

REACT EU



UNIONE EUROPEA
Fondo Sociale Europeo



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DEL MOLISE

Dipartimento di Bioscienze e Territorio
Corso di dottorato in Ecologia e Territorio
Ciclo XXXVII
S.S.D. AGRI-03/B

**SVILUPPO DI UNA METODOLOGIA DI ELABORAZIONE DI
DATI SATELLITARI PER IL MONITORAGGIO DEGLI
ATTACCHI DA INSETTI PATOGENI IN AMBIENTE URBANO**

Tutor di dottorato

Prof. Marco Marchetti

Co-tutor

Dott. Francesco Parisi

Dottoranda

Valentina Falanga
173563

Co-tutor

Ing. Michele Munafò

Coordinatore del corso di dottorato

Prof. Bruno Lasserre

ANNO 2023/2024

INDICE

RIASSUNTO	6
ABSTRACT	8
PUBBLICAZIONI	10
ABBREVIAZIONI DEI NOMI DELLE AREE	11
1. INTRODUZIONE	12
1.1 LAND MONITORING	12
1.1.1 Aree verdi urbane	12
1.1.2 Tutela delle aree verdi urbane – Normative europee: Nature Restoration Law	13
1.1.3 Tutela delle aree verdi urbane – Normative italiane	15
1.2 Telerilevamento	16
1.2.1 Cos'è	16
1.2.2 Possibili utilizzi: monitoraggio delle infestazioni forestali	18
1.2.3 Servizi di immagini satellitari - PlanetScope	19
1.3 Rilievi in campo	20
1.4 <i>TOUMEYELLA PARVICORNIS</i> (COCKERELL)	23
1.4.1 Descrizione	23
1.4.2 Morfologia e ciclo di vita	23
1.4.3 Dimorfismo e differenze morfologiche	23
1.4.4 Riproduzione e cicli stagionali	24
1.4.5 Origine, diffusione e impatto ecologico	25
1.4.6 Distribuzione in Italia	26
1.4.7 Caratteristiche degli attacchi e danni	28
1.4.8 Monitoraggio e gestione	29
1.5 <i>PINUS PINEA</i> L.	32
1.5.1 Distribuzione	33
1.5.2 Habitat ed ecologia	33
1.5.3 Usi	35

1.5.4	<i>Minacce e malattie</i>	36
2.	OBIETTIVI	37
3.	MATERIALI E METODI	38
3.1	AREA DI STUDIO	38
3.1.1	<i>Inquadramento geografico</i>	38
3.1.2	<i>Inquadramento storico</i>	41
3.1.3	<i>Individuazione delle aree per i rilievi in campo</i>	44
3.2	RILIEVI IN CAMPO	47
3.2.1	<i>Svolgimento dei rilievi: strumentazione e procedura</i>	47
3.2.2	<i>Scheda valutativa</i>	50
3.2.3	<i>Definizioni</i>	51
3.3	ANALISI PLANETSCOPE	53
3.3.1	<i>Selezione delle aree per l'analisi satellitare</i>	53
3.3.2	<i>Immagini PlanetScope: estrazione valori di banda</i>	55
3.4	CALCOLO DEGLI INDICI DI VEGETAZIONE	58
3.4.1	<i>Studio preliminare: scelta dell'indice</i>	58
3.4.2	<i>Studio definitivo</i>	60
3.5	INTEGRAZIONE TELERILEVAMENTO E DATI IN CAMPO	61
3.5.1	<i>Preparazione dai dati relativi alle aree</i>	61
3.5.2	<i>Preparazione dei dati relativi alle singole alberature</i>	63
4.	RISULTATI	65
4.3	STUDIO PRELIMINARE: SCELTA DELL'INDICE	65
4.4	ANALISI DEGLI INDICI DI VEGETAZIONE	69
4.4.1	<i>Evoluzione temporale dell'indice RDVI</i>	69
4.4.2	<i>Individuazione di una soglia</i>	70
4.5	RILIEVI IN CAMPO	73
4.5.1	<i>Risultati disaggregati per area</i>	74
4.5.2	<i>Risultati complessivi</i>	82

4.5.3	<i>Alcune considerazioni sui parametri</i>	84
4.6	RELAZIONI TRA PARAMETRI RILEVATI IN CAMPO E INDICI DI VEGETAZIONE	86
4.6.1	<i>Analisi delle aree: suddivisione in livelli qualitativi</i>	87
4.6.2	<i>Analisi delle singole alberature: suddivisione in livelli qualitativi</i>	89
5.	DISCUSSIONI	91
5.1	CONFRONTO TRA AREE INFESTATE E AREA DI CONTROLLO	91
5.2	CONDIZIONE DEI PINI NELLA CITTÀ DI ROMA.....	94
5.3	TELERILEVAMENTO E RILIEVI IN CAMPO	95
6.	CONCLUSIONI	101
7.	BIBLIOGRAFIA	104
8.	RINGRAZIAMENTI	118

Riassunto

Nel 2014, la cocciniglia tartaruga del pino (*Toumeyella parvicornis* Cockerell) è stata rilevata per la prima volta in Italia, causando gravi infestazioni nelle pinete di pino domestico (*Pinus pinea* L.), soprattutto a Napoli e Roma. La presente ricerca si propone di: identificare i danni causati da *T. parvicornis* in alcune aree verdi della città di Roma; testare l'efficacia della scheda di valutazione messa a punto per il rilevamento delle infestazioni, valutare l'efficienza delle immagini della costellazione PlanetScope nel monitoraggio dell'impatto di *T. parvicornis* sui pini domestici (*P. pinea*); analizzare i vantaggi e le criticità dell'integrazione tra rilievi in campo e telerilevamento nell'individuazione, nel monitoraggio e nella gestione degli attacchi di insetti sulle alberature.

Gli studi finora pubblicati sull'attacco della cocciniglia tartaruga al pino domestico sono stati condotti principalmente in alcune aree di Roma e Napoli. Tra questi, quelli basati sul telerilevamento si concentrano prevalentemente su zone suburbane o pinete estese, mentre gli altri monitorano le infestazioni *in situ* mediante strumentazione tecnica e analisi di laboratorio. Questa ricerca si inserisce quindi in un ambito ancora poco sviluppato, poiché integra sia il telerilevamento sia le indagini in campo, applicandoli a un'area di studio prettamente urbana.

Sono state ritenute idonee per lo studio circa venti aree, nella zona più densamente urbanizzata di Roma, all'interno del Grande Raccordo Anulare, nelle quali oltre 2000 alberi sono stati georeferenziati. I rilievi hanno permesso di documentare lo stato fitosanitario dei pini colpiti, mediante una scheda di valutazione appositamente strutturata. Ogni pianta è stata georeferenziata e valutata secondo i seguenti parametri qualitativi: disseccamento e compattezza della chioma, presenza e quantità di fumaggine e vitalità generale dell'albero. Si è rivelata fondamentale l'individuazione di un'area di controllo per interpretare nella maniera più corretta i risultati ottenuti, consentendo di evidenziare in modo chiaro le differenze tra le piante attaccate e quelle sane. Data la diffusione dell'infestazione nella zona urbana e periurbana di Roma, la scelta dell'area di controllo è ricaduta su una pineta priva di infestazione, situata nella Tenuta di San Rossore in Toscana.

Oltre alle informazioni raccolte in campo, anche tramite telerilevamento sono stati acquisiti dati. Dalle immagini PlanetScope, fornite dal servizio Planet labs. Inc., sono stati estratti i valori spettrali per i pixel corrispondenti a ciascun punto georeferenziato; successivamente con i valori delle bande spettrali corrispondenti al rosso (Red) e al vicino infrarosso (Nir), è stato calcolato l'indice di vegetazione RDVI. Questo è stato ritenuto particolarmente utile per discriminare le differenze, in termini di condizioni fitosanitarie, tra le aree.

L'analisi dei dati raccolti è stata condotta su due livelli: a scala di area, trattando le zone di studio come entità uniche, e a scala di singolo albero. L'analisi a livello di area si è dimostrata più efficace nel confrontare zone sane e infestate, mentre l'osservazione delle singole alberature ha presentato delle criticità legate alla variabilità dei pixel, che è parzialmente compensata dalla presenza di più alberi all'interno di una stessa area. L'andamento dell'indice RDVI è stato studiato per un

periodo di 48 mesi, per tutte le aree visitate, evidenziando una chiara separazione tra aree sane e infestate. In particolare, nel periodo di maggiore stress vegetativo del *Pinus pinea* (il periodo estivo), le piante vengono severamente debilitate dall'attacco dell'insetto. Al contrario, l'analisi delle singole alberature è stata particolarmente utile per identificare una soglia di RDVI per il riconoscimento delle piante attaccate. I risultati hanno rivelato una differenza netta tra piante infestate e sane: la soglia dell'indice individuata (33,1) massimizza l'accuratezza della classificazione sana/infestata.

Infine, è stato compiuto un confronto tra i dati telerilevati da satellite e le informazioni acquisite in campo. Da tale confronto risulta che nell'integrazione tra le due tipologie di dati, analizzare le aree è metodologicamente più attendibile che un focus sulle singole piante. Sebbene infatti, le immagini satellitari offrano una risoluzione adeguata a molte applicazioni, risulta meno accurato valutare il grado di infestazione individuale degli alberi.

Per migliorare il monitoraggio dell'infestazione, sono necessari ulteriori sviluppi e affinamenti metodologici. Un aspetto cruciale riguarda la raccolta più dettagliata dei dati sui trattamenti endoterapici applicati, poiché, la mancanza di questi, influenza l'interpretazione dei risultati. Inoltre, il telerilevamento presenta limitazioni intrinseche: le immagini nadirali permettono di valutare solo le chiome, rendendo difficile individuare i danni agli strati inferiori e distinguere la riflettanza della chioma da quella dello sfondo. Pertanto, l'integrazione con i dati rilevati in campo si conferma un'attività essenziale che va implementata e migliorata, partendo dai risultati ottenuti e valutando criticità e risorse.

Abstract

In 2014, the pine tortoise scale (*Toumeyella parvicornis* Cockerell) was detected for the first time in Italy, causing severe infestations in *Pinus pinea* L. forests, particularly in Naples and Rome. This research aims to: identify the damage caused by *T. parvicornis* in selected green areas of the city of Rome; test the effectiveness of the evaluation sheet developed for detecting infestations; assess the efficiency of images from the PlanetScope constellation in monitoring the impact of *T. parvicornis* on stone pines (*P. pinea*); and analyze the advantages and challenges of integrating field surveys and remote sensing in detecting, monitoring, and managing insect attacks on urban trees.

The studies published so far on the attack of the pine tortoise scale on *P. pinea* have been conducted mainly in some areas of Rome and Naples. Among these, those based on remote sensing predominantly focus on suburban areas or extensive pine forests, while others monitor infestations *in situ* using technical instruments and laboratory analyses. This research, therefore, falls within a still underdeveloped field, as it integrates both remote sensing and field surveys, applying them to a strictly urban study area.

Approximately twenty areas within Rome's most densely urbanized zone, inside the Grande Raccordo Anulare, were deemed suitable for the study, with over 2,000 trees being georeferenced. The surveys allowed to document the health status of affected pines through a specifically structured evaluation sheet. Each tree was georeferenced and assessed based on the following qualitative parameters: canopy desiccation and density, presence and quantity of sooty mold, and overall tree vitality. Identifying a control area was crucial for correctly interpreting the results, allowing a clear distinction between infested and healthy trees. Given the spread of the infestation in Rome's urban and peri-urban areas, the control area was selected in a pest-free pine forest within the Tenuta di San Rossore in Tuscany.

In addition to field-collected information, remote sensing data were also acquired. Spectral values were extracted from PlanetScope images, provided by Planet Labs Inc., for the pixels corresponding to each georeferenced point. Then, using the spectral band values corresponding to red (Red) and near-infrared (NIR), the RDVI vegetation index was calculated. This index proved to be particularly useful in distinguishing differences in plant health conditions between areas.

The analysis of the collected data was conducted on two levels: at the area scale, treating study zones as unique entities, and at the individual tree scale. The area-level analysis proved more effective in comparing healthy and infested zones, whereas tree-level observation presented challenges due to pixel variability, which was partially mitigated by the presence of multiple trees within the same area. The RDVI index trend was studied over 48 months across all surveyed areas, revealing a clear distinction between healthy and infested zones. During the period of greatest vegetative stress for *P. pinea* (summer), trees were severely weakened by the insect attack. Conversely, individual tree analysis was particularly useful for identifying a threshold to recognize infested trees. The results revealed a sharp difference

between infested and healthy trees: the identified threshold maximized classification accuracy based on the index.

Finally, a comparison was made between satellite remote sensing data and field-acquired information. This comparison indicates that, in integrating the two data types, analyzing areas is methodologically more reliable than focusing on individual trees. Although satellite images offer sufficient resolution for many applications, evaluating the individual infestation level of trees is less accurate.

Further methodological refinements and developments are needed to improve infestation monitoring. A crucial aspect concerns the more detailed collection of data on endothermic treatments, as the absence of this information affects result interpretation. Additionally, remote sensing has intrinsic limitations: nadir images allow only canopy evaluation, making it difficult to detect damage to lower layers and distinguish canopy reflectance from background elements. Therefore, integrating remote sensing with field data remains essential and should be further developed and improved, building on the obtained results and addressing challenges and available resources.

Pubblicazioni

- Falanga, V.; Francini, S.; Parisi, F.; Cavalli, A.; De Fioravante, P.; Cucca, B.; D'Amico, G.; Chirici, G.; Lasserre, B.; Ottaviano, M.; Munafò, M.; Marchetti, M. *Near-Real-Time Detection of Insect Outbreaks in Urban Trees Using a PlanetScope Time Series*. *Forests*. 2024, 15, doi:10.3390/f15122261.
- Falanga, V.; Francini, S.; Parisi, F.; Lasserre, B.; Chirici, G.; Ottaviano, M.; Marchetti, M. *Monitoring Toumeyella Parvicornis (Cockerell) (Hemiptera: Coccidae) Infestation on coastal and Urban Pinus Pinea L. Stands through Integration of Remote Sensing and in Situ Data*. In: *Proceedings of the Tenth International Symposium Monitoring of Mediterranean Coastal Areas: Problems and Measurement Techniques*. Livorno (Italy) 11th-13th June 2024; Bonora, L., Catelani, M., De Vincenzi, M., Matteucci, G., Eds.; Firenze University Press, 2024, doi: 10.36253/fup_referee_list
- Parisi, F.; Falanga, V.; Francini, S.; D'Amico, G.; Chirici, G.; Lasserre, B.; Marchetti, M. *Monitoraggio delle infestazioni di insetti in aree urbane tramite serie temporali PlanetScope*. *L'Italia Forestale e Montana*. 2024. ISSN 0021-2776

Poster

- Falanga, V., Francini, S., Parisi, F., Ottaviano, M., Chirici, G., Lasserre, B., Munafò, M., Marchetti, M. XIV Congresso Nazionale SISEF, Padova (Italy) 9 - 12 Set 2024. *Foreste per Il Futuro: Nuove Sfide per La Gestione Multifunzionale e La Ricerca*; Abstract-book posters, a cura di: Lingua E.; Bolzon P.; Marangon D.; Baggio T.; Bucci G. settembre 2024.
- Falanga, V.; Francini, S.; Parisi, F.; Lasserre, B.; Chirici, G.; Ottaviano, M.; Marchetti, M. *Monitoring Toumeyella Parvicornis (Cockerell) (Hemiptera: Coccidae) Infestation on coastal and Urban Pinus Pinea L. Stands through Integration of Remote Sensing and in Situ Data*. Tenth International Symposium "Monitoring of Mediterranean coastal areas: Problems and measurement techniques" - Livorno 11-13 giugno 2024

Abbreviazioni dei nomi delle aree

Nome area	Abbreviazione
Parco degli Acquedotti	Acquedotti
Villa Ada Savoia	Ada
Parco Don G. Alberione	Alberione
Villa Borghese	Borghese
Parco A. Campagna	Campagna
Area verde via D. Campana	Campana
Alberature lungo via delle Terme di Caracalla	Caracalla
Parco G. Sbragia	Colombo
Parco E. Corizza	Corizza
Villa Glori	Glori
Villa Lazzaroni	Lazzaroni
Parco Papacci	Nerone
Villa Doria Pamphilj	Pamphili
Parco Petroselli	Petroselli
Parco Don G. Scorza	Quarto miglio
Parco Regionale urbano del Pineto	Sacchetti
Alberature lungo strada, Saxa Rubra	Saxa Rubra
Giardino A. Tozzetti	Tozzetti
Parco Tor Tre Teste Giovanni Palatucci	Tre teste

1.INTRODUZIONE

1.1 Land monitoring

1.1.1 Aree verdi urbane

Il verde, inteso come copertura vegetale, comprende una vasta gamma di tipologie, dai terreni coltivati alle praterie alle foreste alle aree verdi urbane, offrendo molteplici benefici agli ecosistemi e all'umanità [1]. In questa macrocategoria rientrano le cosiddette foreste urbane, elementi fondamentali per migliorare la qualità della vita, rafforzando le connessioni sociali e migliorando la salute fisica e mentale [2,3]. Le foreste urbane vengono definite dalla FAO come una rete che racchiude alberature stradali, gruppi di alberi o alberi singoli in parchi, giardini o zone naturali, urbane e periurbane [4]. Questi spazi apportano vantaggi come la riduzione dell'inquinamento dell'aria e dell'acqua, il contenimento dei costi energetici per riscaldamento e raffreddamento e l'aumento del valore immobiliare, mitigando al contempo gli impatti del cambiamento climatico [5]. Secondo il Millennium Ecosystem Assessment le foreste urbane e, più in generale, le aree verdi urbane, offrono servizi ecosistemici che vengono classificati in tre categorie: servizi di approvvigionamento, servizi di regolamentazione e servizi culturali [6]. I servizi di regolamentazione includono la regolamentazione della qualità dell'aria, la regolamentazione del clima, la regolamentazione dell'acqua e il controllo dell'impollinazione. I servizi di approvvigionamento comprendono invece la fornitura di materiali come legno, legna da ardere e prodotti alimentari, mentre i servizi culturali sono rilevanti per la ricreazione e l'ecoturismo. La fornitura di tutti questi numerosi servizi ecosistemici rende importante la gestione e la manutenzione delle aree verdi urbane [7]. Gli spazi verdi all'interno delle città italiane ospitano un'ampia varietà di specie arboree; tra queste il *Pinus pinea* L. o

pino domestico, particolarmente comune nelle più grandi città del Mediterraneo. Il monitoraggio di questa specie è fondamentale a causa della sua prevalenza e rappresentatività. La gestione del *P. pinea* deve tenere conto del rischio di cadute (dovute a manutenzione inadeguata, parassiti, invecchiamento, inquinamento o piantagioni errate), che sono pericolose per le persone e i manufatti [8]. Lo sviluppo delle radici è significativamente influenzato dalla vicinanza a strade e marciapiedi: in particolare, la crescita delle radici a fittone è costantemente ostacolata dalle complesse condizioni pedologiche del suolo compatto e asfittico [9]. Inoltre, i continui interventi sulla superficie stradale possono danneggiare permanentemente le radici, aumentando il rischio di cedimenti.

Le aree verdi e le foreste urbane, come tutti gli ecosistemi, sono esposte a diversi fattori di rischio, sia biotici che abiotici, tra i più frequenti si menzionano l'attacco di patogeni e lo sviluppo di incendi, insieme ad altri tipi di disturbi forestali [10]. Il cambiamento climatico in atto porta siccità e aumento delle temperature medie, oltre a problemi con la gestione delle foreste; in più la vicinanza ad aree fortemente sviluppate, rende questi spazi altamente vulnerabili agli incendi e ai parassiti [11]. Il cambiamento climatico, come fattore antropico, intensifica questi disturbi, il cui impatto è destinato ad aumentare [12]. I potenziali effetti delle variazioni climatiche potrebbero inoltre interagire con le dinamiche dello sviluppo dei parassiti in modi difficili da prevedere [13].

1.1.2 Tutela delle aree verdi urbane – Normative europee: Nature Restoration Law

Il 17 giugno 2024 il Consiglio dell'Unione Europea ha varato la Nature Restoration Law (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX:32024R1991>), entrata in vigore il 18 agosto: un passo fondamentale del Green Deal europeo per proteggere la biodiversità, raggiungere la neutralità climatica entro il 2050 e affrontare i cambiamenti climatici. La normativa punta a regolare la salvaguardia degli ecosistemi nel territorio dell'Unione Europea, obbligando gli Stati membri a

occuparsi del loro ripristino. L'obiettivo è ambizioso: entro il 2030 è previsto che gli Stati membri provvedano al ripristino di almeno il 30% della superficie totale di tutti gli habitat individuati dalla norma. Entro il 2040 è invece previsto che avvenga il ripristino del 60% delle tipologie di habitat e del 90% entro il 2050. Per quanto concerne la rete idrografica, gli Stati dovranno entro il 2030 eliminare gli ostacoli artificiali che ne intralciano lo scorrimento, per garantire almeno 25.000 km di corsi d'acqua a flusso libero. Tra gli altri obiettivi figurano l'arresto del declino degli impollinatori, l'incremento della biodiversità negli ecosistemi agricoli e forestali e l'impianto di almeno tre miliardi di alberi entro il 2030 in tutta l'UE.

Tra gli ecosistemi citati nel testo della normativa rientrano gli ecosistemi urbani: questi *“rappresentano il 22% della superficie dell'Unione ed è qui che vive la maggioranza dei suoi cittadini”*. Anche queste aree, come già spiegato nel paragrafo precedente, sono considerate habitat fondamentali per la biodiversità e per i servizi ecosistemici che forniscono, vanno quindi salvaguardati e valorizzati. La definizione che ne viene data nel testo è di *“superficie totale di alberi, di boscaglie, di arbusti, di vegetazione erbacea permanente, di licheni e di muschi, di stagni e di corsi d'acqua presenti nelle città, nelle piccole città e nei sobborghi [...]”*; a questa ne viene affiancata un'altra che può essere considerata fondamentale ai fini della presente ricerca, cioè quella di copertura della volta arborea urbana, definita come *“superficie totale di copertura arborea nelle città, nelle piccole città e nei sobborghi, calcolata sulla base dei dati sulla densità di copertura arborea”*. L'articolo 8 della Restoration Law sottolinea l'importanza del ripristino degli ecosistemi urbani. Nello specifico prevede che entro il 2030 gli Stati Membri si attivino per evitare perdite di spazi verdi e della copertura della volta arborea. Successivamente, cioè a partire dal 2031, si deve puntare invece all'aumento delle superfici verdi nelle città.

Questa ricerca si inserisce perfettamente in questo quadro normativo, in quanto si occupa di monitorare lo stato di salute delle alberature presenti in alcune aree verdi della città di Roma, con un'attenzione particolare proprio sulle chiome, prime a risentire degli attacchi di *Toumeyella parvicornis*.

1.1.3 Tutela delle aree verdi urbane – Normative italiane

In tema di politiche ambientali e valorizzazione del verde urbano, nel nostro paese negli ultimi dieci anni sono state diverse le normative approvate. La legge n.10 del 14 gennaio 2013 “Norme per lo sviluppo degli spazi verdi urbani” [14], è la prima emanata che contiene in modo specifico disposizioni in materia di verde urbano e introduce degli obblighi per i Comuni. Tra le novità introdotte da questa legge ci furono l’istituzione di un Comitato per lo sviluppo del verde pubblico, con la funzione di monitorare le disposizioni della 113/92 (*Obbligo per il comune di porre a dimora un albero per ogni neonato, a seguito della registrazione anagrafica*), e, più in generale, monitorare l’operato degli enti locali riguardo adeguamento e rispetto degli standard relativi al verde urbano. Come documento operativo prodotto dal suddetto Comitato, sono state anche emanate le “Linee guida per la gestione del verde urbano e prime indicazioni per una pianificazione sostenibile”: un documento volto a fornire gli strumenti utili per la gestione e progettazione degli spazi verdi [15]. Ciò che si vuole ottenere è sia la tutela e la valorizzazione del verde urbano che la sostenibilità ambientale. Tra gli strumenti introdotti da questo regolamento ci sono: il censimento del verde, il regolamento del verde e il piano del verde.

Con il censimento del verde si pone l’accento sull’importanza della conoscenza dello stato di fatto della vegetazione come punto di partenza per la gestione di quest’ultima.

Il regolamento del verde è invece redatto da professionisti abilitati ed è valido sul territorio comunale. Questo ha come finalità il mantenimento e miglioramento delle aree verdi, attraverso prescrizioni specifiche e indicazioni tecniche procedurali. Insieme alla conoscenza dello stato del verde urbano e alle regole per gestirlo, fondamentale è anche la pianificazione.

Il piano del verde è lo strumento identificato per questo obiettivo e punta ad aumentare la connessione ecologica tra differenti aree, implementando le infrastrutture blu e verdi, mitigando invece quelle grigie. Nel testo delle Linee guida, inoltre, vengono fornite anche indicazioni per la corretta progettazione e gestione degli spazi aperti urbani.

Ulteriore documento redatto dal Comitato per lo sviluppo del verde pubblico, è la “Strategia nazionale del verde urbano”, che ha come obiettivo quello di fissare *“criteri e linee guida per la promozione di foreste urbane e periurbane coerenti con le caratteristiche ambientali, storico-culturali e paesaggistiche dei luoghi”* [16]. Interessante, ai fini della presente ricerca, è il focus della Strategia sulle foreste urbane. Nella definizione di foreste urbane vengono integrate diverse tipologie di verde, compresi ad esempio viali alberati, giardini e ville storiche. Le foreste urbane sono il nucleo attorno a cui le città devono pianificare e progettare i propri spazi. I tre ambiti su cui i piani comunali del verde devono concentrarsi, sono: lo studio del contesto (quindi vanno implementati i censimenti del verde, la cartografia degli ambiti urbani, e le caratteristiche fitosociologiche dell’area), lo studio delle problematiche e delle necessità del comune (aspetti come carenza di servizi pubblici, abbandono di aree aperte o chiuse, degrado ambientale), infine lo sviluppo del piano stesso.

Resta fondamentale un costante monitoraggio per l’applicazione delle normative descritte: attualmente in Italia solo il 10% dei comuni ha adottato un piano del verde, e di questi risultano approvati il 73%. Gli enti locali ed in generale l’Italia, devono avviare rapidamente la pianificazione e l’implementazione dei sistemi verdi.

1.2 Telerilevamento

1.2.1 Cos’è

Il telerilevamento consiste nell’ottenimento di informazioni senza contatto diretto con la fonte. Nell’ambito specifico dell’analisi di immagini satellitari, il telerilevamento riguarda l’acquisizione di dati mediante sensori in grado di registrare l’energia elettromagnetica emessa, riflessa o diffusa dagli oggetti presenti sulla superficie terrestre. Quando l’energia elettromagnetica proveniente da una sorgente, come il Sole, interagisce con l’atmosfera, subisce modifiche determinate dalla concentrazione dei componenti atmosferici prima di raggiungere il bersaglio

(Figura 1). Quando la radiazione solare raggiunge l'atmosfera terrestre, subisce fenomeni di riflessione, diffusione e assorbimento [17]. La diffusione avviene quando le particelle sospese nell'atmosfera disperdono la radiazione in modo casuale in tutte le direzioni, mentre l'assorbimento è dovuto a gas serra e vapore acqueo che trattengono parte dell'energia, rimettendola successivamente sotto forma di calore.

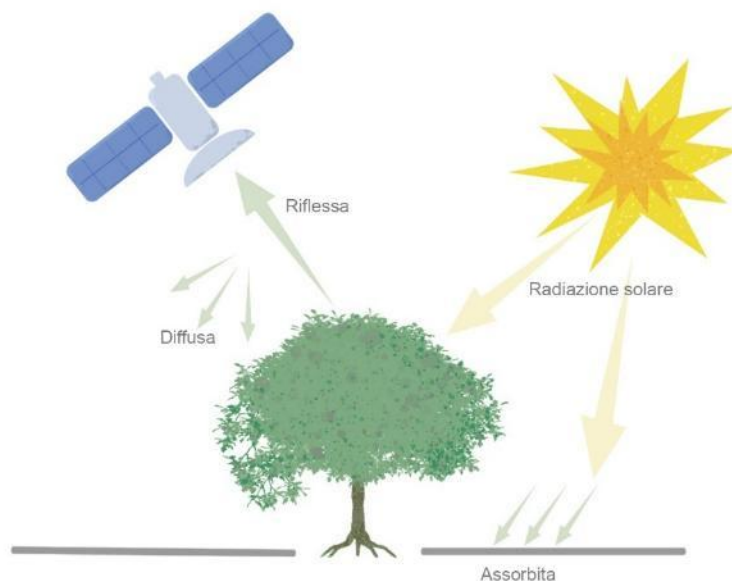


Figura 1 – Interazione della radiazione solare con la superficie terrestre

Questi processi filtrano alcune lunghezze d'onda dello spettro elettromagnetico, in questo modo solo determinate porzioni dello spettro, come il visibile, l'infrarosso e le microonde, riescono a superare questa barriera, formando le cosiddette "finestre atmosferiche". Queste finestre sono essenziali per i sistemi di telerilevamento, che le sfruttano per acquisire informazioni sulla superficie terrestre [18].

L'interazione tra l'energia incidente e le superfici genera una risposta spettrale, una sorta di traccia caratteristica che varia in base alla natura del materiale colpito (Figura 2). Unendo le risposte spettrali nelle diverse bande, si compone la firma spettrale, caratteristica di ogni materiale sul globo terrestre. Le risposte spettrali delle diverse superfici vengono registrate a distanza dai sensori montati su satelliti o aerei, i quali elaborano i dati raccolti per fornire informazioni sullo stato e sulle caratteristiche delle superfici indagate.

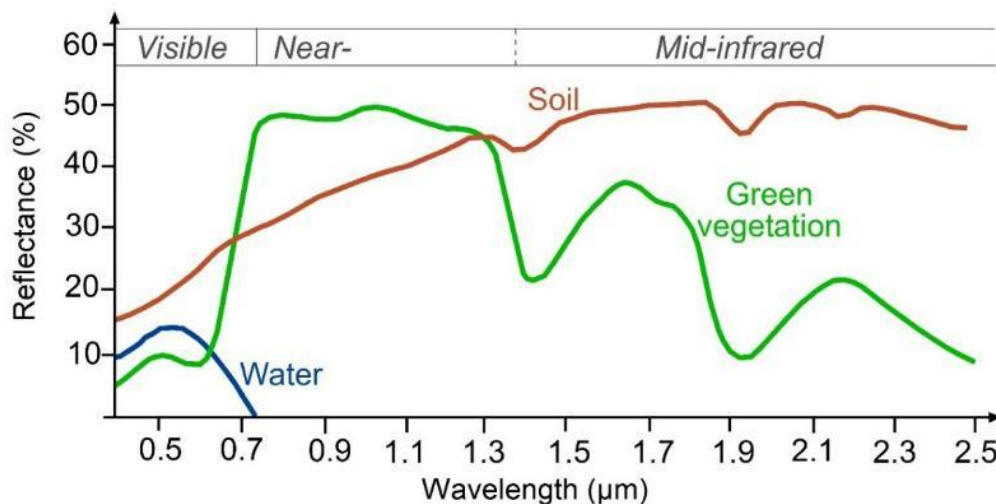


Figura 2 - Esempi di firme spettrali per il suolo, l'acqua e la vegetazione. Fonte: <https://seos-project.eu/classification/classification-c01-p05.html> (visitato il 16/01/2025)

I sistemi di telerilevamento si dividono principalmente in due categorie: sensori passivi e sensori attivi. I sensori passivi rilevano l'energia naturale disponibile, come la radiazione solare riflessa o l'energia emessa termicamente dalla superficie terrestre. Questi sensori operano durante il giorno, quando il Sole illumina la superficie, ma possono rilevare l'energia termica anche di notte. Al contrario, i sensori attivi emettono una propria fonte di radiazione verso il bersaglio e registrano quella riflessa, permettendo analisi indipendenti dalla luce solare.

In sintesi, sia i sensori passivi che quelli attivi monitorano il comportamento della radiazione elettromagnetica dopo l'interazione con la superficie terrestre, fornendo informazioni fondamentali per lo studio del territorio.

1.2.2 Possibili utilizzi: monitoraggio delle infestazioni forestali

Il monitoraggio delle infestazioni di insetti è un elemento cruciale per la salvaguardia delle foreste urbane. L'identificazione tempestiva delle aree colpite consente l'implementazione di misure di controllo mirate, riducendo la diffusione delle infestazioni e i danni associati [19].

Tra gli strumenti disponibili, il telerilevamento satellitare si distingue per il suo ruolo fondamentale nella gestione delle risorse naturali su larga scala [20]. Questo approccio è particolarmente vantaggioso nelle aree remote o difficili da raggiungere in cui i tradizionali metodi di monitoraggio a terra risultano spesso impraticabili.

Sfruttando la capacità di coprire rapidamente aree estese e fornire dati aggiornati, il telerilevamento satellitare facilita il rilevamento dei segnali di infestazione [21]. Le immagini satellitari consentono di identificare cambiamenti nella vegetazione, come il declino delle piante o la perdita di copertura fogliare, che possono indicare la presenza di attacchi di patogeni [22]. Le immagini provenienti da satelliti come Sentinel o Landsat, con la loro copertura globale, sono comunemente utilizzate a questo scopo [23,24]. Questi strumenti consentono di monitorare la progressione dell'infestazione nel tempo, aiutando nella previsione della diffusione degli insetti e nella pianificazione delle azioni di controllo [25].

L'affidabilità del telerilevamento aumenta significativamente quando viene integrato con il monitoraggio a terra [26,27]. I dati vengono raccolti durante i rilievi sul campo, in cui tecnici specializzati ispezionano manualmente le piante e raccolgono informazioni sulla presenza di insetti [28] e sull'entità delle infestazioni. Tuttavia, il monitoraggio a terra presenta alcune limitazioni intrinseche: è un metodo laborioso e costoso, che richiede personale specializzato e molto tempo per coprire aree estese [29]. Nonostante queste difficoltà, la combinazione di telerilevamento e monitoraggio sul campo rappresenta una strategia efficace e complementare per la gestione sostenibile delle foreste urbane e per la tutela della biodiversità contro le minacce rappresentate dalle infestazioni di insetti.

1.2.3 Servizi di immagini satellitari - PlanetScope

Per questa ricerca sono state utilizzate immagini PlanetScope. Planet Labs, Inc. gestisce PlanetScope, una costellazione di microsatelliti che raccolgono immagini multispettrali ad alta risoluzione nelle bande del visibile e del vicino infrarosso (NIR) [30]. Le immagini PlanetScope offrono un'elevata risoluzione spaziale (3 m) e un tempo di rivisitazione breve (1 giorno), una caratteristica che le rende estremamente utili per il monitoraggio della vegetazione e del territorio. Leach et al. [31] come test del loro metodo di georeferenziazione e correzione radiometrica, utilizzano PlanetScope per identificare i cambiamenti nella copertura del suolo. Francini [32] sfrutta immagini PlanetScope per produrre un sistema di allerta per disturbi in tempo reale, in grado di generare una nuova mappa dei cambiamenti

forestali per ogni immagine PlanetScope rilasciata. Anche nel settore forestale, [33] hanno combinato le immagini PlanetScope e Sentinel-2 con altri livelli informativi, per mappare la presenza di pino mugo nelle Alpi Sarentine. Le immagini PlanetScope sono state utilizzate anche in agricoltura da Shi et al. [34] per mappare i danni alle coltivazioni di riso. Anche nel contesto altamente urbanizzato di Zagabria, in Croazia, le immagini PlanetScope sono state utilizzate per mappare le specie allergeniche nelle aree verdi [35]. Chiaramente l'elevata risoluzione spaziale e temporale rappresenta un significativo progresso rispetto alle immagini Sentinel-2 (risoluzione spaziale di 10 m e tempo di rivisitazione di 5 giorni) e alle immagini Landsat (risoluzione spaziale di 30 m e tempo di rivisitazione di 15 giorni). Queste caratteristiche rendono le immagini PlanetScope estremamente utili in numerosi campi di applicazione. In questo studio, le immagini PlanetScope sono state scelte anche per le dimensioni limitate delle aree urbane da monitorare. La capacità di lavorare con pixel più uniformi ha fornito una maggiore affidabilità: in Sentinel-2 o Landsat, l'effetto pixel misto risulterebbe troppo pronunciato per questa particolare situazione [36].

1.3 Rilievi in campo

La raccolta, l'analisi e l'interpretazione dei dati sono fondamentali come base per studiare l'evoluzione forestale, osservare i cambiamenti nel tempo e valutare le politiche di gestione [37]. Per affrontare efficacemente le problematiche che minacciano la salute delle foreste urbane e non urbane, è essenziale monitorarle anche in modo puntuale e ravvicinato. In questo senso la raccolta diretta di informazioni tramite rilievi in campo è un metodo largamente utilizzato negli studi sulla vegetazione. Le modalità con cui vengono effettuate le indagini possono essere diverse a seconda dello scopo. I campioni oggetto di studio possono, ad esempio, essere selezionati in modo casuale [38] o sistematicamente [27,28] valutando i parametri relativi al fenomeno in studio. Altri studi stabiliscono transetti o percorsi lineari lungo i quali vengono misurati gli indicatori [39].

Spesso l'attività di rilievo è supportata dall'utilizzo di schede, sulle quali vengono registrati i parametri da valutare. Il protocollo ISA (International Society of Arboriculture) è il sistema applicativo più utilizzato in Europa [40] per standardizzare le attività di controllo della stabilità degli alberi. Si basa sul metodo Visual Tree Assessment (VTA), sviluppato da Mattheck e Breloer [41], ampiamente utilizzato per valutare la salute e la resistenza degli alberi, che viene effettuato in fasi successive e sempre più dettagliate, in base alle condizioni statiche e biologiche delle piante (Figura 3).

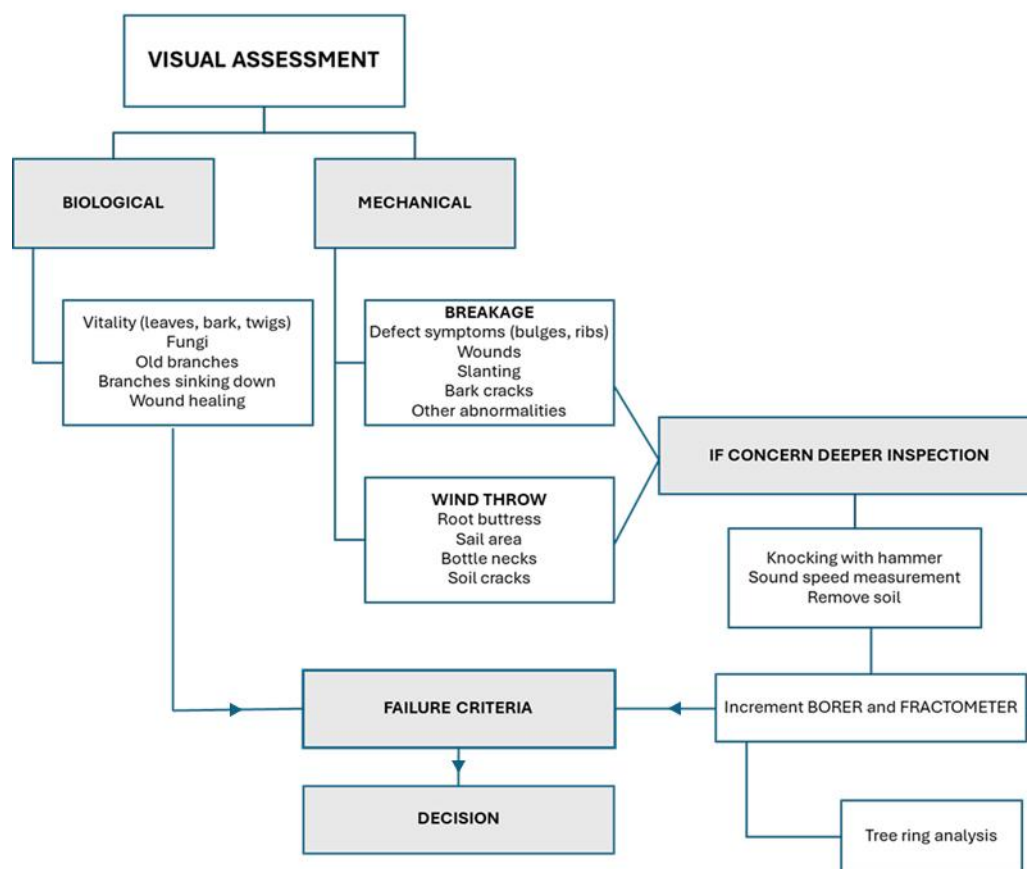


Figura 3 - Procedura del Visual Tree assessment. I diversi step dipendono dalla gravità dei difetti riscontrati.
Fonte: Clous Mattheck & Helge Breloer (1994) FIELD GUIDE FOR VISUAL TREE ASSESSMENT (VTA),
Arboricultural Journal: The International Journal of Urban Forestry

Da queste sono state ideate una moltitudine di altre metodologie adattate di volta in volta all'obiettivo dello studio. Le metodologie derivate sono spesso estremamente specifiche e quindi inappropriate per un'indagine diversa da quella per cui sono state progettate. Souter [42] ha sviluppato un metodo per la

valutazione visiva degli alberi di eucalipto, che considera una serie di variabili legate alla chioma e al tronco. Allo stesso modo, Cunningham [43] valuta alcune caratteristiche della chioma, scegliendo quelle considerate più oggettive, come l'area basale viva, l'indice dell'area fogliare e il vigore della chioma. Alcune di queste variabili della chioma si trovano anche in Morales [44], che le mette in relazione con gli indici di vegetazione per studiare lo stato dei popolamenti arborei nelle aree verdi di Texcoco de Mora, in Messico. I parametri comuni a questi studi, e ad altri raccolti da Pause [45], possono essere riassunti come: parametri relativi alla valutazione della corona (vigore, densità); alla valutazione fogliare (stato generale, disseccamento, numerosità); alla valutazione dei rami e del tronco (diametro, altezza); e la presenza di germogli. Le valutazioni possono essere di vario tipo: valutazioni qualitative [46], basate sull'osservazione visiva di sintomi esterni come cambiamenti nel colore delle foglie, presenza di macchie e altre anomalie visibili; valutazioni quantitative [11,47], che includono misurazioni specifiche e numeriche, come la percentuale di defogliazione, la crescita del diametro del tronco e altri parametri misurabili; e valutazioni patogenetiche, specificamente progettate per identificare i patogeni coinvolti attraverso la raccolta di campioni e analisi di laboratorio [48,49]. Sebbene i vantaggi dell'uso di schede valutative siano molteplici, l'effettiva utilità dipende fortemente dall'accuratezza con cui vengono valutate le variabili. È importante adattarli al fenomeno che si sta studiando, selezionando attentamente i parametri da valutare e la scala appropriata per registrare i risultati [50].

Sebbene le indagini sul campo forniscano dati accurati sulle aree selezionate, presentano anche dei limiti. Uno è sicuramente legato alla limitata copertura spaziale e accessibilità di alcune aree [34]. È anche importante considerare i limiti temporali delle indagini sul campo, in quanto forniscono un'istantanea delle condizioni della foresta ma raramente catturano l'evoluzione temporale di un fenomeno. A questi problemi se ne aggiungono altri, come gli elevati costi in termini di manodopera e personale qualificato, strumentazione e tempo richiesto [51].

1.4 *Toumeyella parvicornis* (Cockerell)

1.4.1 Descrizione

La cocciniglia *Toumeyella parvicornis* (Cockerell), un Emittero della famiglia Coccidae, comunemente nota come “cocciniglia tartaruga”, venne descritta per la prima volta nel 1897 da T.D.A. Cockerell sotto il nome di *Lecanium parvicorne* [52]. Successivamente, l'insetto fu riclassificato dallo stesso Cockerell nel genere *Toumeyella*, in linea con il carattere distintivo della specie e le sue peculiarità morfologiche. Il soprannome di “cocciniglia tartaruga” è dovuto alla caratteristica conformazione del corpo delle femmine adulte, la cui forma globosa e convessa ricorda quella di un carapace [53].

1.4.2 Morfologia e ciclo di vita

Le uova di *T. parvicornis*, di dimensione ovoidale e di colore rosso, misurano approssimativamente 0,4 mm. Le neanidi (o stadi giovanili) anch'esse rossastre e di forma ovale, costituiscono l'unico stadio mobile della specie. Dopo la loro dispersione iniziale, le neanidi si fissano alla pianta ospite e diventano sessili, completando il ciclo di sviluppo senza spostarsi ulteriormente. Le femmine attraversano tre stadi giovanili prima di raggiungere la maturità, mentre i maschi ne attraversano due, seguiti dalle fasi di prepupa e pupa, che culminano nella metamorfosi a maschio adulto alato. Le femmine adulte possono raggiungere fino a 4,4 mm di lunghezza e, una volta fissate sui germogli dai quali si nutrono, sviluppano una caratteristica forma emisferica [54].

1.4.3 Dimorfismo e differenze morfologiche

Toumeyella parvicornis presenta un marcato dimorfismo morfologico e comportamentale. Gli adulti femminili sviluppano due fenotipi morfologici distinti noti come "bark form" e "needle form" (Figura 4 e Figura 5), rispettivamente associati alla localizzazione dell'attacco sui rami o sugli aghi della pianta ospite [55].



Figura 4 - Bark form. Fonte: Servizio Fitosanitario Regionale



Figura 5 - Needle form. Fonte: Servizio Fitosanitario Regionale

La predominanza di una forma rispetto all'altra varia in base a fattori climatici e alla specie di pino infestata. Nei periodi di elevata densità di popolazione, le femmine possono disporsi in strati sovrapposti sui germogli, formando una sorta di manicotto fitto e continuo lungo i rami (Figura 6). I follicoli maschili, ossia le strutture per i maschi non ancora adulti, sono ovali e traslucidi (Figura 7). I maschi adulti compaiono in forma alata per un breve intervallo di tempo in ciascuna generazione e si dedicano esclusivamente alla ricerca delle femmine per la fecondazione, poiché non possiedono apparato boccale per l'alimentazione [56].



Figura 6 - Strati sovrapposti di esemplari femminili. Fonte: EFSA Panel on Plant Health, 2022



Figura 7 - Follicoli maschili vuoti (bianchi traslucidi). Fonte: Clarke, 2013

1.4.4 Riproduzione e cicli stagionali

Nelle regioni temperate, come l'Italia, *T. parvicornis* può compiere tre cicli riproduttivi all'anno, generalmente distribuiti nel seguente modo: il primo tra la seconda metà di aprile e maggio, il secondo tra luglio e inizio agosto, e il terzo tra

settembre e novembre (Figura 8). Con l'arrivo dell'inverno, la specie sverna allo stadio di femmina fecondata, che si localizza prevalentemente sui rami nella "bark form", mentre la "needle form" è meno comune e limitata alle foglie (aghi) dei pini. I maschi invece svernano sia sui rami sia sulle foglie, sebbene il loro ruolo nella colonia invernale sia limitato, poiché solo le femmine possono portare a termine la riproduzione nella primavera successiva [57].

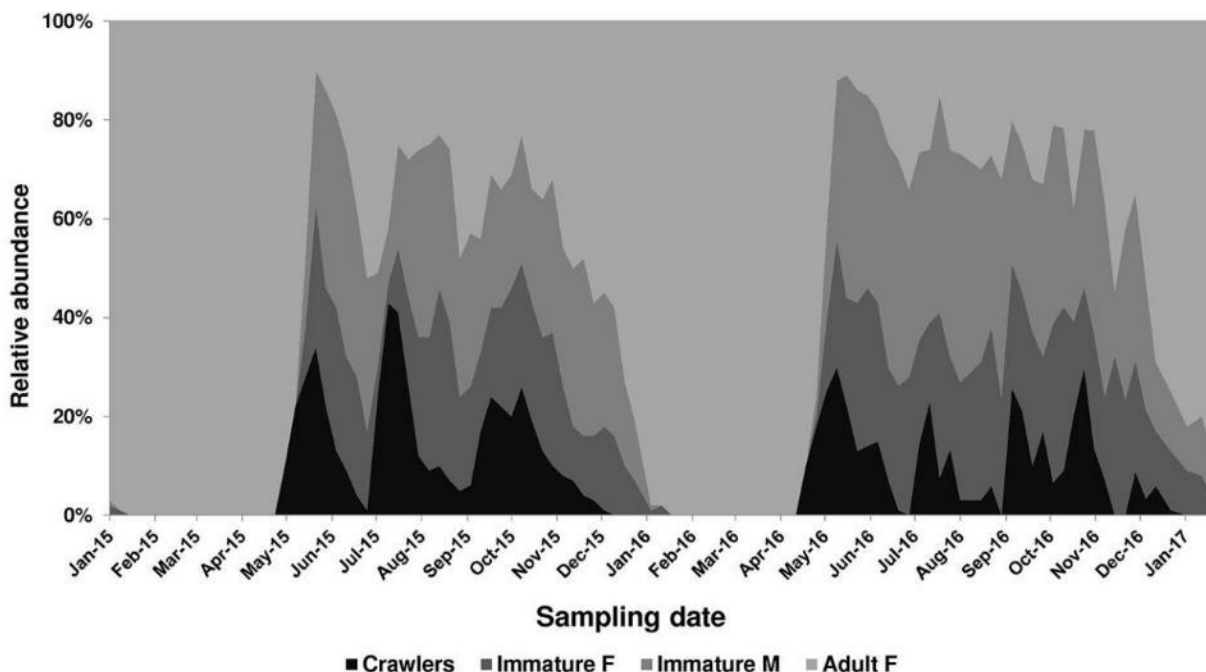


Figura 8 - Distribuzione della quantità di esemplari di *T. parvicornis* nei differenti stadi (Crawlers=stadio larvale, Immature=stadio immaturo, Adult= stadio adulto). Risultati di rilevamenti compiuti in Campania tra il 2015 e il 2016. Fonte: Garonna et al., 2018

1.4.5 Origine, diffusione e impatto ecologico

Toumeyella parvicornis è originaria di un'area geografica compresa tra il Messico settentrionale e il Canada meridionale, ed è presente attualmente in almeno 28 stati degli Stati Uniti d'America. La specie è stata immessa nei Caraibi, in particolare a Puerto Rico e nelle isole Turks e Caicos, dove ha esercitato una pressione ecologica significativa, quasi portando all'estinzione del *Pinus caribaea* var. *bahamensis* [58]. Nel contesto nordamericano, *T. parvicornis* è considerata particolarmente dannosa per i vivai e le piantagioni commerciali di *Pinus sylvestris* L., mentre l'impatto nelle foreste native è relativamente minore, probabilmente grazie alla presenza di predatori naturali e parassitoidi che contribuiscono a

mantenere il suo controllo ecologico [54]. In Italia, dove *T. parvicornis* è stata osservata solo di recente, sta causando significativi danni al *Pinus pinea* L. (pino domestico). La rapida diffusione e l'alta densità delle popolazioni di cocciniglia tartaruga possono influenzare negativamente la crescita e la vitalità delle piante ospiti, compromettendo non solo l'integrità estetica ed ecologica delle pinete costiere, ma anche la produzione di pinoli, di valore economico e gastronomico.

1.4.6 Distribuzione in Italia

Allo stato attuale (2024) le regioni che secondo il Servizio Fitosanitario Nazionale (SFN) risultano attaccate dalla cocciniglia tartaruga sono: Campania (dal 2014), Lazio (dal 2018), Abruzzo (dal 2020), Puglia e Toscana (dal 2021) (Figura 9) (<https://www.protezionedellepiante.it/toumeyella-parvicornis>)



Figura 9 – Distribuzione dei focolai presenti in Italia. Fonte: Servizio Fitosanitario Nazionale (<https://www.protezionedellepiante.it/toumeyella-parvicornis/>)

A partire dall'autunno del 2014, infatti, la presenza di cocciniglia tartaruga è stata registrata per la prima volta a Napoli [57], probabilmente introdotta attraverso il commercio di piante e altri beni. I primi avvistamenti sono avvenuti intorno al Lago Patria (Napoli), ed in breve tempo si è diffusa nelle aree limitrofe tra Napoli e Caserta. Ha continuato e continua ancora a diffondersi nella regione Campania, seguendo soprattutto la linea di costa, dove il *Pinus pinea* è maggiormente diffuso. Non è stato possibile risalire al percorso compiuto dall'insetto, ma, nel 2018, anche nel Lazio avvengono i primi ritrovamenti, nella zona sud-est di Roma [53]. Rapidamente si diffonde, e, nel 2019 è già presente in gran parte della città. Allo stato attuale tutti gli esemplari di *Pinus pinea* della città di Roma sono considerati attaccati dalla *Toumeyella parvicornis*. Di seguito si riporta la delimitazione effettuata dal Servizio Fitosanitario Regionale, delle zone infestate e delle zone buffer (zone considerate a rischio per la vicinanza alle infestazioni, ma non ancora attaccate) (Figura 10).

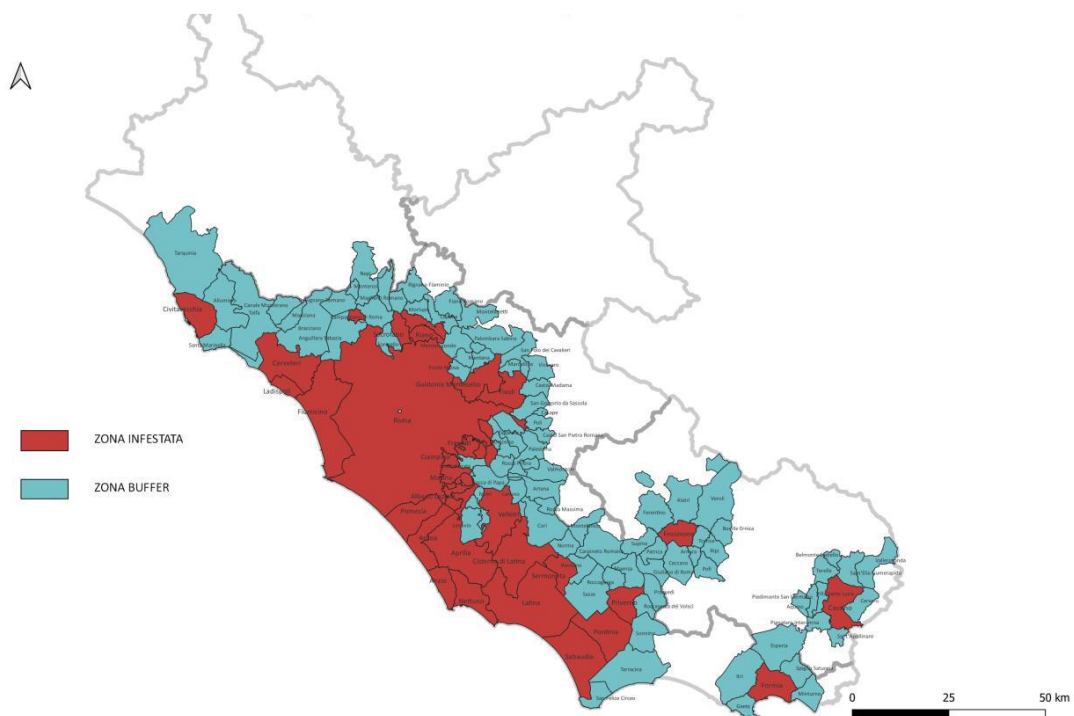


Figura 10 - Delimitazione delle zone infestate e delle zone cuscinetto. Aggiornato al 2023. Fonte: Servizio Fitosanitario Regionale

Come risulta dalla mappa dell'Organizzazione Europea e Mediterranea per la Protezione delle Piante (EPPO), *T. parvicornis* in Europa è presente anche in Francia e in Grecia, mentre risulta molto diffusa in Nord America (Figura 11).

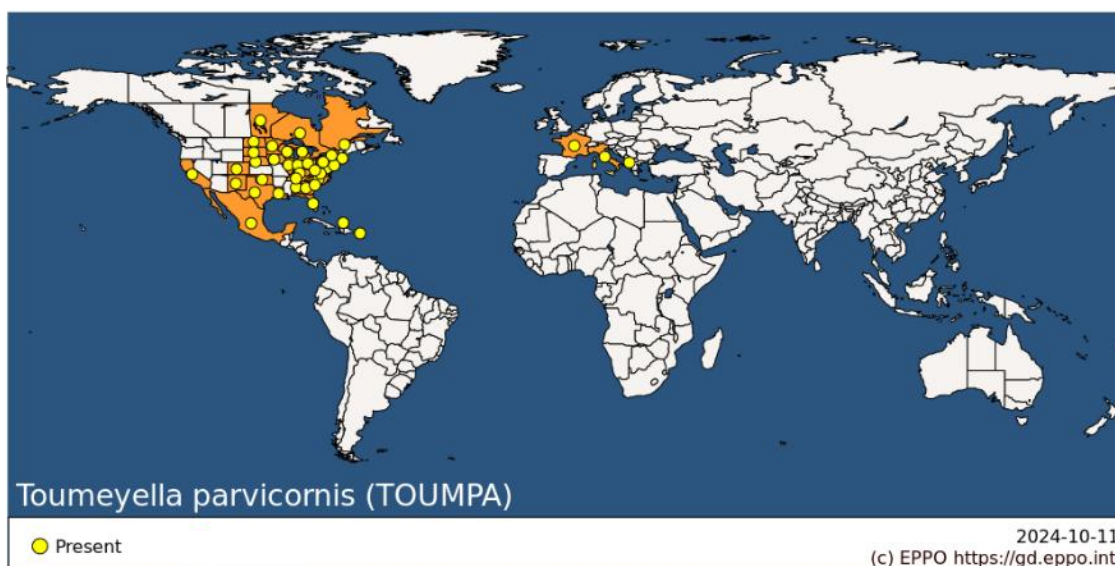


Figura 11 - Mappa di EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) Global Database. Mostra come l'insetto è distribuito a livello globale. Fonte: <https://gd.eppo.int>

1.4.7 Caratteristiche degli attacchi e danni

La Cocciniglia tartaruga, in Italia, ha portato alla morte di un grande numero di esemplari di pino domestico. Questa si nutre di linfa e, come altre cocciniglie, produce melata, una secrezione zuccherina, che porta alla formazione di fumaggine. Questa patina fungina che si sviluppa, non solo annerisce foglie e rami degli alberi, ma riduce la capacità fotosintetica della pianta, impedendo la cattura della luce da parte delle foglie. Questo meccanismo provoca diverse conseguenze che portano alla morte delle piante infestate. I sintomi dell'infestazione sono: ingiallimento della chioma, disseccamento precoce dei rami della parte inferiore della chioma, ridotto sviluppo dei germogli della parte superiore della chioma, diradamento degli aghi e filloptosi [56].

In aggiunta ai danni provocati agli esemplari di pino domestico attaccati dalla cocciniglia, ci sono i danni provocati all'ambiente circostante in cui i pini si trovano. In particolar modo questi risultano deleteri quando le alberature crescono in un contesto urbano. La melata infatti, ricadendo verso il basso, va a ricoprire tutto ciò che si trova al di sotto delle chiome, imbrattando manufatti, automobili e strade e creando disagi alla popolazione. Inoltre, in città, diventano necessari gli abbattimenti di alberi fortemente danneggiati dalla cocciniglia tartaruga, in quanto

il loro stato di salute ne potrebbe compromettere la stabilità, creando pericoli per i cittadini.

1.4.8 Monitoraggio e gestione

In Italia il Comitato Fitosanitario Nazionale (CFN) ha stilato le “Linee guida per la gestione del fitomizo *Toumeyella parvicornis* (Cockerell)” [53], in cui sono state raccolte le informazioni conosciute riguardo biologia, danni e azioni di controllo, sia da letteratura che da osservazioni in campo. Questo insieme di buone pratiche ha come obiettivo quello di creare un ambiente ostile allo sviluppo dell’insetto, senza però danneggiare l’ambiente circostante: la vegetazione nel caso si operi in ambiente naturale e le persone nel caso si operi in ambiente urbano.

Gli interventi possono essere effettuati con prodotti insetticidi oppure con azioni di lotta biologica. Per quanto riguarda il controllo biologico, gli esemplari appartenenti alla famiglia Coccinellidae, dell’ordine dei Coleotteri, sembrano essere quelli più promettenti. Numerosi esperimenti sono stati effettuati, sia da parte di studiosi che di personale non specializzato (comitati di tutela dei parchi, comitati di quartiere). Non ci sono ancora studi sufficientemente esaustivi riguardo questo metodo di contenimento, lo studio più promettente per il momento risulta quello di Giovannini et al. [59] che individuano in una specie proveniente dall’ America centro-settentrionale, *Thalassa montezumae* Mulsant (anch’esso dell’ordine Coleoptera, della famiglia Coccinellidae), un buon agente di controllo della cocciniglia tartaruga. Tuttavia, i risultati sono ancora preliminari ed ulteriori studi sono necessari per valutare ecologia e dinamiche delle popolazioni.



Figura 12 - Larva di Coleottero Coccinellidae su un esemplare di Pinus pinea di nuovo impianto, lungo viale delle Terme di Caracalla

1.4.8.1 Trattamenti

Per quando riguarda i prodotti insetticidi invece, il metodo endoterapico è risultato il più efficace, soprattutto nei centri abitati (Figura 13). Tale metodo prevede l'iniezione a bassa pressione di sostanze insetticide nel fusto (quelle che hanno mostrato maggior efficacia sono a base del principio attivo abamectina [48]). Le iniezioni sono dette anche iniezioni endoxilematiche, in quanto prevedono l'iniezione diretta nel sistema vascolare del fusto del prodotto prescelto. Questa strategia di intervento risulta ottimale in un contesto come quello Italiano, in cui molti esemplari di pino domestico caratterizzano le aree urbane. In città infatti, compiere irrorazioni aeree sulle chiome situate in aree pubbliche o private, è vietato, a meno che non si tratti di emergenze fitosanitarie o l'irrorazione non mostri evidenti vantaggi in termini di riduzione del suo impatto sulla salute e sicurezza pubblica [60].



Figura 13 - Trattamenti endoterapici condotti per contrastare l'infestazione di cocciniglia tartaruga. Immagini di alcune aree verdi della città di Roma. A sinistra un dettaglio del foro effettuato per l'iniezione; a destra somministrazione dell'insetticida su un tronco

Ulteriori interventi consigliati dal CFN riguardano potature (Figura 14) e concimazione. I prodotti derivati dalle potature, utili a favorire un miglior passaggio di luce e di aria, devono essere opportunamente sminuzzati e trasportati su mezzi chiusi o telonati fino ai siti di dismissione. Questo per impedire il più possibile la diffusione e lo spostamento degli esemplari di *T. parvicornis* anche in siti potenzialmente non infestati. Inoltre viene consigliata la concimazione con sostanze favorevoli alla pianta, come fosforo e potassio, per favorire la lignificazione dei tessuti.



Figura 14 - Potature effettuate nella città di Roma per contrastare l'infestazione di cocciniglia tartaruga (febbraio 2022 a sinistra, gennaio 2025 a destra)

1.5 *Pinus pinea* L.

Le pinete di pino domestico (*Pinus pinea* L.) rappresentano un prezioso patrimonio naturale e ambientale, offrendo da sempre un contributo distintivo al paesaggio italiano [61]. Questa specie arborea è un sempreverde di medie dimensioni, caratterizzato da un'ampia chioma piatta a forma di ombrello. Diffuso nel bacino del Mediterraneo, il pino domestico cresce prevalentemente nelle aree costiere ed è particolarmente abbondante nell'Europa sud-occidentale. La sua longevità media varia tra i 200 e i 250 anni; tuttavia, in condizioni di stress, come in ambienti urbani con carenza di luce, spazio limitato per lo sviluppo, suoli inadeguati o danni all'apparato radicale, il declino biologico può manifestarsi già intorno ai 70 anni.

1.5.1 Distribuzione



Figura 15 - Distribuzione *Pinus Pinea* nel bacino del Mediterraneo. Fonte: EUFORGEN (European Forest Genetic Resources Programme)

Determinare con precisione l'areale di distribuzione del pino domestico risulta complesso a causa della sua lunga storia di coltivazione e diffusione artificiale. Questa specie è stata ampiamente propagata in Europa nel corso dei secoli, anche grazie alla commestibilità dei suoi semi [62]. Attualmente, il pino domestico presenta una distribuzione frammentata lungo il bacino del Mediterraneo, estendendosi dal Portogallo fino alla Siria, con una maggiore concentrazione nell'Europa sud-occidentale, in particolare nella penisola Iberica, nel sud della Francia e in Italia (<https://www.actaplantarum.org/forum/viewtopic.php?t=15042> visitato il 31/01/2025). Sebbene prediliga le zone costiere, in Spagna e Portogallo è presente anche nelle aree più interne (Figura 15). Oltre al suo areale mediterraneo, è stato introdotto con successo in diverse regioni del mondo, tra cui Argentina, Sudafrica e Stati Uniti, adattandosi efficacemente ai nuovi ambienti [63].

1.5.2 Habitat ed ecologia

Il pino domestico, tra le specie arboree più rappresentative della flora mediterranea, si adatta a un'ampia varietà di condizioni climatiche e pedologiche lungo il bacino

del Mediterraneo. Nonostante questa adattabilità, presenta una variabilità genetica estremamente ridotta e non sono note ibridazioni con altri pini [64]. Questa specie è considerata eliofila, xerofila e termofila: tollera una leggera ombra nelle prime fasi di sviluppo, ma necessita di abbondante irraggiamento solare per una fruttificazione ottimale in età matura. Per quanto riguarda le precipitazioni annue, il minimo richiesto è di circa 250 mm, mentre il valore ottimale si attesta intorno ai 600 mm [65,66]. Questo pino si sviluppa particolarmente bene nelle aree costiere termo-mediterranee, dove il rischio di danni da gelo è trascurabile (Figura 16). Tuttavia, è in grado di prosperare anche in regioni continentali, caratterizzate da significative escursioni termiche sia stagionali che giornaliere, con frequenti gelate notturne per diversi mesi all'anno [67].



*Figura 16 – Veduta aerea del litorale romano, in primo piano la Pineta di Castel Fusano nel 2018.
Fonte: https://www.lamiaostia.com/news/index.asp?TOPIC_ID=710 visitato il 31/01/2025*

Dal punto di vista edafico, non presenta esigenze particolari, mostrando una buona tolleranza ai suoli calcarei, pur prediligendo quelli silicei e sabbiosi con reazione acida o subacida. Tuttavia, riscontra difficoltà nei terreni argillosi, a causa della sua scarsa capacità di sviluppare un apparato radicale adeguato in tali condizioni [65].

1.5.3 Usi

Il pino domestico è una specie polivalente, coltivata per diversi scopi, tra cui la produzione di legname (utilizzato per costruzioni navali, mobilio o edilizia), pinoli, resina e corteccia, nonché per la protezione contro l'erosione del suolo e per finalità ambientali ed estetiche [68]. Tuttavia, grazie alla sua elevata tolleranza ai terreni sabbiosi poveri, il pino domestico è stato impiegato con successo per il consolidamento delle dune costiere mediterranee (<https://www.actaplantarum.org/forum/viewtopic.php?t=15042> visitato il 31/01/2025). Il prodotto economicamente più rilevante di questa specie è senza dubbio il seme commestibile, da cui deriva il nome latino *pineae* (Figura 17).

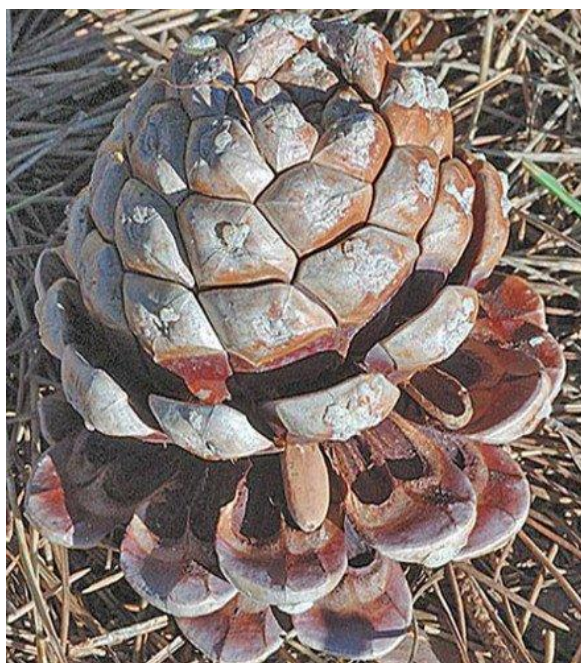


Figura 17 – Strobilo (o pigna) e semi (o pinoli) di *Pinus pinea*. Fonte: <https://www.actaplantarum.org/>

I pinoli del pino domestico sono stati utilizzati e commercializzati fin dall'antichità e, attualmente, i principali produttori mondiali sono Spagna, Portogallo, Italia, Tunisia e Turchia [69]. Inoltre, in ambienti caratterizzati da suoli poveri e sabbiosi, dove la crescita di altre specie risulta limitata, il pino domestico rappresenta un'ottima alternativa colturale nell'area mediterranea [65].

1.5.4 Minacce e malattie

Il pino domestico non è considerato una specie minacciata e, nonostante la sua bassa diversità genetica, è raramente attaccato da parassiti e malattie. Tuttavia, negli ultimi anni, le foreste di questa specie sono esposte a gravi rischi per la loro conservazione, dovuti sia a fattori abiotici che biotici. Tra i principali fattori abiotici ricordiamo gli incendi boschivi, che rappresentano la minaccia più grave. A questi si aggiungono fattori biotici, come l'attacco di parassiti, che possono ulteriormente indebolire la salute e la stabilità di queste foreste [70]. In quest'ultima categoria si possono inserire anche le malattie fungine come la ruggine vescicolare (*Cronartium flaccidum* (Alb. et Schw.) Wint.), la ruggine ritorta (*Melampsora populnea* (Pers.) P. Karst. f.sp. *pinitorqua*) e la ruggine degli aghi (*Coleosporium tusstillaginis* (Pers.) Lév) che possono talvolta causare gravi danni alle piantine e alle giovani piantagioni [65]. I funghi del genere *Heterobasidion* possono talvolta produrre perdite estese attraverso il decadimento e il marciume radicale [69]. Impatti economici sulla produzione di pinoli attraverso danni alle pigne, possono essere causati da coleotteri xilofagi del genere *Ernobius*, da lepidotteri del genere *Dioryctria*, e dalla cimice *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, introdotta dal Nord America, che avvizzisce o sviluppa male le pigne con la sua attività di succhiamento della linfa [65]. In Italia, da una decina di anni, si è aggiunta alle minacce biotiche, la presenza di *Toumeyella parvicornis* (già trattata nel paragrafo precedente) che sta mettendo a rischio le popolazioni di pino domestico in tutta la penisola.



Figura 18 – Confronto tra pinoli di *Pinus pinea* sani (a sinistra) e danneggiati da *Leptoglossus occidentalis* (a destra). Fonte: [71]

Aggrava la situazione già critica del *Pinus pinea*, l'interazione della *T. parvicornis* con altri parassiti, come *Tomicus destruens* (Wollaston), che nella fase di deterioramento avanzato può portare rapidamente alla morte delle piante [53,72].

2.OBIETTIVI

Gli obiettivi di questo studio sono:

- Identificare i danni causati da *Toumeyella parvicornis* in aree verdi urbane della città di Roma;
- Testare l'efficacia della scheda di valutazione messa a punto per il rilevamento delle infestazioni di *Toumeyella parvicornis*;
- Testare l'utilità del telerilevamento nel monitoraggio forestale urbano;
- Valutare l'efficienza delle immagini della costellazione PlanetScope nel monitoraggio dei danni causati dall'attacco della *Toumeyella parvicornis* ai pini domestici (*Pinus pinea*);
- Analizzare i vantaggi e le criticità dell'integrazione tra rilievi in campo e telerilevamento nell'individuazione, nel monitoraggio e nella gestione degli attacchi di insetti sulle alberature.

3. MATERIALI E METODI

3.1 Area di studio

3.1.1 Inquadramento geografico

La ricerca è stata condotta nella Città metropolitana di Roma Capitale e, in più, come area di controllo, ha preso in considerazione una zona della tenuta di San Rossore, all'interno del Parco di Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli (Figura 19). La città di Roma è situata nell'Italia centrale, all'interno della valle del Tevere. A nord si trovano le colline della Tuscia con i Monti Sabatini; ad est i Monti Sabini e Prenestini, con la valle dell'Aniene; a sud-est si trovano i Colli Albani, parte integrante del Parco Regionale dei Castelli Romani, mentre a sud è situata l'ampia pianura dell'Agro Romano, con l'affaccio sul mar Tirreno.



Figura 19 – Localizzazione aree scelte per questa ricerca

Sul territorio comunale (1287,4 km²) il verde pubblico ha un'incidenza del 3,7%, approssimativamente 48 km² [73] di conseguenza il suo mantenimento è fondamentale per migliorare la qualità dell'aria, ridurre l'effetto isola di calore e migliorare il benessere dei cittadini, offrendo spazi per il relax e l'attività fisica.

Considerando ville storiche, aree verdi urbane, aree verdi libere, giardini e viali alberati, gran parte della superficie di Roma è destinata a verde (Figura 20), rendendola una fra le capitali d'Europa più ricche di vegetazione (<https://www.eea.europa.eu/highlights/how-green-are-european-cities> visitato il 03/02/2025). Numerose sono anche le aree protette:

1. Parchi regionali: Parco Regionale dell'Appia Antica, Parco naturale Regionale di Veio, Parco Regionale Urbano di Aguzzano, Parco Naturale Regionale di Bracciano-Martignano, Parco Regionale Urbano del Pineto;
2. Riserve naturali: Riserva Naturale della Valle dell'Aniene, Riserva Naturale Statale del Litorale Romano, Riserva Naturale di Monte Mario, Riserva Naturale della Tenuta dei Massimi, Riserva Naturale di Decima-Malafede, Riserva Naturale dell'Insugherata, Riserva Naturale della tenuta di Acquafredda, Riserva Naturale del Laurentino-Acquacetosa, Riserva naturale della Marcigliana, Riserva Naturale della Valle dei Casali;
3. Monumenti naturali: Monumento naturale parco della Cellulosa, Monumento naturale di Galeria Antica, Monumento Naturale di Mazzalupetto e Quarto degli Ebrei;
4. Area Marina Protetta Secche di Tor Paterno.

Tutte queste superfici verdi svolgono un ruolo cruciale nella conservazione della biodiversità, nella mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici e nel miglioramento della qualità della vita urbana, offrendo anche spazi per il tempo libero e l'educazione ambientale.

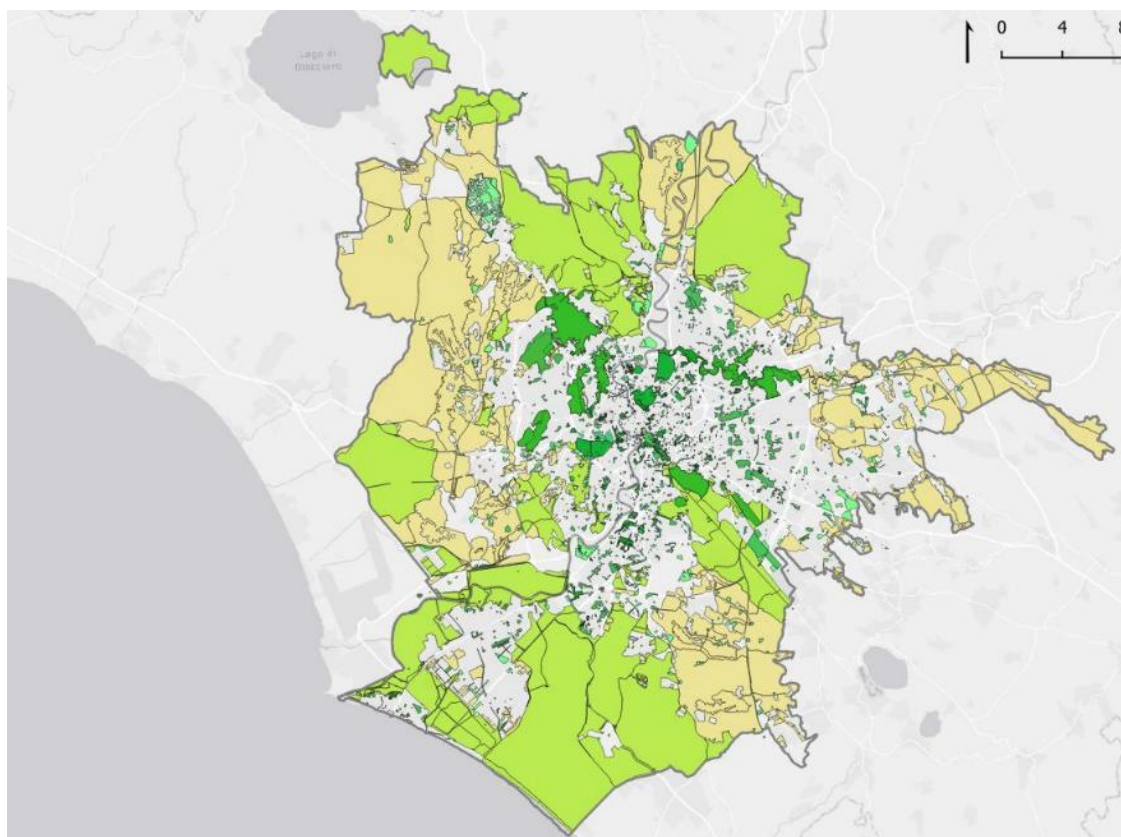


Figura 20 – Aree verdi nella Città metropolitana di Roma Capitale. In verde chiaro i parchi e le riserve naturali, in giallo le aree agricole e in verde scuro Ville storiche e verde urbano in generale

Il Parco di Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli (Figura 21) è situato in Toscana, tra le provincie di Pisa e Lucca e si estende per circa 23.000 ettari articolati in diverse zone. L'area denominata Massaciuccoli comprende l'omonimo lago e le zone paludose circostanti. Sempre a nord si trovano la Pineta di levante e la Macchia di Migliarino. Le fattorie di Vecchiano e di Massaciuccoli rappresentano invece ampie aree di bonifica, ricavate dal prosciugamento del lago, rispettivamente nel territorio di Vecchiano e in quello di Massarosa. Proseguendo verso sud si trovano le tenute di San Rossore, ex tenuta presidenziale, Tombolo e Coltano, che alternano aree destinate all'agricoltura a estensioni boschive. Infine, tra le zone di particolare interesse del parco figurano le secche della Meloria, un complesso di bassifondi marini caratterizzato da due scogli emergenti e da fondali di grande rilievo naturalistico.



Figura 21 - Viale della tenuta di San Rossore, nel Parco Migliarino San Rossore Massaciuccoli. Fonte: <https://www.parcosanrossore.org/>

All'interno della tenuta di San Rossore è stata selezionata un'area, adibita a pineta, utilizzata come area di controllo.

3.1.2 Inquadramento storico

Il pino domestico è un albero che fa parte del paesaggio romano sia contemporaneo che storico. Nella ricerca di Galletti [74] ci si chiede se è possibile ascrivere ad un periodo ben definito l'impianto di questa specie nella città. Tra il '500 e il '600 se ne trovano pochi esemplari sia nell'iconografia che negli impianti ornamentali dei giardini romani. Nonostante una tetralogia di Botticelli raffigurante la novella "Nastagio degli Onesti" tratta dal *Decamerone* (Figura 22), mostri una pineta raffigurata con particolare cura, le pinete di *Pinus pinea* non sembrano essere particolarmente diffuse fino al '600.



Figura 22 - Sandro Botticelli, *Nastagio degli Onesti*, 1483 circa, Museo del Prado, Madrid. Fonte: <https://www.drviclasgaravatti.it/nastagio-degli-onesti/> visitato il 05/02/2025

Secondo Galletti i primi esempi di uso ornamentale di questa specie sono situati a Villa d'Este, come mostrato anche dalle rappresentazioni di Venturini (Figura 23).

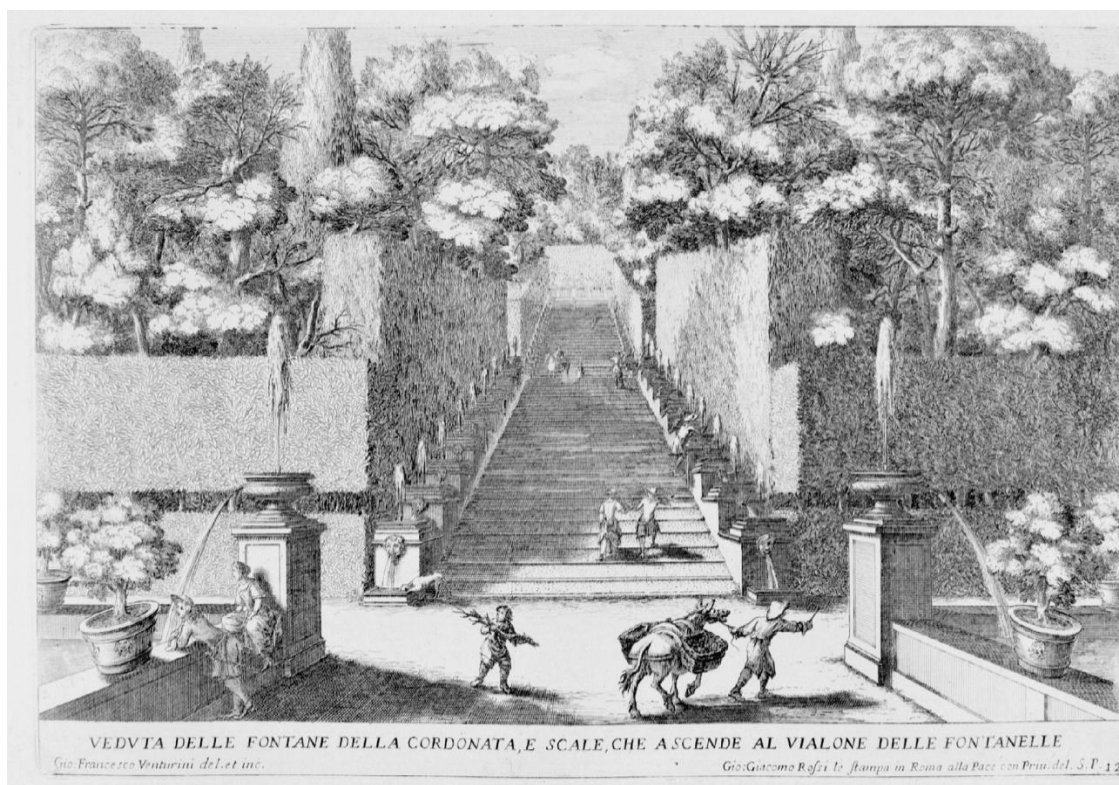


Figura 23 - Giovanni Francesco Venturini, Veduta delle fontane della cordonata, e scale, che ascende al vialone delle fontanelle, 1738-1870, Istituto centrale per la grafica. Fonte: https://www.calcografica.it/stampe/autore.php?id=venturini-giovanni-francesco&pag=2&ordine=3&indirizzo=0#&gid=1&pid=S-CL2269_6840 visitato il 05/02/2025

Nel corso del 1600 avvenne l'impianto delle pinete nelle grandi proprietà principesche. A Villa Borghese, a metà del secolo, erano presenti 700 pini. Dello stesso periodo risultano i pini piantati a Villa Pamphili, mentre sembra essere del 1700 la pineta di Villa Sacchetti, nell'attuale pineta di Castel Fusano. Nella campagna romana invece, non è ancora diffusa la presenza massiccia di pini, piuttosto vengono rappresentati esemplari isolati dai vedutisti romani (Figura 24).



Figura 24 - *A distant view of Rome*, George Edwards Hering, 1805-1879, Beecroft Art Gallery, Inghilterra. Fonte: <https://artuk.org/discover/artworks/a-distant-view-of-rome-2714> visitato il 06/02/2025

Il periodo storico in cui davvero fu incrementata la piantagione di *Pinus pinea* a Roma, fu il periodo fascista. Durante il fascismo si diffuse infatti la convinzione che fosse un albero simbolo della “romanità” e sacro agli antichi, privilegiandone così la scelta a discapito di altre specie (<https://robertomercurio.wordpress.com/tag/pino-domestico/> visitato il 06/02/2025). In questo periodo storico nelle aree archeologiche, lungo i viali, nelle piazze e nei giardini arrivò a dominare il pino, definendo il paesaggio urbano in modo inconfondibile.

3.1.3 Individuazione delle aree per i rilievi in campo

L'individuazione delle aree per i rilievi ha rappresentato una fase cruciale, poiché ha consentito di ottenere un dataset adeguato alle fasi successive dello studio. Una prima indagine è stata condotta utilizzando immagini Google (Google Earth pro), individuando aree con presenza di pini. Successivamente, nei sopralluoghi in campo, si è verificato che le condizioni soddisfacevano i criteri di selezione. Infine, l'idoneità è stata confermata attraverso test sulle immagini PlanetScope,

assicurandosi che i gruppi di pini fossero chiaramente distinguibili anche da satellite.

La scelta dei siti di analisi è stata influenzata da diversi fattori chiave:

- 1 Densità della copertura arborea: le aree con chiome arboree sufficientemente vicine da formare una copertura compatta si sono dimostrate le più adatte per l'identificazione satellitare;
- 2 Omogeneità delle specie: poiché lo studio si focalizza su una singola specie (*P. pinea*), sono state escluse le aree caratterizzate da una elevata variabilità di specie arboree, per evitare difficoltà nella distinzione tramite immagini satellitari;
- 3 Accessibilità dell'area: non tutte le aree individuate tramite analisi preliminare si sono rivelate accessibili, spesso a causa della presenza di proprietà privata;
- 4 Risoluzione delle immagini satellitari: i rilievi sono stati effettuati in più riprese, e al termine di ognuna è stato effettuato un controllo mirato a verificare la visibilità delle alberature da satellite. È stato infatti valutato se le chiome delle piante rilevate durante la sessione, fossero abbastanza estese da coprire un numero sufficiente di pixel per consentire le analisi.

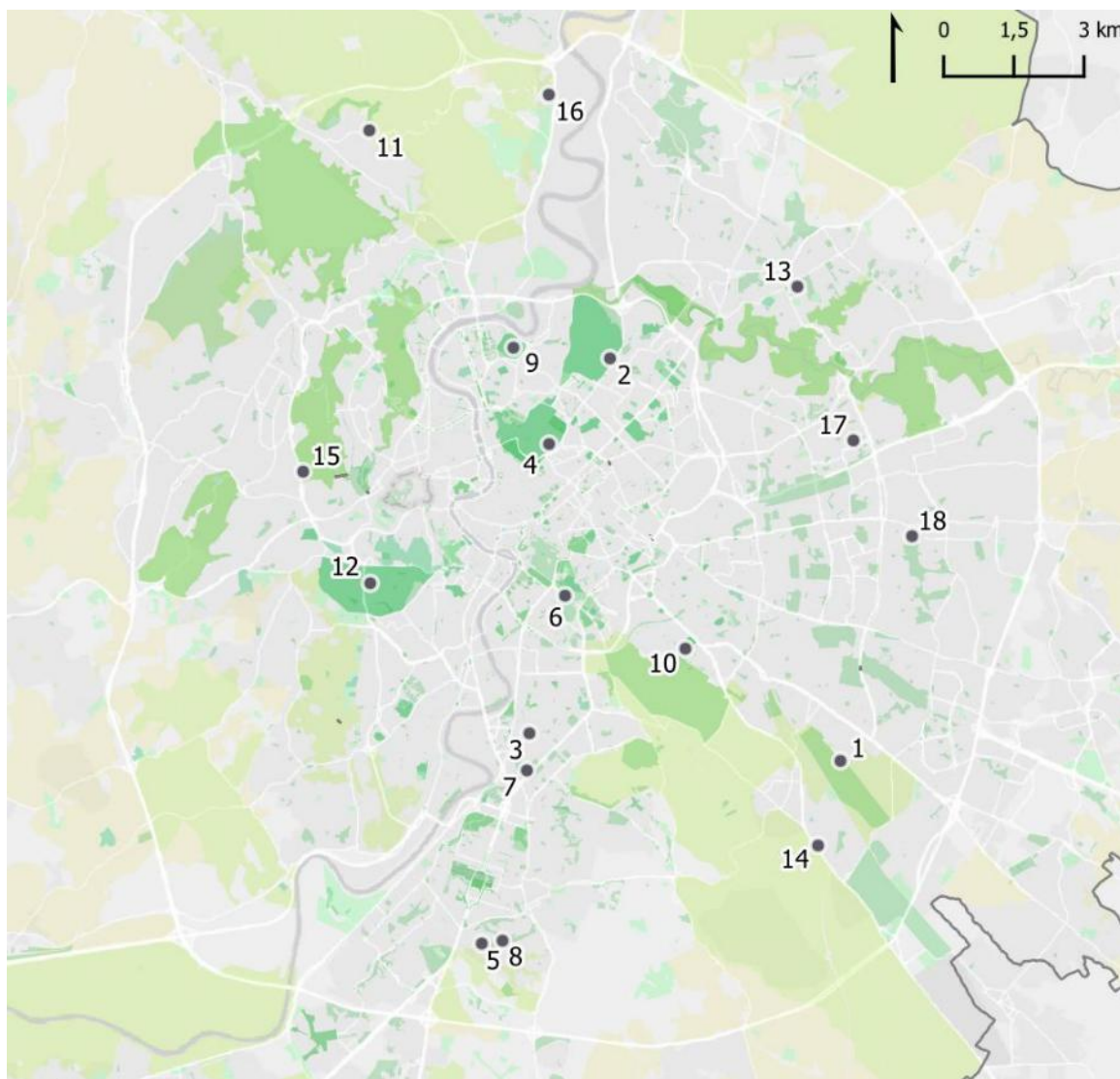


Figura 25 - Localizzazione delle aree nella città di Roma scelte per i rilievi in campo. Numerazione collegata alla Tabella 1

In base a questi parametri sono state incluse nello studio alcune ville storiche, parchi pubblici e altre aree verdi. Uno degli obiettivi della ricerca è legata allo studio del contesto urbano, pertanto, tutti i siti sono stati selezionati all'interno dell'area delimitata dal Grande Raccordo Anulare (GRA), la strada principale che circonda la città di Roma, che è più densamente popolata e urbanizzata (Figura 25). Di conseguenza, sono state escluse le grandi aree verdi che si estendono oltre questo confine, come la pineta di Castel Fusano o la Tenuta Presidenziale di Castel Porziano.

Nella tenuta di San Rossore invece è stata individuata un'area sicuramente non infestata dalla *T. parvicornis* nel periodo considerato.

Tabella 1 - Aree scelte per i rilievi con relative date di esecuzione e numero delle alberature rilevate

Denominazione area		Numero alberi rilevati	Data del rilievo
1	Parco degli acquedotti	130	16/06/2023 - 29/06/2023
2	Villa Ada	30	21/06/2023
3	Parco Don G. Alberione	16	23/06/2023
4	Villa Borghese	340	21/06/2023 - 29/07/2023 - 27/08/2023
5	Area verde via D. Campana	10	07/06/2023
6	Via delle Terme di Caracalla	106	17/06/2023
7	Parco G. Sbragia	47	23/06/2023
8	Parco E. Corizza	16	06/06/2023
9	Villa Glori	202	21/06 – 22/07/2023
10	Villa Lazzaroni	37	18/06/2023
11	Parco Orti di Nerone	49	10/06/2023
12	Villa Pamphili	574	27/06/2023 - 11/07/2023 - 23/07/2023 - 28/07/2023 - 10/08/2023
13	Parco Petroselli	19	07/06/2023
14	Parco Don Giovanni Scorza	39	16/06/2023
15	Pineta Sacchetti	331	27/06/2023 - 08/08/2023
16	Alberi lungo strada Saxa Rubra	41	10/06/2023
17	Giardino Aldo Tozzetti	7	07/06/2023
18	Parco Tor Tre Teste	28	07/06/2023
19	Tenuta San Rossore	238	10/09/2023

3.2 Rilievi in campo

3.2.1 Svolgimento dei rilievi: strumentazione e procedura

Per lo sviluppo di questo lavoro è stato fatto uso di sistemi GIS. I sistemi GIS (Geographic Information System) sono strumenti indispensabili per la gestione, l'analisi e la visualizzazione di dati spaziali. Questi sistemi permettono una rappresentazione precisa e dinamica delle informazioni geografiche, facilitando l'analisi di variabili territoriali complesse. Attraverso i software GIS, è possibile raccogliere, organizzare e sovrapporre strati informativi multipli, garantendo una comprensione approfondita delle relazioni spaziali e favorendo la risoluzione di

problematiche legate alla pianificazione territoriale, alla gestione ambientale e allo sviluppo infrastrutturale.

Nel contesto specifico di questo lavoro, in diverse fasi è stato impiegato il software QGIS. Durante la fase preparatoria, è stato impiegato per selezionare e delimitare le aree di sopralluogo. La sovrapposizione di immagini satellitari di Roma (PlanetScope e Google Earth Pro), ha permesso di individuare aree in cui la presenza di *Pinus pinea* era sufficientemente estesa da poter essere valutata da satellite (Figura 26).

Inoltre, nelle fasi post-rilievo, QGIS è stato utilizzato per gestire e organizzare i dati raccolti sul campo, migliorando l'efficienza e l'accuratezza del processo.

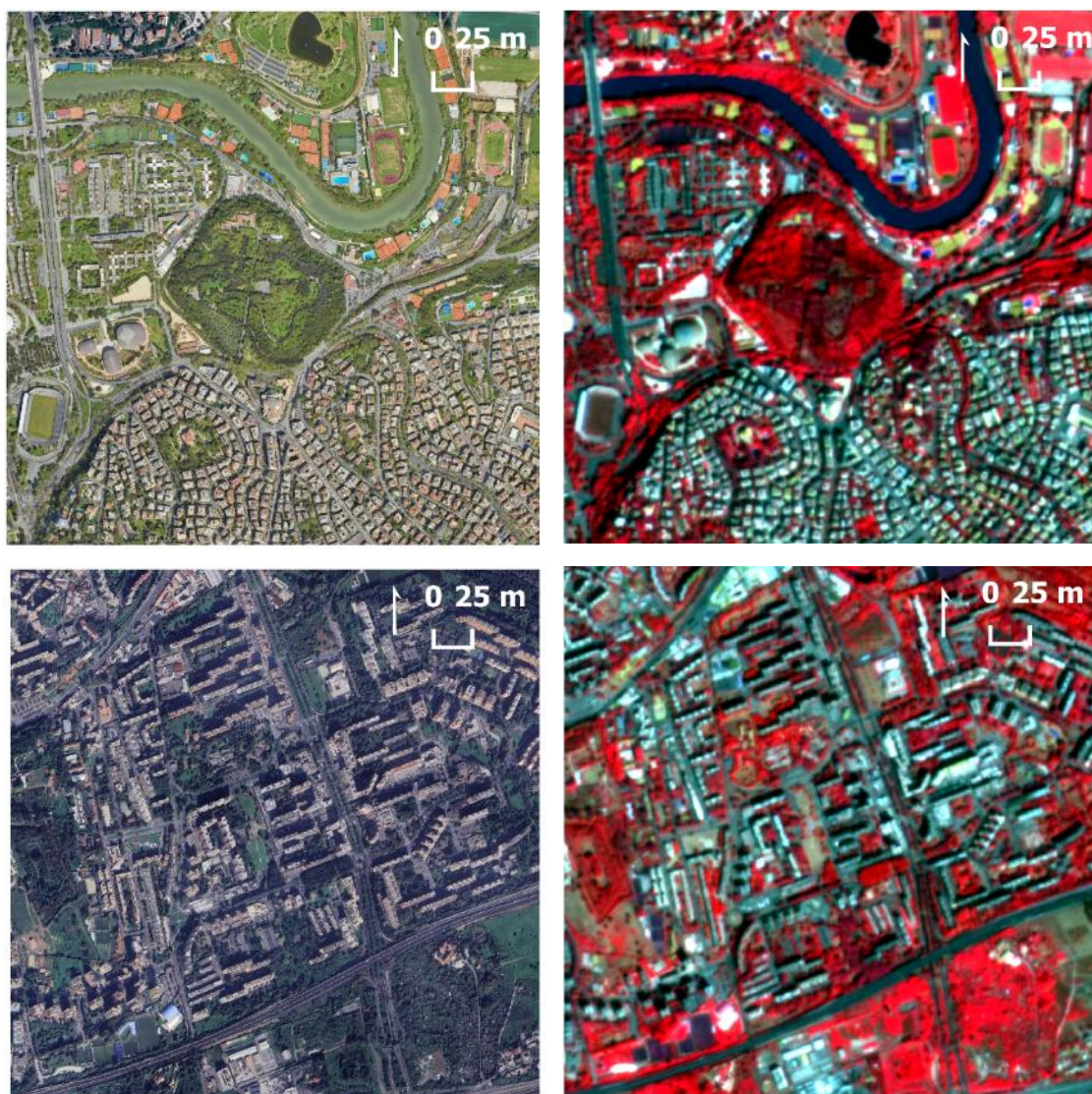


Figura 26 - Confronto immagini PlanetScope e Google Earth Pro per valutare la copertura arborea visibile da satellite. Nelle immagini in alto Villa Glori, nelle immagini in basso Giardino Aldo Tozzetti

Un ulteriore software rivelatosi determinante è stata l'app QField (Figura 27) che ha semplificato notevolmente la gestione digitale delle informazioni durante i rilievi.

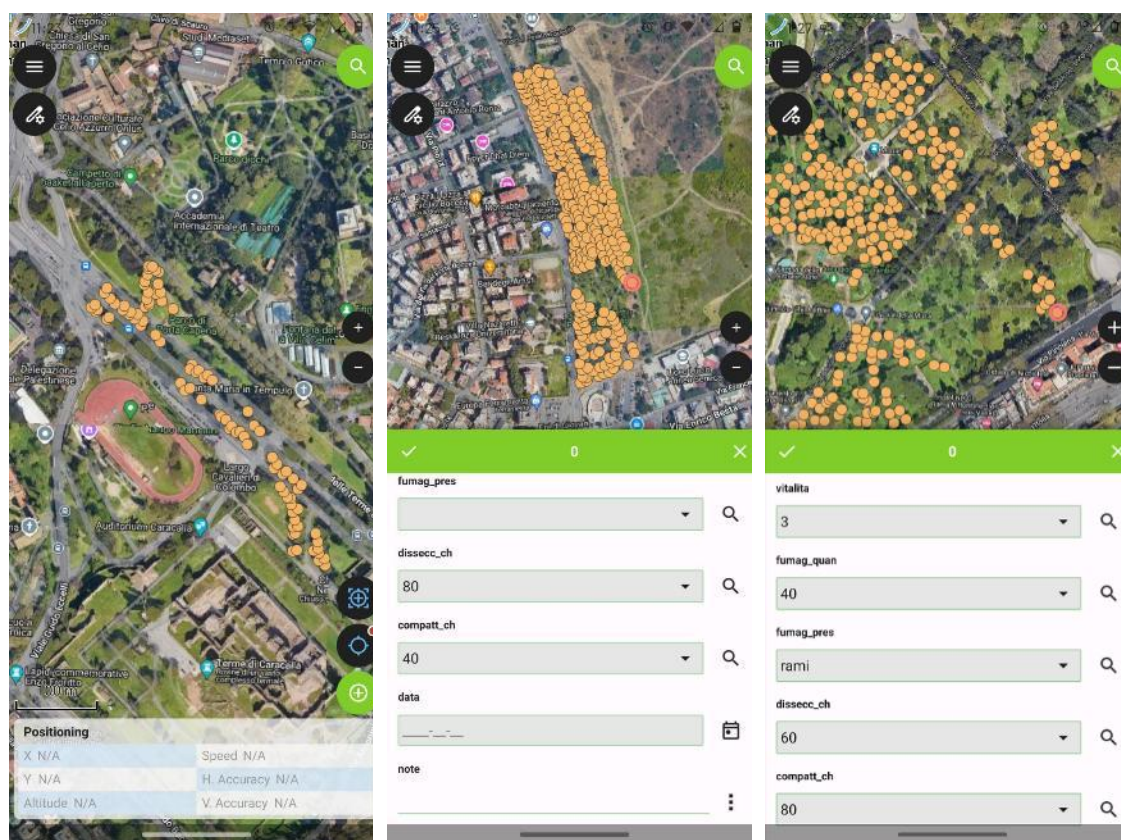


Figura 27 - Schermate di Qfield utilizzato durante i sopralluoghi per georeferenziare le alberature e registrare i valori dei parametri della scheda valutativa

La possibilità di passare direttamente dalla raccolta dati sul campo alla digitalizzazione ha velocizzato il flusso di lavoro e ridotto significativamente il margine di errore. Ogni giornata di rilevamento ha seguito una procedura standardizzata. Una volta sul posto, è stato aperto il progetto QField ed utilizzando il sistema di geolocalizzazione del cellulare, ogni singola pianta è stata georeferenziata e inserita nella mappa del progetto. Per ciascun albero, sono stati registrati i parametri scelti in una scheda valutativa digitale, operazione ripetuta volta per volta in modo sistematico, per tutte le piante presenti nell'area di studio. Questo approccio ha garantito una raccolta dati accurata e coerente. I rilievi sono stati condotti tra giugno e settembre 2023 nei siti selezionati (Tabella 1).

3.2.2 Scheda valutativa

AREA:			DATA:	
Vitalità generale:				
1	2	3	4	5
Note:				
Presenza fumaggine:		Rami	Tronco	
Quantità fumaggine:				
20%	40%	60%	80%	100%
Note:				
Disseccamento chiome:				
20%	40%	60%	80%	100%
Note:				
Compattezza chiome:				
20%	40%	60%	80%	100%
Note:				

Figura 28 - Scheda valutativa elaborata per questa ricerca

Si è ritenuto necessario progettare ex novo una scheda di valutazione da terra (Figura 28), in quanto, negli studi di *Toumeyella parvicornis* su *Pinus pinea*, non sono state individuate schede di valutazione specifiche che potessero essere utilizzate per questo lavoro.

Innanzitutto, sono state effettuate alcune considerazioni preliminari: la prima ha riguardato la scelta metodologica tra un approccio qualitativo o quantitativo, in linea con le indicazioni di Stenhouse [75]. Per quanto riguarda le valutazioni qualitative, il metodo proposto dalla Society of Arboriculture Best Management Practice per valutare il rischio di crollo degli alberi [76,77], introduce una scala di valutazione che va da "improbabile" a "imminente", preferendola alla classificazione numerica, per evitare operazioni matematiche tra i valori e prevenirne l'interpretazione errata. Il protocollo VTA al contrario, come valutato da [50], genera un risultato numerico, nonostante la valutazione eseguita sia qualitativa. Per il modulo utilizzato in questa ricerca è stato scelto un approccio simile a quest'ultimo: le variabili sono state valutate su una scala che va da "non degradato", "poco degradato", "moderatamente degradato", "molto degradato", a

"completamente degradato", ma sono state trasposte numericamente in una percentuale di degradazione per facilitare l'analisi successiva.

Il modulo include cinque variabili: due relative alla fumaggine (presenza e quantità), due relative alla chioma (disseccamento e densità) e una relativa alla vitalità complessiva della pianta. La scelta dei parametri si basa su una revisione della letteratura specifica sulle caratteristiche degli attacchi di *T. parvicornis* [48,52,53,56,78,79]. I primi quattro parametri sono stati valutati in intervalli percentuali di 0%-20%, 21%-40%, 41%-60%, 61%-80% e 81%-100%, mentre l'ultimo, che riguarda la valutazione complessiva della salute della pianta, è stato valutato con un punteggio compreso tra 1 e 5.

3.2.3 Definizioni

VITALITÀ GENERALE DELLA PIANTA: questo parametro è stato valutato considerando diverse caratteristiche: le porzioni di verde della chioma, la quantità di rami secchi, la presenza di germogli apicali, la presenza di fumaggine, le condizioni dei rami e del tronco.



Figura 29 - Alcuni esempi per la classe vitalità. A sinistra area: Nerone - classe vitalità: 2. Al centro area: Lazzaroni – classe vitalità: 3. A destra area: Acquedotti - classe vitalità:4

DISSECCAMENTO DELLA CHIOMA: questo parametro è stato valutato in riferimento alla percentuale di secchezza della chioma. In base alla percentuale di foglie

ancora verdi e presenti sui rami è stata individuata la classe da assegnare al parametro.



Figura 30 - Alcuni esempi per la classe disseccamento. A sinistra area: Tozzetti - classe disseccamento: 40%. Al centro area: Tor tre teste – classe disseccamento: 80%. A destra area: Sacchetti - classe disseccamento: 100%

COMPATTEZZA DELLA CHIOMA: questo parametro è stato valutato in riferimento alla densità della chioma. In base alla quantità di luce zenitale bloccata dalla chioma è stata individuata la classe da assegnare al parametro.



Figura 31 - Alcuni esempi per la classe compattezza. A sinistra area: Petroselli - classe compattezza: 20%. Al centro area: Borghese – classe compattezza: 40%. A destra area: Colombo - classe compattezza: 80%

QUANTITÀ DI FUMAGGINE: questo parametro è stato valutato in riferimento alla quantità di fumaggine depositata sui rami ed il tronco della pianta.

PRESENZA DI FUMAGGINE: questo parametro fa riferimento alla posizione in cui viene rilevata la fumaggine. Nello specifico si può differenziare tra tronco, rami o entrambi.



Figura 32 - Alcuni esempi per la classe quantità di fumaggine. A sinistra area: Pamphili - classe quantità di fumaggine: 20%. Al centro area: Glori – classe quantità di fumaggine: 40%. A destra area: Tor tre teste - classe quantità di fumaggine:100%

3.3 Analisi PlanetScope

3.3.1 Selezione delle aree per l'analisi satellitare

Durante lo svolgimento dei rilievi molte piante sono state registrate come tagliate, secche oppure giovani e di dimensioni ridotte (ad esempio con altezza che non supera i 2m, rami e tronco molto sottili); queste piante sono state scartate dalle analisi, di conseguenza questo ha comportato una riduzione della densità arborea di alcune aree (Tabella 2).

Tabella 2 - Elenco alberature che sono state scartate dalle analisi a causa della loro condizione fitosanitaria

Nome area	N. piante secche	N. piante tagliate	N. piante giovani
Acquedotti	1	3	0
Borghese	3	5	0
Campana	0	1	0
Caracalla	3	5	5
Glori	4	5	0
Nerone	0	1	0
Pamphili	7	37	0
Quarto miglio	0	5	0
Sacchetti	29	45	26

Non avendo informazioni sul periodo dei tagli e non avendo a disposizione una successione storica di rilievi in campo, l'evoluzione delle chiome di queste piante sarebbe stata incerta. Questa riduzione nella copertura arborea, influenzando sulla risposta spettrale registrata in ogni pixel delle immagini satellitari, avrebbe potuto influire sulle analisi con dati derivati da remote sensing, rendendole difficilmente interpretabili. Di conseguenza, le aree in cui la copertura è risultata troppo diradata (ad esempio alberature stradali o filari, oppure alberature eccessivamente distanziate) sono state escluse. In base a questo approccio le aree selezionate sono quelle mostrate in Tabella 3.

Tabella 3 - Elenco delle aree scelte per le analisi satellitari

Denominazione area	Alberature idonee	Data del rilievo
Acquedotti	126	16/06/2023 - 29/06/2023
Borghese	332	21/06/2023 - 29/07/2023 - 27/08/2023
Caracalla	98	17/06/2023
Colombo	47	23/06/2023
Glori	193	21/06 - 22/07/2023
Nerone	48	10/06/2023
Pamphili	530	27/06/2023 - 11/07/2023 - 23/07/2023 - 28/07/2023 - 10/08/2023
Sacchetti	231	27/06/2023 - 08/08/2023
Tenuta San Rossore	238	10/09/2023

3.3.2 Immagini PlanetScope: estrazione valori di banda

In questo studio abbiamo utilizzato le immagini registrate dai nano-satelliti della missione spaziale PlanetScope acquisite tra il 2019-07-15 e il 2023-07-15. Le immagini derivano dalla seconda generazione di satelliti PlanetScope (PS2.SD), disponibili dal 2019. Queste immagini comprendono 12 bande: 4 bande spettrali (RGB + NIR) (Tabella 4) e 8 *usable data mask* (Tabella 5) (utilizzate per mascherare le nuvole e il rumore dalle immagini [80]).

Tabella 4 - Bande spettrali e rispettive lunghezze d'onda relative alle immagini PlanetScope utilizzate

Banda spettrale	Lunghezza d'onda
Blue	464 - 517 nm
Green	547 - 585 nm
Red	650 - 682 nm
NIR	846 - 888 nm

Nel dettaglio il file “*usable data mask*” fornisce informazioni sulle aree di dati utilizzabili all'interno di un'immagine. La *usable data mask* è un'immagine raster con la stessa risoluzione dell'immagine multispettrale, composta però da otto bande, dove ogni banda rappresenta una maschera di *usability class*. Le maschere di usabilità sono reciprocamente esclusive, di conseguenza ogni pixel può appartenere a una sola maschera. Le maschere sono di tipo binario 0/1. Il valore 1 indica che il pixel è classificato come appartenente a quella categoria di usabilità. Sono state sfruttate soprattutto le maschere corrispondenti alle bande 6 (cloud mask) e 3 (shadow mask).

Tabella 5 – Bande di “usabilità” delle immagini PlanetScope

Usability class	Informazione contenuta	Usability class	Informazione contenuta
1	clear mask	5	heavy haze mask
2	snow mask	6	cloud mask
3	shadow mask	7	confidence
4	light haze mask	8	unusable data mask

Le immagini sono state coregistrate utilizzando lo strumento di coregistrazione PlanetScope. La coregistrazione consente l'allineamento spaziale di una serie di immagini all'interno di una serie temporale specifica [30]. L'ordine, e quindi la

coregistrazione, il ritaglio e il download delle immagini sono stati eseguiti in sequenza per le 21 diverse aree di studio.

Per eliminare il rumore dovuto alle variazioni dell'angolo solare, derivante dall'orario di acquisizione e dal periodo dell'anno, le immagini sono state elaborate in modo da avere delle composizioni settimanali, mediando per ogni settimana tutte le immagini acquisite. Come risultato di questo passaggio abbiamo ottenuto una immagine per ogni settimana per 48 mesi, ottenendo circa 190 immagini.

Dalle immagini sono stati estratti i valori delle quattro bande spettrali corrispondenti a ogni punto georeferenziato, corrispondenti cioè ad ogni albero rilevato nelle aree di interesse.

Per una analisi statisticamente più valida, è stato considerato un buffer di 3 m intorno ad ogni punto (Figura 33): in questo modo i valori estratti corrispondono alla media dei valori dei pixel ricadenti all'interno del buffer, pesata su la percentuale di superficie del pixel compresa nel buffer (https://developers.google.com/earth-engine/guides/reducers_reduce_region visitato il 20/10/2024). Il database così creato associa ad ogni punto (e quindi ad ogni pianta) sia i valori di banda estratti, sia i parametri rilevati in campo. Questo ha permesso di organizzare un foglio di calcolo contenente tutte le informazioni raccolte.

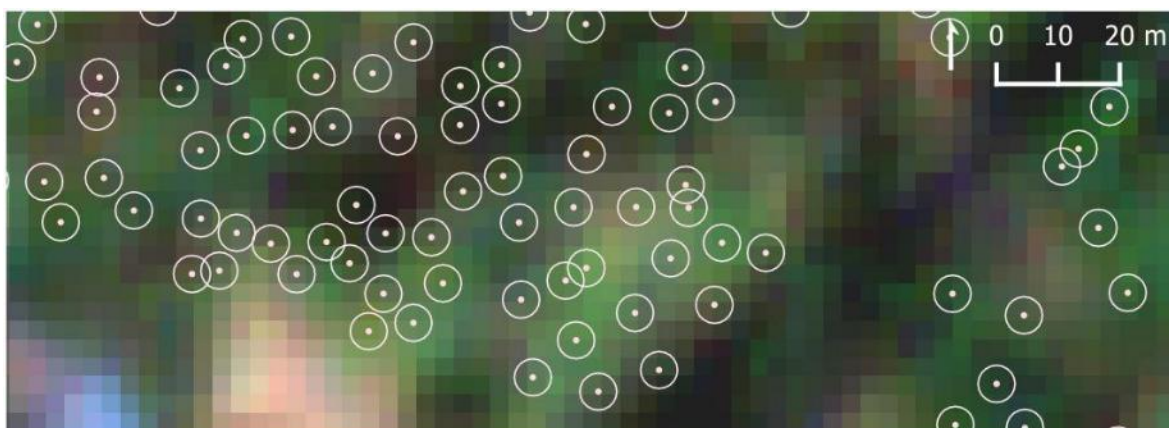


Figura 33 - Punti georeferenziati e relativi buffer su immagine PlanetScope

Una volta ottenute le immagini, è stato possibile effettuare una prima valutazione visiva, che ha evidenziato significativi cambiamenti temporali nelle aree dominate da *Pinus pinea*.

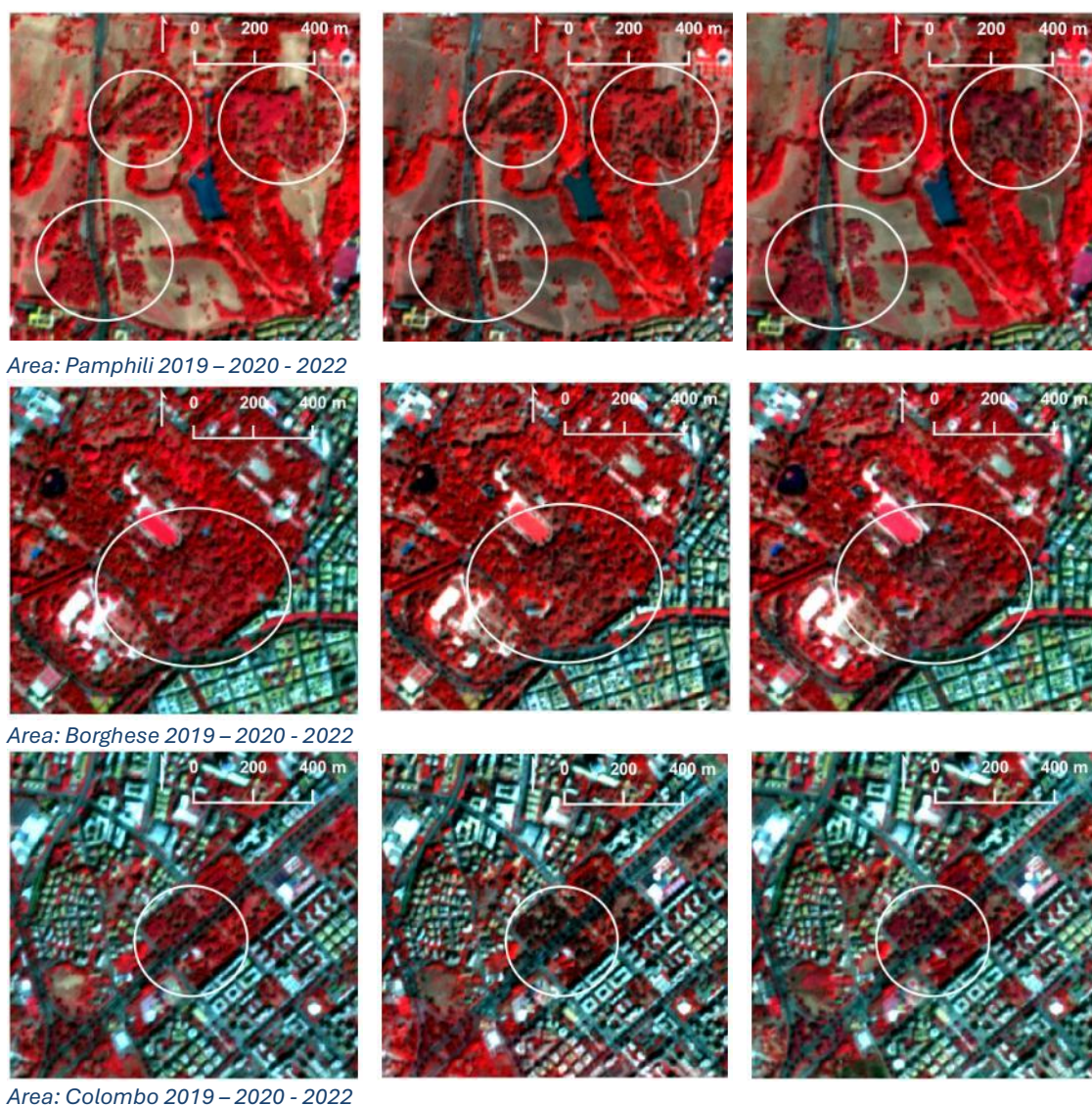


Figura 34 - Confronto tra immagini di settembre del 2019, 2020 e 2022

In particolare, nel 2022, queste aree mostrano una risposta inferiore nelle bande NIR (Near-Infrared), come evidenziato dalle tonalità rosse più scure presenti nella Figura 34. Al confronto, le immagini del 2019 indicano condizioni vegetative significativamente più sane, suggerendo un peggioramento nel tempo. In aggiunta, un'osservazione dettagliata della densità della chioma delle piante ha rivelato una tendenza alla diminuzione progressiva negli anni, un fenomeno che potrebbe essere collegato a fattori di stress biotico o abiotico.

3.4 Calcolo degli indici di vegetazione

3.4.1 Studio preliminare: scelta dell'indice

Per lo studio preliminare, sono stati selezionati tre indici di vegetazione, in base alla letteratura disponibile. Tra gli studi valutati ci sono quello di Morales-Gallegos [44] in cui vengono associati diversi indici di vegetazione con delle variabili rilevate in campo su alberature urbane; i loro risultati mostrano una buona correlazione tra NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e BNDVI (*Blue-Normalized Difference Vegetation Index*) con il parametro “densità della chioma”. Anche Shi et al. [34] hanno lavorato sul riconoscimento da immagini PlanetScope delle infestazioni su piantagioni di riso utilizzando alcuni indici di vegetazione, in particolare: NDVI, SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index*), TVI (*Triangular Vegetation Index*), RDVI (*Re-normalized Difference Vegetation Index*), MSR (*Modified Simple Ratio*), SIPI (*Structural Independent Pigment Index*). Alcuni indici sono risultati più sensibili alla riduzione della crescita delle piante (NDVI, SAVI, MSR) mentre altri più sensibili alle variazioni sui pigmenti (TVI, RDVI, MSR). In questo studio gli indici di vegetazione sono normalizzati in base all’inizio e alla fine dell’attacco: questa operazione fa ottenere buoni risultati nella caratterizzazione delle variazioni biofisiche e della struttura vegetativa causate dalle infestazioni. Infine si è rivelata utile anche la revisione di Xue e Su [81], in cui gli studiosi raccolgono più di 100 indici suddividendoli in base all’uso più comune che ne viene fatto.

Gli indici di vegetazione scelti sono: *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (Equazione 1), *Re-normalized Difference Vegetation Index* (RDVI) (Equazione 2) e il *Soil-Adjusted Vegetation Index* (SAVI) (Equazione 3).

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

Equazione 1

$$RDVI = \frac{NIR - R}{\sqrt{NIR + R}}$$

Equazione 2

$$SAVI = 1 + L \frac{NIR-R}{NIR+R+L} \text{ Con } L=0,5$$

Equazione 3

L'NDVI è l'indice più comunemente utilizzato negli studi sulla vegetazione [81,82]. SAVI e RDVI derivano invece dall'NDVI ma sono stati sviluppati sia per essere meno sensibili alla riflettanza del suolo (<https://www.nv5geospatialsoftware.com/docs/BroadbandGreenness.html#Renormal> visitato il 10/02/2025) che per minimizzare gli effetti di saturazione (ossia un flusso di energia eccessivo rispetto alla sensibilità del sensore) (<https://support.esri.com/en-us/gis-dictionary/saturation> visitato il 10/02/2025), aspetto tipico delle applicazioni di dati multispettrali telerilevati [83], che può influenzare negativamente i risultati.

Questi indici sono stati confrontati per identificare il più adatto, nel contesto urbano, a evidenziare lo stress vegetativo delle piante. Per valutare l'andamento di ognuno, l'indagine si è concentrata su un periodo temporale di 12 mesi e su quattro aree selezionate a campione tra tutte quelle in cui sono avvenuti i rilievi: Sacchetti, Borghese, Glori e Pamphili, aree con più di 200 esemplari rilevati.

Il calcolo dei tre indici è stato effettuato sfruttando i valori spettrali estratti dalle immagini PlanetScope con il metodo illustrato nel paragrafo 3.3.2. Una volta effettuato il calcolo degli indici, è stato osservato il loro sviluppo temporale, rappresentato da curve, e quindi calcolata la distanza tra le curve delle aree Borghese e Sacchetti, e tra le due curve di Glori e Pamphili. È stato infine valutato il grado di separazione tra le curve, analizzando la somma delle differenze assolute tra i punti corrispondenti delle serie di dati. Maggiore è la distanza tra due curve, meglio si distingueranno le differenze.

Per ogni punto temporale (ossia per ogni mese), è stata calcolata la differenza tra il valore assoluto delle due serie, e successivamente la somma complessiva di tali differenze:

$$\sum_{i=gen}^{dic} |x_i - y_i|$$

Dove x_i e y_i sono i valori delle curve corrispondenti al mese i .

Da questo confronto è emerso che l'RDVI è particolarmente adatto agli obiettivi dello studio, in quanto evidenzia più distintamente le differenze tra le aree [84,85].

3.4.2 Studio definitivo

A seconda degli obiettivi specifici, le analisi hanno preso in considerazione sia interi gruppi di alberi, trattando le aree come singole entità [86], sia gli alberi presi singolarmente. Inoltre, per entrambi i casi, si è valutato il rapporto tra dati rilevati in campo e dati telerilevati.

3.4.2.1 Studio delle aree

L'analisi delle aree è basata sull'ipotesi che lo studio del singolo albero possa presentare alcune complessità, attribuibili all'effetto 'mixed pixel'. Questo effetto, tuttavia, può essere parzialmente attenuato dalla presenza di più alberi all'interno della stessa area [83] aumentando quindi il numero di pixel da analizzare. In questa fase la media mensile RDVI per le aree infestate e sane è stata stimata per ogni area per l'intero periodo di studio (2019-2023). La media mensile è stata calcolata a partire dai valori estratti dalle immagini satellitari (cfr. par. 3.3.2), aggregando in base all'appartenenza ad un'area e suddividendo per il numero di settimane del mese stesso la somma dei valori di ogni mese. Per studiare l'andamento delle medie dell'indice nel tempo, questo è stato sviluppato cronologicamente per i 48 mesi considerati.

3.4.2.2 Studio delle alberature

Il grande numero di alberi rilevati ha invece permesso di ipotizzare la possibilità di identificare un valore discriminante tra piante sane e infestate. Questa analisi si è concentrata sullo studio dei valori assunti dell'indice entro un intervallo di tempo specifico e limitato [84], durante il quale le due condizioni risultano maggiormente differenziate. Basandosi sui risultati della fase precedente, ossia sulle tendenze temporali degli indici di vegetazione, sono stati osservati i mesi in cui c'è maggiore differenza tra il comportamento spettrale delle piante sane e delle piante infestate.

I periodi in cui si è resa più evidente questa differenza sono i mesi estivi, in particolare luglio e agosto, e questo ha quindi portato al calcolo dei valori medi estivi dell'RDVI (RDVI_e) per gli anni 2020, 2021 e 2022, proprio nei mesi di luglio e agosto. Da questo calcolo è stato escluso sia il 2023 per assenza di dati relativi ai mesi estivi, che il 2019 in quanto le differenze tra piante sane e infestate risultano meno significative. Infine, è stata analizzata la distribuzione normale delle medie RDVI_e (Equazione 4) per fornire una rappresentazione statistica della variabilità di questo parametro.

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2}$$

Equazione 4

Dove σ rappresenta la deviazione standard dell'RDVI_e, mentre μ rappresenta la media dell'RDVI_e.

3.5 Integrazione telerilevamento e dati in campo

3.5.1 Preparazione dai dati relativi alle aree

L'analisi delle aree prese come singoli elementi, ha riguardato anche il rapporto tra parametri registrati in campo e l'andamento dell'indice RDVI. Per raggiungere questo obiettivo, è stato necessario sviluppare una valutazione complessiva delle condizioni di ogni area. Per ottenere una corrispondenza tra i dati satellitari e le evidenze raccolte a terra, infatti, è stata realizzata una classificazione basata sui parametri rilevati.

I parametri scelti per le valutazioni sono stati tre: “compattezza della chioma”, “disseccamento della chioma” e “vitalità complessiva della pianta”. I parametri sulla fumaggine sono stati esclusi poiché la quantificazione non è stata considerata totalmente attendibile (vedere paragrafo successivo 4.5.3).

Tabella 6 - Suddivisione in classi dei parametri

PARAMETRO	Compattezza		Disseccamento		Vitalità	
CLASSE PARAMETRO	1	C > 70%	1	D < 40%	1	V > 3,5
	2	40% ≤ C ≤ 70%	2	40% ≤ D ≤ 70%	2	2 ≤ V ≤ 3,5
	3	C < 40%	3	D > 70%	3	V < 2

Innanzitutto, sono stati suddivisi in tre classi (1-2-3) i valori dei parametri (Tabella 6). Per “Compattezza” la classe “2” è stata considerata quella con valori compresi tra 40% e 70% (estremi compresi); per i valori inferiori a 40% si è associata la classe “3” mentre per i valori superiori a 70% si è associata la classe “1”. Metodo simile è stato seguito anche per gli altri due parametri: “Vitalità” e “Disseccamento”. Per “Disseccamento” analogamente all’altro parametro, la classe centrale (2) è stata posta tra il 40% e il 70%, ma, al contrario del caso precedente la classe “1” è stata assegnata a valori inferiori al 40%, mentre la “3” a valori superiori a 70%. Per “Vitalità” la classe “2” è stata assegnata per valori tra 2 e 3,5 la classe “1” per valori maggiori di 3,5 e la classe “3” per valori inferiori a 2 (Tabella 7).

Questa classificazione dei parametri è stata utilizzata per assegnare dei valori qualitativi alle aree. Sono stati assegnati, infatti, tre livelli qualitativi in base alle possibili combinazioni dei parametri. Le possibili combinazioni tra i tre parametri sono 27, e si è deciso di assegnare la classe prevalente in ognuna delle combinazioni.

Tabella 7 - Suddivisione in classi di qualità delle aree (C=compattezza, D=disseccamento, V=vitalità)

LIVELLO QUALITÀ DELL' AREA	ALTA			MEDIA			BASSA		
VALORI PARAMETRI	C	D	V	C	D	V	C	D	V
	1	1	x	2	2	x	3	3	x
	1	x	1	2	x	2	3	x	3
	x	1	1	x	2	2	x	3	3
	1	1	1	2	2	2	3	3	3

In sostanza, nei casi in cui la combinazione presenta almeno due volte la classe “1” è stata assegnata la qualità “ALTA”, nei casi in cui presenta almeno due volte la classe “2” si è assegnata la qualità “MEDIA”, infine nei casi in cui presenta almeno

due volte la classe “3” è stata assegnata la qualità “BASSA”. Non sono presenti casi in cui la combinazione presenta tutte e tre le classi.

La suddivisione delle aree così ottenuta si è rivelata propedeutica all’analisi integrativa dei dati rilevati a terra con i risultati dell’indice RDVI: è stato valutato l’andamento dell’indice su 48 mesi differenziandolo in base ai livelli individuati. La progressione temporale dell’indice è stata sviluppata seguendo i valori estratti dalle immagini satellitari (cfr. par. 3.3.2), e a differenza di quanto eseguito nello studio dell’indice (cfr. par. 3.4.2.1), in cui sono stati valutati i trend suddivisi per aree, in questa analisi i trend sono stati suddivisi in livelli ALTA – MEDIA - BASSA.

3.5.2 Preparazione dei dati relativi alle singole alberature

Per avere una conferma di quanto ipotizzato nel paragrafo 3.4.2.1, ossia che i risultati a livello della singola pianta risultano meno attendibili di quelli valutati sul complesso delle piante appartenenti ad un’area, si è sperimentata anche una suddivisione in classi delle singole piante, ed è stato quindi studiato il rapporto tra parametri relativi alle singole piante e l’andamento dell’indice RDVI. Come per l’analisi delle aree, è stata sviluppata, quindi, una valutazione complessiva delle condizioni di ogni pianta.

Il metodo è del tutto analogo a quello illustrato nel paragrafo precedente (cfr. 3.4.2.1)

Allo stesso modo infatti, sono stati suddivisi in 3 classi i valori dei parametri “Compattezza”, “Disseccamento” e “Vitalità” con gli stessi criteri (Tabella 8).

Tabella 8 - Suddivisione in classi dei parametri

PARAMETRO	Compattezza		Disseccamento		Vitalità	
CLASSE PARAMETRO	1	C > 70%	1	D < 40%	1	V > 3,5
	2	40% ≤ C ≤ 70%	2	40% ≤ D ≤ 70%	2	2 ≤ V ≤ 3,5
	3	C < 40%	3	D > 70%	3	V < 2

Sono poi state assegnati dei valori qualitativi alle alberature, seguendo lo stesso metodo di quello utilizzato per le aree (Tabella 9).

Tabella 9 - Suddivisione in classi di qualità delle alberature (C=compattezza, D=disseccamento, V=vitalità)

QUALITÀ DELL' AREA	ALTA			MEDIA			BASSA		
	C	D	V	C	D	V	C	D	V
VALORI PARAMETRI	1	1	x	2	2	x	3	3	x
	1	x	1	2	x	2	3	x	3
	x	1	1	x	2	2	x	3	3
	1	1	1	2	2	2	3	3	3

Anche in questo caso la suddivisione delle piante così ottenuta è stata utilizzata nell'analisi integrativa dei dati rilevati a terra con i risultati dell'indice RDVI. A differenza dello studio definitivo effettuato al livello delle singole piante (cfr. par. 3.4.2.2) in questa analisi è stato valutato l'andamento diacronico dell'indice RDVI, suddiviso in base alla classificazione delle piante in ALTA-MEDIA-BASSA.

4. RISULTATI

4.3 Studio preliminare: scelta dell'indice

Per valutare la capacità degli indici di evidenziare le differenze tra le aree, sono stati realizzati grafici lineari che rappresentano gli andamenti dei diversi indici di vegetazione, consentendo una prima valutazione del grado di separazione tra le curve.

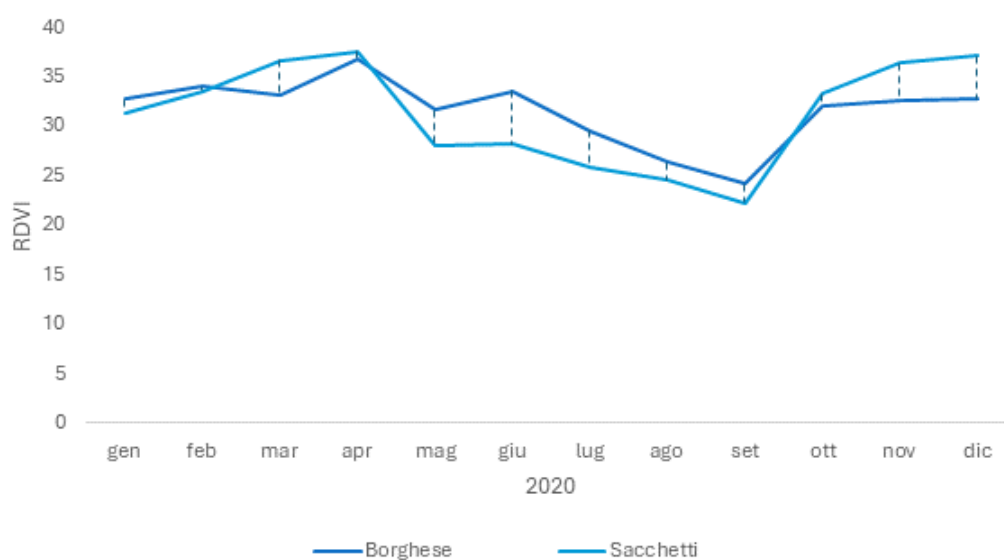


Figura 35 – Media mensile RDVI di alcune aree (Borghese/Sacchetti) calcolato per 1 anno (2020). Con la linea tratteggiata le differenze tra punti corrispondenti delle due curve

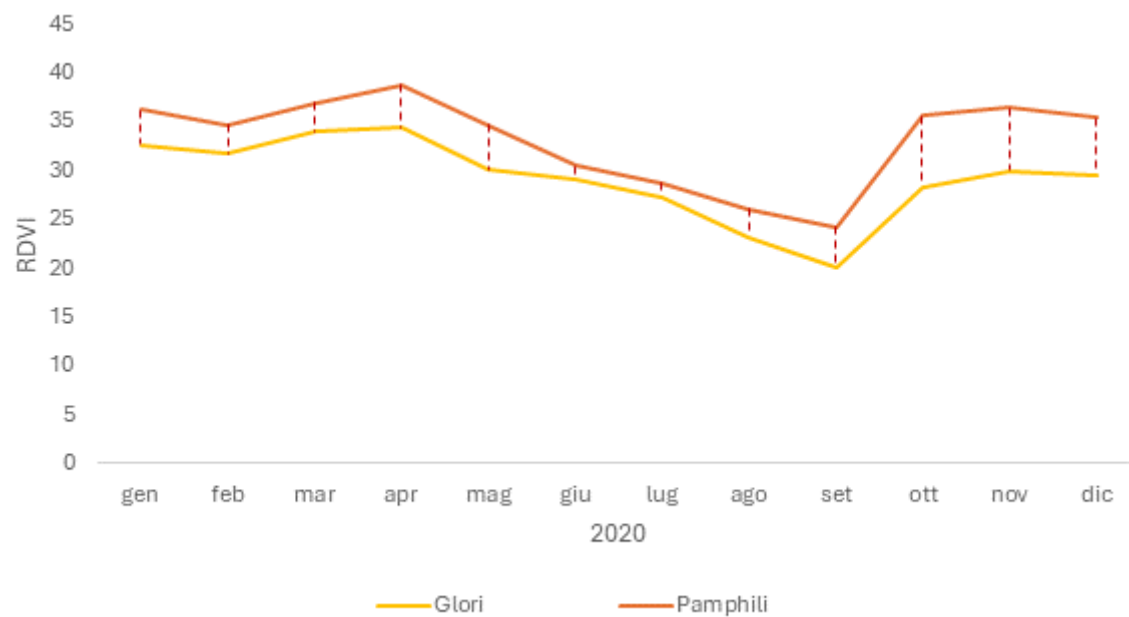


Figura 36 - Media mensile RDVI di alcune aree (Glori/Pamphili) calcolato per 1 anno (2020). Con la linea tratteggiata le differenze tra punti corrispondenti delle due curve

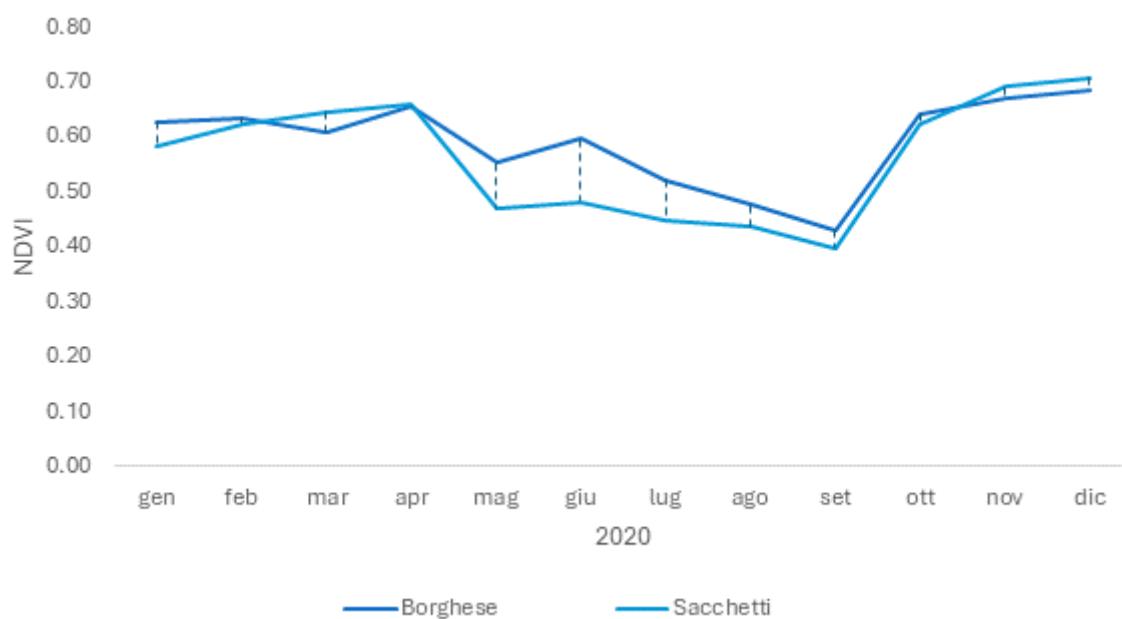


Figura 37 - Media mensile NDVI di alcune aree (Borghese/Sacchetti) calcolato per 1 anno (2020). Con la linea tratteggiata le differenze tra punti corrispondenti delle due curve

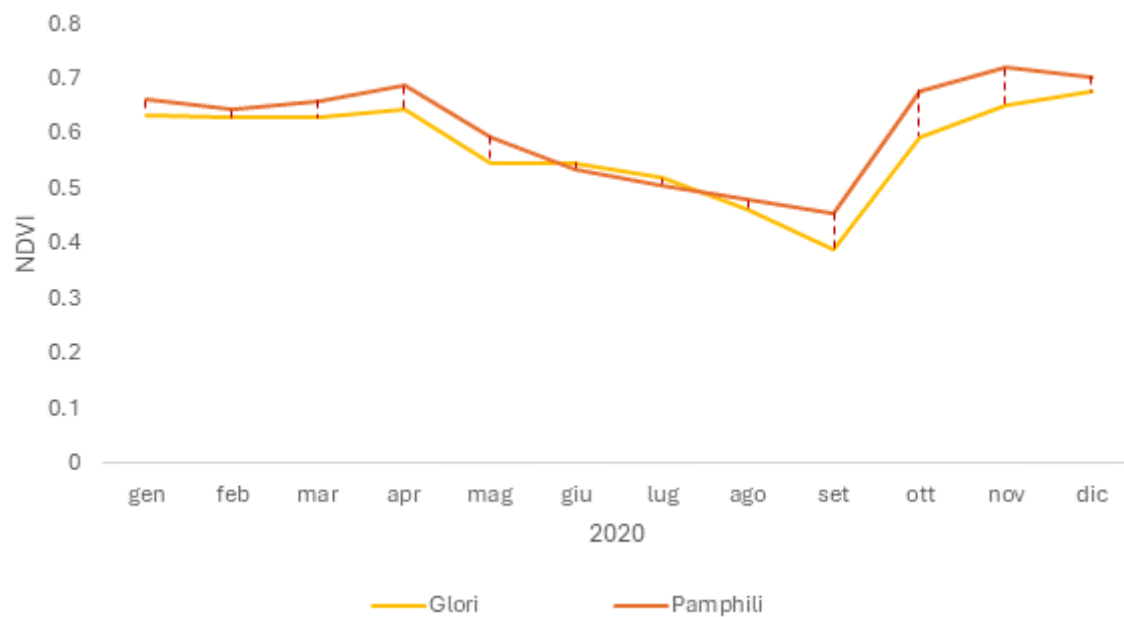


Figura 38 - Media mensile NDVI di alcune aree (Glori/Pamphili) calcolato per 1 anno (2020). Con la linea tratteggiata le differenze tra punti corrispondenti delle due curve

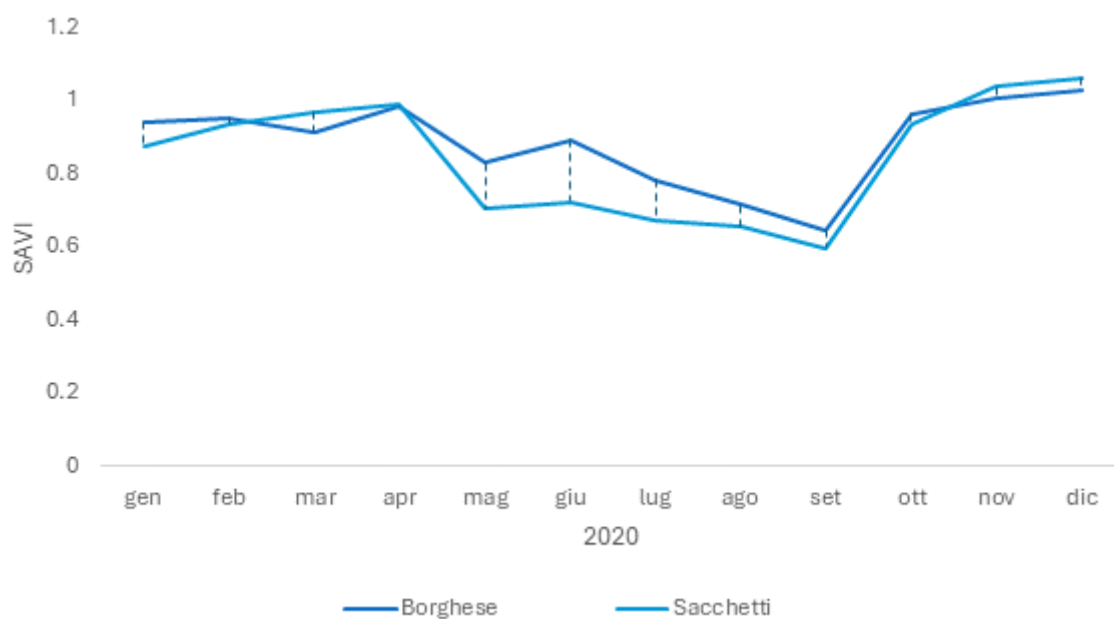


Figura 39 - Media mensile SAVI di alcune aree (Borghese/Sacchetti) calcolato per 1 anno (2020). Con la linea tratteggiata le differenze tra punti corrispondenti delle due curve

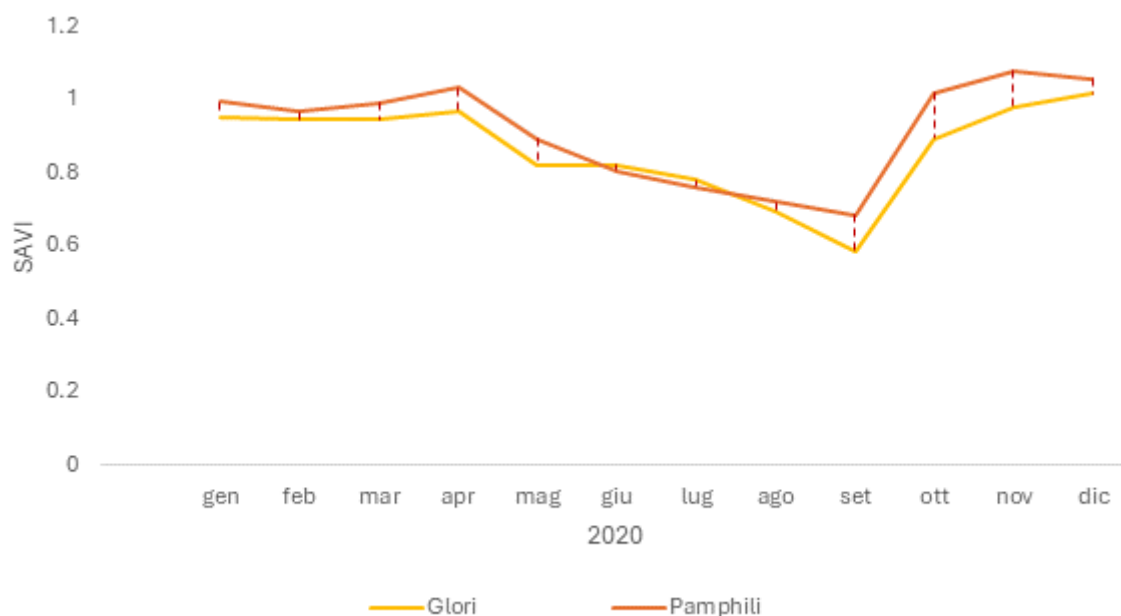


Figura 40 - Media mensile SAVI di alcune aree (Glori/Pamphili) calcolato per 1 anno (2020). Con la linea tratteggiata le differenze tra punti corrispondenti delle due curve

Per confermare e quantificare queste differenze è stata effettuata la somma delle distanze euclidee tra punti corrispondenti delle diverse curve (Tabella 10).

Tabella 10 - Somma delle distanze euclidee per i diversi indici

INDICE	SOMMA DELLE DISTANZE	
	Borghese/Sacchetti	Glori/Pamphili
NDVI	1,41	1,30
RDVI	1,78	3,76
SAVI	1,41	1,30

Per questo confronto i valori mensili degli indici sono stati normalizzati, per renderli confrontabili, e successivamente sommati i valori assoluti delle differenze tra punti corrispondenti.

Il risultato conferma che nell'RDVI la somma delle distanze è maggiore rispetto agli altri due indici, rendendolo quindi più adatto allo scopo.

4.4 Analisi degli indici di vegetazione

4.4.1 Evoluzione temporale dell'indice RDVI

Per la valutazione delle aree sono stati calcolati i valori medi mensili di RDVI su 48 mesi.

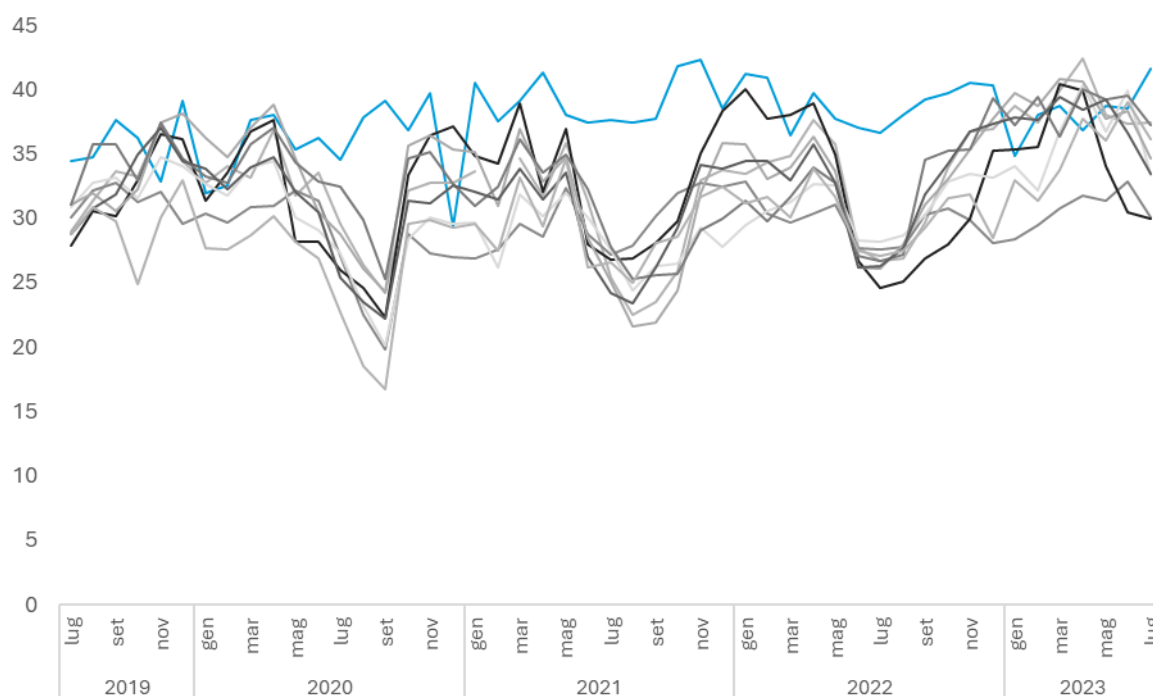


Figura 41 - Media mensile RDVI. In grigio le aree infestate, in blu l'area sana

La Figura 41 mostra un calo durante il periodo primavera-estate di ogni anno, sia per le aree infestate che per quelle sane. Tuttavia, l'andamento RDVI nell'area di controllo differisce significativamente da quello delle aree colpite da *T. parvicornis*. In particolare, l'area di controllo non ha mostrato il calo pronunciato osservato nelle zone infestate durante i mesi estivi, mantenendo livelli di attività fotosintetica relativamente stabili.

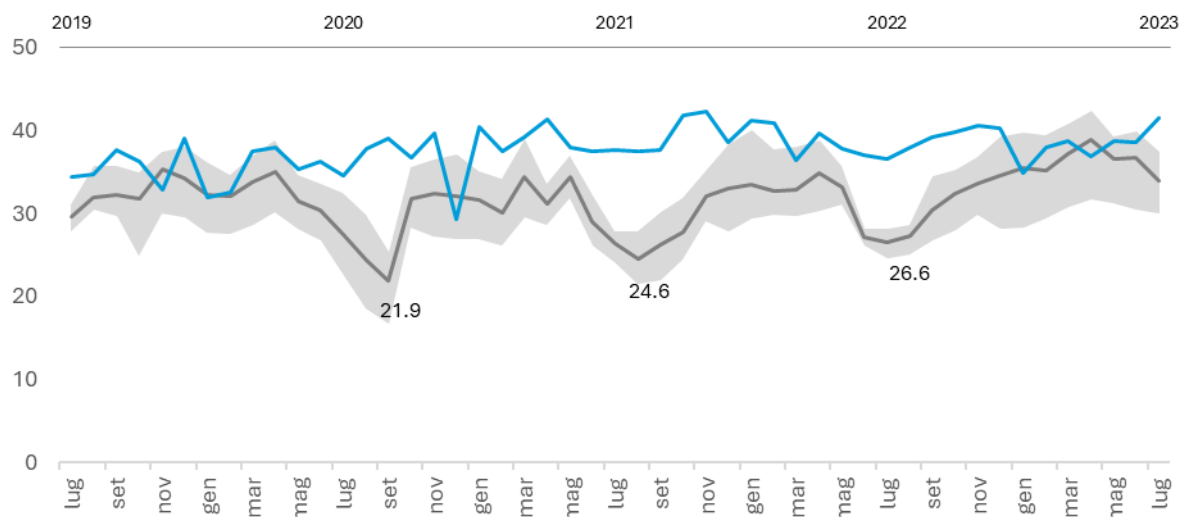


Figura 42 - Media mensile RDVI di tutte le aree infestate considerate come un'entità unica (linea grigia) e range dei valori assunti (area grigia), e dell'area di controllo (linea blu)

È stata effettuata anche una valutazione considerando tutte le aree infestate come unico elemento (Figura 42). Dall'analisi del valore medio, è emerso che i picchi inferiori registrati nel periodo estivo mostrano un andamento crescente nel tempo. In particolare, il valore è salito a 26,6 nel 2022, un incremento significativo rispetto al valore di 21,9 registrato nel 2020.

4.4.2 Individuazione di una soglia

Nell'analisi a livello della singola pianta, la distribuzione normale dell' $RDVI_e$ ha evidenziato una chiara separazione tra le aree sane e quelle infestate (Figura 43). Mettendo infatti in relazione la media di $RDVI_e$ con la frequenza con cui i suoi valori vengono assunti dalle alberature, si evidenzia una tipica distribuzione a campana, sia per le piante sane che per quelle infestate. Si distinguono nettamente le due campane delle due diverse condizioni.

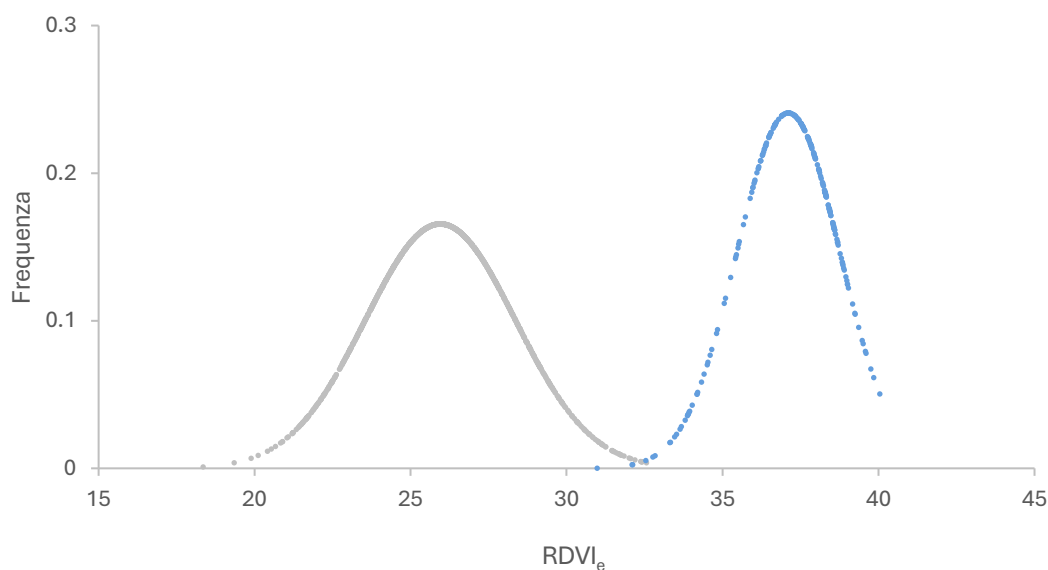


Figura 43 - Distribuzione normale dell' $RDVI_e$. In grigio i valori relativi alle aree attaccate, in blu quelli relativi alle aree sane.

Questo ha permesso di distinguere tra le due categorie, suggerendo la potenziale utilità dell' $RDVI_e$ come strumento diagnostico.

Per approfondire questa evidenza, sono state testate diverse soglie di $RDVI_e$ attraverso la costruzione di matrici di confusione (Tabella 11). Queste matrici hanno permesso di valutare l'accuratezza delle classificazioni effettuate sulla base delle soglie selezionate, confrontandole con i dati raccolti tramite indagini sul campo. L'obiettivo era identificare la soglia in grado di massimizzare l'accuratezza della classificazione.

Tabella 11 - Matrice di confusione per il valore 33,1

VALORE SOGLIA $RDVI_e = 33,1$		CLASSIFICATO		
		Attaccata	Sana	tot
RILEVATO	Attaccata	1596	1	1597
	Sana	6	232	238
	tot	1602	233	1835

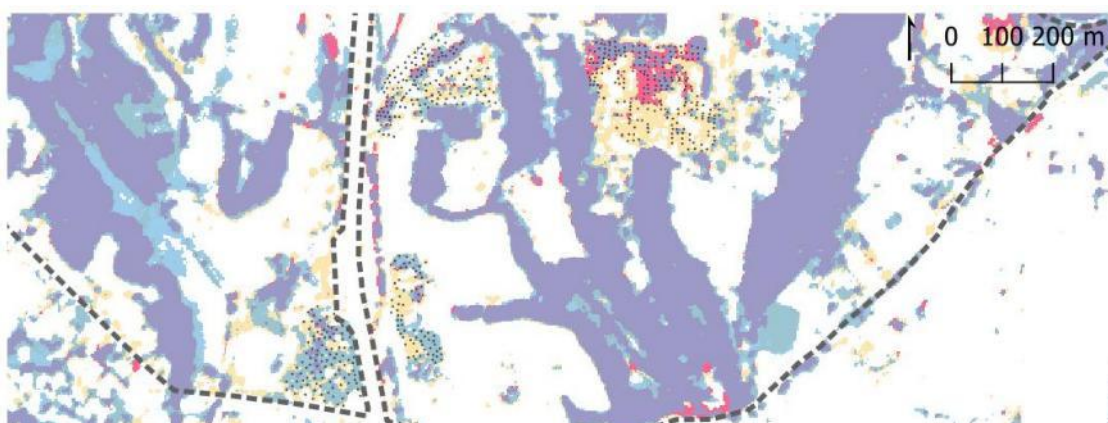
Tra le soglie testate, il valore di 33,1 si è dimostrato il più efficace, ottimizzando tutti i parametri di accuratezza valutati. L'accuratezza complessiva (overall accuracy) è risultata pari a 0,996, mentre l'accuratezza del produttore (producer accuracy) e quella dell'utente (user accuracy) hanno raggiunto rispettivamente valori di 0,999 e 0,996. Questo risultato sottolinea l'efficacia della soglia di 33,1 nel distinguere in

modo affidabile le piante sane da quelle colpite, rendendola un possibile criterio per applicazioni future di monitoraggio e classificazione.

4.4.2.1 Test di applicazione della soglia

La soglia individuata di 33,1 dell'RDVI è stata infine testata applicativamente sulle immagini PlanetScope. A tal fine, sono state selezionate immagini acquisite nel mese di settembre, nello specifico nelle date 14 settembre 2019, 09 settembre 2020 e 5 settembre 2022. La scelta di non utilizzare immagini dei mesi di luglio e agosto – ovvero il periodo in cui la soglia è stata calcolata – è stata stabilita al fine di valutarne l'applicabilità anche in altri periodi dell'anno.

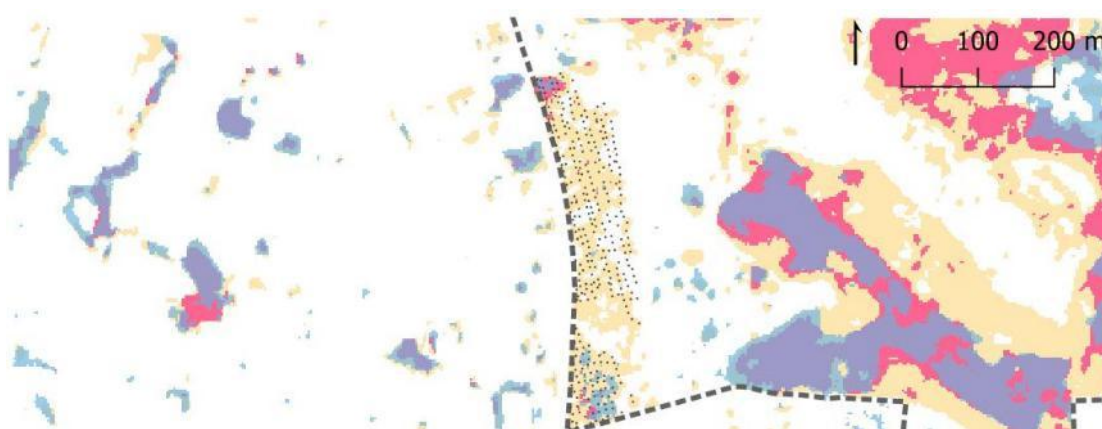
In primo luogo, per ciascuna delle tre date considerate, è stata prodotta un'immagine RDVI, sfruttando le bande spettrali delle PlanetScope (cfr. par.3.3.2) e applicando la stessa *Equazione 2*. Successivamente è stato fissato il valore 33,1 come discriminante per identificare le piante sane: i pixel con RDVI maggiore di 33,1 sono stati evidenziati con un colore specifico, mentre tutti quelli con valore inferiore sono stati lasciati in bianco. Come illustrato nella Figura 44, i pixel che superano la soglia sono rappresentati con differenti colori in base all'anno di riferimento: giallo per il 2019, rosso per il 2020 e azzurro per il 2022. Inoltre, nei punti in cui i pixel del 2020 (rosso) si sovrappongono a quelli del 2022 (azzurro), si genera una tonalità viola, evidenziando così le aree di sovrapposizione tra i due anni.



Area: Villa Pamphili (in giallo le aree oltre soglia al 2019, in rosso le aree oltre soglia al 2020, in azzurro/viola le aree oltre soglia al 2022, con i punti neri sono segnati i pini rilevati)



Villa Borghese (in giallo le aree oltre soglia al 2019, in rosso le aree oltre soglia al 2020, in azzurro/viola le aree oltre soglia al 2022, con i punti neri sono segnati i pini rilevati)



Pineta Sacchetti (in giallo le aree oltre soglia al 2019, in rosso le aree oltre soglia al 2020, in azzurro/viola le aree oltre soglia al 2022, con i punti neri sono segnati i pini rilevati)

Figura 44 - Immagini test della soglia RDVI per discriminare piante sane e attaccate

4.5 Rilievi in campo

I risultati dei rilievi effettuati *in situ* vengono dati al netto di due categorie di piante: quelle tagliate, a causa della mancanza di informazioni sulla data del taglio e quelle giovani e di dimensioni ridotte (ad esempio con altezza che non supera i 2m, rami e tronco molto sottili), a causa della difficoltà o impossibilità di assegnare delle classi ai parametri. Le alberature secche sono invece riportate in corrispondenza della classe 0 oppure 100 a seconda del parametro illustrato. Poiché anche queste piante sono state comunque georeferenziate e incluse nel conto totale, per completezza di informazioni si riportano di seguito le quantità relative alle diverse aree (Tabella 12).

Tabella 12 - Elenco alberature che sono state scartate dalle analisi a causa della loro condizione fitosanitaria

Etichette di riga	Alberi tagliate	Alberi giovani
Acquedotti	3	0
Borghese	5	0
Campana	1	0
Caracalla	5	5
Glori	5	0
Nerone	1	0
Pamphili	37	0
Quarto miglio	5	0
Sacchetti	45	26

4.5.1 Risultati disaggregati per area

4.5.1.1 Vitalità generale dell'albero

Gli alberi rilevati mostrano grande variabilità per quanto riguarda il parametro “vitalità” (Tabella 13). La quantità sembra infatti variare notevolmente tra le diverse aree. In termini assoluti l’area con il maggior numero di pini con buone condizioni vegetative (classificate come 4) è l’area di Villa Doria Pamphili, mentre sono diverse quelle per le quali la classe 4 non è stata affatto assegnata (Borghese, Campagna, Caracalla, Glori, Lazzaroni, Sacchetti, Tor tre teste e Tozzetti). Osservando invece la classe più bassa, ossia la classe 1, Tor tre teste è l’area con il maggior numero di piante appartenenti.

Tabella 13 - Numero di alberi per ogni classe di vitalità divisi per area

Denominazione area	0 ¹	1	2	3	4	5
Acquedotti	1	-	25	30	71	-
Ada	-	-	-	19	11	-
Alberione	-	-	-	-	16	-
Borghese	3	2	40	290	-	-
Campagna	-	-	1	6	-	-
Campana	-	-	2	4	3	-
Caracalla	3	16	2	76	-	-
Colombo	-	-	-	-	47	-
Corizza	-	-	-	-	16	-
Glori	4	13	12	168	-	-
Lazzaroni	-	-	-	37	-	-
Nerone	-	-	4	5	39	-

¹ Il valore 0 indica le piante classificate come secche

Pamphili	7	-	27	322	178	-
Petroselli	-	-	6	12	1	-
Quarto miglio	-	-	16	17	2	-
Sacchetti	29	1	17	212	-	-
Saxa rubra	-	-	2	-	39	-
Tor tre teste	-	28	-	-	-	-
Tozzetti	-	-	-	7	-	-

In termini percentuali si possono invece fare differenti valutazioni (Figura 45). Alcune aree possono considerarsi omogenee in quanto il 100% degli alberi sono stati classificati nella stessa classe di vitalità: è questo il caso di Tor tre teste (classe 1), Tozzetti (classe 3), Lazzaroni (classe 3), Corizza, Colombo e Alberione (classe 4). Seguono: Nerone, con il 79% e Acquedotti con più della metà degli alberi valutati in classe 4. L'area che invece presenta la percentuale più alta di piante in classe 1 è l'area Caracalla (15%). Più della metà degli alberi rilevati (62%) si trova in classe 3, una classe che indica uno stato fitosanitario mediamente grave per la maggior parte delle piante.

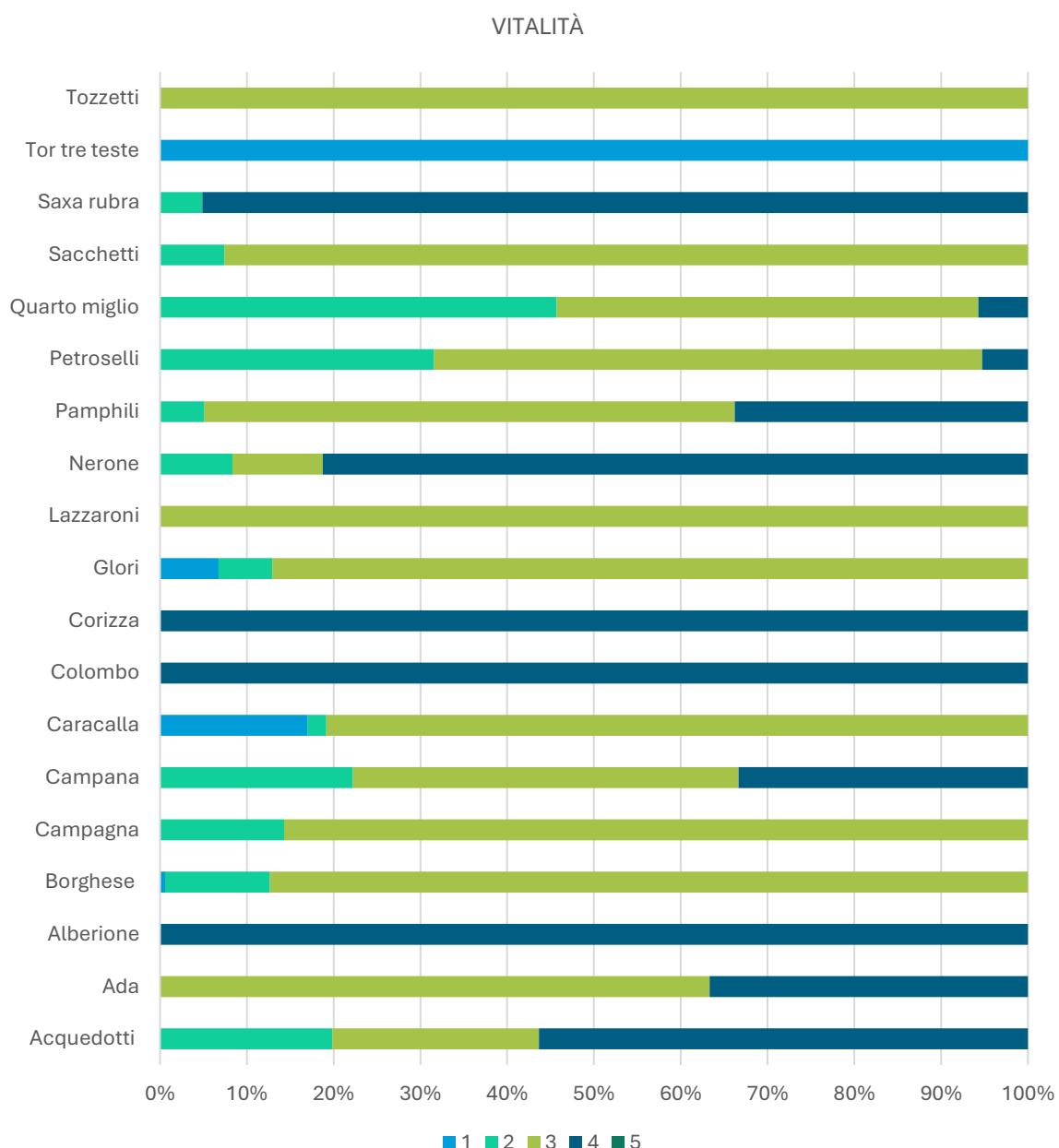


Figura 45 - Valori percentuali di vitalità e suddivisi per area

4.5.1.2 Disseccamento della chioma

La variabilità nei risultati è riscontrabile anche per il parametro “disseccamento della chioma” (Tabella 14). Anche per questo indicatore si osservano i valori maggiori nelle aree Pamphili, Borghese e Sacchetti, poiché presentano il maggior numero di piante rilevate. Per quanto riguarda Villa Doria Pamphili, la maggior parte delle piante è stata classificata tra il 40% e il 60% di disseccamento.

Tabella 14 - Numero di alberi per ogni classe di disseccamento divisi per area

Denominazione area	0%	20%	40%	60%	80%	100% ²
Acquedotti	-	18	49	35	24	1
Ada	-	19	11	-	-	-
Alberione	-	4	12	-	-	-
Borghese	-	-	140	150	42	3
Campagna	-	-	6	1	-	-
Campana	-	1	4	1	3	-
Caracalla	-	68	8	-	18	3
Colombo	-	-	47	-	-	-
Corizza	-	-	4	12	-	-
Glori	-	3	95	73	22	4
Lazzaroni	-	-	-	37	-	-
Nerone	-	-	7	37	4	-
Pamphili	-	51	187	219	70	7
Petroselli	-	-	2	17	-	-
Quarto miglio	-	-	19	-	16	-
Sacchetti	-	20	82	126	3	29
Saxa rubra	-	-	26	13	2	-
Tor tre teste	-	-	-	-	27	-
Tozzetti	-	-	7	-	-	-

A Villa Borghese la situazione risulta analoga, con la quasi totalità degli alberi classificata tra il 40% e il 60% di disseccamento della chioma. In termini percentuali (Figura 46), le aree con meno chiome disseccate sono Caracalla e Ada, con il 66% e 63% degli alberi classificati al 20% di disseccamento. L'analisi di questo indicatore conferma che la maggioranza delle piante rilevate è stata classificata tra il 40% e il 60% di disseccamento delle chiome, segnalando uno stato di salute non critico, ma con evidenti segni della presenza di *T.parvicornis* e che tende al peggioramento (le piante classificate al 60% sono in assoluto il numero maggiore).

² Il valore 100 indica le piante classificate come secche

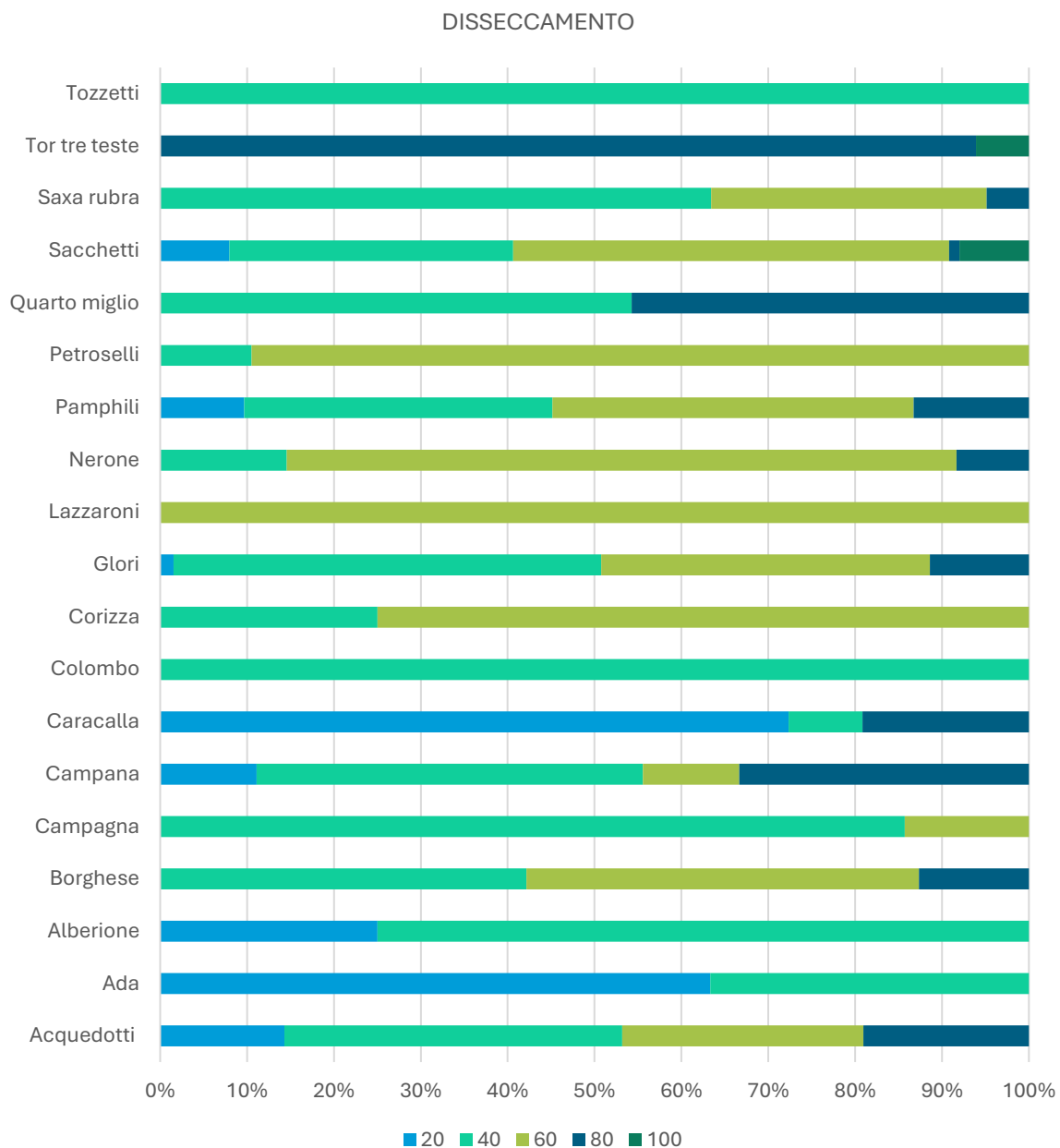


Figura 46 - Valori percentuali di disseccamento suddivisi per area

4.5.1.3 Compattezza della chioma

I risultati relativi al parametro “compattezza della chioma” evidenziano, ancora una volta, l'assenza di alberature nella classe più alta, confermando che lo stato di salute delle chiome per i pini all'interno di Roma risulta compromesso (Tabella 15). Si nota inoltre una distribuzione disomogenea: le aree con il maggior numero di piante rilevate (Borghese, Caracalla, Glori, Pamphili, Sacchetti) mostrano una ripartizione più equilibrata tra le varie classi, mentre zone come Colombo,

Campagna e Alberione registrano valori concentrati in specifiche classi. Villa Pamphili presenta il dato più elevato nella classe 80%, con 203 alberi, accompagnato da una distribuzione consistente anche nelle classi 60% e 40%. Borghese, invece, evidenzia una concentrazione significativa nelle classi intermedie, con 71 piante al 40% di compattezza e 125 al 60%.

Tabella 15 - Numero di alberi per ogni classe di compattezza divisi per area

Denominazione area	0% ¹	20%	40%	60%	80%	100%
Acquedotti	1	-	24	35	67	-
Ada	-	-	1	1	28	-
Alberione	-	-	1	4	11	-
Borghese	3	43	71	125	93	-
Campagna	-	1	2	4	-	-
Campana	-	1	3	5	-	-
Caracalla	3	17	-	68	8	-
Colombo	-	-	-	6	41	-
Corizza	-	-	6	10	-	-
Glori	4	5	99	68	21	-
Lazzaroni	-	-	10	-	27	-
Nerone	-	-	4	37	7	-
Pamphili	7	41	113	171	203	-
Petroselli	-	6	11	2	-	-
Quarto miglio	-	-	17	13	5	-
Sacchetti	29	2	8	129	92	-
Saxa rubra	-	2	-	13	26	-
Tor tre teste	-	28	-	-	-	-
Tozzetti	-	-	-	7	-	-

In termini percentuali (Figura 47), le aree per cui la compattezza delle chiome risulta più elevata sono Villa Ada, Colombo e Villa Lazzaroni, mentre quelle in condizioni vegetative peggiori risultano essere Tor Tre Teste, Petroselli e Caracalla.

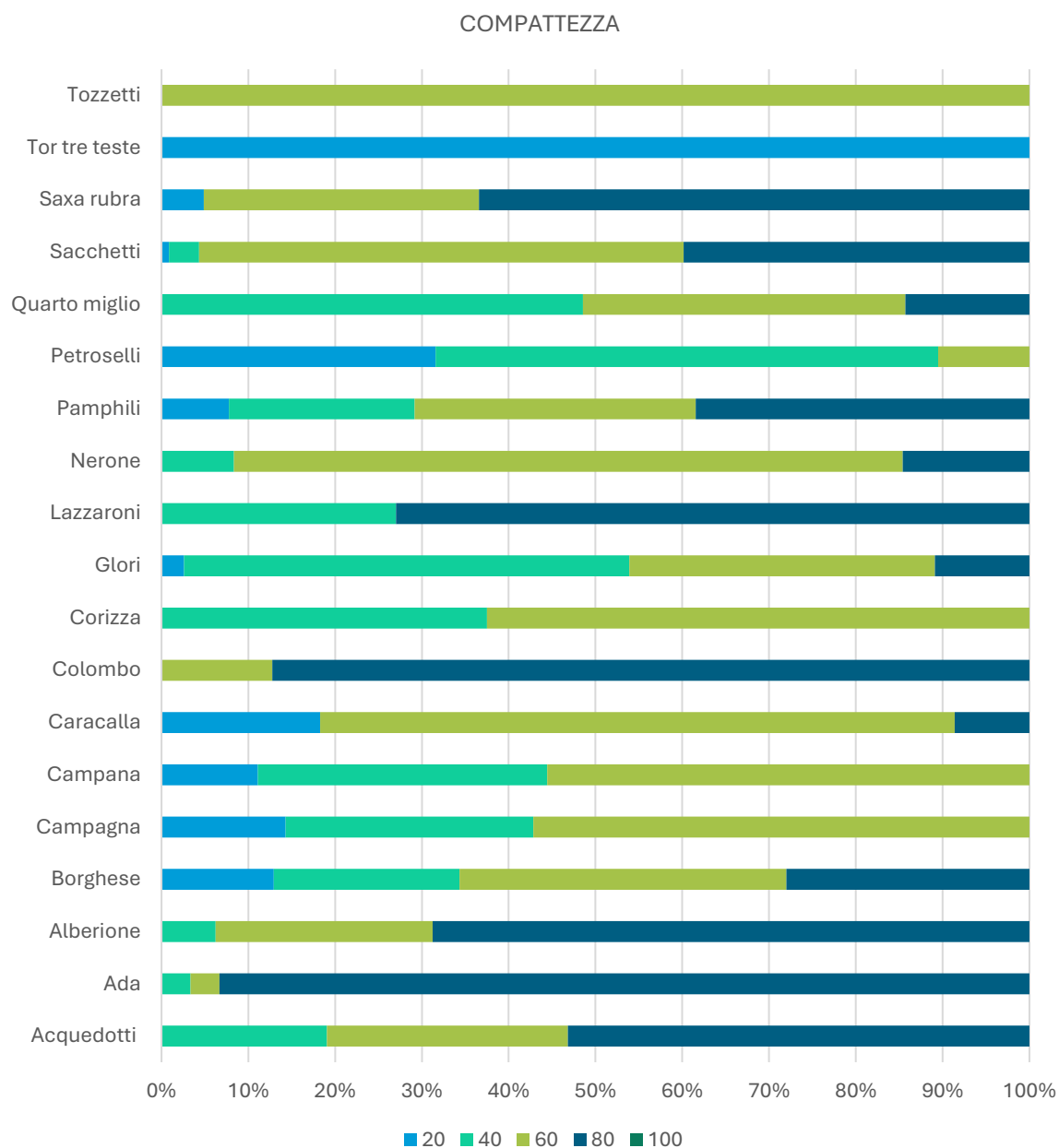


Figura 47 - Valori percentuali di compattezza suddivisi per area

4.5.1.4 Quantità e presenza di fumaggine³

Anche per quanto riguarda il parametro “quantità di fumaggine”, si osserva che alcune aree, come Borghese, Acquedotti e Corizza, presentano una distribuzione più uniforme, rispetto alle altre, tra le diverse classi (Tabella 16).

³ I dati sono riportati al netto delle alberature secche

Tabella 16 - Numero di alberi per ogni classe di fumaggine divisi per area

Denominazione area	0%	20%	40%	60%	80%	100%
Acquedotti	-	7	80	39	-	-
Ada	-	-	-	30	-	-
Alberione	-	16	-	-	-	-
Borghese	-	190	80	62	-	-
Campagna	-	1	6	-	-	-
Campana	-	7	2	-	-	-
Caracalla	-	17	76	-	-	-
Colombo	-	-	5	42	-	-
Corizza	-	6	5	5	-	-
Glori	-	4	177	12	-	-
Lazzaroni	-	-	-	10	27	-
Nerone	-	43	5	-	-	-
Pamphili	-	179	302	35	12	-
Petroselli	-	17	2	-	-	-
Quarto miglio	-	-	2	33	-	-
Sacchetti	-	142	67	22	-	-
Saxa rubra	-	16	25	-	-	-
Tor tre teste	-	-	-	-	4	24
Tozzetti	-	-	-	7	-	-

Al contrario, in altre zone, la fumaggine si concentra prevalentemente su classi specifiche. Tra le aree in cui oltre il 50% delle piante rientra nelle classi con percentuali minori di fumaggine spiccano Petroselli (17 piante su 19 al 20%), Nerone (43 piante su 49 al 20%) e Alberione, dove tutte le piante sono classificate al 20%. D'altro canto, aree come Tor Tre Teste, con l'85% delle piante all'80% di fumaggine, e Lazzaroni, con il 73% delle piante all'80%, mostrano una prevalenza di valori elevati. Le altre aree si collocano prevalentemente in classi intermedie (Figura 48).

La “presenza di fumaggine” è stata registrata sempre sia su rami che sul tronco.

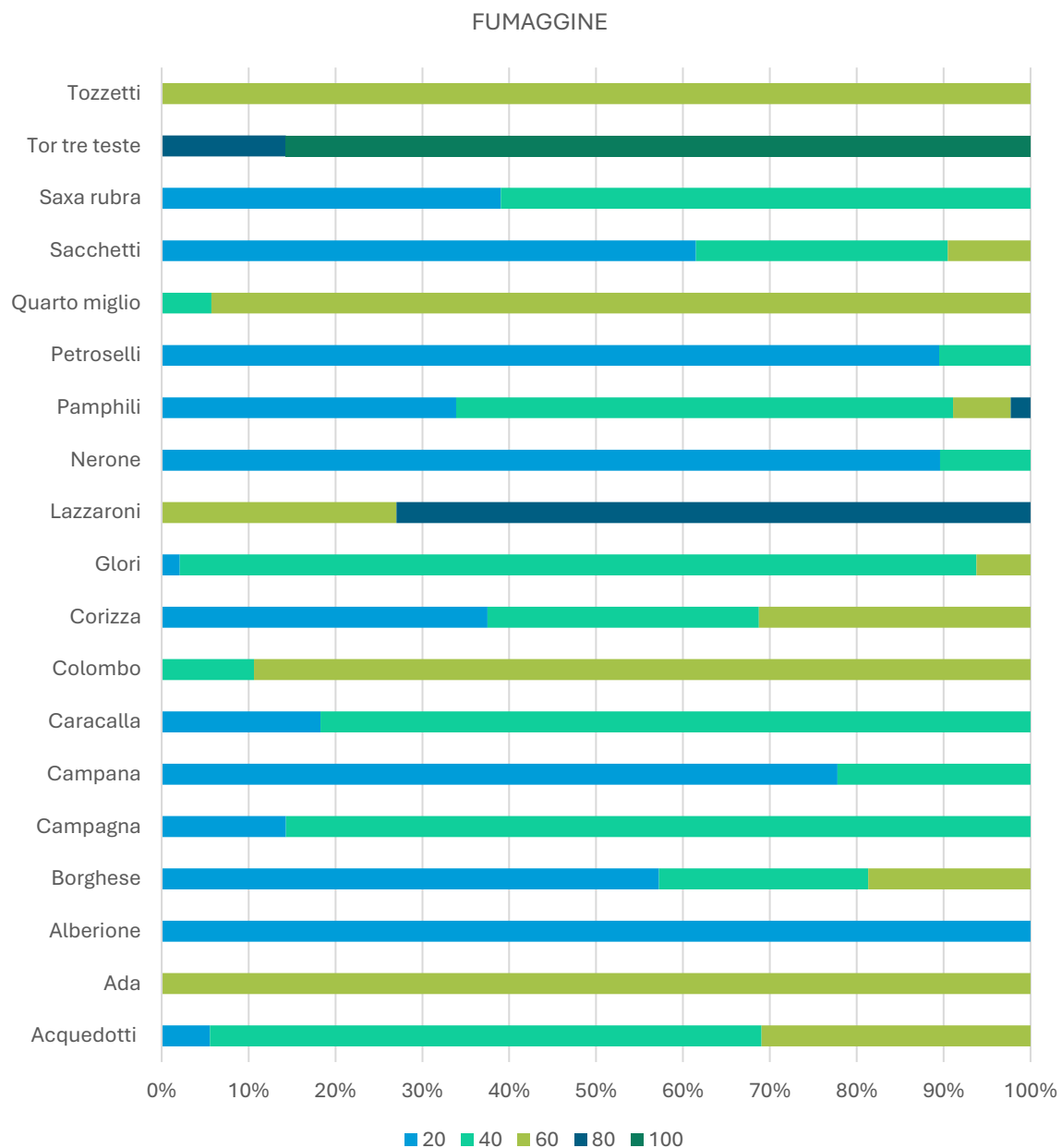


Figura 48 - Valori percentuali di fumaggine suddivisi per area

4.5.2 Risultati complessivi

In questo paragrafo i risultati vengono riportati suddivisi nelle classi di vitalità, disseccamento, compattezza e fumaggine, senza distinzione per singole aree, ma aggregando i dati e considerando l'intera città di Roma come un'unica area di analisi.

Tabella 17 - Numero di alberi per ogni classe di vitalità

	0 ¹	1	2	3	4	5
Vitalità	47	58	154	1207	424	0

La maggior parte degli alberi si trova nelle classi medio-alte di vitalità (3 e 4), con un picco di 1207 alberi nella classe 3 (Tabella 17). Nessun albero è presente nella classe 5, confermando un'assenza di alberi esenti da infestazione.

Tabella 18 - Numero di alberi per ogni classe di disseccamento

	0%	20%	40%	60%	80%	100% ²
Disseccamento	0	184	707	721	230	47

Per il parametro “disseccamento” (Tabella 18) la distribuzione mostra un numero crescente di alberi fino alla classe “60%” (721 alberi), con un calo nelle classi più alte. Tuttavia, 47 alberi ricadono nella classe “100%”, rientrando cioè nelle piante classificate come secche (Tabella 12).

Tabella 19 - Numero di alberi per ogni classe di compattezza

	0% ¹	20%	40%	60%	80%	100%
Compattezza	47	146	370	698	629	0

Nelle classi intermedie (40%-60%) di compattezza (Tabella 19) si registrano il maggior numero di alberi, con 698 alberi al 60% di compattezza. Nessun albero rientra nella classe di compattezza al 100%.

Tabella 20 - Numero di alberi per ogni classe di fumaggine

	0%	20%	40%	60%	80%	100%
Fumaggine ³	47	645	834	297	43	24

Per la fumaggine (Tabella 20) si osserva una concentrazione nelle classi più basse (20%-40%), con un massimo di 834 alberi nella classe del 40%. Il numero di alberi cala nelle classi più alte, con solo 24 alberi che mostrano una fumaggine al 100%.

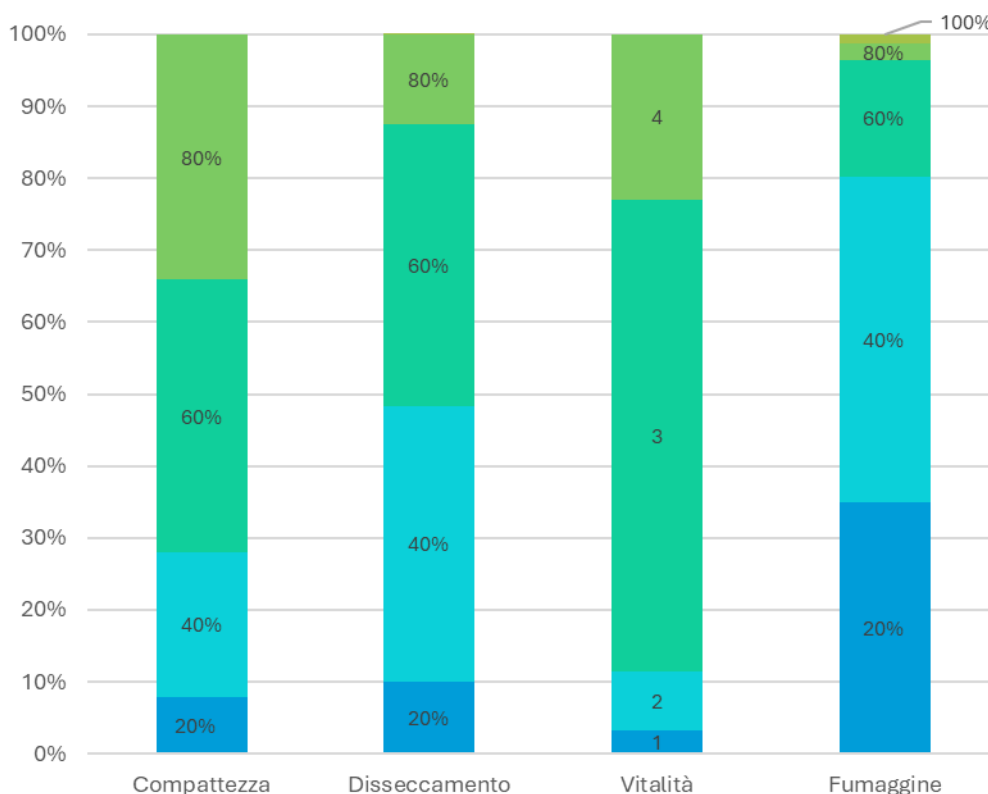


Figura 49 - Valori percentuali di tutti i parametri rilevati in campo

L'analisi suggerisce una tendenza generale degli alberi a concentrarsi nelle fasce intermedie di stress, con una progressiva riduzione nelle classi estreme. Questa distribuzione è confermata anche a livello percentuale (Figura 49), in linea con quanto emerso dall'analisi disaggregata delle singole aree.

Dalla disamina condotta si può concludere che gli esemplari di *Pinus pinea* di Roma (perlomeno quelli oggetto di rilievo) risultano mediamente danneggiati. Questo può avere una duplice lettura: da un lato si può affermare, come già accennato, che sono alberature parzialmente compromesse, con chiome che hanno dimezzato la loro capacità fotosintetica. Dall'altro lato si può sostenere che, essendo per metà ancora vitali, conservano un potenziale di ripresa, e che, con una gestione adeguata, potranno gradualmente riacquistare il loro vigore.

4.5.3 Alcune considerazioni sui parametri

Uno degli obiettivi di questo studio è determinare l'efficacia della scheda di valutazione. L'attività in campo e l'analisi condotta hanno permesso di trarre alcune

considerazioni sulle scelte metodologiche adottate per la sua strutturazione, evidenziandone punti di forza e aspetti migliorabili. Tra i diversi parametri analizzati, alcuni sono risultati poco affidabili a causa delle difficoltà riscontrate durante la raccolta dei dati. Un esempio significativo riguarda i parametri relativi alla fumaggine, per i quali si sarebbe resa necessaria un'ispezione più ravvicinata di quella effettuabile da terra. Sebbene la rilevazione della presenza o assenza di fumaggine risulti relativamente semplice, la sua quantificazione si è dimostrata più complessa. Questa difficoltà è dovuta al fatto che la fumaggine tende a depositarsi prevalentemente sulla porzione superiore dei rami, rendendo le osservazioni da terra particolarmente impegnative, soprattutto per alberi di notevole altezza. Analogamente, il parametro relativo al posizionamento della fumaggine ("presenza di fumaggine") è risultato poco utile, poiché la muffa si distribuisce sia sui rami che sul tronco.

Per quanto riguarda i parametri riferiti alla chioma, ossia "disseccamento" e "compattezza", questi possono essere considerati solo parzialmente complementari. Come emerge dalle definizioni adottate (cfr. paragrafo 3.2.3), una pianta con un elevato numero di rami secchi e soggetta a poche potature può presentare una chioma compatta ma, al contempo, un alto grado di disseccamento (Figura 50). Al contrario, piante sottoposte a potature significative possono avere chiome diradate, caratterizzate da una bassa capacità di bloccare la luce zenitale, ma comunque verdi e non secche.



Figura 50 - A sinistra una chioma diradata (bassa compattezza) ma ancora verde (basso disseccamento). A destra una chioma compatta (compattezza alta) ma molto secca (alto disseccamento)

4.6 Relazioni tra parametri rilevati in campo e indici di vegetazione

L'analisi congiunta dei parametri rilevati a terra e tramite telerilevamento risulta fondamentale per un monitoraggio completo delle alberature. I dati raccolti a terra offrono misurazioni dettagliate e specifiche, che, integrate con le informazioni su larga scala fornite dal telerilevamento, consentono una valutazione globale dello stato di salute dei pini. È importante sottolineare che i rilievi sono stati effettuati nel periodo giugno-settembre 2023, quindi la classificazione riflette esclusivamente la situazione osservata in quel lasso di tempo. Lo studio delle relazioni tra i parametri risulta cruciale per comprendere l'evoluzione delle infestazioni: un'area o una pianta classificata, ad esempio, come di bassa qualità, potrebbe non aver presentato tale condizione negli anni precedenti.

Anche per queste analisi sono state escluse le tre categorie di piante precedentemente descritte: quelle tagliate, a causa della mancanza di informazioni

sulla data del taglio; quelle secche e quelle troppo giovani o di dimensioni ridotte (Tabella 2). Queste categorie, come già illustrato nel paragrafo 3.3.1, anche in questo caso non sono state considerate poiché le analisi satellitari avrebbero potuto rilevare la risposta spettrale della copertura presente al di sotto delle piante, compromettendo la precisione dei dati.

4.6.1 Analisi delle aree: suddivisione in livelli qualitativi

In base al metodo illustrato nel capitolo precedente (cfr. par. 3.5.1) la classificazione risultante delle aree, è esposta in Tabella 21.

Tabella 21 - Classificazione parametri relativi alle aree

Denominazione area	Media C	Media D	Media V	Classe C	Classe D	Classe V	QUALITÀ AREA
Acquedotti	66,83	50,32	3,37	media	media	media	media
Ada	78,00	27,33	3,37	alta	alta	media	alta
Alberione	72,50	35,00	4,00	alta	alta	alta	alta
Borghese	56,14	54,10	2,87	media	media	media	media
Campagna	48,57	42,86	2,86	media	media	media	media
Campana	55,56	53,33	3,11	media	media	media	media
Caracalla	54,04	33,19	2,64	media	alta	media	media
Colombo	77,45	40,00	4,00	alta	media	alta	alta
Corizza	52,50	55,00	4,00	media	media	alta	media
Glori	50,88	51,81	2,80	media	media	media	media
Lazzaroni	69,19	60,00	3,00	media	media	media	media
Nerone	61,25	58,75	3,73	media	media	alta	media
Pamphili	60,27	51,69	3,29	media	media	media	media
Petroselli	35,79	57,89	2,74	bassa	media	media	media
Quarto miglio	53,14	58,29	2,60	media	media	media	media
Sacchetti	66,72	49,91	2,92	media	media	media	media
Saxa rubra	70,73	48,29	3,90	alta	media	alta	alta
Tor tre teste	20,00	80,71	1,00	bassa	bassa	bassa	bassa
Tozzetti	60,00	40,00	3,00	media	media	media	media

Con la classificazione così ottenuta è stato effettuato un confronto con i dati derivati dal telerilevamento. In particolare, è stato analizzato l'andamento temporale dell'indice RDVI, stratificato in base alle classi individuate, per l'intero periodo di osservazione (Figura 51).

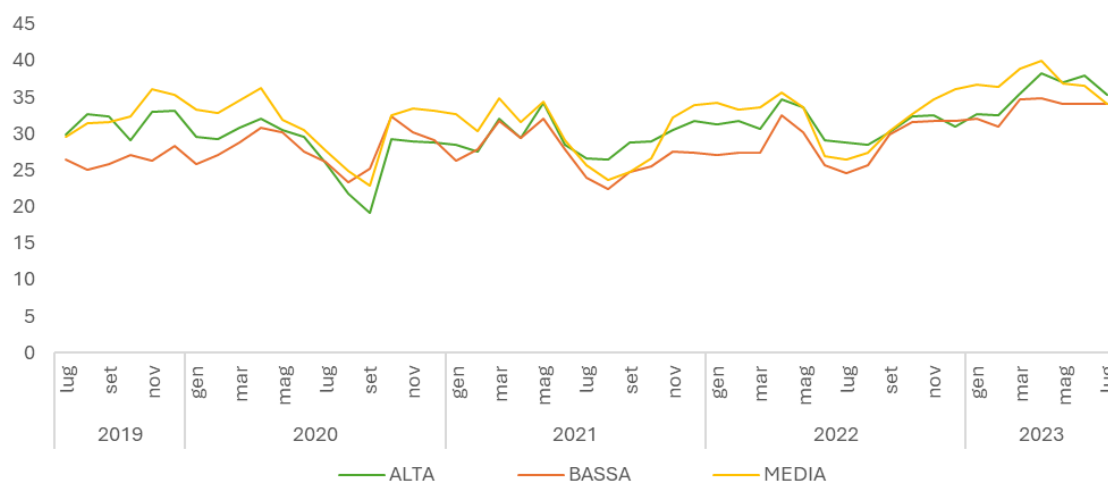


Figura 51 - Andamento dell'indice RDVI in base alla suddivisione in classe delle aree

La suddivisione in classi delle aree non sembra riflettere in modo coerente l'andamento dell'indice. In particolare, le dinamiche temporali dell'indice non seguono le classificazioni assegnate: le aree classificate come "MEDIA" mostrano l'andamento più irregolare. Inoltre, le classi "ALTA" e "BASSA" tendono a invertirsi, alternandosi nel registrare valori superiori o inferiori.

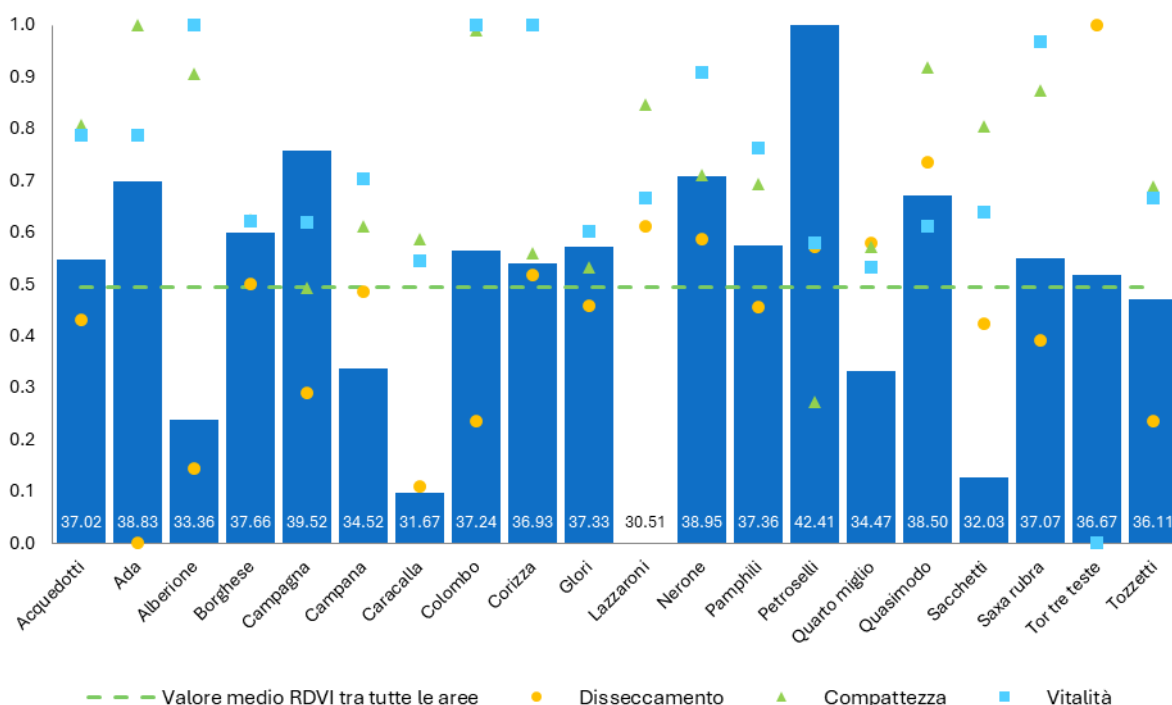


Figura 52 – Confronto tra valori normalizzati di RDVI 2023 (barre in blu) con i parametri rilevati in campo (indicatori colorati). I valori all'interno delle barre sono i valori di RDVI 2023 non normalizzati.

Considerando la premessa esposta in questo paragrafo, un'ulteriore analisi è stata effettuata con riferimento esclusivo all'anno 2023. Nella Figura 52, per ciascuna area, sono rappresentati i valori medi di RDVI (da maggio a luglio 2023) con barre blu, il valore del disseccamento con un indicatore circolare giallo, la compattezza con un indicatore triangolare verde, e la vitalità con un indicatore quadrato azzurro. Per garantire un confronto ottimale, tutti i parametri sono stati normalizzati e i valori iniziali dell'RDVI sono stati riportati all'interno delle barre blu. Il grafico consente di confrontare, per ogni area, l'RDVI con i corrispondenti parametri rilevati in campo. Sebbene ci si aspetterebbe che valori elevati di RDVI si associno a una buona vitalità, a un basso disseccamento e a una buona compattezza, l'analisi evidenzia come tale relazione risulti difficilmente osservabile.

4.6.2 Analisi delle singole alberature: suddivisione in livelli qualitativi

Anche le singole piante sono state suddivise in tre livelli: ALTA, MEDIA E BASSA (cfr. par. 3.5.2).

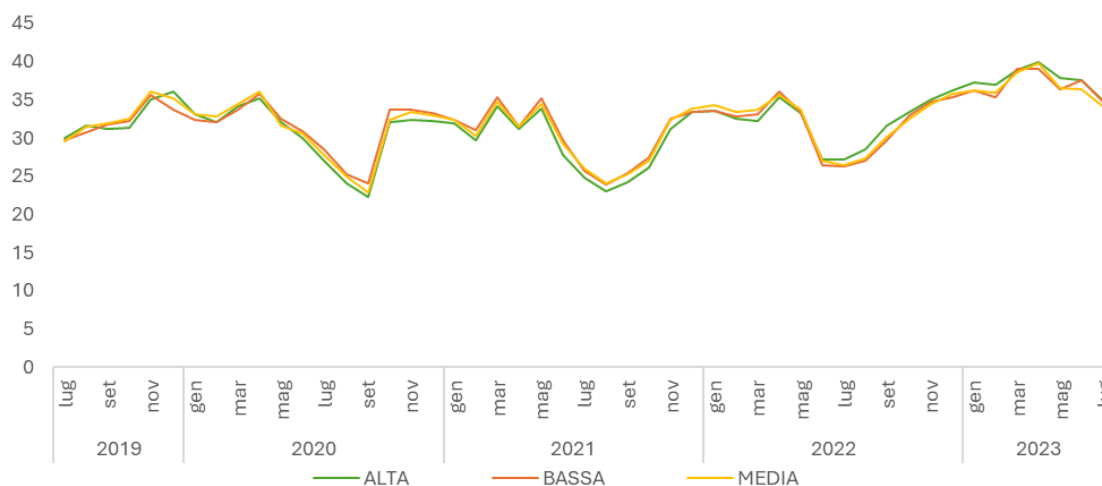


Figura 53 - Andamento dell'indice RDVI in base alla suddivisione in classe delle alberature

Analogamente al procedimento precedentemente descritto, anche per l'analisi delle alberature è stata esaminata la relazione tra l'andamento dell'indice RDVI e la classificazione ottenuta (Figura 53). Sebbene l'andamento dell'indice risulti pressoché simile tra le tre classi, si osservano lievi differenze: in alcuni periodi, la classe "ALTA" non rappresenta necessariamente i valori più elevati nel grafico. In particolare, tra l'inverno 2020 e l'inverno 2022, si verifica un'inversione degli

andamenti, con la classe “ALTA” che mostra i valori peggiori dell’indice, mentre la classe “BASSA” si distingue per i valori migliori.

Anche nello studio delle singole alberature, per approfondire l’analisi compiuta, si è voluto esaminare il rapporto tra RDVI e rilievi in campo limitatamente all’anno 2023, per gli stessi motivi già illustrati, ovvero la concordanza temporale tra i parametri rilevati e i valori dell’indice. Per questo motivo sono stati selezionati i valori di RDVI tra maggio, giugno e luglio 2023 ($RDVI_e$), di tutte le piante infestate non considerate aggregate in aree, ma valutate singolarmente.

Si è studiata la correlazione di Pearson [87] tra $RDVI_e$ e parametri rilevati in campo attraverso la costruzione di una matrice di correlazione (Tabella 22). Per vitalità, disseccamento e compattezza sono stati usati i valori originari registrati in campo espressi numericamente, non la suddivisione in livelli qualitativi, in quanto una delle caratteristiche principali per calcolare il coefficiente r di Pearson, è che le due grandezze siano quantitative.

Tabella 22 - Matrice di correlazione tra $RDVI_e$ (valori di maggio-giugno-luglio 2023) e parametri rilevati in campo

	$RDVI_e$	Vitalità	Disseccamento	Compattezza
RDVI	1			
Vitalità	0,102	1		
Disseccamento	0,020	-0,556	1	
Compattezza	0,014	0,579	-0,645	1

Appare evidente come non ci sia correlazione tra i valori di $RDVI_e$ e i parametri vitalità della pianta, disseccamento della chioma e compattezza della chioma. I coefficienti di Pearson evidenziati in rosso in tabella, si avvicinano allo 0, e questo dimostra che la relazione lineare fra le grandezze esaminate è quasi irrilevante.

5.DISCUSSIONI

Il monitoraggio delle infestazioni da insetti tramite telerilevamento è una pratica ormai consolidata [51,88,89]. In questo studio, l'infestazione da *Toumeyella parvicornis* è stata monitorata mediante l'utilizzo di indici di vegetazione derivati da immagini satellitari ad alta risoluzione. Tuttavia, la complessità della conformazione urbana ha rappresentato una sfida significativa, soprattutto in un contesto densamente urbanizzato come quello della città di Roma [90]. In questo scenario, le immagini della costellazione PlanetScope, già ampiamente impiegate per il monitoraggio della vegetazione [34,91,92], si sono rivelate particolarmente efficaci grazie alla risoluzione spaziale di 3 metri e alla frequenza temporale di 1 giorno. Per affrontare la complessità del contesto urbano e arricchire le informazioni derivate dai dati satellitari, è stato fondamentale integrare le osservazioni dedotte dalle analisi satellitari, con rilievi in campo. Questa combinazione ha consentito di esaminare più da vicino lo stato di infestazione delle alberature, fornendo una controprova necessaria per verificare i risultati ottenuti attraverso il telerilevamento.

5.1 Confronto tra aree infestate e area di controllo

Le immagini della costellazione PlanetScope sono state utilizzate per la prima volta per testare l'efficacia dell'indice RDVI nel monitoraggio delle infestazioni da *Toumeyella parvicornis*. L'efficacia dell'RDVI per descrivere tali infestazioni [93] è stata valutata come alternativa agli indici di vegetazione comunemente impiegati in ricerche analoghe, come NDVI, EVI (Enhanced Vegetation Index), EVI2, NDMI (Normalized Difference Moisture Index) e Modis ET (serie temporali di Evapotraspirazione Modis) [94,95].

Aragones et al. [96] hanno dimostrato che l'NDVI, da cui l'RDVI deriva (cfr. paragrafo 3.4.1), mostra per il *Pinus pinea* un andamento caratteristico: un picco in inverno seguito da un abbassamento in estate, segnalando un rallentamento dell'attività vegetativa nei mesi più caldi. Analogamente a quanto riportato da Aragones, anche

nel presente studio l'andamento temporale dell'RDVI presenta delle tendenze simili all'NDVI. In aggiunta, grazie al confronto con aree non infestate, si evidenzia un calo decisamente più marcato tra la tarda primavera e l'inizio dell'autunno nelle piante infestate (Figura 41). Un'ulteriore osservazione riguarda l'evoluzione del degrado: il deterioramento, quantificato attraverso i valori medi più bassi dell'RDVI, appare in diminuzione nel tempo (Figura 42). Nel 2020, il valore medio più basso era pari a 21,9, aumentato a 24,6 nel 2021, fino a raggiungere un picco minimo di 26,6 nel 2022. Questo miglioramento è attribuibile probabilmente all'ampia implementazione di trattamenti endoterapici nel comune di Roma, a partire dall'autunno 2020. Studi condotti in Italia confermano che l'endoterapia è il metodo più efficace per gestire le infestazioni da parassiti [48,78,79]. Inoltre, questo approccio è particolarmente indicato in ambienti urbani, poiché minimizza l'esposizione dei cittadini ai prodotti chimici [97].

L'analisi di un arco temporale di 48 mesi, significativamente più esteso rispetto ad altri studi sul tema [48,72,78,79], ha permesso di identificare e sfruttare tendenze ricorrenti nell'andamento dell'indice. In particolare, come già evidenziato, durante il periodo estivo emerge con maggiore chiarezza la differenza tra le aree sane e quelle infestate. Tale differenza è stata sfruttata per determinare una soglia in grado di distinguere tra le due condizioni.

La distribuzione normale delle medie estive dell'RDVI relative ai mesi di luglio e agosto ($RDVI_e$) (Figura 43) mostra una netta separazione tra piante sane e infestate. Attraverso il confronto tra le distribuzioni normali dell' $RDVI_e$ per le aree infestate e per l'area di controllo (composta da alberi sani e non affetti da infestazioni), è stato possibile definire un valore soglia di RDVI pari a 33,1. L'indice RDVI, in questo contesto, si dimostra uno strumento utile a supporto delle attività di monitoraggio, offrendo informazioni preliminari sull'individuazione di alberi malati con costi contenuti e tempi di risposta rapidi. Utilizzando il valore soglia definito è possibile distinguere tra piante sane e infestate con un'accuratezza complessiva superiore al 99% (Tabella 11). Nella valutazione di questa accuratezza va tenuto conto che gli alberi sani dell'area di controllo appartengono a un contesto naturale e protetto (il Parco Regionale Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli), pertanto l'attività

fotosintetica di questi potrebbe essere naturalmente superiore rispetto a quella delle piante situate in ambiente urbano [98]. Nonostante tale differenza, il confronto offre comunque spunti di notevole interesse per il monitoraggio delle infestazioni.

Ad ulteriore conferma di questo, il test illustrato al paragrafo 4.4.2.1, sebbene limitato ad un'unica data e quindi da considerarsi comunque parziale, mostra la netta differenza tra il 2019 e il 2022. A settembre 2019, nella data selezionata, i pixel corrispondenti alle aree oggetto dei rilievi, avevano valori di RDVI al di sopra della soglia stabilita. Al contrario, nello stesso periodo del 2022 i pixel con valori superiori a 33,1 si riducono drasticamente. Anche per questo test è importante sottolineare la necessità di ulteriori sviluppi per consolidare i risultati ottenuti. Tuttavia, i primi dati emersi appaiono decisamente incoraggianti.

Un'ulteriore interpretazione dei risultati deve necessariamente tenere conto del ciclo vitale del patogeno. *T. parvicornis* [56,57,99], svolge in genere tre cicli di ovideposizione nell'arco di un anno: il primo tra la seconda metà di aprile e maggio, il secondo tra luglio e inizio agosto e l'ultimo tra settembre e novembre (cfr. paragrafo 1.4.4 e Figura 8). La sovrapposizione di questi periodi con il ciclo vegetativo del *Pinus pinea* evidenzia la concomitanza tra lo stress vegetativo e l'infestazione dell'insetto, che influisce in modo significativo sulla vitalità della pianta rispetto a un albero non infestato.

A conferma delle analisi condotte, è possibile fare un confronto visivo delle immagini PlanetScope in falsi colori (Figura 34). Considerando il 2019 come anno privo di infestazione, emerge una chiara differenza rispetto al 2020, evidenziando che durante questo anno l'infestazione aveva già colpito severamente le aree verdi della città. Nel corso di un solo anno, l'insetto si è diffuso rapidamente in gran parte del territorio urbano di Roma. Le immagini relative al 2022 mostrano un apparente miglioramento, attribuibile probabilmente all'efficacia dei trattamenti endoterapici precedentemente descritti. Tuttavia, i diradamenti delle chiome visibili nelle immagini testimoniano i danni irreversibili causati dall'insetto prima dell'applicazione dei trattamenti.

5.2 Condizione dei pini nella città di Roma

Come hanno osservato Senf et al. [100] nella loro revisione, i dati di campo costituiscono un elemento cruciale nello studio dei disturbi forestali. Dai risultati dei rilievi emerge chiaramente un quadro di progressivo declino della salute delle alberature, con variazioni significative tra le aree esaminate. I parametri rilevati in campo (vitalità, disseccamento e compattezza della chioma) pur rappresentando aspetti distinti, convergono nel delineare un quadro di degradamento delle chiome. Si può constatare infatti, che i valori più frequenti si riscontrano nelle classi intermedie. Questo indica che una grande quantità di pini presenti nella città di Roma ha una chioma solo per metà ancora efficiente, mentre l'altra metà ha già mostrato i segni evidenti dell'attacco della *T. parvicornis*. Sia per il disseccamento che per la compattezza delle chiome, la maggior parte delle alberature è classificato tra il 40% e il 60%, indicando una chiara tendenza al peggioramento di queste ultime.

Il declino degli esemplari di *Pinus pinea* a Roma, in relazione alla loro collocazione all'interno dell'area urbanizzata della città, genera ripercussioni sia sulla qualità della vita dei cittadini sia sulla stessa sopravvivenza di questi alberi. I dati raccolti evidenziano il delicato equilibrio degli ecosistemi urbani e il progressivo impoverimento dei servizi ecosistemici che i pini offrono. Il disseccamento delle chiome e la perdita di compattezza strutturale indicano una compromissione delle capacità fisiologiche di questi alberi nello svolgere ruoli fondamentali, quali la regolazione del microclima, la cattura di particolato atmosferico, la produzione di ossigeno e la fissazione del carbonio [101]. I danni subiti dai pini riducono l'efficacia dell'ombreggiatura, limitano la capacità di trattenere le polveri sottili e diminuiscono il loro contributo alla regolazione del ciclo del carbonio. L'assenza di una serie storica, anche per i dati di campo, oltre che per quelli telerilevati, rappresenta un ostacolo significativo alla valutazione e all'utilizzo efficace di questi dati [102].

Il fenomeno analizzato in questa ricerca ha un impatto significativo anche sulla biodiversità urbana. I pini domestici, caratterizzati da chiome ampie e compatte, costituiscono un habitat cruciale per numerose specie animali, tra cui uccelli, insetti e piccoli mammiferi. Il deterioramento delle alberature compromette la disponibilità di rifugi e risorse per queste specie, contribuendo a un impoverimento della diversità biologica negli ecosistemi urbani [103].

Il declino osservato nei pini domestici solleva domande critiche sulla resilienza degli ecosistemi urbani in presenza di disturbi come infestazioni di parassiti e cambiamenti climatici. La struttura ecologica di molte aree verdi è intrinsecamente connessa a ciascun componente dell'ecosistema, e la perdita di uno di questi, come nel caso del pino domestico, espone tali ecosistemi a un rischio elevato di collasso in seguito a una perdita estesa degli alberi [104]. La riduzione delle funzioni ecologiche dei pini può rendere inoltre, la città di Roma meno preparata ad affrontare eventi climatici estremi, come ondate di calore o piogge intense.

Molte delle aree esaminate, come Villa Borghese e Villa Pamphili, non sono solo polmoni verdi urbani ma anche spazi di grande valore storico e paesaggistico. La compromissione delle alberature ha un impatto anche estetico e culturale significativo [105], minacciando il patrimonio paesaggistico della città di Roma.

5.3 Telerilevamento e rilievi in campo

Un ulteriore elemento che supporta la validità dell'approccio proposto per le attività di monitoraggio è l'integrazione dei dati telerilevati e di quelli derivati dalle indagini *in situ*. Le indagini *in situ* sono risultate utili per focalizzare l'analisi sulle aree in cui la presenza dell'infestazione è certa, permettendo così di studiare in modo mirato il comportamento spettrale di quelle aree. Ciò è particolarmente importante in un contesto urbano, dove c'è una grande eterogeneità nella copertura del suolo e variabilità all'interno della copertura arborea, sia in termini di distribuzione delle piante sia in termini di diversità delle specie [106,107].

L'analisi dell'andamento dell'indice RDVI nelle diverse classi in cui sono state suddivise le aree (Figura 51) evidenzia come, per il periodo di esecuzione dei rilievi, l'indice rifletta la suddetta classificazione (Figura 52). Nel periodo compreso tra maggio e luglio 2023, i valori dell'indice risultano coerenti con la classificazione: più elevati per la classe 'alta', intermedi per la classe 'media' e inferiori per la classe 'bassa'. Tuttavia, questa classificazione non si mantiene costante nel tempo. Un'analisi più dettagliata degli andamenti suggerisce che le aree classificate come 'bassa' fossero già in parte compromesse prima dell'arrivo di *T. parvicornis*. Nonostante i trattamenti effettuati dal Comune di Roma, queste aree non hanno mostrato una risposta efficace all'infestazione. Al contrario, le aree classificate come 'alta' e 'media' mostrano una maggiore variabilità nel tempo, con fluttuazioni che si alternano tra le due classi. In particolare, nei periodi di maggiore stress vegetativo (periodo in cui in effetti sono stati eseguiti i rilievi), la suddivisione in classi risulta generalmente rispettata, con l'eccezione del 2020. Durante il periodo invernale, invece, si osservano oscillazioni più marcate per le aree classificate come 'media', rispetto alle altre classi. Questo comportamento potrebbe indicare, da un lato, una migliore capacità di reazione ai trattamenti rispetto alle classi 'alta' e 'bassa', ma anche una maggiore sensibilità allo stress durante il periodo riproduttivo di *T. parvicornis*. Si nota che le aree in condizioni peggiori hanno mantenuto uno stato relativamente stabile.

Una possibile spiegazione a questi fenomeni potrebbe essere che *T. parvicornis* tenda a prediligere piante (e quindi aree) meno compromesse, evitando quelle già gravemente danneggiate; tra quelle attaccate le aree che sono in uno stato di salute migliore riescono a reagire meglio agli attacchi, mentre quelle già compromesse (anche se solo in parte) soffrono maggiormente.

Come ulteriore approfondimento della coerenza tra i dati rilevati in campo e quelli calcolati da satellite, l'analisi è stata circoscritta al solo anno 2023 (Figura 52). Come accennato nel paragrafo 4.6.1, a valori elevati di RDVI ci si aspetterebbe di associare parametri favorevoli e viceversa, ma tale correlazione non è sempre osservabile. Questo comportamento richiede un'analisi specifica delle singole aree per comprenderne le cause.

Un esempio rappresentativo di questa discrepanza è offerto da due aree agli estremi della distribuzione: Villa Lazzaroni, che presenta l'RDVI più basso, e Parco Petroselli, che mostra l'RDVI più alto.

Villa Lazzaroni è stata classificata come un'area mediamente in salute, con valori dei parametri rilevati in campo leggermente superiori alla media. Tuttavia, il suo valore di RDVI risulta essere il più basso tra tutte le aree analizzate. Una possibile spiegazione di questo comportamento emerge dall'osservazione diretta del sito nella Figura 54.



Figura 54 - Foto dell'area Lazzaroni

Come evidenziato in Figura 54, la risposta spettrale dell'area potrebbe essere influenzata dalla presenza di due fattori principali: un parcheggio asfaltato sotto le alberature, e una apprezzabile distanza tra di esse. Questo tipo di superficie altera la risposta spettrale complessiva, determinando valori medi inferiori rispetto a quelli registrati in aree prive di tali interferenze [108].

Parco Petroselli invece, ha il valore di RDVI maggiore ma compattezza della chioma molto al di sotto della media e disseccamento appena sopra la media. Anche in

questo caso è possibile motivare questa evidenza guardando nel dettaglio l'area (Figura 55).



Figura 55 - Foto area Petroselli

La copertura sottostante le chiome, complessivamente valutate come poco compatte, è costituita da vegetazione alta e vigorosa. Anche in questo caso, quindi, l'indice può aver risentito della risposta spettrale della superficie sottostante.

Sebbene siano state escluse dalle valutazioni le piante classificate come secche, proprio per evitare problematiche di questo genere nella lettura dei dati, è necessario considerare che interferenze di questo tipo possono verificarsi anche in altre aree, rendendo fondamentale una valutazione caso per caso.

Per completare l'analisi, è stato esaminato l'andamento dell'indice RDVI suddividendo le alberature in diverse classi. Tuttavia, come mostrato in Figura 53, gli andamenti delle classi risultano quasi sovrapponibili, con differenze difficilmente distinguibili. Pur valutando, come per le aree, solo il periodo di svolgimento dei rilievi, riconoscere differenze tra i diversi stadi di infestazione delle piante risulta complesso. È stato effettuato un approfondimento per cercare di individuare una correlazione statistica tra i valori telerilevati e quelli raccolti in campo, attraverso il coefficiente di Pearson (Tabella 22), in modo da giustificare

anche numericamente il legame tra queste grandezze. Osservando la Tabella 22 si nota che i coefficienti calcolati indicano la non corrispondenza tra i parametri rilevati in campo e i valori assunti dall'RDVI_e nello stesso periodo e sullo stesso albero.

Si può desumere da questo, che il telerilevamento non è il metodo migliore per verificare differenze di infestazione tra le singole piante (ossia per una applicazione a scala estremamente dettagliata), mentre risulta più idonea allo studio di aree vaste. Pur utilizzando indici di vegetazione e immagini ad alta risoluzione, questo metodo non è sufficientemente sensibile a variazioni minime tra le piante. Probabilmente per lo studio di piante singole e della loro evoluzione nel tempo il rilievo in campo rimane la soluzione migliore. Questo risultato riflette le limitazioni attese del telerilevamento, soprattutto per l'analisi di singoli alberi, anche utilizzando immagini ad alta risoluzione.

L'analisi condotta per aree, nonostante le criticità riscontrate, si conferma invece metodologicamente più attendibile rispetto a una valutazione focalizzata sulle singole piante, così come ipotizzato nel paragrafo 3.4.2.1. Si è trovata conferma del fatto che, sebbene le immagini satellitari offrano una risoluzione adeguata a molte applicazioni, risulta complesso valutare il grado di infestazione individuale degli alberi con sufficiente accuratezza. Questo limite è aggravato dalla scarsità di dati complementari necessari per una diagnosi precisa. In particolare, l'assenza di informazioni dettagliate sui trattamenti effettuati, di dati misurabili e oggettivi per ciascun albero, di immagini ad alta risoluzione e di una serie storica sufficientemente ampia di rilievi in campo, ostacola una comprensione completa delle condizioni vegetative. Pertanto, per migliorare l'affidabilità delle analisi e la capacità di interpretare correttamente i risultati, sarebbe necessario integrare le osservazioni esistenti con ulteriori dati di campo e risorse tecniche avanzate. In questo senso, è importante valutare l'efficacia dei trattamenti impiegati per controllare la diffusione degli insetti. Il comune di Roma ha condotto e continua a condurre cicli di endoterapia nelle aree più colpite; tuttavia, per questo studio non si avevano a disposizione informazioni complete sui tempi e sulle modalità di questi cicli. Di conseguenza, l'interpretazione dei risultati è stata influenzata anche da

questa carenza. Importante è inoltre valutare il quadro normativo in cui si inseriscono gli interventi di gestione dell'infestazione: oltre all'endoterapia, le linee guida per il trattamento di *T. parvicornis* [53] raccomandano il diradamento della chioma per mitigarne la proliferazione. È quindi importante evidenziare che nei casi in cui la manutenzione è stata condotta in modo appropriato, gli alberi in questione hanno subito un significativo diradamento. In assenza dell'insetto, sarebbe stata effettuata una potatura ordinaria e non una potatura straordinaria, come invece è avvenuto [109]. Ciò avrebbe comportato comunque una riduzione dello spessore della chioma, ma in modo significativamente inferiore a quanto avvenuto, con tutto ciò che ciò comporta, come precedentemente discusso.

In ultima analisi questa ricerca evidenzia come, sebbene l'indice RDVI sia efficiente nel distinguere tra aree attaccate e non attaccate, il telerilevamento presenti limiti intrinseci. In primo luogo, nonostante l'impiego di immagini ad alta risoluzione, lavorare sulla scala del singolo albero rimane complesso, portando a una valutazione di ampie aree come entità omogenee [65]. Inoltre, il telerilevamento tramite immagini nadirali permette di analizzare principalmente le chiome, escludendo altre parti dell'albero [110]. Questo approccio comporta due problematiche: in primo luogo, nel caso di infestazioni come quella di *T. parvicornis*, se l'attacco colpisce a partire dal basso, sarà rilevabile solo in una fase avanzata; in secondo luogo la riflettanza ridotta dovuta alla disidratazione della chioma potrebbe essere mascherata dalla riflettanza dello sfondo, specialmente in presenza di vegetazione sottostante o terreno [111].

6.CONCLUSIONI

Gli studi che indagano la presenza e i danni causati dalla *Toumeyella parvicornis* in Italia sono ancora limitati. In particolare, quelli focalizzati su aree all'interno del comune di Roma sono, finora, cinque. Tra questi, tre studi si basano sul campionamento diretto delle piante con relative analisi di laboratorio, senza l'uso di immagini satellitari [48,78,79]. Gli altri due utilizzano tecniche di telerilevamento e indici di vegetazione [94,112]. Questo studio, quindi, si inserisce in un ambito di ricerca ancora poco esplorato e si distingue per tre punti salienti principali, la cui coesistenza all'interno di un unico studio rappresenta un elemento di novità. Questi aspetti riguardano:

- l'area di studio,
- l'uso delle immagini PlanetScope,
- l'impiego di dati raccolti sul campo.

Presi singolarmente, questi tre aspetti non costituiscono un'innovazione assoluta; tuttavia, la loro combinazione, applicata a questo specifico argomento, offre una nuova prospettiva per comprendere il fenomeno.

Area di studio. L'area di studio comprende diversi spazi verdi all'interno dell'area urbana della Città Metropolitana di Roma Capitale, un contesto impegnativo soprattutto a causa delle ridotte dimensioni delle superfici che ospitano il *Pinus pinea*. A differenza di aree naturali, come riserve protette o pinete in contesti sub-urbani o rurali, le aree verdi urbane presentano dimensioni significativamente inferiori. Questo aspetto assume particolare rilievo nell'uso di immagini satellitari con una risoluzione spaziale di 3 metri. In un contesto urbano caratterizzato da una grande varietà di coperture, è altamente probabile che i pixel associati alle alberature non siano esclusivamente rappresentativi della vegetazione, ma includano anche contributi da altre superfici, rendendo più complessa l'interpretazione dei dati spettrali.

Immagini PlanetScope. L'uso delle immagini PlanetScope con alta risoluzione spaziale e temporale è stato fondamentale. Grazie alla elevata risoluzione spaziale

è stato possibile lo studio di piccole aree urbane, mentre grazie alla disponibilità di dati giornalieri ha consentito la costruzione di una serie temporale dettagliata e la raccolta di informazioni estremamente accurate sulla risposta spettrale delle aree analizzate. La sperimentazione con le immagini PlanetScope per il rilevamento di *Toumeyella parvicornis*, inoltre, è un approccio innovativo e ha prodotto risultati promettenti.

Dati raccolti in campo. Informazioni dettagliate sulla salute delle alberature di *Pinus pinea* nella città di Roma non risultano attualmente disponibili. Per questa ragione, i rilievi effettuati in campo hanno rappresentato la base di partenza per valutare le aree verdi e il livello di infestazione presente. L'integrazione dei dati raccolti in campo con quelli derivati dal telerilevamento è una pratica ampiamente consolidata, che permette di completare e arricchire le informazioni fornite dalle analisi satellitari, migliorando l'accuratezza delle valutazioni.

L'integrazione di questi tre elementi costituisce una novità nello studio della *Toumeyella parvicornis* e offre un approccio metodologico che potrebbe essere applicato ad altri studi con caratteristiche analoghe, quali il contesto urbano, la presenza di infestazioni da insetti e la valutazione della vegetazione arborea.

La metodologia sperimentata in questa ricerca ha permesso di raggiungere diversi obiettivi. Innanzitutto, dimostrare l'efficacia dell'indice RDVI nel distinguere tra alberi infestati e sani. Studi precedenti su *T. parvicornis* in Italia hanno utilizzato indici diversi, ma l'applicazione di RDVI a questo specifico fenomeno ha mostrato risultati soddisfacenti. L'integrazione dei dati satellitari e quelli in campo ha permesso di analizzare le risposte spettrali della sola specie *Pinus pinea*, escludendo altre specie nelle aree di studio. Grazie alla georeferenziazione delle alberature, è stato possibile estrarre informazioni specifiche dalle immagini satellitari, focalizzandosi sugli elementi di interesse. Un ulteriore risultato significativo è stata l'identificazione di una soglia per distinguere tra piante sane e infestate, un potenziale strumento utile per contrastare *Toumeyella parvicornis* e facilmente adattabile a contesti urbani analoghi.

Tuttavia, la metodologia presenta ancora alcune limitazioni. Tra queste, l'assenza di informazioni sui trattamenti endoterapici effettuati nelle diverse aree, che potrebbero aggiungere una chiave interpretativa utile sia per i dati di campo che per quelli telerilevati. Inoltre, l'ampliamento del database attraverso indagini annuali in campo migliorerebbe la conoscenza dello stato attuale delle piante e contribuirebbe a perfezionare le analisi di telerilevamento, aumentando l'accuratezza dei risultati.

In definitiva, i risultati evidenziano l'esigenza di ulteriori studi e strategie di gestione integrate per contrastare efficacemente l'invasione di *Toumeyella parvicornis*. Tra gli sviluppi futuri, sicuramente c'è la necessità di una maggiore condivisione di informazioni da parte degli stakeholder, riguardanti lo stato di salute delle piante prima dell'attacco ma anche prima e dopo gli interventi effettuati sulle piante stesse. Sebbene l'indice RDVI abbia mostrato buone performance nel distinguere piante sane da infestate, non è risultato altrettanto efficace nel differenziare tra le i diversi livelli di infestazione o nell'integrare pienamente i dati di campo. In futuro, potrebbe essere utile sperimentare altri indici di vegetazione per verificare se siano più adatti a questi scopi. Infine, un obiettivo da perseguire potrebbe essere lo sviluppo di tecniche per identificare marcatori precoci che consentano interventi tempestivi prima della morte della pianta.

7. BIBLIOGRAFIA

1. Stier-Jarmer, M.; Throner, V.; Kirschneck, M.; Immich, G.; Frisch, D.; Schuh, A. The Psychological and Physical Effects of Forests on Human Health: A Systematic Review of Systematic Reviews and Meta-Analyses. *Int J Environ Res Public Health* **2021**, *18*, 1–39, doi:10.3390/ijerph18041770.
2. Capotorti, G.; Alós Ortí, M.M.; Copiz, R.; Fusaro, L.; Mollo, B.; Salvatori, E.; Zattero, L. Biodiversity and Ecosystem Services in Urban Green Infrastructure Planning: A Case Study from the Metropolitan Area of Rome (Italy). *Urban For Urban Green* **2019**, *37*, 87–96, doi:10.1016/j.ufug.2017.12.014.
3. Plieninger, T.; Bieling, C.; Fagerholm, N.; Byg, A.; Hartel, T.; Hurley, P.; López-Santiago, C.A.; Nagabhatla, N.; Oteros-Rozas, E.; Raymond, C.M.; et al. The Role of Cultural Ecosystem Services in Landscape Management and Planning. *Curr Opin Environ Sustain* **2015**, *14*, 28–33, doi:10.1016/j.cosust.2015.02.006.
4. Fao; Borelli, S.; Conigliaro, M.; Chen Yajuan *Guidelines on Urban and Peri-Urban Forestry*; FAO Forestry Paper N.178; 2016;
5. Roshani; Sajjad, H.; Kumar, P.; Masroor, M.; Rahaman, M.H.; Rehman, S.; Ahmed, R.; Sahana, M. Forest Vulnerability to Climate Change: A Review for Future Research Framework. *Forests* **2022**, *13*, 1–18, doi:10.3390/f13060917.
6. Millennium Ecosystem Assessment Board Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. *Island Press, Washington, DC* **2005**, doi:10.11646/zootaxa.4892.1.1.
7. Portoghesi, L.; Tomao, A.; Bollati, S.; Mattioli, W.; Angelini, A.; Agrimi, M. Planning Coastal Mediterranean Stone Pine (*Pinus Pinea* L.) Reforestations as a Green Infrastructure: Combining GIS Techniques and Statistical Analysis to

- Identify Management Options. *Ann For Res* **2022**, 65, 31–46, doi:10.15287/afr.2022.2176.
8. Hui, K.K.W.; Wong, M.S.; Kwok, C.Y.T.; Li, H.; Abbas, S.; Nichol, J.E. Unveiling Falling Urban Trees before and during Typhoon Higos (2020): Empirical Case Study of Potential Structural Failure Using Tilt Sensor. *Forests* **2022**, 13, doi:10.3390/f13020359.
 9. Lüttge, U.; Buckeridge, M. Trees: Structure and Function and the Challenges of Urbanization. *Trees - Structure and Function* **2023**, 37, 9–16, doi:10.1007/s00468-020-01964-1.
 10. Qin, J.L.; Yang, X.H.; Yang, Z.W.; Luo, J.T.; Lei, X.F. New Technology for Using Meteorological Information in Forest Insect Pest Forecast and Warning Systems. *Pest Manag Sci* **2017**, 73, 2509–2518, doi:10.1002/ps.4647.
 11. Meigs, G.W.; Kennedy, R.E.; Cohen, W.B. A Landsat Time Series Approach to Characterize Bark Beetle and Defoliator Impacts on Tree Mortality and Surface Fuels in Conifer Forests. *Remote Sens Environ* **2011**, 115, 3707–3718, doi:10.1016/j.rse.2011.09.009.
 12. Maxwell, C.J.; Scheller, R.M.; Wilson, K.N.; Manley, P.N. Assessing the Effectiveness of Landscape-Scale Forest Adaptation Actions to Improve Resilience under Projected Climate Change. *Frontiers in Forests and Global Change* **2022**, 5, 1–17, doi:10.3389/ffgc.2022.740869.
 13. Torres, P.; Rodes-blanco, M.; Viana-soto, A.; Nieto, H.; García, M. The Role of Remote Sensing for the Assessment and Monitoring of Forest Health: A Systematic Evidence Synthesis. *Forests* **2021**, 12, 1–35, doi:10.3390/f12081134.
 14. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) *Legge n.10 Del 14 Gennaio 2013. Norme per Lo Sviluppo Degli Spazi Verdi Urbani*; 2013;

15. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) *Linee Guida per Il Governo Sostenibile Del Verde Urbano. Comitato per Lo Sviluppo Del Verde Pubblico*; 2017;
16. Atelli, M.; Blasi, C.; Boldini, G.; Cignini, B.; Cosenza, G.; Emiliani, V.; Marchetti, M.; Maria Maggiore, A.; Pericoli, T.; Ricciardi, A.; et al. *STRATEGIA NAZIONALE DEL VERDE URBANO "Foreste Urbane Resilienti Ed Eterogenee per La Salute e Il Benessere Dei Cittadini"*; 2018;
17. Camps-Valls, G.; Campos-Taberner, M.; Moreno-Martínez, Á.; Walther, S.; Duveiller, G.; Cescatti, A.; Mahecha, M.D.; Muñoz-Marí, J.; García-Haro, F.J.; Guanter, L.; et al. A Unified Vegetation Index for Quantifying the Terrestrial Biosphere. *Sci Adv* **2021**, 7, 1–11, doi:10.1126/sciadv.abc7447.
18. Mårtensson, U. Introduction to Remote Sensing and Geographical Information Systems. *Department of Physical Geography and Ecosystems Sciences* **2011**, 55.
19. Hlásny, T.; Zimová, S.; Merganičová, K.; Štěpánek, P.; Modlinger, R.; Turčáni, M. Devastating Outbreak of Bark Beetles in the Czech Republic: Drivers, Impacts, and Management Implications. *For Ecol Manage* **2021**, 490, 119075, doi:10.1016/J.FORECO.2021.119075.
20. Huo, L.; Persson, H.J.; Lindberg, E. Early Detection of Forest Stress from European Spruce Bark Beetle Attack, and a New Vegetation Index: Normalized Distance Red & SWIR (NDRS). *Remote Sens Environ* **2021**, 255, 112240, doi:10.1016/j.rse.2020.112240.
21. Jamali, S.; Olsson, P.O.; Muller, M.; Ghorbanian, A. Kernel-Based Early Detection of Forest Bark Beetle Attack Using Vegetation Indices Time Series of Sentinel-2. *IEEE J Sel Top Appl Earth Obs Remote Sens* **2024**, 17, 12868–12877, doi:10.1109/JSTARS.2024.3425795.
22. Woodcock, C.E.; Loveland, T.R.; Herold, M.; Bauer, M.E. Transitioning from Change Detection to Monitoring with Remote Sensing: A Paradigm Shift. *Remote Sens Environ* **2020**, 238, 111558, doi:10.1016/j.rse.2019.111558.

23. Khodaei, M.; Hwang, T.; Kim, J.H.; Norman, S.P.; Robeson, S.M.; Song, C. Monitoring Forest Infestation and Fire Disturbance in the Southern Appalachian Using a Time Series Analysis of Landsat Imagery. *Remote Sens (Basel)* **2020**, *12*, doi:10.3390/RS12152412.
24. Bárta, V.; Lukeš, P.; Homolová, L. Early Detection of Bark Beetle Infestation in Norway Spruce Forests of Central Europe Using Sentinel-2. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **2021**, *100*, doi:10.1016/j.jag.2021.102335.
25. Avinash, P.; Research, P.D.; Ramathilaga, A.; Valarmathi, P. Hyperspectral Remote Sensing for Discrimination for Plant Disease Forecasting: Review. ~ 208 ~ *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* **2022**, *11*, 208–215.
26. Rattalino Edreira, J.I.; Mourtzinis, S.; Azzari, G.; Andrade, J.F.; Conley, S.P.; Specht, J.E.; Grassini, P. Combining Field-Level Data and Remote Sensing to Understand Impact of Management Practices on Producer Yields. *Field Crops Res* **2020**, *257*, 107932, doi:10.1016/j.fcr.2020.107932.
27. Parisi, F.; Vangi, E.; Francini, S.; D'Amico, G.; Chirici, G.; Marchetti, M.; Lombardi, F.; Travaglini, D.; Ravera, S.; De Santis, E.; et al. Sentinel-2 Time Series Analysis for Monitoring Multi-Taxon Biodiversity in Mountain Beech Forests. *Frontiers in Forests and Global Change* **2023**, *6*, 1–16, doi:10.3389/ffgc.2023.1020477.
28. Parisi, F.; Vangi, E.; Francini, S.; Chirici, G.; Travaglini, D.; Marchetti, M.; Tognetti, R. Monitoring the Abundance of Saproxylic Red-Listed Species in a Managed Beech Forest by Landsat Temporal Metrics. *For Ecosyst* **2022**, *9*, 100050, doi:10.1016/j.fecs.2022.100050.
29. Fernandez-Carrillo, A.; Patočka, Z.; Dobrovolný, L.; Franco-Nieto, A.; Revilla-Romero, B. Monitoring Bark Beetle Forest Damage in Central Europe. A Remote Sensing Approach Validated with Field Data. *Remote Sens (Basel)* **2020**, *12*, 1–19, doi:10.3390/rs12213634.
30. Planet Labs PBC PlanetScope Product Specifications. **2023**, 1–38.

31. Leach, N.; Coops, N.C.; Obrknezev, N. Normalization Method for Multi-Sensor High Spatial and Temporal Resolution Satellite Imagery with Radiometric Inconsistencies. *Comput Electron Agric* **2019**, *164*, 104893, doi:10.1016/j.compag.2019.104893.
32. Francini, S.; McRoberts, R.E.; Giannetti, F.; Mencucci, M.; Marchetti, M.; Scarascia Mugnozza, G.; Chirici, G. Near-Real Time Forest Change Detection Using PlanetScope Imagery. *Eur J Remote Sens* **2020**, *53*, 233–244, doi:10.1080/22797254.2020.1806734.
33. Rösch, M.; Sonnenschein, R.; Buchelt, S.; Ullmann, T. Comparing PlanetScope and Sentinel-2 Imagery for Mapping Mountain Pines in the Sarntal Alps, Italy. *Remote Sens (Basel)* **2022**, *14*, 1–24, doi:10.3390/rs14133190.
34. Shi, Y.; Huang, W.; Ye, H.; Ruan, C.; Xing, N.; Geng, Y.; Dong, Y.; Peng, D. Partial Least Square Discriminant Analysis Based on Normalized Two-Stage Vegetation Indices for Mapping Damage from Rice Diseases Using Planetscope Datasets. *Sensors (Switzerland)* **2018**, *18*, 1–16, doi:10.3390/s18061901.
35. Gašparović, M.; Dobrinić, D.; Pilaš, I. Mapping of Allergenic Tree Species in Highly Urbanized Area Using PlanetScope Imagery—A Case Study of Zagreb, Croatia. *Forests* **2023**, *14*, doi:10.3390/f14061193.
36. Francini, S.; Schelhaas, M.J.; Vangi, E.; Lerink, B.J.; Nabuurs, G.J.; McRoberts, R.E.; Chirici, G. Forest Species Mapping and Area Proportion Estimation Combining Sentinel-2 Harmonic Predictors and National Forest Inventory Data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **2024**, *131*, 103935, doi:10.1016/j.jag.2024.103935.
37. Cavalli, A.; Francini, S.; Cecili, G.; Coccozza, C.; Congedo, L.; Falanga, V.; Spadoni, G.L.; Maesano, M.; Munafò, M.; Chirici, G.; et al. Afforestation Monitoring through Automatic Analysis of 36-Years Landsat Best Available Composites. *IForest* **2022**, *15*, 220–228, doi:10.3832/ifor4043-015.

38. Turcato, C.; Giordani, P.; Mariotti, M.G.; Peccenini, S. A Vegetation Indicator To Assess Mediterranean Pinewood Affected By Bast Scale (*Matsucoccus Feytaudi*). *BELS-Bulletin of Enviromental and Life Sciences* **2019**, *1*, 17–29.
39. Coops, N.C.; Varhola, A.; Bater, C.W.; Teti, P.; Boon, S.; Goodwin, N.; Weiler, M. Assessing Differences in Tree and Stand Structure Following Beetle Infestation Using Lidar Data. **2009**, *35*, 497–508.
40. Maresi, G.; Ambrosi, P.; Lobis, V. La Stabilità Degli Alberi. VTA e SIA-SIM a Confronto in Due Casi Studio. *Sherwood* **2003**.
41. Mattheck, C.; Breloer, H. Field Guide for Visual Tree Assessment (Vta). *Arboric J* **1994**, *18*, 1–23, doi:10.1080/03071375.1994.9746995.
42. Souter, N.J.; Cunningham, S.; Little, S.; Wallace, T.; McCarthy, B.; Henderson, M. Evaluation of a Visual Assessment Method for Tree Condition of Eucalypt Floodplain Forests. *Ecological Management and Restoration* **2010**, *11*, 210–214, doi:10.1111/j.1442-8903.2010.00551.x.
43. Cunningham, S.C.; Read, J.; Baker, P.J.; Mac Nally, R. Quantitative Assessment of Stand Condition and Its Relationship to Physiological Stress in Stands of *Eucalyptus Camaldulensis* (Myrtaceae). *Aust J Bot* **2007**, *55*, 692–699, doi:10.1071/BT07031.
44. Morales-Gallegos, L.M.; Martínez-Trinidad, T.; Hernández-de la Rosa, P.; Gómez-Guerrero, A.; Alvarado-Rosales, D.; Saavedra-Romero, L. de L. Tree Health Condition in Urban Green Areas Assessed through Crown Indicators and Vegetation Indices. *Forests* **2023**, *14*, doi:10.3390/f14081673.
45. Pause, M.; Schweitzer, C.; Rosenthal, M.; Keuck, V.; Bumberger, J.; Dietrich, P.; Heurich, M.; Jung, A.; Lausch, A. In Situ/Remote Sensing Integration to Assess Forest Health-a Review. *Remote Sens (Basel)* **2016**, *8*, 1–21, doi:10.3390/rs8060471.
46. Eichhorn, J.; Szepesi, A.; Ferretti, M.; Mues, V.; Dave, D. *Visual Assessment of Crown Condition*; UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg, 2010; ISBN 9783926301031.

47. Grulke, N.; Bienz, C.; Hrinkevich, K.; Maxfield, J.; Kellie Uyeda Quantitative and Qualitative Approaches to Assess Tree Vigor and Stand Health in Dry Pine Forests. *For Ecol Manage* **2020**, 465.
48. Di Sora, N.; Rossini, L.; Contarini, M.; Chiarot, E.; Speranza, S. Endotherapic Treatment to Control *Toumeyella Parvicornis* Cockerell Infestations on *Pinus Pinea* L. *Pest Manag Sci* **2022**, 78, 2443–2448, doi:10.1002/ps.6876.
49. Roversi, P.F.; Sciarretta, A.; Marziali, L.; Marianelli, L.; Bagnoli, M. A Gis-Based Cost Distance Approach to Analyse the Spread of *Matsucoccus Feytaudi* in Tuscany, Italy (Coccoidea Matsucoccidae). *Redia* **2013**, 96, 9–16.
50. Koeser, A.K.; Hasing, G.; McLean, D.; Northrop, R. Tree Risk Assessment Methods: A Comparison of Three Common Evaluation Forms. *Edis* **2014**, 2014, doi:10.32473/edis-ep487-2013.
51. Abd El-Ghany, N.M.; Shadia E Abd, E.-A.; Shahira S., M. A Review: Application of Remote Sensing as a Promising Strategy for Insect Pests and Diseases Management. *Environmental Science and Pollution Research* **2020**, 27, 33503–33515, doi:10.1007/s11356-020-09517-2.
52. EFSA PLH Panel (EFSA Panel on Plant Health); Bragard, C.; Baptista, P.; Chatzivassiliou, E.; Di Serio, F.; Gonthier, P.; Jaques Miret, J.A.; Fejer Justesen, A.; Magnusson, C.S.; Milonas, P.; et al. Pest Categorisation of *Toumeyella Parvicornis*. *EFSA Journal* **2022**, 20, doi:10.2903/j.efsa.2022.7146.
53. CFN, C.F.N. Linee Guida per La Gestione Del Fitomizo TOUMEYELLA PARVICORNIS (COCKERELL). **2020**, 1–20.
54. Clarke, S.R. *Pine Tortoise Scale*; 2013;
55. García Morales, M.; Denno, B.D.; Miller, D.R.; Miller, G.L.; Ben-Dov, Y.; Hardy, N.B. ScaleNet: A Literature-Based Model of Scale Insect Biology and Systematics Database.
56. Garonna, A. Pietro; Scarpato, S.; Vicinanza, F.; Espinosa, B. First Report of *Toumeyella Parvicornis* (Cockerell) in Europe (Hemiptera: Coccidae). *Zootaxa* **2015**, 3949, 142–146, doi:10.11646/zootaxa.3949.1.9.

57. Garonna, A.; Foscari, A.; Russo, E.; Jesu, G.; Somma, S.; Cascone, P.; Guerrieri, E. The Spread of the Non-Native Pine Tortoise Scale *Toumeyella Parvicornis* (Hemiptera: Coccidae) in Europe: A Major Threat to *Pinus Pinea* in Southern Italy. *IForest* **2018**, *11*, 628–634, doi:10.3832/ifor2864-011.
58. Malumphy, C.; Hamilton, M.A.; Manco, B.N.; Green, P.W.C.; Sanchez, M.D.; Corcoran, M.; Salamanca, E. *TOUMEYELLA PARVICORNIS (HEMIPTERA: COCCIDAE), CAUSING SEVERE DECLINE OF PINUS CARIBAEA VAR. BAHAMENSIS IN THE TURKS AND CAICOS ISLANDS*; 2012; Vol. 95;.
59. Giovannini, L.; Mazza, G.; Peverieri, G.S.; Iovinella, I.; Manco, B.N.; Prosper, D.; Blaise, J.; May, C.; Vandenberg, N.; Marianelli, L.; et al. Classical Biological Control of *Toumeyella Parvicornis*: Challenges and Opportunities for a Potential Candidate. *Redia* **2024**, *107*, 51–61, doi:10.19263/REDIA-107.24.08.
60. *Dlgs n. 150 Del 14 Agosto 2012. Attuazione Della Direttiva 2009/128/CE Che Istituisce Un Quadro per l'azione Comunitaria Ai Fini Dell'utilizzo Sostenibile Dei Pesticidi*; 2012;
61. Bianchi, L.; Giovannini, G.; Maltoni, A.; Mariotti, B.; Paci, M. *La Selvicoltura Delle Pinete Della Toscana*; 2005; ISBN 88-8295-064-6.
62. Farjon, Aljos.; Filer, Denis. *An Atlas of the World's Conifers : An Analysis of Their Distribution, Biogeography, Diversity, and Conservation Status*; Brill, 2013; ISBN 9789004211803.
63. Martínez, F.; Montero, G. The *Pinus Pinea* L. Woodlands along the Coast of South-Western Spain: Data for a New Geobotanical Interpretation. **2004**.
64. Carrasquinho, I.; Gonçalves, E. Genetic Variability among *Pinus Pinea* L. Provenances for Survival and Growth Traits in Portugal. *Tree Genet Genomes* **2013**, *9*, 855–866, doi:10.1007/s11295-013-0603-2.
65. Viñas, R.A.; Caudullo, G.; Oliveira, S.; De Rigo, D. *Pinus Pinea* in Europe: Distribution, Habitat, Usage and Threats. *European Atlas of Forest Tree Species* **2016**, 130–131.

66. Borrero Fernández, G. *El Pino Piñonero (Pinus Pinea L.) En Andalucía: Ecología, Distribución y Selvicultura*; Consejería de Medio Ambiente. Dirección General de Gestión del Medio Natural, Ed.; Sevilla, 2004;
67. Mercurio, R. *Pino Domestico*; 2020; ISBN 9788831675727.
68. Simões, A.S.B.; Borges, M.M.; Grazina, L.; Nunes, J. Stone Pine (*Pinus Pinea L.*) High-Added-Value Genetics: An Overview. *Genes (Basel)* **2024**, *15*.
69. Fady; Fineschi; Vendramin; GG *Technical Guidelines for Genetic Conservation and Use for Italian Stone Pine (Pinus Pinea)*; 2004;
70. Gasparella, L.; Tomao, A.; Agrimi, M.; Corona, P.; Portoghesi, L.; Barbati, A. Italian Stone Pine Forests under Rome's Siege: Learning from the Past to Protect Their Future. *Landsc Res* **2017**, *42*, 211–222, doi:10.1080/01426397.2016.1228862.
71. Elvira-Recuenco, M.; Calama, R.; Pardos, M.; Mutke, S.; Sánchez-Moreno, J.; Gordo, F.J.; Pascual, S.; Raposo, R. Damage Assessment in Pine Nuts from Stone Pine Caused by *Leptoglossus Occidentalis* and Pathogenic Agents 2016.
72. Calandrelli, M.; Migliozi, A. History of Degradation and Rebirth of a Coastal Pine Forest. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale* **2023**, *20*, 73–80, doi:10.3832/efor4386-020.
73. ISPRA *Consumo Di Suolo, Dinamiche Territoriali e Servizi Ecosistemici Edizione 2021 Rapporto ISPRA SNPA*; 2021;
74. Galletti Giorgio I Pini Nel Paesaggio Di Roma. In *Oltre il giardino: le architetture vegetali e il paesaggio*; 2003; pp. 271–279.
75. Stenhouse, R.N. Assessing Disturbance and Vegetation Condition in Urban Bushlands. *Australasian Journal of Environmental Management* **2005**, *12*, 16–26, doi:10.1080/14486563.2005.10648630.
76. Smiley, T.E.; Matheny, N.; Lilly, S. *Qualitative Tree Risk Assessment*; 2012;

77. Dunster, J.A.; Smiley, T.E.; Matheny, N.; Lilly, S. *Tree Risk Assessment Manual*; International Society of Arboriculture. Champaign, IL, Ed.; 2013;
78. Bertin, S.; Ilardi, F.; Scapini, C.; Simoni, S.; Roversi, P.F. Alien Pest *Toumeyella Parvicornis* (Cockerell) (Hemiptera: Coccidae) on *Pinus Pinea* L.: Short Time Evaluation of Endotherapeutic Treatment. *Redia* **2022**, *105*, 11–16, doi:10.19263/REDIA-105.22.02.
79. Di Sora, N.; Rossini, L.; Contarini, M.; Mastrandrea, G.; Speranza, S. *Toumeyella Parvicornis* versus Endotherapeutic Abamectin: Three Techniques, 1 Year After. *Pest Manag Sci* **2023**, *79*, 3676–3680, doi:10.1002/ps.7547.
80. Tarasov, A. V. Estimation of the Accuracy of Cloud Masking Algorithms Using Sentinel-2 and PlanetScope Data. *Sovremennye Problemy Distantionnogo Zondirovaniya Zemli iz Kosmosa* **2020**, *17*, 26–38, doi:10.21046/2070-7401-2020-17-7-26-38.
81. Xue, J.; Su, B. Significant Remote Sensing Vegetation Indices: A Review of Developments and Applications. *J Sens* **2017**, *2017*, doi:10.1155/2017/1353691.
82. Karnieli, A.; Agam, N.; Pinker, R.T.; Anderson, M.; Imhoff, M.L.; Gutman, G.G.; Panov, N.; Goldberg, A. Use of NDVI and Land Surface Temperature for Drought Assessment: Merits and Limitations. *J Clim* **2010**, *23*, 618–633, doi:10.1175/2009JCLI2900.1.
83. Kanan, A.H. Potentials and Limitations of Ndvi and Other Vegetation Indices (Vis) for Monitoring Vegetation Parameters From Remotely Potentials and Limitations of Ndvi and Other Vegetation Indices (Vis) for Monitoring Vegetation Parameters From. **2023**.
84. Govedar, Z.; Anikić, N. Vegetation Indices Monitoring by Using Copernicus Data in the Old-Growth Forests of the Republic of Srpska/Bosnia and Herzegovina. *Frontiers in Forests and Global Change* **2024**, *7*, 1–9, doi:10.3389/ffgc.2024.1354769.

85. Cai, Y.; Shi, Q.; Liu, X. Mapping Forest Disturbance Using Pure Forest Index Time Series and Ccdc Algorithm. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives* **2022**, *48*, 1–6, doi:10.5194/isprs-archives-XLVIII-3-W1-2022-1-2022.
86. Zhang, L.; Wu, K.; Zhong, Y.; Li, P. A New Sub-Pixel Mapping Algorithm Based on a BP Neural Network with an Observation Model. *Neurocomputing* **2008**, *71*, 2046–2054, doi:10.1016/j.neucom.2007.08.033.
87. Pearson, K. VII. Note on Regression and Inheritance in the Case of Two Parents. *Proceedings of the Royal Society of London* **1895**, *58*, 240–242, doi:10.1098/rspl.1895.0041.
88. Stone, C.; Mohammed, C. Application of Remote Sensing Technologies for Assessing Planted Forests Damaged by Insect Pests and Fungal Pathogens: A Review. *Current Forestry Reports* **2017**, *3*, 75–92, doi:10.1007/s40725-017-0056-1.
89. Zhang, J.; Huang, Y.; Pu, R.; Gonzalez-Moreno, P.; Yuan, L.; Wu, K.; Huang, W. Monitoring Plant Diseases and Pests through Remote Sensing Technology: A Review. *Comput Electron Agric* **2019**, *165*, 104943, doi:10.1016/j.compag.2019.104943.
90. He, D.; Shi, Q.; Xue, J.; Atkinson, P.M.; Liu, X. Very Fine Spatial Resolution Urban Land Cover Mapping Using an Explicable Sub-Pixel Mapping Network Based on Learnable Spatial Correlation. *Remote Sens Environ* **2023**, *299*, doi:10.1016/j.rse.2023.113884.
91. D’Amico, G.; Francini, S.; Parisi, F.; Vangi, E.; De Santis, E.; Travaglini, D.; Chirici, G. Multitemporal Optical Remote Sensing to Support Forest Health Condition Assessment of Mediterranean Pine Forests in Italy. *Springer Proceedings in Earth and Environmental Sciences* **2023**, *Part F639*, 113–123, doi:10.1007/978-3-031-25840-4_15.

92. Dalponte, M.; Solano-Correa, Y.T.; Frizzera, L.; Gianelle, D. Mapping a European Spruce Bark Beetle Outbreak Using Sentinel-2 Remote Sensing Data. *Remote Sens (Basel)* **2022**, *14*, doi:10.3390/rs14133135.
93. Wulder, M.A.; Dymond, C.C.; White, J.C.; Leckie, D.G.; Carroll, A.L. Surveying Mountain Pine Beetle Damage of Forests: A Review of Remote Sensing Opportunities. *For Ecol Manage* **2006**, *221*, 27–41, doi:10.1016/j.foreco.2005.09.021.
94. Telesca, L.; Lasaponara, R.; Faridani, F.; Abate, N.; Lovallo, M. *Informational Analysis of MODIS Satellite Evapotranspiration Data of Vegetation Cover: A Method to Reveal the Presence of Plant Diseases*; SIGNAL 202.; 2023; ISBN 9781685580575.
95. Niccoli, F.; Kabala, J.P.; Altieri, S.; Faugno, S.; Battipaglia, G. Impact of Toumeyella Parvicornis Outbreak in Pinus Pinea L. Forest of Southern Italy: First Detection Using a Dendrochronological, Isotopic and Remote Sensing Analysis. *For Ecol Manage* **2024**, *566*, 122086, doi:10.1016/j.foreco.2024.122086.
96. Aragones, D.; Rodriguez-Galiano, V.F.; Caparros-Santiago, J.A.; Navarro-Cerrillo, R.M. Could Land Surface Phenology Be Used to Discriminate Mediterranean Pine Species? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **2019**, *78*, 281–294, doi:10.1016/j.jag.2018.11.003.
97. Boselli, M.; Vai, N.; Mirotti, A.; Mazziini, F.; Mazzoni, F.; Mosti, M.; Foschi, S.; Scapini, C. CRISICOCCUS PINI (HOMOPTERA, PSEUDOCOCCIDAE) IN EMILIA ROMAGNA: DELIMITAZIONE DELL'AREA INFESTATA E PIANO DI CONTROLLO. *ATTI Giornate Fitopatologiche* **2018**, 265–272.
98. Feng, Y.; Wang, Y.; Su, H.; Pan, J.; Sun, Y.; Zhu, J.; Fang, J.; Tang, Z. Assessing the Effectiveness of Global Protected Areas Based on the Difference in Differences Model. *Ecol Indic* **2021**, *130*, 108078, doi:10.1016/j.ecolind.2021.108078.

99. Mazzeo, G.; Longo, S.; Pellizzari, G.; Porcelli, F.; Suma, P.; Russo, A. Exotic Scale Insects (Coccoidea) on Ornamental Plants in Italy: A Never-Ending Story. *Acta Zool Bulg* **2014**, *66*, 55–61.
100. Senf, C.; Seidl, R.; Hostert, P. Remote Sensing of Forest Insect Disturbances: Current State and Future Directions. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **2017**, *60*, 49–60, doi:10.1016/j.jag.2017.04.004.
101. Nocentini, S.; Travaglini, D.; Muys, B. Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps. *Current Forestry Reports* **2022**, *8*, 229–256, doi:10.1007/s40725-022-00167-w.
102. Tomppo, E.; Olsson, H.; Ståhl, G.; Nilsson, M.; Hagner, O.; Katila, M. Combining National Forest Inventory Field Plots and Remote Sensing Data for Forest Databases. *Remote Sens Environ* **2008**, *112*, 1982–1999.
103. Marselle, M.R.; Lindley, S.J.; Cook, P.A.; Bonn, A. Biodiversity and Health in the Urban Environment. **2021**, doi:10.1007/s40572-021-00313-9/Published.
104. Newton, A.C.; Coward, F.; Elliott, S.; Jenkins, E.; Linden, M. Vander; Riris, P.; Silva, F. Understanding Long-Term Human Ecodynamics through the Lens of Ecosystem Collapse. *Holocene* **2024**.
105. Tyrväinen, L.; Silvennoinen, H.; Kolehmainen, O. *Ecological and Aesthetic Values in Urban Forest Management*; 2003; Vol. 1;.
106. Li, S.; Zhou, Z.; Ma, R.; Liu, S.; Guan, Q. Extracting Subpixel Vegetation NDVI Time Series for Evaluating the Mixed Pixel Effect on GPP Estimation in Urban Areas. *Int J Digit Earth* **2023**, *16*, 3222–3238, doi:10.1080/17538947.2023.2246945.
107. Powell, R.L.; Roberts, D.A.; Dennison, P.E.; Hess, L.L. Sub-Pixel Mapping of Urban Land Cover Using Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis: Manaus, Brazil. *Remote Sens Environ* **2007**, *106*, 253–267, doi:10.1016/j.rse.2006.09.005.

108. Salvatori, R.; Mei, A.; Salzano, R. *Caratterizzazione Spettrale Di Superficie Asfaltate e Realizzazione Di Una Libreria Di Firme Spettrali*; 2009;
109. Kırdar, E. Özel, H. B. Ertekin, M. Effects of Pruning on Height and Diameter Growth at Stone Pine (*Pinus Pinea* L.) Afforestations. *Bartın Orman Fakultesi Dergisi* 2010, 12, 1–10.
110. Gonthier, P.; Lione, G.; Borgogno Mondino, E. Tree Health Monitoring: Perspectives from the Visible and near Infrared Remote Sensing. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale* **2012**, 9, 89–102, doi:10.3832/efor0691-009.
111. Li, X.; Chen, W.Y.; Sanesi, G.; Laforzezza, R. Remote Sensing in Urban Forestry: Recent Applications and Future Directions. *Remote Sens (Basel)* **2019**, 11, 1–20, doi:10.3390/rs11101144.
112. Lasaponara, R.; Abate, N.; Masini, N. Early Identification of Vegetation Pest Diseases Using Sentinel 2 NDVI Time Series 2016-2023: The Case of *Toumeyella Parvicorvis* at Castel Porziano (Italy). *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* **2024**, 21, 1–5, doi:10.1109/LGRS.2024.3386218.

8. RINGRAZIAMENTI

Desidero esprimere la mia gratitudine all'Università del Molise, all'ISPRA e all'Università di Firenze per il supporto e le risorse messe a disposizione durante questa ricerca.

Un sentito ringraziamento va al Professor Marchetti, al Dr. Ottaviano e al Professor Lasserre per il loro contributo scientifico e il costante supporto. Un grazie speciale al Dr. Francesco Parisi, il cui entusiasmo e dedizione hanno accompagnato ogni fase di questo lavoro.

Un grazie di cuore a tutto il gruppo di ricerca dell'ISPRA, sempre disponibile a offrire aiuto e confronto nei momenti di incertezza. Ringrazio inoltre il Dr. Saverio Francini e il Dr. Giovanni D'Amico per il loro supporto tecnico.

Un ringraziamento speciale al Dr. Michele Munafò, che ha creduto in me ancor prima che lo facessi io stessa.

Infine, un pensiero speciale a Giulia Cecili, per aver saputo regalarmi leggerezza e sorrisi nei momenti più difficili, e ad Alice Cavalli, per la sua instancabile dedizione.

Il mio grazie più grande va ai miei genitori, per il loro incrollabile sostegno e per essere sempre al mio fianco in ogni fase della vita.



UNIONE EUROPEA
Fondo Sociale Europeo



PON
RICERCA
E INNOVAZIONE
2014 - 2020

REACT EU

La borsa di dottorato è stata cofinanziata con risorse del
Programma Operativo Nazionale Ricerca e Innovazione 2014-2020, risorse FSE REACT-EU
Azione IV.4 “Dottorati e contratti di ricerca su tematiche dell’innovazione”
e Azione IV.5 “Dottorati su tematiche Green”