristiche del combustibile e potrebbe favorire la propagazione del fuoco, promuovendo

così un feedback positivo di erba/fuoco. Alcuni studi suggeriscono infatti che le comunità arbustive del Mediterraneo sono resistenti al fuoco quando la frequenza degli incendi non è troppo elevata. Vilà-Cabrera *et al.* (2005) hanno osservato come, nel bacino Mediterraneo occidentale, arbusteti percorsi da 4-5 incendi negli ultimi 31 anni manifestano una maggiore abbondanza di specie erbacee a ciclo breve, nonché una maggiore presenza di *resprouter* rispetto a specie *seeders*. In sostanza, anche con disturbi ricorrenti ad intervalli da 6 a 20 anni, si possono manifestare effetti sulla stabilità delle comunità a dominanza di ginestra che, al pari di altre specie di leguminose mediterranee, non è in grado di ricostituire una sufficiente riserva di propaguli tale da compensare successivi disturbi. Tutto ciò a vantaggio di specie dotate di una capacità di ricolonizzazione più rapida, tra cui, appunto, *Arundo plinii* che dopo gli incendi estivi, sfruttando le piogge autunnali e l'incremento delle sostanze nutritive nel suolo, avvia una intensa rigenerazione vegetativa dai rizomi anche durante i mesi autunno-invernali.

Tale dinamica comporta una deviazione dalle normali fasi di successione ecologica, portando all'instaurarsi di situazioni para-climaciche o persino di consorzi durevoli di specie pioniere più resilienti.

All'interno dell'area di studio, almeno dagli anni '50, la copertura dei versanti di falesia era caratterizzata già da una discreta dominanza di arundineti. La successiva estensione di tali comunità, anche in ambienti in cui si sarebbe potuta insediare la ginestra potrebbe essere dovuta alla ricorrenza degli incendi che, nelle zone più colpite (lungo il crinale tra Fiorenzuola di Focara e la Vallugola) ha una frequenza media di 1 evento ogni 7 anni, sufficiente, come dimostrano gli studi, a favorire la canna del Reno, grazie alla sua capacità di sfruttare con successo i vantaggi offerti dal disturbo del fuoco e alla maggiore velocità di rinnovazione rispetto alla ginestra.

Le comunità a dominanza di *S. junceum* tendono oggi a diffondersi su pascoli o ex-coltivi in cui l'assenza di disturbo (abbandono di coltivazioni, sottopascimento, assenza di incendi frequenti) consente l'avviarsi di successioni secondarie della Serie della roverella e del carpino nero dei substrati arenaceo-pelitici del piano bioclimatico mesotemperato (**Figura 5.17 e Figura 5.18**).





*Figura 5.17: spartieto in espansione sulla sommità della Montagnola. (foto: A. Allegrucci, maggio 2020)*



*Figura 5.18: spartieto al margine di un medicaio in Loc. Casteldimezzo. (foto: A. Allegrucci, maggio 2020)*



### 5.3 Azioni per il futuro: aumentare la resistenza e la resilienza ecosistemica

Il Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo è dotato di un proprio Piano Anticendio Boschivo (AIB) redatto ai sensi dell'art. 8 della L. n. 353/2000, la Legge Quadro in materia di incendi boschivi. L'ultimo Piano AIB (Tanferna *et al.*, 2015) ha concluso il suo periodo di validità nel 2019 ed in previsione di un suo aggiornamento, questa tesi vuole offrire utili spunti per la pianificazione futura della zonizzazione degli obiettivi e delle attività di prevenzione. In linea con quanto individuato dal Piano AIB (Tanferna *et al.*, 2015) è stato dimostrato come la combinazione di fattori quali esposizione, pendenza e tipologia di uso del suolo siano determinanti per la definizione del rischio di incendio, ovvero della suscettibilità all'innescò e diffusione di fenomeni di combustione. Il Piano AIB individuava già le aree più o meno sensibili, con una dettagliata zonizzazione del rischio e dell'impatto atteso, indicando le porzioni di falesia e/o quelle ricoperte da vegetazione arbustiva come quelle in cui porre maggiore attenzione. Anche questa tesi ha dimostrato come i canneti della falesia e le superfici arbustive in libera evoluzione rappresentano situazioni di elevata pericolosità d'incendio, in funzione della tipologia di combustibile che vi si accumula.

Le zone di Vigna del Mar, di Casteldimezzo e della Montagnola erano già state individuate nel Piano AIB quali zone critiche in termini di frequenza di disturbi da incendio e assetto strutturale del combustibile. In questa tesi, le località sono state confermate anche in funzione dell'indice HLI, da cui è emerso che, in funzione della loro esposizione sud-ovest, il carattere microclimatico è più termofilo, contribuendo quindi a creare le condizioni favorevoli per la disidratazione del combustibile vegetale e dunque alla propagazione delle fiamme. Oltre a queste località, anche il versante interno del Monte Castellaro risulta una zona a rischio per le stesse caratteristiche geomorfologiche, microclimatiche e vegetazionali.

In funzione della zonizzazione attuale e di quella degli obiettivi, il Piano AIB individuava una serie di interventi di prevenzione a contrasto dei fattori predisponenti delle cause di innescò e sviluppo degli incendi, tra cui azioni mirate per la gestione dei combustibili.

Decespugliamento, diradamenti e potature vengono indicati come interventi necessari per ridurre il carico di combustibile soprattutto in prossimità della viabilità e delle abitazioni, ponendo l'accento sulla elevata infiammabilità dei rimboschimenti di conifere su cui il Piano indirizza le operazioni di sfolli, diradamenti e spalcatore.

In sintesi, la configurazione del Piano AIB del Parco San Bartolo e gli interventi gestionali proposti per la prevenzione degli incendi risultano in linea con quanto emerso dal presente studio. Ulteriori suggerimenti gestionali per l'aggiornamento del futuro Piano AIB

riguardano la migliore comprensione delle dinamiche evolutive della vegetazione dopo l'incendio, al fine di poter programmare corretti interventi di recupero migliorando la resistenza o la resilienza degli ecosistemi. E' stato osservato come la canna del Reno, nonostante non sia riconosciuta come pirofita, sia di fatto una specie che trae notevole vantaggio dal passaggio degli incendi, creando condizioni tali da favorire il passaggio di fuochi rapidi che, nonostante brucino completamente la vegetazione, lasciano integri i rizomi che, nell'arco di un paio di settimane dopo il disturbo, sono già in grado di emettere ricacci, soverchiando la rinnovazione di altre specie mediterranee a più lento accrescimento. Ciò avviene in modo particolare lungo tutta la fascia di falesia in cui le condizioni edafiche e microclimatiche, risultano ecologicamente più favorevoli a questa specie.

In falesia, dopo l'evento del 4-5 agosto 2017, sono presenti ancora numerosi nuclei di alberi morti in piedi che costituiscono una significativa fonte di combustibile. In modo particolare, il rimboschimento a valle di Fiorenzuola di Focara, presenta ad oggi una situazione estremamente rischiosa per futuri eventi di incendio in quanto sono ancora presenti numerosi scheletri di conifere morte in piedi attorno alle quali si sta sviluppando una densa copertura di canna del Reno. La necromassa in piedi manifesta anche una notevole fragilità a schianti e crolli, che determina un ulteriore accumulo di combustibile a terra. In funzione della elevata percorribilità della strada che dall'abitato scende al mare soprattutto nel periodo estivo, il rischio di inneschi accidentali che possano propagarsi facilmente dallo strato arbustivo alle chiome è piuttosto elevato. Soprattutto se si considera che alcuni individui morti in piedi presentano ancora ramificazioni basse e che questi nuclei di necromassa sono in tangenza con il resto del popolamento di conifere non colpito dall'incendio del 2017 ed ancora sano e compatto in termini di copertura.

Nei versanti interni, laddove l'abbandono culturale ha consentito l'espansione della ginestra e di altre specie arbustive invasive tra cui il rovo e, ancora, la canna del reno, la criticità si manifesta con un accumulo di necromassa al suolo che determina un potenziale rischio di facile propagazione delle fiamme qualora si verificano inneschi colposi o dolosi. L'attuale situazione vegetazionale del Colle San Bartolo permette quindi di individuare situazioni diversificate su cui è possibile proporre azioni mirate convenientemente all'aumento della resilienza piuttosto che la resistenza, o su entrambe.

Lungo quasi tutta la falesia, la densa copertura di canna del Reno determina un elevato rischio di incendio e confermata anche dai dati storici e dalle caratteristiche dell'incendio del 2017. In falesia, l'elevata pendenza e l'accidentalità delle superfici, rende difficili gli

interventi di lotta attiva in caso di incendi, per altro, vista la capacità di reazione della canna del Reno, risulta più vantaggioso potenziare la resilienza di tali ecosistemi, favorendo un passaggio del fuoco il più veloce possibile, che non danneggi i rizomi da cui si può rapidamente ricostituire una copertura del suolo, anche durante il periodo invernale. Parallelamente è possibile incrementare la resistenza, sfruttando la marcata igrofilia delle stazioni localizzate nel medio-basso versante degli impluvi, per realizzare “barriere vegetali” di contenimento della diffusione delle fiamme.

In tal senso è possibile proporre:

- interventi di rimboschimento e imboschimento atti a ricostituire una copertura arborea di specie igrofile autoctone (pioppeti) a ridosso degli impluvi in corrispondenza del medio-basso versante. In questo modo si ripristinerebbero nuclei di vegetazione in grado di mantenere un’umidità atmosferica localmente più elevata e un microclima più fresco, tale da ostacolare la propagazione delle fiamme dai canneti. In queste formazioni sarebbe opportuno intervenire periodicamente al fine di rimuovere la necromassa e svolgere interventi di potatura sui rami più bassi;
- abbattere e depezzare, lasciandoli in loco, gli alberi morti in piedi dei nuclei, bruciati nel corso dell’ultimo evento del 2017 al fine da ridurre la necromassa e incentivare processi di degradazione del legno che possano fornire siti favorevoli alla rinnovazione naturale di specie omologhe.

Nei versanti interni, laddove si assiste a una ricolonizzazione di ex-seminativi e prati abbandonati da parte di ginestra e canna del Reno, risulterebbe opportuno rallentare le dinamiche di successione ecologica. Il rischio è legato all’accumulo di combustibile vegetale con una distribuzione verticale continua, che può agevolmente propagare le fiamme dal piano erbaceo a quello arboreo delle formazioni boscate tangenti. A tale scopo sarebbe opportuno pianificare la rimozione delle specie arbustive e il successivo sfalcio periodico delle praterie e dei prati-pascoli, operando in sinergia tra Ente Parco e singoli proprietari. Un incentivo per i privati potrebbe essere rappresentato dai bandi delle misure del PSR, cui l’Ente Parco potrebbe farsi promotore e divulgatore. In alternativa al recupero delle attività agricole, sarebbe opportuno guidare l’evoluzione degli arbusteti con interventi di sfalci e ripuliture in modo da consentire la creazione di sistemi equilibrati, ed in cui si possa facilmente accedere in caso di emergenza.

Per quanto riguarda i rimboschimenti di conifere, in linea con quanto previsto dal Piano AIB, sarebbe opportuno intervenire con azioni di gestione volte a ridurre il carico di combustibile altamente infiammabile che caratterizza tali formazioni. Per questo, è possibile suggerire alcuni interventi mirati a:

- avviare la graduale sostituzione dei soprassuoli in favore di latifoglie autoctone, operando tramite tagli a buche o diradamenti finalizzati, favorire nuclei di latifoglie già affermati sotto copertura o nelle micro radure dei rimboschimenti; nei nuclei di rinnovazione delle latifoglie sarebbe opportuno effettuare, almeno per i primi 5 anni, interventi di ripulitura per evitare l'ingresso di canna del Reno;
- provvedere alla rimozione della necromassa a terra e in piedi all'interno dei rimboschimenti, rimuovendo tempestivamente il legname dal sito di intervento;
- avviare una cooperazione tra Ente Parco e proprietari di fondi con superfici boscate a dominanza di conifere (es: Villa Imperiale), al fine di valutare lo stato di salute delle formazioni e avviare interventi di miglioramento strutturale, ove ritenuto necessario.

Resta comunque fondamentale svolgere un costante monitoraggio e sorveglianza nel territorio del Parco e soprattutto, aumentare la sensibilità e il senso di responsabilità dei fruitori e degli abitanti del San Bartolo, attraverso attività di formazione e informazione costante.

## Capitolo 6: CONCLUSIONI

Il Colle San Bartolo rappresenta una realtà che è emblema di multifunzionalità ambientale: il promontorio accoglie elementi di valore storico e culturale, di rilevanza naturalistica ed ecologica nonché di pregio turistico e ricreativo. Fin dalla preistoria il San Bartolo ha vissuto in intimo contatto con le popolazioni che, nei millenni hanno trasformato il paesaggio, con i loro insediamenti, le vie di comunicazione e le loro attività produttive trasformando ampie porzioni di bosco in aree agricole. L'evoluzione del paesaggio del San Bartolo è stata da sempre guidata dalla sinergia fra uomo e natura con alterne dinamiche socio-economiche della storia, ma anche dai cambiamenti climatici globali e locali. Dal tardo impero romano ad oggi, il territorio del San Bartolo ha visto l'alternarsi di stagioni più o meno piovose, di periodi più o meno siccitosi, dell'innalzamento del livello medio del mare.

Tali condizioni hanno determinato azioni dirette sulla geomorfologia del promontorio, modificando l'andamento dei corsi d'acqua nei fondovalle e incentivando quei fenomeni erosivi che ancora oggi caratterizzano la falesia.

In questo contesto, il ruolo del fuoco è sicuramente importante perché da sempre utilizzato anche dall'uomo come pratica colturale. Da almeno mezzo secolo (in base ai dati statistici recuperati) è, peraltro, un disturbo ricorrente incentivato sia dall'accumulo di combustibile vegetale in assenza di un'efficace gestione delle coperture vegetali e sia da prolungate e reiterate condizioni siccitose.

Gran parte degli incendi sono comunque provocati dall'uomo, che, per colpa o dolo, risulta essere il fattore principale per l'innesco delle combustioni, che si diffondono rapidamente soprattutto laddove la vegetazione è dominata da canna del Reno. Questa specie, infatti, ha dimostrato un'immediata capacità di reazione dopo il passaggio del fuoco, riuscendo in breve tempo a ricostituire una copertura pre-esistente e creando condizioni strutturali ed evolutive tali da garantirle una travolgente diffusione, a detrimento della ginestra odorosa, specie molto più gradevole nella fisionomia del paesaggio e funzionale ad una più completa successione ecologica.

La conoscenza delle dinamiche di evoluzione della vegetazione e della loro capacità di rigenerazione dopo gli incendi diventa quindi fondamentale per la comprensione dei processi di cambiamento dell'assetto paesaggistico, soprattutto se si tratta di sistemi vegetali ad elevato rischio di combustione. In tal senso, l'ausilio delle tecnologie di telerilevamento e la disponibilità sempre più diffusa di immagini satellitari nonché la possibilità di stimare la severità degli incendi e la successiva dinamica della copertura del suolo, consentono oggi di incrementare notevolmente le informazioni disponibili per analisi diacroniche e di proporre soluzioni su ampia scala.

Con questo studio sono state integrate le informazioni desunte da archivi storici, immagini satellitari e rilievi in campo e, implementando un'analisi sincronica delle dinamiche dei cambiamenti d'uso del suolo e del paesaggio del Colle San Bartolo. I risultati hanno evidenziato la sinergia dei cambiamenti di uso del suolo e degli incendi, almeno negli ultimi 50 anni di storia locale, fornendo utili elementi per una urgente pianificazione territoriale ed una gestione sostenibile di un importante patrimonio culturale e ambientale come quello del Monte San Bartolo.

## RINGRAZIAMENTI

*Questa tesi rappresenta non solo l'ambita conclusione di un percorso di studi approcciato con una consapevolezza ibrida tra studente e libero professionista, ma anche una importante tappa lungo il sentiero di formazione ed evoluzione formativa che mi sono proposto di percorrere. Dal luglio 2011, data della laurea triennale, sono trascorse tantissime esperienze lavorative che mi hanno consentito di scegliere con consapevolezza e rinnovata passione questo nuovo livello di formazione universitaria. In quasi un decennio ho fatto esperienze dalle intricate foreste tropicali alle sterminate depressioni del Mar Caspio, dalle praterie umide del Veneto ai deserti mediorientali, maturando il desiderio di continuare a formarmi e apprendere, e stimolandomi nel voler concludere un percorso di studi che la sola laurea triennale non bastava a soddisfare.*

*A chiusura di questi 4 nuovi anni di vista semi-studentesca, trascorsa tra i banchi di scuola e la scrivania (o il cantiere) del lavoro, un sentito ringraziamento va al Prof. Carlo Urbinati, mentore di discipline forestali e Virgilio di ogni studente universitario che s'appresta a muoversi in quella oscura selva del mondo oltre l'aula di studio: docente ma anche guida, sempre disponibile all'ascolto e al supporto.*

*Non di meno, un sentitissimo ringraziamento va al mio correlatore Dott. Francesco Malandra e al Dott. Alessandro Vitali, che mi hanno accompagnato con grande partecipazione e pazienza in questi mesi di preparazione della tesi, sopportando le mie insistenti telefonate e instradandomi sempre con estrema competenza e conoscenza scientifica nella redazione di questo grande lavoro.*

*Grazie ai Carabinieri Forestali della Provincia di Pesaro e Urbino, in modo particolare al Ten. Col. Gabriele Guidi per aver generosamente scelto di sostenere il mio lavoro come correlatore e per aver accolto con grande disponibilità la richiesta di consultazione dei registri incendi dei Carabinieri Forestali; grazie tantissimo all'App. Sc. Silvia Marinoni, che con grande professionalità e gentilezza, ha riordinato e condiviso tutti i dati relativi agli incendi storici del San Bartolo senza cui non sarebbe stato possibile procedere alla elaborazione della tesi.*



*Ringrazio tantissimo il Dott. Agr. Fabrizio Furlani, che in più di dieci anni è stato per me tutor di due tirocini, consulente in ambito di lavoro, compagno di discussioni naturalistiche e di conservazione della biodiversità ed infine, anche fondamentale collaboratore per lo sviluppo di questa tesi.*

*Ringrazio l'Ente Parco Naturale Monte San Bartolo per aver accolto il progetto di questa ricerca e aver messo a disposizione con estrema benevolenza, il materiale fotografico relativo agli incendi che si sono verificati all'interno del proprio ambito di gestione; in modo particolare, un sentito grazie va al Dott. Laurent Sonet, "collega" naturalista, esperto faunista e sempre estremamente disponibile a collaborare in questo lavoro nel cercare di soddisfare le mie richieste di informazioni.*

*Grazie anche al Dott. Giulio Tesei per le chiacchierate in merito agli aspetti fitosociologici della "scommessa arundo vs ginestra" e a Marco Mattioli per avermi accompagnato nell'esplorazione dei software cartografici.*

*A conclusione di questo percorso di studi part-time, non posso non ringraziare tutte le collaborazioni professionali che mi hanno concretamente permesso, sia di sostenermi economicamente, sia di sfruttare le numerose opportunità di formazione di ricerca scientifica e lavorativa: La Cordata - Escursionismo & Natura di Massimiliano Giorgi e Natura Trekking Marche di Gianluca Dormicchi grazie ai quali ho potuto esplorare la nostra penisola in lungo e in largo ammirandone bellezze paesaggistiche e naturalistiche; Techfem s.r.l. e Renco S.p.a grazie alle quali ho avuto modo di sviluppare esperienza nel settore della direzione lavori, anche in contesto internazionale, migliorando quindi anche il livello di conoscenza della lingua inglese; Hystrix s.r.l. e il Prof. Marco Bonacoscia con cui ho avviato una sempre più stretta collaborazione, tanto che questi ringraziamenti li sto scrivendo proprio dalla scrivania della Società di cui ora sono parte e con cui stiamo avviando un proficuo rapporto di crescita e sviluppo.*

*Grazie alla mia compagna di vita Lucia, Sanbartolese DOC, che con amorevole pazienza e comprensione mi ha sopportato in questi ultimi psichedelici momenti di travaglio divisi tra studio e lavoro, senza mai smettere di confortarmi, ascoltarmi e (addirittura!) accompagnarmi tra sopralluoghi e rilievi in campo.*

*Un ultimo ringraziamento, nell'oramai tradizionale *dulcis in fundo*, va alla mia famiglia, a mio babbo Daniele, mia mamma Antonella, mio fratello Federico, ai miei nonni Lina e Toni senza il cui supporto, pazienza, incoraggiamento, motivazione non avrei mai raggiunto nessuno dei miei traguardi.*

## BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1978. *Progetti e ricerche della città di Pesaro*, voll.1-6, Poligrafici Lugli Parma, Bologna.
- AA.VV., 1989. *Piano Paesistico Ambientale della regione Marche*, adottato con Deliberazione del Consiglio Regionale n.197 del 3 novembre 1989.
- Aerts, R., & Berendse, F., 1988. *The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands*. *Vegetatio*, 76(1-2), 63-69.
- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., Van Der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., ... & Bachelet, D., 2017. *A human-driven decline in global burned area*. *Science*, 356(6345), 1356-1362.
- Anderson, G. L., Hanson, J. D., & Haas, R. H., 1993. *Evaluating Landsat Thematic Mapper derived vegetation indices for estimating above-ground biomass on semiarid rangelands*. *Remote sensing of environment*, 45(2), 165-175.
- Auld, T. D., & O'Connell, M. A., 1991. *Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern Australian Fabaceae*. *Australian Journal of ecology*, 16(1), 53-70.
- Baeza, M. J., & Vallejo, V. R., 2008. *Vegetation recovery after fuel management in Mediterranean shrublands*. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 151-158.
- Baeza, M. J., Santana, V. M., Pausas, J. G., & Vallejo, V. R., 2011. *Successional trends in standing dead biomass in Mediterranean basin species*. *Journal of Vegetation Science*, 22(3), 467-474.
- Baeza, M. J., Raventós, J., Escarré, A., & Vallejo, V. R., 2006. *Fire risk and vegetation structural dynamics in Mediterranean shrubland*. *Plant Ecology*, 187(2), 189-201.
- Baeza, M. J., 2001. *Aspectos ecológicos y técnicas de control del combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio, dominados por Ulex parviflorus (Pourr.)*.
- Baeza, M.J., Valdecantos, A., Aloloza, J.A., Vallejo, V.R., 2007. *Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests*. *J. Veg. Sci.* 18, 243–252.
- Ballelli, S., & Pedrotti, F., 1992. *Le emergenze botanico-vegetazionali della Regione Marche*. Ancona, Regione Marche.
- Barriopedro, D., Fischer, E. M., Luterbacher, J., Trigo, R. M., & García-Herrera, R., 2011. *The hot summer of 2010: redrawing the temperature record map of Europe*. *Science*, 332(6026), pp. 220-224.
- Bautista, S., 1999. *Regeneración post-incendio de un pinar (Pinus halepensis, Miller) en ambiente semiárido. Erosión y medidas de conservación a corto plazo*. Ph.D. Thesis, Universidad de Alicante, Spain.
- Bedia, J., Herrera, S., Camia, A., Moreno, J. M., & Gutiérrez, J. M., 2014. *Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios*. *Climatic Change*, 122(1-2), 185-199.
- Bell, G. P., 1998. *Ecology and management of Arundo donax, and approaches to riparian habitat restoration in southern California*.
- Bellingham, P.J., Sparrow, A.D., 2000. *Resprouting as a life history strategy in woody plant communities*. *Oikos* 89 (2), 409–416.
- Benali, A., Mota, B., Carvalhais, N., Oom, D., Miller, L. M., Campagnolo, M. L., & Pereira, J. M., 2017. *Bimodal fire regimes unveil a global-scale anthropogenic fingerprint*. *Global Ecology and Biogeography*, 26(7), 799-811.
- de Dios Benavides-Solorio, J., & MacDonald, L. H., 2005. *Measurement and prediction of post-fire erosion at the hillslope scale, Colorado Front Range*. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 457-474.
- Berendse, F., 1998. *Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems*. *Biogeochemistry*, 42(1-2), 73-88.

- Biondi E., Baldoni M., 1997. *Carta fitoclimatica delle Marche*. Agricoltura, mensile della giunta regionale, anno XIX Gennaio 1997. 22-26
- Biondi, E., a cura di, 2006. *Progetto di rete ecologica della Regione Marche (R.E.M.), ZPS Colle San Bartolo e litorale pesarese IT5310024 (ZPS02); SIC Colle San Bartolo (AB01)*.
- Biondi, E., Allegranza, M., Baldoni, M., Casavecchia, S., Pinzi, M., & Taffetani, F., 2010. *Le serie di vegetazione della Regione Marche*. In Blasi, C. (ed.) *La vegetazione d'Italia*, pp. 230-255.
- Biondi, E.; Baldoni, M.; Talamonti, M. C., 1995. *Il fitoclima delle Marche*. In Biondi E. (ed.) - *Atti del Convegno "Salvaguardia e Gestione dei Beni Ambientali nelle Marche"*.
- Blackburn, G. A., & Milton, E. J., 1995. *Seasonal variations in the spectral reflectance of deciduous tree canopies*. International Journal of Remote Sensing, 16(4), 709-720.
- Blondel, J., & Aronson, J., 2000. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Theil E, editor.
- Braccesi, L., 1977. *Grecoità adriatica: un capitolo della colonizzazione greca in Occidente* (Vol. 7). Pàtron.
- Bonasera, F., 1985. *Gabicce e il territorio nordorientale delle Marche. Aspetti e posizione geografica*. Fano: Libri Cartografici Ernesto Paleani Editore.
- Bond, W. J., & van Wilgen, B. W., 1996. *Why and how do ecosystems burn?*. In *Fire and plants* (pp. 16-33). Springer, Dordrecht.
- Bond, W. J., F. I. Woodward & G. F. Midgley, 2005. *The global distribution of ecosystems in a world without fire*. New Phytologist, 165: 525–538.
- Bond, W.J., Van Wilgen, B.W., 1996. *Fire and Plants*. Chapman & Hall.
- Bonet, A., & Pausas, J. G., 2007. *Old field dynamics on the dry side of the Mediterranean Basin: Patterns and processes in semiarid Southeast Spain*. Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland, 247-264.
- Borchia, R., & Nesci, O., 2012. *Codice P. Atlante illustrato del reale paesaggio della Gioconda* (pp. 1-144). Mondadori Electa.
- Bowman, D. M., Williamson, G. J., Abatzoglou, J. T., Kolden, C. A., Cochrane, M. A., & Smith, A. M., 2017. *Human exposure and sensitivity to globally extreme wildfire events*. Nature ecology & evolution, 1(3), 1-6.
- Brooks, M. L., Pyke, D. A., Galley, K. E. M., & Wilson, T. P., 2001. *Invasive plants and fire in the deserts of North America*. In *Proceedings of the Invasive Species Workshop: The Role of Fire in the Control and Spread of Invasive Species*, eds Galley KEM, Wilson TP (Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL).
- Brooks, M. L., D'antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., ... & Pyke, D., 2004. *Effects of invasive alien plants on fire regimes*. BioScience, 54(7), 677-688.
- Brotans, L., Aquilué, N., De Cáceres, M., Fortin, M. J., & Fall, A., 2013. *How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in Mediterranean landscapes*. PLOS one, 8(5), e62392.
- Moreira, F., Ascoli, D., Safford, H., Adams, M. A., Moreno, J. M., Pereira, J. M., ... & Curt, T., 2020. *Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed*. Environmental Research Letters, 15(1), 011001.
- Burton, F. D., 2011. *Fire: The spark that ignited human evolution*. UNM Press.
- Buttrick, Steve & Popper, Ken & McRae, Brad & Unnasch, Bob & Schindel, Michael & Jones, Aaron & Platt, Jim., 2015. *Conserving Nature's Stage: Identifying Resilient Terrestrial Landscapes in the Pacific Northwest*.
- Canadell, J. & L. López-Soria, 1998. *Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs*. Functional Ecology 12: 31–38.
- Capitanio, R., & Carcaillet, C., 2008. *Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: a discussion of succession models*. Forest ecology and management, 255(3-4), 431-439.
- Carreira, J. A., & Niell, F. X., 1992. *Plant nutrient changes in a semi-arid Mediterranean shrubland after fire*. Journal of Vegetation Science, 3(4), 457-466.
- Carreira, J.A., Sanchez-Vazquez, F., Niel, F.X., 1992. *Short-term and smallscale patterns of post-fire regeneration in a semi-arid dolomitic basin of Southern Spain*. Acta Oecol. 13 (3), 241–253.
- Castagneri, D., Esposito, A., Bovio, G., Mazzoleni, S., Seneca, U., Catalanotti, A. E., & Ascoli, D., 2013. *Fuel vertical structure affects fire sustainability and behaviour of prescribed burning in Spartium junceum shrublands*. Annals of forest science, 70(8), 863-871.

- Catorci, A., Biondi, E., Casavecchia, S., Pesaresi, S., Vitanzi, A., Foglia, M., ... & Ventrone, F., 2007. *La Carta della vegetazione e degli elementi di paesaggio vegetale delle Marche (scala 1: 50.000) per la progettazione e la gestione della rete ecologica regionale*. *Fitosociologia*, 44(2), pp. 115-118.
- Cecini, N., 2000. *ANEMOS. Insediamenti e vicende umane nel parco naturale regionale del monte San Bartolo dall'antichità al XX secolo*. Pesaro: Ente Parco Naturale Regionale Monte San Bartolo.
- Cerdà, A., & Doerr, S. H., 2005. *Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation*. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 423-437.
- CHANGE, I. P. O. C. (2000). *Special report on land use, land-use change and forestry*. Cambridge: Cambridge University Press. Available at: [http://www.grida.no/climate/ipcc/land\\_use/index.htm](http://www.grida.no/climate/ipcc/land_use/index.htm). Accessed, 28(07), 2018.
- Chergui, B., Fahd, S., Santos, X., & Pausas, J. G., 2018. *Socioeconomic factors drive fire-regime variability in the Mediterranean Basin*. *Ecosystems*, 21(4), 619-628.
- Christensen, N. L., 1993. *Fire regimes and ecosystem dynamics*. In P. J. Crutzen and J. G. Goldammer, editors. *Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires*. John Wiley, Berlin, Germany., pp.233-244.
- Chuvieco, E. (Ed.), 2009. *Earth observation of wildland fires in Mediterranean ecosystems* (pp. 129-148). Dordrecht, the Netherlands: Springer.
- Coffman, G. C., 2007. *Factors influencing invasion of giant reed (Arundo donax) in riparian ecosystems of Mediterranean-type climate regions* (Doctoral dissertation, University of California, Los Angeles).
- Coffman, G. C., Ambrose, R. F., & Rundel, P. W., 2010. *Wildfire promotes dominance of invasive giant reed (Arundo donax) in riparian ecosystems*. *Biological Invasions*, 12(8), 2723-2734.
- Connor, S. E., Vanni re, B., Colombaroli, D., Anderson, R. S., Carri n, J. S., Ejarque, A., ... & Revelles, J., 2019. *Humans take control of fire-driven diversity changes in Mediterranean Iberia's vegetation during the mid-late Holocene*. *The Holocene*, 29(5), 886-901.
- Conti, F., Manzi, A., & Pedrotti, F., 1992. *Libro rosso delle piante d'Italia*. 537 pp. Ministero dell'Ambiente, Ass. Ital. per il WWF, SBI, Poligrafica Editrice, Roma.
- Conti, F., Manzi, A., & Pedrotti, F., 1997. *Liste rosse regionali delle piante d'Italia*. WWF. Societ  Botanica Italiana, Camerino.
- Cowling, R. M., Rundel, P. W., Lamont, B. B., Arroyo, M. K., & Arianoutsou, M., 1996. *Plant diversity in Mediterranean-climate regions*. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(9), 362-366.
- CUFAA, S. P., 2019. *Il Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*.
- D'Antonio, C. M., 2000. *Fire, plant invasions, and global changes*. *Invasive species in a changing world*, 65-93.
- Danin, A., 2004. *Arundo (Gramineae) in the Mediterranean reconsidered*. *Willdenowia*, 34(2), 361-369.
- Danin, A., Domina, G., & Raimondo, F. M., 2005. *Prime osservazioni ecologico-distributive su Arundo collina Ten.(Poaceae) in Italia*. *Inform. Bot. Ital.*, 37(2), 1167-1170.
- D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M., 1992. *Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change*. *Annual review of ecology and systematics*, 23(1), 63-87.
- De Luis, M., Ravent s, J., & González-Hidalgo, J. C., 2006. *Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands*. *Acta Oecologica*, 30(1), 54-61.
- DeBano, L. F., & Conrad, C. E., 1978. *The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem*. *Ecology*, 59(3), 489-497.
- Decruyenaere, J. G., & Holt, J. S., 2005. *Ramet demography of a clonal invader, Arundo donax (Poaceae), in Southern California*. *Plant and soil*, 277(1-2), 41-52.
- Dubar, M., & Anthony, E. J., 1995. *Holocene environmental change and river-mouth sedimentation in the Baie des Anges, French Riviera*. *Quaternary Research*, 43(3), 329-343.
- Duncan, J., Stow, D., Franklin, J., & Hope, A., 1993. *Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico*. *International Journal of Remote Sensing*, 14(18), 3395-3416.
- Egler, F.E., 1954. *Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition—a factor in old-field vegetation development*. *Vegetatio* 4, 412–418.

- Ellenberg, H., Strutt, G. K., 2009. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press: Cambridge, p 756
- Ellis, E., & Pontius, R., 2015. *Land Use and Land Cover Change*. 2013. Retrieved January 12th.
- Bondesan, M., Elmi, C., Nesci, O., Dal Cin, R., & Veggiani, A., 1988. *Guida alle escursioni*. Riunione annuale Gruppo Nazionale Geografia Fisica e Geomorfologia, 21-24 giugno 1988.
- Enright, N. J., Fontaine, J. B., Bowman, D. M. J. S., Bradstock, R. A., & Williams, R. J., 2015. Interval squeeze: *Altered fire regimes and demographic responses interact to threaten woody species persistence as climate changes*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 265–272.
- Eugenio, M., & Lloret, F., 2004. *Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean Pinus halepensis communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula)*. *Ecoscience*, 11(4), 446-454.
- Evans, J., 2004. *Compound topographic index, AML script*. ESRI Support Center Downloads. ESRI, Redlands, California, USA.
- Faraoni, L., & Travaglini, D., 2016. *Cambiamenti climatici e idoneità ambientale del territorio toscano per le pinete di pino nero*. *L'Italia Forestale e Montana*, 71(3), 157-174.
- Fernandes, P. M., & Cruz, M. G., 2012. *Plant flammability experiments offer limited insight into vegetation-fire dynamics interactions*. *New Phytologist*, 194(3), 606-609.
- Field, C. B., Stocker, T. F., Barros, V. R., Qin, D., Ebi, K. L., & Midgley, P. M., 2011. *IPCC special report on managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation*. AGUFM, 2011, NH12A-02.
- Fox, M. D. & B. J. Fox, 1987. *The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of eastern Australia*. Pages 23–48 in L. Trabaud (ed.). *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., ... & Valentini, R., 1995. *Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types*. *Ecological Applications*, 5(1), 28-41.
- Ganatsas, P., Zagas, T. D., Tsakalimi, M. N., & Tsitsoni, T. K., 2004, April. *Post-fire regeneration dynamics in a Mediterranean type ecosystem in Sithonia, northern Greece: ten years after the fire*. In *Proc. 10th MEDECOS conference* (Vol. 25).
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummalu, N., & Christy, A., 2015. *Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and GIS—A case study of Vellore District*. *Procedia Computer Science*, 57, 1199-1210.
- Rathbone, D. W., 1990. A. Carandini, *Schiavi in Italia: gli strumenti pensanti dei Romani fra tarda Repubblica e medio Impero* (Studi NIS archeologia vm). Rome: La Nuova Italia Scientifica, 1988. Pp. 387, numerous ills. *The Journal of Roman Studies*, 80, 195-196.
- Gavilán, R. G., Sánchez-Mata, D., Gaudencio, M., Gutiérrez-Girón, A., & Vilches, B., 2016. *Impact of the non-indigenous shrub species Spartium junceum (Fabaceae) on native vegetation in central Spain*. *Journal of Plant Ecology*, 9(2), 132-143.
- Giorgi, F., & Lionello, P., 2008. *Climate change projections for the Mediterranean region*. *Global and planetary change*, 63(2-3), 90-104.
- Goldammer, J. G., 1999. *Forests on fire*. *Science*, 284(5421), 1782-1783.
- Gómez-Aparicio L, Pérez-Ramos IM, Mendoza I, Matías L, Quero JL, Castro J, Zamora R, Marañón T., 2008. *Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: Implications for regeneration in current and future environmental scenarios*. *Oikos* 117: 1683–1699.
- Gori, U. e Luzi, A., 1978. *Assetto geologico, terrestre e marino*. In AA.VV., *Concorso nazionale di idee per la sistemazione urbanistica del colle San Bartolo*, Suppl. a Progetti e ricerche della città di Pesaro n. 2., Poligrafici Lugli Parma, Bologna.
- Gowlett, J. A., 2016. *The discovery of fire by humans: a long and convoluted process*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150164.
- Gregorio, A. D., & Jansen, L. J. M., 1998. *Land cover classification system: Classification concepts and user manual*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO/UN).
- Gubellini, L. e Di Massimo, S., 2001. *Atlante corologico della flora vascolare del Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo*, redatto su commissione dell'Ente Parco.

- Guo, Q., 2001. *Early post-fire succession in California chaparral: changes in diversity, density, cover and biomass*. *Ecol. Res.* 16, 471–485.
- Haidinger T, Keeley J., 1993. *Role of high fire frequency in destruction of mixed chaparral*. *Madroño* 40: 141–147.
- Hanes, T. L., 1971. *Succession after fire in the chaparral of southern California*. *Ecological monographs*, 41(1), 27-52.
- Hanley, M. E., 2009. *Thermal shock and germination in North-West European Genisteeae: implications for heathland management and invasive weed control using fire*. *Applied Vegetation Science*, 12(3), 385-390.
- Haubensak, K. A., & D'Antonio, C. M., 2011. *The importance of nitrogen-fixation for an invader of a coastal California grassland*. *Biological Invasions*, 13(6), 1275-1282.
- Haubensak, K. A., & Parker, I. M., 2004. *Soil changes accompanying invasion of the exotic shrub Cytisus scoparius in glacial outwash prairies of western Washington [USA]*. *Plant Ecology*, 175(1), 71-79.
- Hernandez, C., Drobinski, P., Turquety, S., & Dupuy, J. L., 2015. *Size of wildfires in the Euro-Mediterranean region: observations and theoretical analysis*. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 15(6), 1331-1341.
- Hoerling, M., Eischeid, J., Perlwitz, J., Quan, X., Zhang, T., & Pegion, P., 2012. *On the increased frequency of Mediterranean drought*. *Journal of climate*, 25(6), 2146-2161.
- Jia, G., Shevliakova, E., Artaxo, N., De Noblet-Ducoudré, N., Houghton, R., & House, J., 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*.
- Jiang, Z., Huete, A. R., Chen, J., Chen, Y., Li, J., Yan, G., & Zhang, X., 2006. *Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction*. *Remote sensing of environment*, 101(3), 366-378.
- Kasischke, E. S., N. L. Christensen, and B. J. Stocks, 1995. *Fire, global warming and the carbon balance of boreal forests*. *Ecological Applications* 5:437–451.
- Keeley, J. E., & Fotheringham, C. J., 1998. *Smoke-induced seed germination in California chaparral*. *Ecology*, 79(7), 2320-2336.
- Keeley, J. E., Fotheringham, C. J., & Baer-Keeley, M., 2005. *Determinants of postfire recovery and succession in Mediterranean-climate shrublands of California*. *Ecological Applications*, 15(5), 1515-1534.
- Keeley, J. E., & Syphard, A. D., 2016. *Climate change and future fire regimes: examples from California*. *Geosciences*, 6(3), 37.
- Keeley, J. E., & Brennan, T. J., 2012. *Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem*. *Oecologia*, 169(4), 1043-1052.
- Keeley, J. E., Fotheringham, C. J., & Morais, M., 1999. *Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes*. *Science*, 284(5421), 1829-1832.
- Keeley, J. E., 1986. *Resilience of mediterranean shrub communities to fires*. Pages 95–112 in B. Dell, A. J. M. Hopkins, and B. B. Lamont, editors. *Resilience in mediterranean-type ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Key, C. H., & Benson, N. C., 2005. *Landscape assessment: ground measure of severity, the Composite Burn Index. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD: LA1-LA51.(pp.) Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Koutsias, N., Xanthopoulos, G., Founda, D., Xystrakis, F., Nioti, F., Pleniou, M., ... & Arianoutsou, M., 2013. *On the relationships between forest fires and weather conditions in Greece from long-term national observations (1894–2010)*. *International Journal of Wildland Fire*, 22(4), pp. 493-507.
- Krawchuk, M. A., & Moritz, M. A., 2011. *Constraints on global fire activity vary across a resource gradient*. *Ecology*, 92(1), 121-132.
- Krebs, P., Pezzatti, G. B., Mazzoleni, S., Talbot, L. M., & Conedera, M., 2010. *Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology*. *Theory in Biosciences*, 129(1), 53-69.
- Kruger, F. J., & Bigalke, R. C., 1984. *Fire in fynbos*. In *Ecological effects of fire in South African ecosystems* (pp. 67-114). Springer, Berlin, Heidelberg.

- Kuglitsch, F. G., Toreti, A., Xoplaki, E., Della-Marta, P. M., Zerefos, C. S., Türkeş, M., & Luterbacher, J., 2010. *Heat wave changes in the eastern Mediterranean since 1960*. *Geophysical Research Letters*, 37(4).
- Kutiel, H., & Kutiel, P., 1989. *Effects of a wildfire on soil nutrients and vegetation in a Aleppo pine, on Mount Carmel, Israel*. *Pirineos*, (134), 59-74.
- Landi, B. M., 2002. *Organizzazione e tecnica della lotta contro gli incendi boschivi*. Laurus Robuffo Roma
- Lasanta, T., & Cerdà, A., 2005. *Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees: 2. Solute release*. *Catena*, 60(1), 81-100.
- Lavorel, S., J. Canadell, S. Rambal, and J. Terradas, 1998. *Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects*. *Global Ecology and Biogeographical Letters* 7:157–166.
- Lionello, P. (Ed.), 2012. *The climate of the Mediterranean region: From the past to the future*. Elsevier.
- Lloret, F., & Vilà, M., 2003. *Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands*. *Journal of Vegetation Science*, 14(3), 387-398.
- Lloret, F., M. Verdù, N. Flores-Hernández, and A. Valiente-Banuet. 1999. *Fire and resprouting in Mediterranean ecosystems: insights from an external biogeographical region, the Mexican shrubland*. *American Journal of Botany* 86: 1655–1661.
- Llovet, J., 2005. *Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas. Identificación de factores de riesgo*. Ph.D. Thesis, Universidad de Alicante, Spain.
- Malandra, F., 2020. *Land use/cover shifts and wildfires as drivers of mountain forest landscape dynamics in the Apennines (Italy)*. Tesi di Dottorato. Doctoral School in Agriculture, Food and Environmental Sciences XXXII cycle. Università Politecnica delle Marche.
- Manzini, C., a cura di, 2009. *Guida bizzarra. Itinerari soliti tra percorsi insoliti. Parco Naturale Regionale del San Bartolo*. Pesaro: Ente Parco Naturale Regionale Monte San Bartolo, pp. 81-90.
- Marlon, J. R., Bartlein, P. J., Carcaillet, C., Gavin, D. G., Harrison, S. P., Higuera, P. E., ... & Prentice, I. C., 2008. *Climate and human influences on global biomass burning over the past two millennia*. *Nature Geoscience*, 1(10), 697-702.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M., 2011. *Fire effects on soil aggregation: a review*. *Earth-Science Reviews*, 109(1-2), 44-60.
- Mather, P. M., & Koch, M. (2011). *Computer processing of remotely-sensed images: an introduction*. John Wiley & Sons.
- McCune, B. and D. Keon, 2002. *Equations for potential annual direct incident radiation and heat load index*. *Journal of Vegetation Science*. 13:603-606.
- Meyn, A., White, P. S., Buhk, C., & Jentsch, A., 2007. *Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model*. *Progress in Physical Geography*, 31(3), pp. 287-312.
- Migliavacca, M., Dosio, A., Camia, A., Hobourg, R., Houston-Durrant, T., Kaiser, J. W., ... & Ward, D. S., 2013. *Modeling biomass burning and related carbon emissions during the 21st century in Europe*. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(4), 1732-1747.
- Montes, N., Ballini, C., Bonin, G., & Faures, J., 2004. *A comparative study of aboveground biomass of three Mediterranean species in a post-fire succession*. *Acta oecologica*, 25(1-2), 1-6.
- Moore, I.D., Grayson, R.B. and Ladson, A.R., 1991. *Digital Terrain Modelling: A Review of Hydrological, Geomorphological, and Biological Applications*. *Hydrological Processes*, 5:3-30.
- Morabito, M., Crisci, A., Georgiadis, T., Orlandini, S., Munafò, M., Congedo, L., ... & Zazzi, M., 2018. *Urban imperviousness effects on summer surface temperatures nearby residential buildings in different urban zones of Parma*. *Remote Sensing*, 10(1), 26.
- Moreira, F., Ascoli, D., Safford, H., Adams, M. A., Moreno, J. M., Pereira, J. M., ... & Curt, T., 2020. *Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed*. *Environmental Research Letters*, 15(1), 011001.
- Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., ... & Mouillot, F., 2011. *Landscape-wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management*. *Journal of environmental management*, 92(10), 2389-2402.
- Morresi, D., Vitali, A., Urbinati, C., & Garbarino, M., 2019. *Forest spectral recovery and regeneration dynamics in stand-replacing wildfires of central Apennines derived from Landsat time series*. *Remote Sensing*, 11(3), 308.



- Munafò, M., 2018. *Consumo di suolo e tutela del territorio*. il Mulino, 67(5), 804-811.
- Munafò, M., a cura di, 2019. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Edizione 2019. Report SNPA 08/19
- Naveh, Z., 1974. *Effects of fire in the Mediterranean regions*. In: Kozlowski, T.T., Ahlgren, C.E. (Eds.), *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401–434.
- Neary, D. G., Koestner, K. A., Youberg, A., & Koestner, P. E., 2012. *Post-fire rill and gully formation*, Schultz Fire 2010, Arizona, USA. *Geoderma*, 191, 97-104.
- Nesci, O. e Veneri, F., 2001. *Il Parco Naturale di San Bartolo*. In Società Geologica Italiana, a cura di *Guide geologiche regionali Appennino umbro-marchigiano*. BE-MA editrice, Milano.
- Nesci, O., 2003. *Evoluzione geomorfologica della falesia costiera del monte San Bartolo*. In Coccioni R., a cura di *Verso la gestione integrata della costa del Monte San Bartolo: risultati di un progetto pilota*, Arti Grafiche STIBU, Urbana.
- Noble, I. R. & R. O. Slatyer, 1980. *The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances*. *Vegetatio*, 43: 5-21.
- Ojeda, F., Marañón, T., & Arroyo, J., 1996. *Postfire regeneration of a Mediterranean heathland in southern Spain*. *International Journal of Wildland Fire*, 6(4), 191-198.
- Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G., 1991. *World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation: An Explanatory Note*, second edn., International Soil and Reference Center in cooperation with Winand Staring Center, International Society of Soil Science, Food and Agriculture Organization of the United Nations, and International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, Wageningen.
- Oliva J., Stenlid J., J. Martinez-Vilalta, 2014. *The effect of fungal pathogens on the water and carbon economy of trees: implications for drought-induced mortality*. *New Phytologist* 20:1028–1035.
- Parisien, M. A., & Moritz, M. A., 2009. *Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales*. *Ecological Monographs*, 79(1), 127-154.
- Parisien, M. A., Miller, C., Parks, S. A., DeLancey, E. R., Robinne, F. N., & Flannigan, M. D., 2016. *The spatially varying influence of humans on fire probability in North America*. *Environmental Research Letters*, 11(7), 075005.
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E., 2009. *A burning story: the role of fire in the history of life*. *BioScience*, 59(7), 593-601.
- Pausas, J. G., & Ribeiro, E., 2017. *Fire and plant diversity at the global scale*. *Global ecology and biogeography*, 26(8), 889-897.
- Pausas, J. G., Alessio, G. A., Moreira, B., & Corcobado, G., 2012. *Fires enhance flammability in *Ulex parviflorus**.
- Pausas J. G., Pratt R. B., Keeley J. E., Jacobsen A. L., Ramirez A. R., Vilagrosa A., Paula S., Kaneakua-Pia I. N., Davis S.D., 2016. *Towards understanding resprouting at the global scale*. *New Phytologist* 209: 945–954.
- Pausas, J. G., & Bradstock, R. A., 2007. *Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia*. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), pp. 330-340.
- Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S., 2012. *Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime*. *Climatic change*, 110(1-2), 215-226.
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E., 2019. *Wildfires as an ecosystem service*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 289-295.
- Pausas, J. G., & Paula, S., 2012. *Fuel shapes the fire–climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems*. *Global Ecology and Biogeography*, 21(11), 1074-1082.
- Pausas, J.G., 1999. *Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach*. *J. Vege. Sci.* 10, 717–722.
- Peñuelas J., Sardans J., Filella I., Estiarte M., Llusà J., Ogaya R., Carnicer J., Bartrons M., Rivas-Ubach A., Grau O., et al. 2018. *Assessment of the impacts of climate change on Mediterranean terrestrial ecosystems based on data from field experiments and long-term monitored field gradients in Catalonia*. *Environmental and Experimental Botany* 152: 49–59.

- Piñol, J., Terradas, J., & Lloret, F., 1998. *Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain*. *Climatic change*, 38(3), 345-357.
- Platt, W. J., J. S. Glitzenstein & D. R. Streng, 1991. *Evaluating pyrogenicity and its effects on vegetation in longleaf pine savannas. The longleaf pine ecosystem: Ecology, restoration, and management*. Pages 143-161 in S. M. Hermann (ed.). *Proceedings of the 17th Tall Timbers Fires Ecology Conference*. Tall Timbers Research, Inc., Tallahassee, Florida.
- Pongratz, J., Reick, C., Raddatz, T., & Claussen, M., 2008. *A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium*. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(3).
- Pratt, R. B., Jacobsen, A. L., Ramirez, A. R., Helms, A. M., Traugh, C. A., Tobin, M. F., ... & Davis, S. D., 2014. *Mortality of resprouting chaparral shrubs after a fire and during a record drought: physiological mechanisms and demographic consequences*. *Global change biology*, 20(3), 893-907.
- Prieto, P., Peñuelas, J., Lloret, F., Llorens, L., & Estiarte, M., 2009. *Experimental drought and warming decrease diversity and slow down post-fire succession in a Mediterranean shrubland*. *Ecography*, 32(4), 623-636.
- Quinn, L. D., Rauterkus, M. A., & Holt, J. S., 2007. *Effects of nitrogen enrichment and competition on growth and spread of giant reed (Arundo donax)*. *Weed Science*, 55(4), 319-326.
- Retana, J., Espelta, J.M., Habrouk, A., Ordonez, J.L., de Sola-Morales, F., 2002. *Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain*. *Ecoscience* 9, 89-97.
- Reyes, O., & Trabaud, L., 2009. *Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat*. *Plant Ecology*, 202(1), 113.
- Riba, M., 1997. *Effects of cutting and rainfall pattern on resprouting vigour and growth of Erica arborea L.* *Journal of Vegetation Science*, 8: 401-404.
- Salza Prina Ricotti, E., 1987. *Alimentazione, cibi, tavola e cucine nell'età imperiale*. L'alimentazione nel mondo antico. I Romani, età imperiale.
- Robichaud, P. R., 2005. *Measurement of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery*. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 475-485.
- Roy, D. P., Boschetti, L., & Trigg, S. N., 2006. *Remote sensing of fire severity: assessing the performance of the normalized burn ratio*. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3(1), 112-116.
- Ruffault, J., Moron, V., Trigo, R. M., & Curt, T., 2016. *Objective identification of multiple large fire climatologies: an application to a Mediterranean ecosystem*. *Environmental Research Letters*, 11(7), 075006.
- Sacco, D., 2017. *Il paesaggio degli arcivescovi. Processi di trasformazione del territorio tra alto e basso Medioevo nelle Marche settentrionali*, «Archeo Med» monografie, 4. Firenze; ISBN: 978-88-7814-826-0, ISSN 2465-0226, e-ISBN 978-88-7814-801-7
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J. M., & Camia, A., 2013. *Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: lessons learned and perspectives*. *Forest Ecology and Management*, 294, 11-22.
- San Miguel-Ayanz *et al.*, 2018
- San-Miguel-Ayanz, J., Schulte, E., Schmuck, G., Camia, A., Strobl, P., Liberta, G., ... & McInerney, D., 2012. *Comprehensive monitoring of wildfires in Europe: the European forest fire information system (EFFIS)*. In *Approaches to managing disaster-Assessing hazards, emergencies and disaster impacts*. IntechOpen.
- Santana, V. M., Baeza, M. J., Marrs, R. H., & Vallejo, V. R., 2010. *Old-field secondary succession in SE Spain: can fire divert it?* *Plant Ecology*, 211(2), 337-349.
- Santana, V. M., Baeza, M. J., & Marrs, R. H., 2013. *Response of woody and herbaceous fuel to repeated fires in Mediterranean gorse shrublands*. *International Journal of Wildland Fire*, 22(4), 508-514.
- Seastedt, T. R., Briggs, J. M., & Gibson, D. J., 1991. *Controls of nitrogen limitation in tallgrass prairie*. *Oecologia*, 87(1), 72-79.
- Seneviratne, S., Nicholls, N., Easterling, D., Goodess, C., Kanae, S., Kossin, J., ... & Reichstein, M., 2012. *Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment*.
- Serrasolses, I., & Vallejo, V. R., 1999. *Soil fertility after fire and clear-cutting*. In *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests* (pp. 315-328). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Shakesby, R. A., 2011. *Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: review and future research directions*. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 71-100.

- Shakesby, R. A., 2011. *Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: review and future research directions*. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4), 71-100.
- Soto, B., Basanta, R., & Diaz-Fierros, F., 1997. *Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse (*Ulex europaeus* L.) scrub*. *Science of the total environment*, 204(3), 271-281.
- Sousa, P. M., Trigo, R. M., Aizpurua, P., Nieto, R., Gimeno, L., & García Herrera, R., 2011. *Trends and extremes of drought indices throughout the 20th century in the Mediterranean*. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 11(1), 33-51.
- Sousa, P. M., Trigo, R. M., Pereira, M. G., Bedia, J., & Gutiérrez, J. M., 2015. *Different approaches to model future burnt area in the Iberian Peninsula*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 202, pp. 11-25.
- Sousa, W. P. 1984. *The role of disturbance in natural communities*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Sparrow, A.D., Bellingham, P.J., 2001. *More to resprouting than fire*. *Oikos* 94 (1), 195–197.
- Sugihara, N. G., Van Wagtenonk, J. W., Fites-Kaufman, J., Shaffer, K. E., & Thode, A. E., 2006. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press.
- Syphard, A. D., Keeley, J. E., Pfaff, A. H., & Ferschweiler, K., 2017. *Human presence diminishes the importance of climate in driving fire activity across the United States*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(52), 13750-13755.
- Tanferna, F., Cattoi, M., Guidi, G., 2015. *Relazione Piano Antincendio Boschivo 2015-2019 del Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo*, redatto su commissione dell'Ente Parco.
- Tarquini S., Isola I., Favalli M., Battistini A., 2007. *TINITALY, a digital elevation model of Italy with a 10 m-cell size (Version 1.0) [Data set]*. Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia (INGV).
- Tepley, A. J., Thomann, E., Veblen, T. T., Perry, G. L., Holz, A., Paritsis, J., ... & Anderson-Teixeira, K. J., 2018. *Influences of fire–vegetation feedbacks and post-fire recovery rates on forest landscape vulnerability to altered fire regimes*. *Journal of Ecology*, 106(5), 1925-1940.
- Tessler, N., Sapir, Y., Wittenberg, L., & Greenbaum, N., 2016. *Recovery of Mediterranean vegetation after recurrent forest fires: insight from the 2010 forest fire on Mount Carmel, Israel*. *Land Degradation & Development*, 27(5), 1424-1431.
- Trabaud, L., 1984. *Fire adaptation strategies of plants in the French Mediterranean area*. In *Being alive on land* (pp. 63-69). Springer, Dordrecht.
- Trabaud, L. V., Christensen, N. L., & Gill, A. M., 1993. *Historical biogeography of fire in temperate and Mediterranean ecosystems*.
- Trabaud, L., & Prodon, R. (Eds.) 1993. *Fire in Mediterranean Ecosystems: Atelier International Sur L'action Du Feu Dans Les Ecosystemes Mediterraneens* (Vol. 15089). ECSC-EEC-EAEC.
- Trabaud, L., 1987. *Fire and the survival traits of plants*. Pages 65–89 in L. Trabaud, editor. *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Trabaud, L., 1994. *Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin*. In *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems* (pp. 1-15). Springer, New York, NY.
- Trabaud, L., 1998. *Recuperación y regeneración de ecosistemas Mediterráneos incendiados*. *Serie Geográfica* 7, 37–47.
- Travlos, I. S., Economou, G., & Karamanos, A. I., 2007. *Germination and emergence of the hard seed coated *Tylosema esculentum* (Burch) A. Schreb in response to different pre-sowing seed treatments*. *Journal of Arid Environments*, 68(3), 501-507.
- Trigo, R. M., Sousa, P. M., Pereira, M. G., Rasilla, D., & Gouveia, C. M., 2016. *Modelling wildfire activity in Iberia with different atmospheric circulation weather types*. *International Journal of Climatology*, 36(7), 2761-2778.
- Turco, M., Bedia, J., Di Liberto, F., Fiorucci, P., Von Hardenberg, J., Koutsias, N., ... & Provenzale, A., 2016. *Decreasing fires in mediterranean Europe*. *PLoS one*, 11(3), e0150663.
- Turco, M., Llasat, M. C., von Hardenberg, J., & Provenzale, A., 2013. *Impact of climate variability on summer fires in a Mediterranean environment (northeastern Iberian Peninsula)*. *Climatic Change*, 116(3-4), pp. 665-678.

- Turco, M., von Hardenberg, J., AghaKouchak, A., Llasat, M. C., Provenzale, A., & Trigo, R. M., 2017. *On the key role of droughts in the dynamics of summer fires in Mediterranean Europe*. Scientific reports, 7(1), 1-10.
- Urbieto, I. R., Franquesa, M., Viedma, O., & Moreno, J. M., 2019. *Fire activity and burned forest lands decreased during the last three decades in Spain*. Annals of Forest Science, 76(3), 90.
- Urbieto, I. R., Zavala, G., Bedia, J., Gutiérrez, J. M., San Miguel-Ayanz, J., Camia, A., ... & Moreno, J. M., 2015. *Fire activity as a function of fire-weather seasonal severity and antecedent climate across spatial scales in southern Europe and Pacific western USA*. Environmental Research Letters, 10(11), 114013.
- Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J. G., Cortina, J. 2006. *Restoration of Mediterranean woodlands*. In: Van Andel, J., Aronson, J. (eds) Restoration ecology: the new frontier, 1st edn. Blackwell Science, Oxford, pp 193-207
- Vallejo, V.R., Alloza, J.A., 1998. *The restoration of burned lands: The case of eastern Spain*. In: Moreno, J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backbuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 91-108.
- Van Der Krift, T. A., & Berendse, F., 2001. *The effect of plant species on soil nitrogen mineralization*. Journal of Ecology, 89(4), 555-561.
- Vilà, M., Lloret, F., Ogheri, E., & Terradas, J., 2001. *Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands*. Forest Ecology and Management, 147(1), 3-14.
- Vilà-Cabrera, A., Saura-Mas, S., & Lloret, F., 2008. *Effects of fire frequency on species composition in a Mediterranean shrubland*. Ecoscience, 15(4), 519-528.
- Vilà-Cabrera, A., Saura-Mas, S., & Lloret, F., 2008. *Effects of fire frequency on species composition in a Mediterranean shrubland*. Ecoscience, 15(4), 519-528.
- Wagenbrenner, J. W., & Robichaud, P. R., 2014. *Post-fire bedload sediment delivery across spatial scales in the interior western United States*. Earth Surface Processes and Landforms, 39(7), 865-876.
- Whelan, R. J., 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wittenberg, L. E. A., & Inbar, M., 2009. *The role of fire disturbance on runoff and erosion processes—a long-term approach, Mt. Carmel case study, Israel*. Geographical Research, 47(1), 46-56.
- Enright, N. J., Fontaine, J. B., Westcott, V. C., Lade, J. C., & Miller, B. P., 2011. *Fire interval effects on persistence of resprouter species in Mediterranean-type shrublands*. Plant Ecology, 212(12), 2071-2083.
- Zedler, P. H., C. R. Gautier, and G. S. McMaster, 1983. *Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub*. Ecology 64:809-818.
- Zouhar, K., 2005. *Spartium junceum*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory.

## SITOGRAFIA

<http://www.ambiente.marche.it/Home.aspx>  
<http://www.comune.pesaro.pu.it/ambiente/report-meteorologici/>  
<http://www.globalfiredata.org/index.html>  
<http://www.isprambiente.gov.it/it>  
<http://www.regione.marche.it/Entra-in-Regione/Rete-Ecologica-Marche-REM>  
<https://atmosphere.copernicus.eu/>  
<https://climate.copernicus.eu/>  
<https://climate.nasa.gov/>  
<https://www.actaplantarum.org/>  
[https://www.grida.no/climate/ipcc/land\\_use/](https://www.grida.no/climate/ipcc/land_use/)  
<https://www.ipcc.ch/report/>  
<https://www.parcosanbartolo.it/>  
<https://www.regione.marche.it/natura2000/index-home.html>  
<https://www.agricolus.com/indici-vegetazione-ndvi-ndmi-istruzioni-luso/>  
<https://www.actaplantarum.org/>