



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI DELLA
TUSCIA

Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali

DAFNE

Dottorato di Ricerca in

Scienze delle Produzioni Vegetali e Animali XXXIV Ciclo

Tesi di Dottorato

*Infrastrutture verdi in ambito urbano per mitigare gli effetti
dei cambiamenti climatici*

S.S.D AGR/10

Coordinatrice del Corso di Dottorato:

Prof.ssa Roberta Bernini

Dottorando:

Lorenzo Gatti

Tutor:

Prof.ssa Maria Nicolina Ripa

Prof. Roberto Mancinelli

Prof. Rosario Muleo

2021-2022

La tesi di dottorato è stata svolta in collaborazione con

l'Agenzia nazionale per le nuove tecnologie,

l'energia

e lo sviluppo economico sostenibile

ENEA

Centro Ricerche ENEA Casaccia

Cotutori di supporto ENEA:

Dott.ssa Arianna Latini

Dott. Carlo Alberto Campiotti

Dott.ssa Germina Giagnacovo

Dott.ssa Patrizia De Rossi

Riassunto

Il lavoro di ricerca si è incentrato sullo studio delle infrastrutture verdi applicabili agli edifici, come muri e tetti verdi, in virtù del loro possibile maggiore impiego in ambiente urbano, spesso caratterizzato da elevati livelli di antropizzazione e consumo di suolo. L'ambiente urbano è infatti soggetto a problematiche climatico ambientali, che vengono acuite dai cambiamenti climatici in atto e che si ripercuotono sulla popolazione, presentando sempre più gravose sfide sociali ed economiche. Le *Nature Based Solution* (NBS) applicabili agli edifici, come tetti e pareti verdi, potrebbero fornire rimedi che permettano di fronteggiare le problematiche connesse ai centri urbani con elevata densità di popolazione, come l'innalzamento delle temperature, che genera le *Urban Heat Island* (UHI), l'elevato consumo energetico e l'inquinamento dell'aria. Tuttavia, l'adozione di soluzioni verdi è accompagnata spesso da scetticismo e preconetti che non ne facilitano la diffusione, oltre che ad un'oggettiva difficoltà di prevederne gli effetti mitigatori e di quantificarne a pieno i benefici. Per questo risulta di interesse studiarne le interazioni con il sistema edificio ed il microhabitat circostante, al fine di consolidarne tanto la loro azione mitigatrice in ambiente mediterraneo nei confronti dei cambiamenti climatici, quanto il loro ruolo benefico sulla resilienza urbana. In questo studio sono stati monitorati il tetto verde estensivo e la facciata verde di rampicanti, presenti sul *green building* del Centro Ricerche ENEA Casaccia (RM), con lo scopo principale di valutarne i possibili benefici conseguibili in termini di scambi energetici. Inoltre, a livello della facciata verde, la ricerca ha riguardato anche la valutazione degli effetti della vegetazione sulla qualità dell'aria, al fine di fornire informazioni utili per un impiego consapevole di queste NBS e palesandone gli *ecosystem services* che possono apportare. Per quanto riguarda gli scambi energetici, le infrastrutture verdi sono state dotate di un impianto di sensori che ha permesso di stimare i flussi termici attraverso la parete dell'edificio, con e senza l'effetto della schermatura di vegetali: dal monitoraggio delle temperature superficiali e della temperatura dell'aria è stato elaborato un coefficiente, denominato K_v^* , da applicare per stimare i flussi termici entranti in un edificio nel caso di una facciata schermata dalla specie *Parthenocissus quinquefolia*. L'albedo delle coperture vegetali impiegate sul tetto verde è stato studiato con l'utilizzo di un albedometro, per valutare i valori e le variazioni di questo parametro. Il monitoraggio della qualità dell'aria è stato condotto attraverso un campionatore della CO₂ e dei sensori dell'O₂ dislocati entrambi in 10 punti di campionamento sull'edificio verde e arricchito dallo studio dei composti organici volatili (COV) emessi dalle specie utilizzate. In questo studio, sia la facciata verde costituita da rampicanti che il tetto verde estensivo si sono dimostrati efficaci nello schermare la radiazione solare e nell'abbattere i flussi termici entranti nell'edificio. La temperatura superficiale della parete vegetata durante la stagione calda è risultata inferiore anche di 12°C, con una

riduzione del flusso di calore dal 65 al 70% rispetto alla parete esposta al sole, con un risparmio energetico per il raffrescamento stimato di circa 2,4 kWh m⁻². Il parametro K_v^* è risultato efficace nello stimare i flussi termici entranti dietro a una facciata verde, con valori approssimabili a quelli calcolati a partire dai sensori di temperatura installati sulla parete dell'edificio. Il monitoraggio della qualità dell'aria non ha rilevato innalzamenti significativi della CO₂ ambientale rispetto al controllo, mentre la concentrazione di O₂ è aumentata di 0,26 punti percentuali nell'intercapedine tra la facciata verde e la parete dell'edificio. Nelle condizioni dello studio, nessuna delle tre specie vegetali presenti sulla facciata verde - *P. quinquefolia*, *T. jasminoides* ed *H. helix* – è risultata emettere COV, dimostrandosi specie sicure per essere impiegate in ambiente cittadino. Il tetto verde estensivo irrigato ha ridotto la temperatura del tetto di circa 20 °C nella stagione calda, con un abbattimento di più del 90% del flusso di calore in entrata, contribuendo anche allo sfasamento temporale del picco termico giornaliero. L'albedo del prato di graminacee e del tappeto di *Sedum spurium* è risultato essere dinamico, influenzato dalla stagionalità e dalla fenologia delle piante. In definitiva, la ricerca condotta nell'ambito di questo Dottorato ha permesso di incrementare la conoscenza delle facciate e dei tetti verdi applicati agli edifici, contribuendo all'obiettivo di poter gestire e adottare con maggiore consapevolezza in sede progettuale tali soluzioni basate sulla natura.

Parole chiave: Nature based solution, Tetti verdi, Facciate verdi, Servizi ecosistemici, Risparmio energetico, Qualità dell'aria.

Abstract

The current research work focuses on Nature Based Solutions (NBSs) suited for buildings, such as green walls and green roofs, aiming at fostering their spread in urban environments, characterised by a high level of anthropization and land consumption. In densely populated cities, the ongoing climate change is exacerbating rising temperatures, Urban Heat Island (UHI), high energy consumption and air pollution. The present scenario force city population to face serious social and economic challenges. Unfortunately, up to now, the uptake of NBSs has often been met by scepticism and bias undermining their diffusion, as well as the difficulties to predict their effects and completely assess their benefits. Thus, in order to consolidate green façades and green roofs' effectiveness against climate change and their beneficial role on urban resilience, the broadening of scientific knowledge of the possible effects of these NBSs under different technical settings and climatic locations is crucial. The experimental work was lead on a detached green façade and an extensive green roof installed on the prototype building at ENEA Casaccia Research Centre (Rome, Italy). This study aims to quantify the interaction of these green infrastructures with the building energy exchanges and evaluate the green façade influence on air quality, in order to provide useful information for an aware use of these NBSs and to highlight the ecosystem services they can provide. The target green infrastructures were equipped with devices for the measuring of wall and roof surface temperature and air temperature. Data were analysed to quantify the extent of the shading effect and calculate the heat flux through the building, with and without the green coverings. The temperature values registered on the green façade were used to define and develop the so named " K_v^* ", a parameter useful to modelling heat fluxes entering a building shielded with a green façade of *Parthenocissus quinquefolia*. Albedo values and variations of green roof plant coverings (gramineous turf and *Sedum spurium* carpet) was measured with albedometer. Air quality monitoring was conducted by means of a CO₂ sampler and O₂ sensors placed nearby the building and the green façade. Even the evaluation of the Volatile Organic Compounds (VOCs) emitted by the climbing plants of the green façade have been dealt to deep the interaction of the green façade plants with the building environment. The green façade and the extensive green roofs were shown to be effective in reducing the buildings cooling energy demand, by lowering the temperature of the surfaces covered by vegetation and the heat flow through the building. The surface temperature of vegetated wall was reduced up to 12 °C, lowering the heat flux by 65 to 70% during the warm season, with an estimated energy savings of about 2.4 kWh m⁻². The K_v^* parameter was useful to modelling heat flux values behind a green façade, approximating effectively those estimated by the temperature sensors installed on the building. The air quality monitoring reported no valuable variation on environmental CO₂ compared to the control,

while O₂ (%) increased by approximately 0.26 percentage points in the gap between the green façade and the building wall. The climbing plants of the experimental green façade (*P. quinquefolia*, *T. jasminoides* and *H. helix*) were found to be non-emitting VOCs species, worth of note for health safety in the urban environment. The extensive irrigated green roof reduced roof temperature up about 20 °C in the warm season with an over to 90% reduction of incoming heat flux. A further advantage observed was the phase shift of the thermal peak that could contribute to energy demand delay. The green roof coverings albedo has shown to be dynamic, affected by seasonality and plants phenology. Definitely, on the whole this research has increased the knowledge available on green façades and green roofs in Mediterranean climate, achieving the main objective of sustaining to adoption of these Nature-Based Solutions with greater design awareness by urban engineers and designers, but also by the citizens themselves.

Keywords: Nature based solutions, Green roof, Green façade, Ecosystem services, Energy saving, Air quality.

Indice

1	Introduzione.....	1
1.1	Il clima sta cambiando	1
1.1.1	Cambiamento climatico e centri urbani	4
1.2	Soluzioni dalla natura: <i>Nature Based Solutions</i>	7
1.2.1	Strutture verdi per le città.....	10
1.2.2	Verde verticale e tetti verdi - servizi ecosistemici	19
2	Scopo del lavoro	21
3	Materiali e metodi.....	22
3.1	Sito sperimentale ENEA, inquadramento microclimatico	22
3.2	Sistema di monitoraggio microclimatico-ambientale	23
3.3	Facciata verde	28
3.3.1	Struttura di sostegno.....	28
3.3.2	Impianto d'irrigazione della facciata verde	29
3.3.3	Essenze vegetali della facciata verde	30
3.3.4	Sensoristica installata sulla facciata verde	32
3.4	Tetto verde	35
3.4.1	Struttura.....	35
3.4.2	Impianto d'irrigazione del tetto verde.....	37
3.4.3	Essenze vegetali del tetto verde	38
3.4.4	Posizionamento dei sensori sul tetto verde	41
3.5	Stima dei flussi termici	43
3.5.1	Calcolo del K_v *	43
3.6	LAI (<i>Leaf Area Index</i>).....	47
3.7	Effetto schermante del tetto verde a graminacee e a sedum.....	49
3.8	Misura dell'albedo	50
3.9	Composti organici volatili emessi dalle piante (COV)	54

3.9.1	Campionamenti <i>in situ</i>	54
3.9.2	Campionamenti in laboratorio	55
3.9.3	Analisi gas-cromatografiche	56
3.9.4	Analisi fisiologiche	58
3.10	Analisi statistiche.....	58
4	Risultati inquadramento microclimatico.....	59
5	Risultati - facciata verde	62
5.1	Valutazione dell'effetto schermante della facciata verde	62
5.1.1	Analisi termica delle pareti	62
5.1.2	Trasmittanza termica (U)	65
5.1.3	Flussi termici entranti nell'edificio	65
5.1.4	K_v^* sperimentale: applicazione e validazione	70
5.2	Studio del LAI della facciata verde.....	74
5.3	Discussione analisi termica della facciata verde	78
5.4	Valutazione degli effetti della facciata verde sulla qualità dell'aria.....	81
5.4.1	Monitoraggio della CO ₂	81
5.4.2	Monitoraggio dell'O ₂	92
5.4.3	Studio dei COV emessi dalle specie prevalenti presenti sulla facciata verde.....	106
5.4.4	Parametri fotosintetici	109
5.5	Discussione: monitoraggio della qualità dell'aria.....	112
6	Risultati - tetto verde sperimentale	118
6.1	Effetti mitigatori del tetto verde sperimentale sulle temperature superficiali	118
6.1.1	Impatto mitigante delle coperture verdi, sulle temperature superficiali del tetto	119
6.1.2	Impatto mitigante del tetto verde sperimentale sui flussi termici entranti.....	128
6.2	Analisi dell'albedo del tetto verde.....	132
6.2.1	Albedo della copertura di <i>Sedum spurium</i>	134
6.2.2	Albedo della copertura di graminacee	136

6.2.3	Albedo e temperature	139
6.3	Discussione – tetto verde sperimentale.....	140
7	Conclusioni	149
8	Bibliografia	151
8.1	Report e norme.....	170
8.2	Sitografia	172

1 Introduzione

1.1 Il clima sta cambiando

Il cambiamento climatico in atto, iniziato a partire dalla seconda rivoluzione industriale agli inizi del XX secolo, negli ultimi anni sta facendo percepire i suoi effetti (con conseguenze a scala globale, continentale e urbana). L'alterazione del clima legata al graduale innalzamento delle temperatura terrestre è causata dall'intensa attività antropica le cui emissioni di gas climalteranti come CO₂, metano e ossido di azoto hanno aumentato il fenomeno dell'effetto serra (Kholod et al., 2020; Mitchell et al., 2000; Saunio et al., 2020). La presenza di questi gas riduce la dispersione delle radiazioni ad onda lunga riemesse dalla superficie terrestre intrappolandole nell'atmosfera, causando dunque l'innalzamento delle temperature globali.

Le fonti di gas climalteranti sono di origine naturale ed antropica. Tra quelle provenienti dai sistemi naturali troviamo incendi boschivi, terremoti, oceani, permafrost, paludi e vulcani (Yue & Gao, 2018), mentre le fonti antropiche di inquinamento dell'atmosfera sono prevalentemente legate alla produzione di energia, alle attività industriali e a quelle legate alla selvicoltura ed ai cambiamenti d'uso del suolo. Edenhofer (2015) e Yue & Gao, (2018), hanno analizzato statisticamente le emissioni globali di gas serra dai sistemi naturali e dalle attività antropogeniche, concludendo che il sistema naturale terrestre può essere considerato auto bilanciato e che sono quindi le emissioni antropogeniche a sovraccaricare il sistema terrestre. Da questo punto di vista, lo sviluppo antropico e la crescita della popolazione non fa che aumentare la domanda di energia, cibo e beni di consumo favorendo l'intensificarsi delle attività produttive, con sempre maggiori emissioni di inquinanti sia dall'industria che dal settore agricolo oltre che dai rifiuti prodotti, sia stoccati nelle discariche, sia bruciati (Behera & Reddy, 2002; El-Fadel & Massoud, 2001; Siddique & Kiani, 2020; Steffen et al., 2015; Stern et al., 1996). I gas serra climalteranti più presenti in atmosfera maggiormente citati in letteratura e definiti dal protocollo di Kyoto sono l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄), l'ossido di azoto (N₂O) ed i gas fluorurati (UNFCCC, 2008). Tra questi predomina la CO₂ che contribuisce per più del 60% all'accumulo di energia che determina il riscaldamento globale (Hofmann et al., 2006). Numerose sono state le azioni di prevenzione sviluppate nelle ultime decadi, a partire dalla prima conferenza mondiale sul clima di Geneva nel 1979 che si può considerare la prima conferenza riguardante la tematica del cambiamento climatico.

- Nel 1992 durante la Conferenza sull'ambiente e sullo sviluppo delle Nazioni Unite di Rio de Janeiro (UNCED, 1992) fu approvata la Convenzione quadro sui cambiamenti climatici delle Nazioni Unite, entrata poi in vigore nel 1994, è stata nel tempo ratificata da 197 paesi soprannominati “parti” dell'accordo.
- Nel 1997 durante la terza conferenza delle parti della convenzione quadro sui cambiamenti climatici (UNFCCC, 1997), fu siglato il protocollo di Kyoto, entrato poi in vigore nel 2005, documento che iniziò ad introdurre l'impegno della riduzione delle emissioni per i paesi firmatari. Nel 2012 a Doha sono stati apportati aggiornamenti al protocollo di Kyoto, ma il nuovo documento non è ancora entrato in vigore per insufficienti membri sostenitori.
- Nel 2015 a Parigi durante la Conference of the Parties (COP 21) è stato siglato l'accordo di Parigi, entrato in vigore nel 2016, documento con cui i paesi aderenti si impegnano a perseguire l'obiettivo di mantenere al di sotto di 2°C l'aumento della temperatura media globale rispetto al periodo preindustriale e mantenerlo intorno ad 1,5°C.

Le linee d'azione adottate dalle nazioni sostenitrici non sembrano però essere sufficienti per riuscire a stabilizzare il clima e superare la crisi climatica in atto (Hoegh-Guldberg et al., 2019; Leclère et al., 2020). Ad esempio nell'analisi di Nieto et al. (2018), è stato cercato di valutare gli effetti dell'accordo di Parigi, che sembrerebbe, nell'ipotesi più rosea, comunque non riuscire ad impedire l'aumento di 3°C della temperatura globale. Sfortunatamente non è stato arrestato l'aumento di CO₂ atmosferica che nel 2021 dai dati del Global Monitoring Laboratory NOAA (<https://gml.noaa.gov>) è continuata ad aumentare raggiungendo la concentrazione media di 416,45 ppm.

L'inquinamento atmosferico con il conseguente aumento del fenomeno dell'effetto serra sta portando dunque a cambiamenti che favoriscono il verificarsi di eventi climatici e meteorici estremi, che potranno variare di intensità, durata, estensione spaziale ed il momento dell'anno in cui si verificano (IPCC 2012).

Nello studio pubblicato da Forzieri et al. (2016), viene prodotta una previsione della frequenza di eventi climatici estremi in uno scenario di cambiamento climatico, in particolare il continente europeo vedrà l'intensificarsi di rischi legati al clima con un gradiente spaziale prominente nelle regioni sudoccidentali, dovuto principalmente all'aumento di ondate di calore, siccità ed incendi. Alcune delle conseguenze del cambiamento climatico sono riportate a seguire:

Ondate di calore

Il decennio 2011-2020 è stato il più caldo della storia postindustriale e dal 1980 ad oggi ogni decade è stata più calda della precedente. Su tutte le terre emerse si stanno registrando aumenti delle temperature e delle ondate di calore. Le elevate temperature stanno facendo aumentare le malattie legate allo stress da caldo e gli incendi si innescano e si propagano più facilmente. Inoltre, i poli stanno subendo un riscaldamento quasi due volte maggiore della media del pianeta.

Fenomeni piovosi di elevata intensità

Il cambiamento climatico è stato collegato all'aumento di temporali di forte intensità (Brooks, 2013) e in molti paesi stanno aumentando le tempeste distruttive, favorite dalla maggiore quantità di vapore acqueo presente nell'aria.

Aumento della siccità

La disponibilità d'acqua si sta riducendo in numerose regioni del mondo. Nelle aree con riserve idriche già carenti il cambiamento climatico sta portando conseguenze disastrose e in generale sta causando maggiori rischi ed incertezza sulle produzioni agricole e sugli ecosistemi naturali. La siccità favorisce il formarsi di tempeste di sabbia che spostano tonnellate di sabbia attraverso i continenti, tutto questo accompagnato dal fenomeno della desertificazione che sta riducendo la superficie delle terre destinabili alla produzione di cibo.

Innalzamento degli oceani

L'innalzamento degli oceani è favorito dal riscaldamento globale, infatti le masse d'acqua, che assorbono la maggior parte del calore in eccesso nell'ecosistema terrestre, riscaldandosi tendono ad aumentare il loro volume, che viene innalzato anche a causa dello scioglimento delle calotte glaciali.

Estinzione delle specie animali e vegetali

Il rischio d'estinzione delle specie aumenta all'aumentare delle temperature. Molte specie sono a rischio d'estinzione e l'attuale ritmo a cui stanno scomparendo (Proença & Pereira, 2013) è maggiore rispetto a qualsiasi momento della storia dell'uomo. Il cambiamento climatico porta con sé incendi, eventi estremi, malattie e insetti invasivi che sono solo alcune delle minacce a cui la biodiversità è esposta. Alcune specie saranno in grado di sopravvivere, altre no (IPBES, 2019).

Scarsità di cibo

La disponibilità di cibo tenderà a diminuire poiché la variabilità climatica, la siccità e le ondate di calore danneggeranno le produzioni agricole ed anche gli ecosistemi marini diventeranno meno produttivi.

1.1.1 Cambiamento climatico e centri urbani

Se il cambiamento climatico genera preoccupazioni a livello globale per le possibili future catastrofi ambientali che si potrebbero manifestare (Ekholm, 2020; Sciberras & Fernando, 2022), forti sono i danni che già sono causati a livello dell'ambiente urbano, per le combinazioni di eventi climatici anomali ed intensi come allagamenti e ondate di calore (Atta-ur-Rahman et al., 2016). Infatti, le città sono ambienti alterati e poco plastici, che modificano il microclima, determinando un'elevata pressione ambientale (Chandler, 1962; Grimm et al., 2008), dove eventuali eventi alteranti danneggiano inoltre un elevato numero di persone. Attualmente, la maggior parte della popolazione mondiale vive nelle città con un trend in crescita anno dopo anno. Un recente report delle Nazioni Unite (UN, 2018), ha stimato che nel 2050 la popolazione nelle città potrebbe arrivare al 67%. In Europa e negli stati uniti questa percentuale è già arrivata all'80% (UN, 2013).

Nelle città il riscaldamento globale e le ondate di calore si cumulano al già presente fenomeno delle isole urbane di calore dall'inglese *Urban Heat Island* (UHI). Le isole urbane di calore sono la diretta conseguenza delle alterazioni che accompagnano le metropoli, questo fenomeno ampiamente descritto in letteratura che tende a far salire tra 0,5 e 3°C la temperatura delle città rispetto alle campagne limitrofe (Taha, 2015). Tale differenza, ad esempio, in alcuni casi studio (Karlessi et al., 2009; Rajagopalan et al., 2014), è risultata essere anche superiore ai 5 °C ed in casi estremi può raggiungere e superare anche i 12 °C (Sultana & Satyanarayana, 2019).

La temperatura dei centri urbani rispetto agli ambienti naturali e semi-naturali è innalzata da diversi fattori, propri dell'ambiente cittadino, che interagiscono con l'energia proveniente dal sole (Oke, 1988; Rizwan et al., 2008; Santamouris, 2007; Taha, 1997), tra questi fattori sono presenti:

- Le fonti di calore di origine antropica, tra cui i veicoli a motore, le attività produttive, gli impianti energetici e i condizionatori;

- L'assorbimento di radiazioni ad onda corta da parte di materiali con basso albedo (come, ad esempio, cemento e guaine);
- L'assorbimento da parte dell'inquinata atmosfera urbana delle radiazioni ad onda lunga riemesse in grande quantità dalla superficie urbana;
- I palazzi che formano canyon urbani oscurano il cielo impedendo sia a una quota di radiazione riflessa ad onda corta, che a una parte del calore riemesso sottoforma di onda lunga di disperdersi bensì la assorbono e trattengono nei pressi del tessuto urbano;
- Le città hanno una superficie specifica più ampia della campagna per questo tendono ad assorbire più calore, inoltre anche l'elevata inerzia termica dei materiali costruttivi contribuisce a rimettere sotto forma di calore l'energia immagazzinata;
- Il basso tasso di evapotraspirazione, ridotto dalla limitata superficie vegetata (aree verdi) riduce rispetto agli ambienti naturali e semi naturali la dispersione di energia dal sistema, sottoforma di calore latente;
- La conformazione dell'edificato riduce la velocità del vento e quindi la dispersione del calore.

L'aumento della popolazione nelle città con una superficie finita porta quindi nel tempo ad uno sviluppo compatto ed elevata densità di abitanti con urbanizzazione spinta, fattori che accrescono il fenomeno delle UHI aumentando lo stress termico a cui è sottoposta la popolazione, specialmente durante le estati calde e umide (Cartalis et al., 2001; Hoag, 2015). Il peggioramento delle condizioni climatiche e le previsioni del futuro aumento di ondate di calore rende centrale intervenire per restaurare le funzionalità dell'ecosistema urbano per assicurare maggiore adattamento agli stress climatici e preservare il comfort della popolazione.

Gli stress termici in ambiente urbano stanno portando ad un aumento delle malattie collegate al calore eccessivo (Ebi et al., 2021). Nelle città i rischi per la salute aumentano sia per la crescita della popolazione che per la forte urbanizzazione. Il quinto rapporto sul clima dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2013) ha individuato come uno dei principali rischi del cambiamento climatico sia la mortalità, che le malattie legate alle ondate di calore, in particolare per la popolazione vulnerabile delle città. A New York sono diffuse le preoccupazioni per le ondate di calore e viene individuato il condizionamento dei locali abitativi come pratica necessaria per tutelare la popolazione (Lane et al., 2014). Onozuka & Hagihara (2015), in Giappone, nella città di Fukuoka, hanno individuato una correlazione tra l'innalzamento delle temperature e l'aumento di mortalità analizzando i dati dei 40 anni precedenti. La combinazione del fenomeno delle isole urbane di calore, con l'aumento della frequenza e dell'intensità delle ondate di calore, porteranno dunque ad un

maggiore stress termico che comporterà un peggioramento del benessere psicofisico della popolazione (Saaroni et al., 2018).

L'innalzamento delle temperature negli ambienti urbani, tende anche ad acuire la problematica altrettanto preoccupante dell'inquinamento dell'aria (Kalisa et al., 2018). Tra tutti gli ecosistemi, quello urbano produce circa il 78% delle emissioni di ossidi di carbonio e degli altri principali inquinanti atmosferici (Liang & Gong, 2020). Tra gli inquinanti responsabili del peggioramento della qualità dell'aria in ambiente urbano, si ritrovano ossidi di azoto (NO_x), biossido di zolfo (SO_2), monossido di carbonio (CO), anidride carbonica (CO_2) polveri sottili (PM_{2.5} e PM₁₀) e composti organici volatili (COV) (Gulia et al., 2015). L'aria delle città presenta dunque elevati livelli sia di polveri sottili che di gas inquinanti (Han et al., 2018) che possono aumentare l'insorgenza di irritazioni delle vie respiratorie superiori, bronchiti, asma, tumori e altre malattie croniche a polmoni e cuore (Doll, 1978; Kampa & Castanas, 2008). In diverse città europee, secondo Khomenko et al.(2021), riuscire a mantenere livelli di particolato (PM_{2.5}) e biossido di azoto (NO_2) al di sotto delle soglie indicate dalla WHO (World Health Organization, 2021), in particolare in quelle più estese e con maggiori livelli di inquinanti, permetterebbe di ridurre le morti premature legate alla qualità dell'aria del 10%. Morti per l'inquinamento dell'aria, che nel 2019, nei 27 paesi dell'Unione Europea, si attestavano a 364.200 (Air quality in Europe 2021, European Environment Agency).

Per fronteggiare questi rischi correlati all'ambiente urbano sono necessari interventi rapidi per riuscire a reagire tempestivamente alle sfide sociali e climatiche che si stanno manifestando. Seguendo il trend demografico e di aumento dell'urbanizzazione una soluzione per ridurre l'incidenza di morbidità croniche può sicuramente essere quella di aumentare la presenza elementi verdi naturali, nelle città (Dennis et al., 2020)

1.2 Soluzioni dalla natura: *Nature Based Solutions*

Le *Nature Based Solutions* (NBS), sono le soluzioni che comprendono il ricorso a metodi e mezzi mutuati dalla natura, per affrontare problematiche ambientali sociali ed economiche in modo sostenibile. Sono definibili come azioni ispirate, supportate o copiate dalla natura, che possono impiegare metodi esistenti, migliorati o sperimentare nuove alternative (*European Commission* 2015), volte a proteggere, gestire in modo sostenibile e recuperare, ecosistemi naturali e non, che apportano simultaneamente vantaggi a livello del benessere umano e della biodiversità, fronteggiando sfide sociali ed ambientali (IUCN, 2012; Cohen-Shacham et al., 2016).

Quello delle NBS è una tematica che raccoglie, raggruppa e comprende, al suo interno, numerose terminologie e branche del sapere, connesse all'impiego di mezzi naturali per finalità benefiche per società ed ambiente. Alle NBS possono afferire concetti come restaurazione ecologica, ingegneria verde, agroecologia, approccio ecosistemico, riduzione di rischio ambientale, adattamento climatico, riduzione di emissioni, soluzioni climatiche naturali (Nesshöver et al., 2017; Pauleit et al., 2017). Nessuno di questi termini è esclusivamente legato alle NBS ma le stesse possono interessare uno o più di questi argomenti. Questo aspetto delle NBS comporta di non poterle classificare in modo univoco e spinge i progettisti ad un approccio sistemico-olistico necessario nell'affrontare tematiche riguardanti l'ambito naturale, che non si limita a considerare un solo effetto, ma a gestire le NBS, cercando di considerare ed esaltare, i differenti possibili benefici.

L'interesse per le NBS ha visto una tendenza crescente negli ultimi anni, come si può evincere dal numero di pubblicazioni scientifiche che riportano questa parola (*Nature Based Solutions*, NBS) dal 2008 anno in cui per la prima volta è stato menzionato questo termine dalla *World Bank* ad oggi, se digitata nei campi di ricerca dei database scientifici (Figura 1). Nel 2015 il riconoscimento e l'inquadramento del ruolo positivo delle NBS da parte della commissione Europea ha generato un forte trend di incremento dei lavori scientifici (Figura 1).

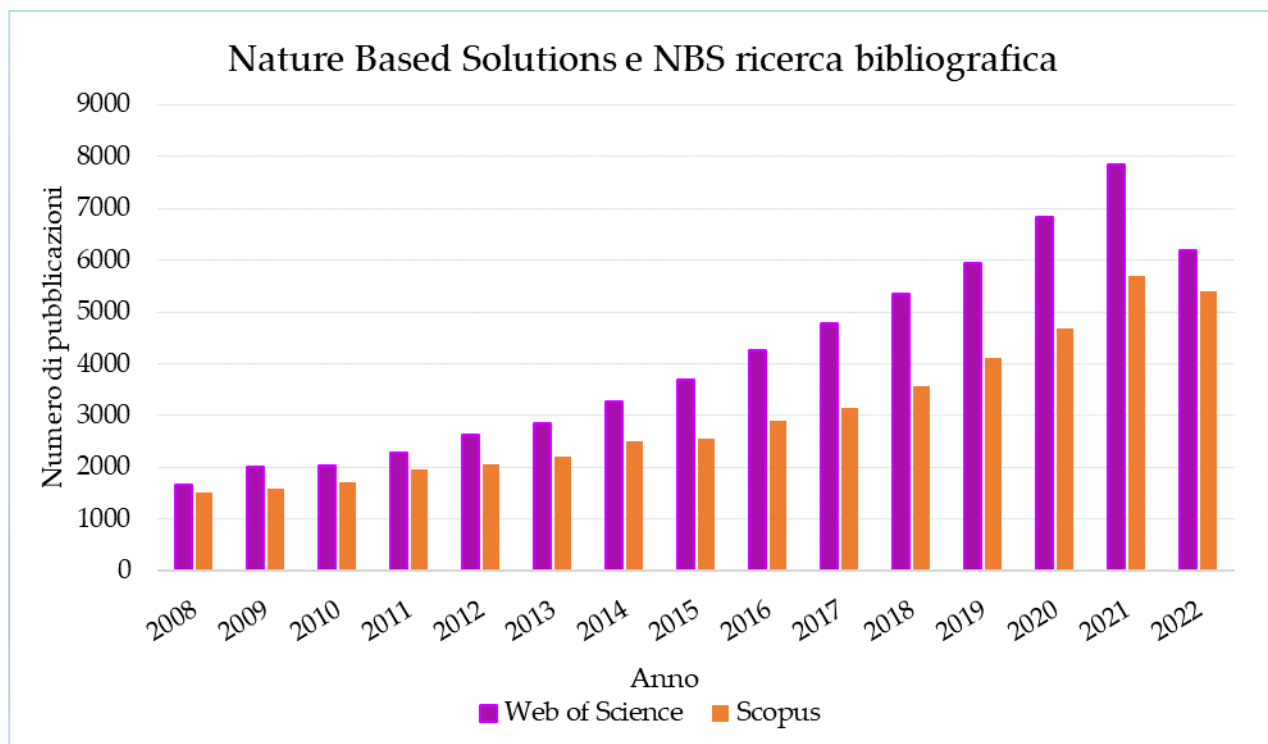


Figura 1 Risultati della ricerca nel titolo, abstract e parole chiave, del termine Nature Based Solution (NBS) sui database di ricerca scientifica Web of Science e Scopus dal 2008 al 2022.

La Commissione Europea stessa, al fine di contrastare i processi messi in moto dalle attività antropiche ha individuato diversi traguardi, indicando proprio nelle NBS il mezzo per raggiungerli (EC, 2013). Attraverso le NBS la Commissione Europea auspica che sarà possibile:

- implementare un'urbanizzazione sostenibile, rendendo più vivibili le città dal punto di vista ambientale e del benessere delle persone, stimolando al contempo la crescita economica e la rigenerazione urbana;
- il recupero di ecosistemi degradati per ripristinarne le funzionalità ecologiche ed incrementare la resilienza dei sistemi;
- elaborare strategie di mitigazione ed adattamento ai cambiamenti climatici fornendo grazie alle NBS una risposta sostenibile e duratura nel tempo aumentando lo stoccaggio del carbonio;
- migliorare la gestione del rischio ambientale e la resilienza dei sistemi naturali, apportando maggiori e molteplici benefici rispetto ai metodi convenzionali con un effetto sinergico utile a contrapporsi a più fonti di rischio.

Anche nell'*United Nation Decade of Ecosystem restoration* (UN 2019) e nel *World Economic Forum* (WEF 2020), è stata rinnovata la scelta ed il supporto delle NBS come strumenti fondamentali per il risanamento del sistema terrestre, alimentando un grande interesse per le NBS nelle politiche climatiche internazionali. Le NBS sono state infatti una delle cinque azioni per la COP26 nel Regno Unito (DEFRA 2020) e un tema chiave durante il *Climate Adaptation Summit*, svoltosi in Olanda (*Global Commission on Adaptation* (GCA), 2020). L'importanza delle NBS è stata sottolineata anche durante il G20, patrocinato dal governo italiano nel corso del 2021, come opportunità per l'economia, la resilienza delle città e il benessere dei cittadini oltre che fondamentale elemento per accelerare la transizione ecologica (G20, 2021)

Tra le NBS rientra una vasta gamma di interventi con notevoli differenze tipologiche, tra cui ad esempio la costituzione di dune, paludi, isole e scogliere che proteggono le comunità costiere da tempeste (Nelson et al., 2020). Le NBS hanno l'importante valore aggiunto di fornire molteplici servizi ecosistemici (Coutts & Hahn, 2015), ad esempio, la creazione di fasce tampone per recuperare o ricostituire habitat ripariali può contribuire all'adattamento e alla riduzione del rischio idraulico, proteggendo le comunità e le infrastrutture dalle inondazioni e limitando l'erosione, contribuendo allo stesso tempo allo stoccaggio della CO₂ e fornendo nicchie ecologiche per la tutela della biodiversità (Dagenais et al., 2017; Smith et al., 2017).

Per cercare di riassumerne le principali tipologie viene riportata la tabella elaborata da Castellar et al. (2021) che sulla base delle ricerche Scopus e del parere di esperti del settore discrimina le NBS rivedendo le classificazioni già presenti in quattro progetti europei Horizon 2020 (URBANGREENUP, UNALAB, NATURE4CITIES e THINKNATURE), arrivando ad individuare una terminologia standardizzabile e di maggiore utilizzo. Lo studio di Castellar permette quindi di scremare le numerose NBS accorpando e riducendo le sovrapposizioni terminologiche ed evitando, che le stesse NBS, potessero ricadere in più categorie troppo poco stringenti. In Tabella 1 sono riportate le NBS individuate nel lavoro di Castellar et al. (2021).

Tabella 1 Lista delle principali NBS identificate e classificate in Castellar et al. (2021), attraverso ricerche bibliografiche e consultazione di esperti del settore.

Sigla	Nome	Sigla	Nome
NBS1	Infiltration basin	NBS17	Large urban park
NBS2	(Wet) Retention Pond	NBS18	Pocket garden/park
NBS3	Rain garden	NBS19	Urban forest
NBS4	Swale	NBS20	Heritage garden
NBS5	Constructed wetland	NBS21	Private gardens
NBS6	Green façade	NBS22	Community garden
NBS7	Green wall system	NBS23	Urban Orchard
NBS8	Vertical mobile garden	NBS24	Use of pre-existing vegetation
NBS9	Planter green wall	NBS25	Composting
NBS10	Vegetated pergola	NBS26	Soil improvement
NBS11	Extensive green roof	NBS27	Systems for erosion control
NBS12	Intensive green roof	NBS28	Riverbank engineering
NBS13	Semi-intensive green roof	NBS29	Rivers or streams, Blue corridors
NBS14	Habitats and shelters for biodiversity	NBS30	Reprofiling/Extending floodplain area
NBS15	Street trees	NBS31	Diverting and deflecting elements
NBS16	Green corridors	NBS32	Vegetated grid pave

Le *Nature Based Solutions* possono sicuramente fornire possibilità percorribili per rispondere alle sfide climatiche presenti nel secolo corrente e sono connesse a servizi ecosistemici che possono contribuire attivamente a contrastare le problematiche dell'ambiente urbano migliorando la vita dei cittadini e supportando l'economia (Babí Almenar et al., 2021; Kabisch et al., 2017; Raymond et al., 2017). Anche se il termine soluzioni sembra alludere a una rapida via per ottenere risultati risolutivi, in realtà, per poter sfruttare e comprendere gli elevati vantaggi delle NBS è necessario modificare il pensiero comune che allontana la nostra concezione di infrastruttura dall'essenza dinamica della natura. Sarà necessario, per favorire la diffusione di queste pratiche, apprendere dagli errori passati, così come rendere noti non solo i benefici derivanti dalle NBS, ma anche il processo cognitivo, le prove e le valutazioni necessarie per realizzarle (Fernandes & Guiomar, 2018).

1.2.1 Strutture verdi per le città

Indirizzare le aree urbane verso una transizione ecologica che le renda maggiormente resilienti e sostenibili vede come tema centrale quello dell'introduzione degli elementi naturali nelle città, per contrastare il dominio di edifici di cemento nella gestione e pianificazione dei centri urbani (Santiago Fink, 2016). L'utilizzo delle NBS in ambito urbano, per mitigare problematiche legate al clima o inquinamento, lascia spazio a quelle che sono definite infrastrutture verdi. Questo termine quando si

opera negli ecosistemi urbani viene spesso sostituito a NBS (Kabisch et al., 2016; Pauleit et al., 2017), essendo le infrastrutture verdi stesse delle NBS (Nature, editorial, 2017, 134). Le infrastrutture verdi sono dunque delle NBS particolarmente incentrate sulla realizzazione di infrastrutture (Nesshöver et al., 2017), in grado di apportare benefici ambientali e ideate per fornire una vasta serie di servizi ecosistemici (Hansen & Pauleit, 2014). La commissione europea si è pronunciata riguardo le infrastrutture verdi e ne ha incoraggiato lo sviluppo stabilendo che sono alternative meno costose delle infrastrutture “grigie”, che sfruttando la natura, possono fornire benefici più duraturi, oltre che contingenti vantaggi all’ecosistema e alla salute umana (EC, 2013). Gli esempi di infrastrutture verdi adottate in ambito urbano (Figura 2) vanno da viali alberati, siepi bordo strada, parchi e giardini, considerabili a basso o nullo apporto tecnologico, ad elementi che richiedono un livello tecnologico maggiore, come *rain garden*, tetti verdi e alcune tipologie di verde verticale (Snep et al., 2020).



Figura 2 Esempi di infrastrutture verdi applicabili in ambiente urbano. Figura 2a, parete verde di Patrick Blanc realizzata al Museo Quai Branly, Parigi. Figura 2b, Viale alberato, infrastruttura verde *low tech*. Figura 2c Tetto verde di Renzo Piano, realizzato sulla copertura della California Academy of Sciences, San Francisco (<https://www.calacademy.org>). Figura 2d *Rain garden* realizzato in un parco pubblico di Edinburgo (<https://www.ghd.com>)

Le infrastrutture verdi, come la maggior parte delle NBS, danno la possibilità di fronteggiare molteplici criticità (*sustainability challenges*), ad esempio i *rain garden* contribuiscono alla gestione idrologica delle precipitazioni, riducendone il tempo di corrivazione, il volume dei deflussi e la concentrazione di inquinanti, mentre le siepi stradali contribuiscono a ridurre la quota di inquinamento proveniente dal traffico locale (Biswal et al., 2022; Davis et al., 2009). La realizzazione e l'utilizzo delle infrastrutture verdi, si sposa perfettamente con la necessità di soddisfare e far convergere nelle città interessi sociali, economici ed ambientali (Mell, 2009).

Sistemi di verde verticale

Tra le infrastrutture verdi in ambito urbano, i sistemi a verde verticale sono sicuramente di forte impatto visivo, offrono la possibilità di integrare la vegetazione sulle facciate degli edifici e sono diventati un modo innovativo per sfruttare in maniera efficiente il limitato spazio urbano impiegabile per ospitare specie vegetali. I sistemi a verde verticale si possono dividere in muri verdi e facciate verdi, che si differenziano principalmente per le piante impiegabili e la struttura di supporto di piante e medium di coltivazione.

Muri verdi

I muri verdi sono stati ideati e brevettati dal botanico francese Patrick Blanc nel 1988 e hanno la caratteristica di essere costituiti da una struttura di supporto metallica che sostiene uno strato di PVC e un feltro di poliammide. Un impianto di fertirrigazione automatico è necessario per assicurare alle piante acqua e nutrienti al fine di mantenerle rigogliose sulla parete verticale. I muri verdi di Patrick Blanc ospitano solitamente un mix di piante autoctone e attentamente posizionate in relazione alla variazione in verticale di umidità, temperature e illuminazione. Numerosi altri modelli costruttivi sono stati realizzati successivamente differenziandosi per tipologie di supporto e struttura. I muri verdi possono essere in primis classificabili come continui, modulari e lineari. I muri verdi continui (Figura 3) non richiedono un substrato di terriccio ma le piante crescono in leggeri pannelli assorbenti come uno strato di feltro in cui sono ricavate delle tasche. Questo strato è poi seguito da altri strati permeabili, flessibili e una schermatura anti radice, il tutto ancorato ad una cornice e ad un supporto metallico fissato alla parete in modo indiretto (Manso & Castro-Gomes, 2015). I fabbisogni idrici e nutrizionali dei vegetali sono coperti grazie ad un sistema di fertirrigazione installato sulla sommità della struttura, grazie allo strato permeabile e alla gravità, l'acqua si distribuisce sull'intero muro verde. I muri verdi modulari sono costituiti invece da pannelli di dimensioni ridotte portanti specifici elementi di supporto della vegetazione che possono essere già predisposti con alloggi per le radici o avere tasche, vasi, fioriere o contenitori riempiti con substrati che possono essere organici o inorganici

con buona capacità di ritenzione idrica. L'impianto irriguo viene installato tra i pannelli e l'acqua in eccesso viene raccolta da una canaletta di scolo e stoccata. La struttura modulare permette la precoltivazione dei pannelli con la possibilità di una rapida messa in opera oltre che la rapida sostituzione di eventuali moduli rovinati (Pérez et al., 2011; Radić et al., 2019). Infine i muri verdi lineari sono costituiti da supporti orizzontali che possono ospitare vasi vasche o altre tipologie di contenitori, possono essere considerati comunque dei muri verdi modulari (Figura 4), poiché composti da numerosi diversi contenitori sostituibili in caso di necessità (Manso & Castro-Gomes, 2015).



Figura 3 Muro verde continuo realizzato su palazzo Beltrame, Milano, dallo studio Sandrini Architecture, foto (www.sandrini.it). Sulla destra schema costruttivo di muro verde continuo (<https://verdeprofilo.com>).



Figura 4 Muro verde modulare lineare, realizzato sull'edificio della sede Asiago Food dallo studio Verde Profilo, Asiago. Sulla destra schema costruttivo della struttura, sono presenti cinque linee di vasi sganciabili irrigate da altrettante linee gocciolanti. Foto e immagini (<https://verdeprofilo.com>).

Facciate verdi

Le facciate verdi sono dei sistemi di verde verticale che si avvalgono dell'impiego di specie vegetali rampicanti per ombreggiare la parete dell'edificio che siano esse direttamente allevate a terra o in vaso. Le facciate verdi vengono divise in due principali tipologie (Figura 5), le facciate verde dirette, in cui le piante rampicanti crescono appoggiandosi alle pareti dell'edificio e le facciate verdi indirette, in inglese *double-skin green façade*, proprio ad evidenziare questa funzione di ricreare un'ulteriore copertura dell'edificio, che sono caratterizzate da strutture di sostegno per la vegetazione ancorate al muro, con lo strato di vegetazione separato dalla facciata (Figura 6).

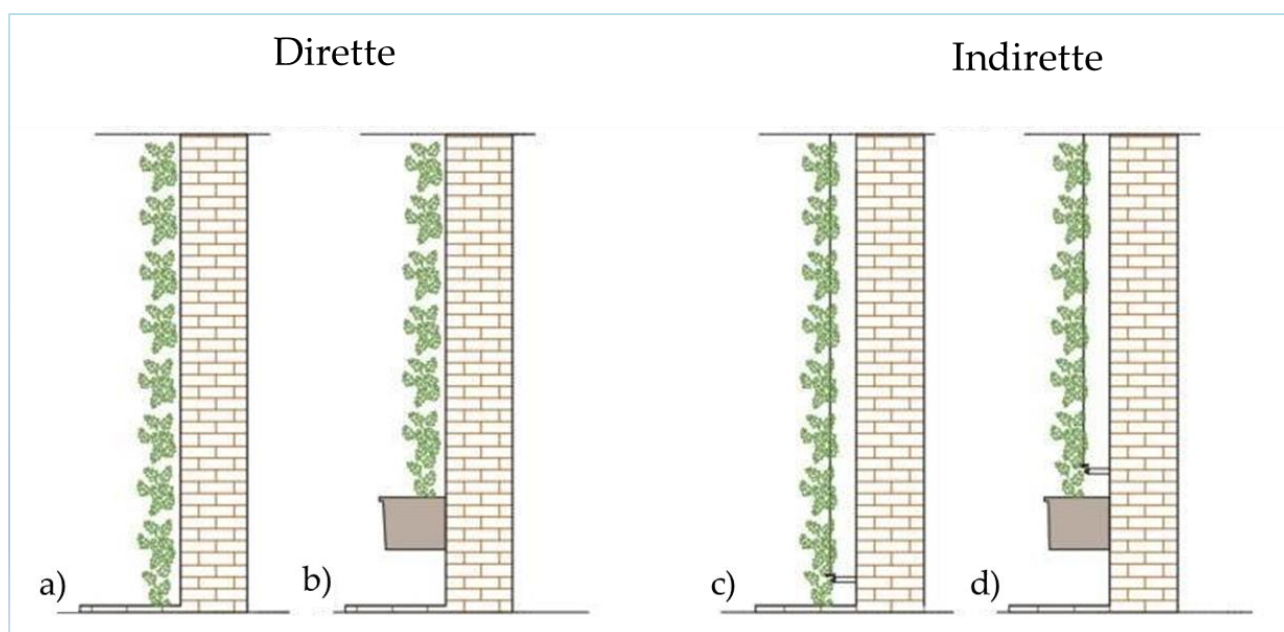


Figura 5 Tipologie di facciate Verdi. a) Facciata verde diretta, con piante in piena terra. b) Facciata verde diretta, con piante in vaso. c) Facciata verde indiretta, con piante in piena terra. d) Facciata verde indiretta, con piante in vaso.

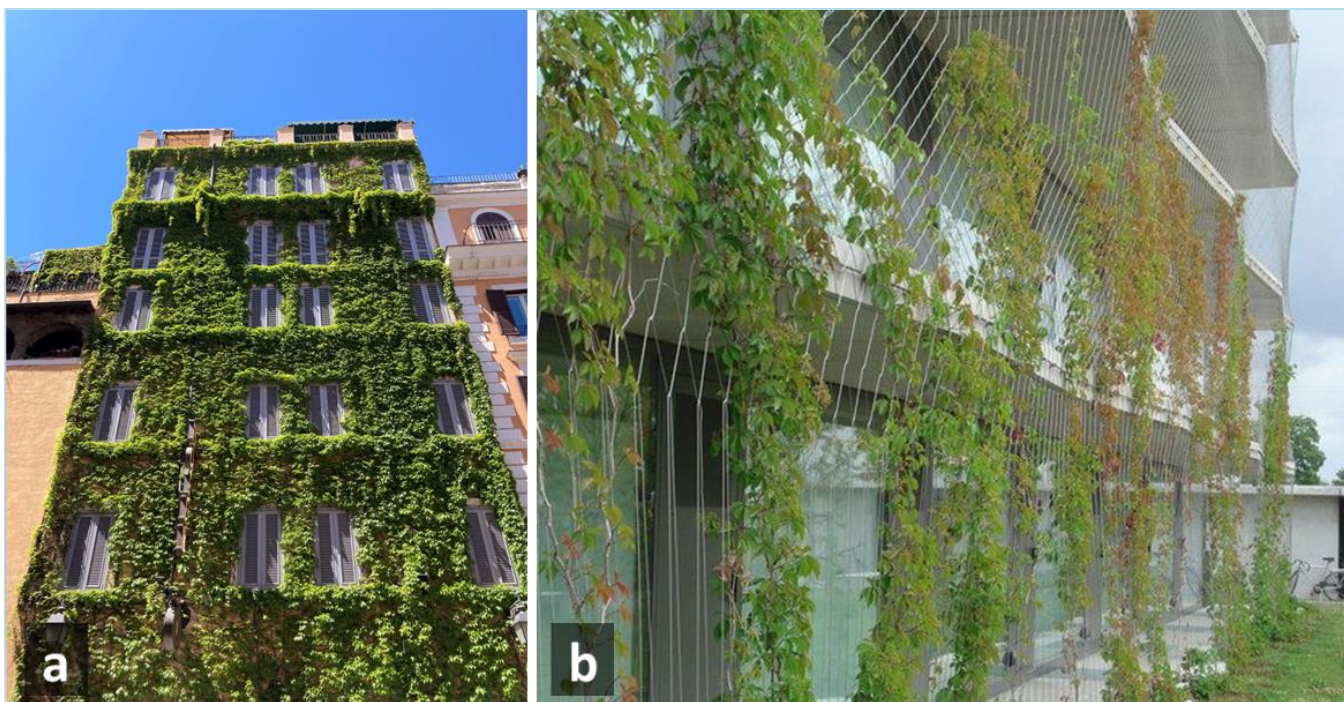


Figura 6 a) Facciata verde rampicante diretta, Roma. b) Facciata verde di rampicanti educata su sostegno a maglie, Germania (<https://www.carlstahl-architektur.com>).

Le strutture di sostegno che supportano la crescita dei rampicanti possono essere realizzate con differenti soluzioni tecniche, con cavi o corde, con maglie metalliche (Figura 6), o con grigliati (Radić et al., 2019), le scelte possono variare in base al sito, all'edificio alla ventosità, alle specie vegetali scelte e ai costi. In caso di impiego di materiali metallici per la struttura di sostegno, è necessario realizzare la messa a terra per maggiore sicurezza in caso di fulmini. Tutte le strutture indirette per essere realizzate devono avere il progetto corredato da un calcolo statico dei carichi, generati dalla struttura e dalla vegetazione sull'edificio.

Le facciate verdi indirette hanno dunque una limitata interazione con la parete dell'edificio e sono composte da pochi essenziali elementi costitutivi. Le strutture di supporto sono necessarie per fornire punti di aggancio alla vegetazione rampicante, per allontanare le piante dall'edificio formando un'intercapedine tra massa vegetativa e muro (Coma et al., 2017; Pérez et al., 2011) e per aumentare la resistenza del sistema verde all'azione di eventi climatici (vento, pioggia, neve) (Dunnett & Kingsbury, 2008; Manso & Castro-Gomes, 2015; Pérez et al., 2014). Nel caso di pareti più alte di 20 metri, distanza massima di crescita per la maggior parte di specie rampicanti (Köhler, 2008), sono presenti soluzioni che adottano vasi a distanze intermedie lungo la parete, che reiterano quindi i moduli verdi vaso pianta.

Confrontando i due sistemi di verde verticale, muri verdi e facciate verdi, i muri verdi sono caratterizzati dalla maggiore richiesta di materiali e costi di installazione più elevati, ma con il vantaggio di poter intervenire con la sostituzione di piante o pannelli facilmente in caso si renda necessario un rinnovo della vegetazione (Besir & Cuce, 2018), mentre le facciate verdi hanno lo svantaggio legato al tempo necessario all'accrescimento delle piante rampicanti, quindi sarà difficile ottenere un pronto effetto della copertura e la sostituzione delle piante sarà più complessa rispetto ai muri verdi e causerà comunque inestetismi e una diminuzione della superficie ombreggiata. Nel caso della facciata verde indiretta la presenza dell'intercapedine tra muro dell'edificio e facciata verde darà il vantaggio di facilitare le operazioni di manutenzione sia del verde che dell'edificio e preservare da danni la muratura (Kontoleon & Eumorfopoulou, 2010). Le facciate verdi si avvantaggiano dunque di costi di realizzazione e gestione inferiori, un peso inferiore e necessitano di minori input tecnici, al contrario dei muri verdi, questo rende le facciate verdi una valida possibilità per l'ampia diffusione delle soluzioni di verde verticale in ambito urbano; infatti, la semplice gestione potrebbe aiutare a ridurre i preconcetti che inquadrano il verde verticale come problematico e costoso (Magliocco et al., 2015).

Tetti verdi

Un'altra infrastruttura verde ampiamente impiegata e studiata, facilmente implementabile sull'edificato è rappresentata dai tetti verdi (*green roof*). I tetti verdi sono definiti come sistemi di copertura ingegnerizzati, caratterizzati dalla presenza di specie vegetali piantate su un substrato di crescita (Cascone et al., 2019; Yu et al., 2017), possono essere realizzati sia su superfici piane che inclinate che riescano a trattenere il substrato e mantengono le stesse funzioni di un tetto tradizionale ma aggiungendo diversi servizi ecosistemici aggiuntivi, dalla gestione delle acque piovane, al risparmio energetico, alla riduzione dell'isola urbana di calore (Cai et al., 2019; Shafique et al., 2018; Susca et al., 2011). Nella prima epoca moderna i tetti verdi appaiono all'Expo mondiale di Parigi (1867) dove viene presentato un prototipo installato sopra un tetto di cemento, dotato di impermeabilizzazione e sistema di drenaggio, che viene considerato il primo progetto di tetto verde estensivo (Dunnett & Kingsbury, 2008). Durante il ventesimo secolo i capostipiti dell'architettura moderna (Le Corbusier, Alvar Aalto, & Frank Lloyd) iniziano ad inserire i tetti verdi nelle loro opere, successivamente solo a fine secolo in Germania grazie all'impiego di sabbia e ghiaia per coprire la membrana bituminosa impermeabilizzante facilmente infiammabile, si creò sui tetti un habitat favorevole alla colonizzazione di specie vegetali erbacee e xeriche da cui presero spunto successive modernizzazioni delle coperture viventi per i tetti degli edifici (Jim, 2017). L'innovazione e lo sviluppo tecnologico delle coperture ha portato la Germania ad essere il primo stato nel mondo ad

impiegare i tetti verdi come copertura degli edifici seguito poi dai paesi nord europei e nord americani dove è avvenuta una buona diffusione (Dvorak & Volder, 2010).

La struttura e gli elementi tecnici costitutivi di un *green roof* sono tipicamente una membrana impermeabilizzante posta direttamente al di sopra della copertura del tetto per evitare infiltrazioni di acqua ed umidità nei locali sottostanti. Al di sopra della membrana viene collocata una barriera antiradice per proteggere lo strato impermeabile sottostante, in seguito uno strato drenante per far defluire l'acqua in eccesso, che in alcuni casi può essere modificato per trattenere anche una riserva idrica per le piante come nel caso del *blue-green roof* (Cristiano et al., 2022). Poi uno strato filtrante viene posto per evitare perdite di substrato ed infine viene collocato il substrato vero e proprio e la copertura vegetale. Il substrato è solitamente molto leggero e poroso caratteristiche favorite dall'aggiunta di materiali inerti come perlite pomice e lapillo.

In base allo spessore del suolo i tetti verdi possono essere distinti in intensivi, semi intensivi ed estensivi. Lo spessore caratterizza queste tre tipologie anche per quanto riguarda le specie vegetali utilizzabili ed il loro peso, parametro fondamentale da considerare in fase progettuale. Nei tetti verdi intensivi (Figura 7), con substrato profondo più di 30 cm si possono impiegare piante erbacee arbusti e anche piccoli alberi e la copertura raggiunge un peso che oscilla tra i 200 e i 500 kg m⁻². Nei tetti verdi semi intensivi (Figura 8), con substrato di circa 15-30 cm si possono utilizzare piante erbacee e arbustive con un peso variabile tra i 100-200 kg m⁻². Infine, nei sistemi estensivi (Figura 9), il substrato è ridotto al minimo 8-15 cm ed il peso della copertura si tiene al di sotto dei 125 kg m⁻² (Wark & Wark, 2003). Tutte e tre le categorie devono essere necessariamente irrigate e naturalmente le esigenze irrigue varieranno in base alle specie vegetali scelte con un fabbisogno minimo che si può riscontrare nei tetti verdi estensivi che vengono considerati anche la tipologia di *green roof* con più bassa manutenzione. Tenzionalmente i tetti verdi intensivi sono concepiti per permettere la fruizione e il godimento del giardino pensile da parte degli abitanti mentre i tetti verdi estensivi sono maggiormente indirizzati verso i servizi ecosistemici piuttosto che per l'aspetto sociale ricreativo.

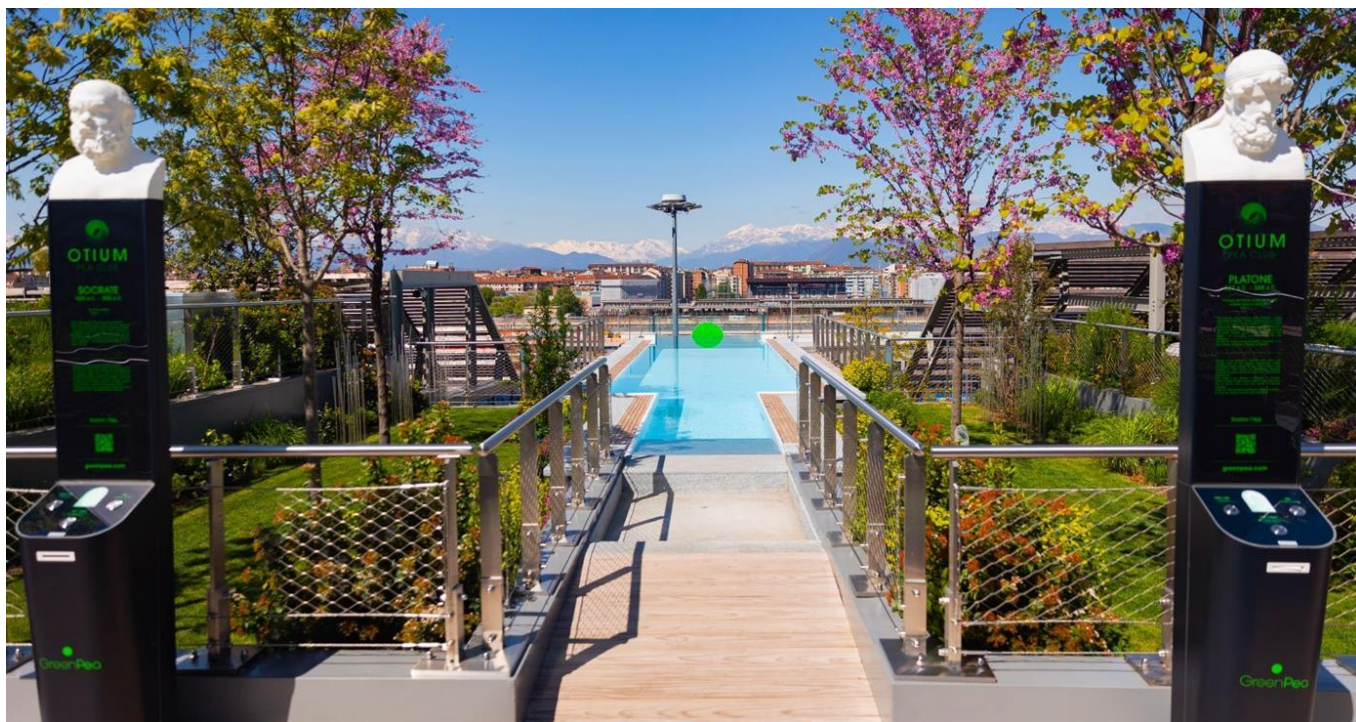


Figura 7 Tetto verde intensivo realizzato da Harpo verdepensile spa, sull'edificio del centro Green Pea, Torino. Il tetto verde permette in questo caso di ricreare ambienti fruibili e di aggregazione, in questo caso sfruttati ai fini commerciali. Foto (<https://www.greenpea.com>).

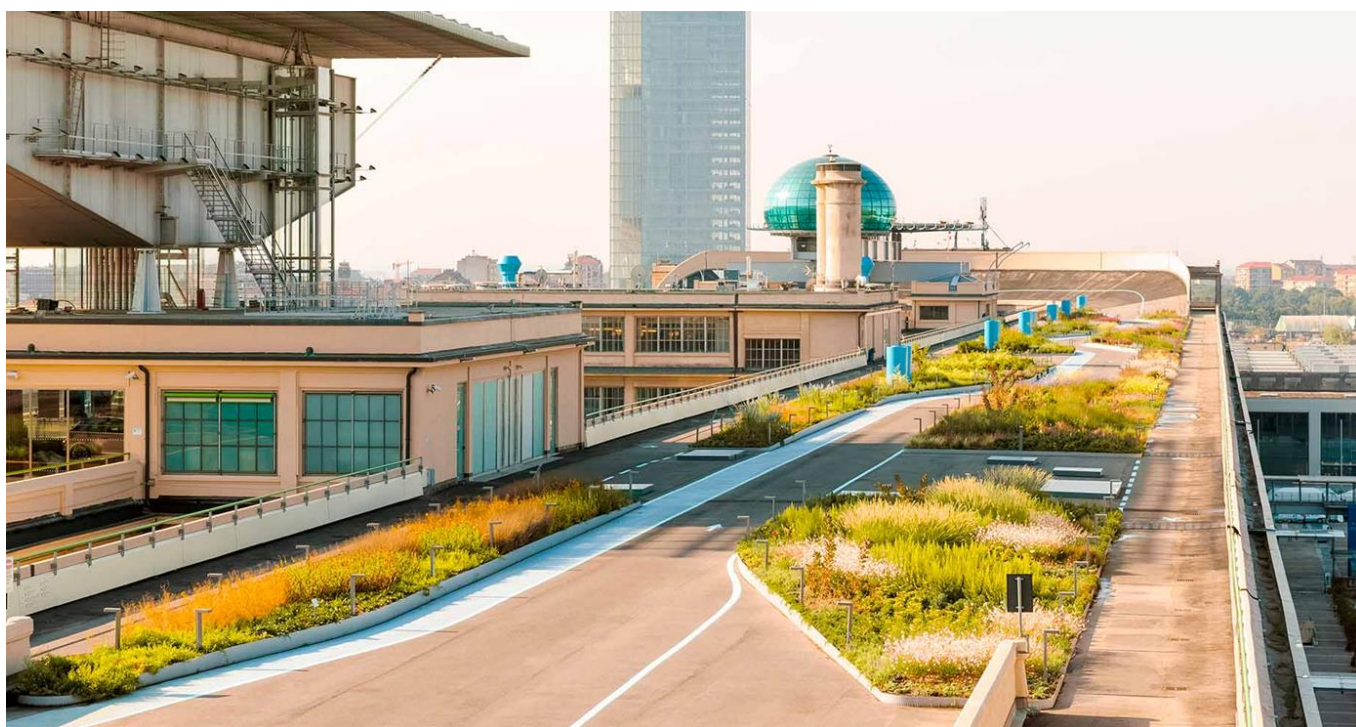


Figura 8 Tetto verde semi- intensivo realizzato sulla pista di collaudo FIAT del Lingotto di Torino, progettato dallo studio dell'architetto Benedetto Camerana. Foto (www.theplan.it)



Figura 9 Tetto verde estensivo di 1000m² realizzato nell'aeroporto di Milano Malpensa, con strato drenante Drainroof. Le soluzioni di tetto verde estensivo si prestano bene all'inverdimento di ampie coperture e capannoni dove l'aspetto estetico può passare in secondo piano. Foto (<https://www.geoplastglobal.com/it>).

1.2.2 Verde verticale e tetti verdi - servizi ecosistemici

Muri e tetti verdi sono infrastrutture verdi che permettono di integrare la vegetazione direttamente sugli edifici, permettendo di sfruttare quelle che sono le problematiche generate dall'urbanizzazione quali consumo di suolo ed edificato denso e continuo per introdurre elementi verdi in grado di agire migliorando l'ecosistema urbano attraverso numerosi servizi ecosistemici. L'individuazione di questi servizi permette la comprensione dell'elevato valore aggiunto legato a queste tecnologie verdi con la speranza di favorirne la diffusione su scala cittadina. Di diversa natura sono i benefici ecosistemici apportati dalle strutture verdi precedentemente descritte, tra cui ritroviamo:

- L'abbassamento delle temperature e il risparmio energetico; il verde verticale agisce passivamente sul comfort termico dell'edificio riducendo la temperatura superficiale del muro ombreggiato con una riduzione media di 14°C in clima mediterraneo (Coma et al., 2014), mentre una maggiore copertura vegetale permette di ottenere una maggiore riduzione ad

esempio in climi tropicali la differenza tra muro nudo e muro coperto dalla vegetazione passa da 6,8°C con copertura del 50% a 7,8°C con copertura del 90% (Widiastuti et al., 2018). Convertino et al., (2021) quantificano il contributo di raffrescamento totale di una parete verde in estate, calcolando 16,2 MJ m⁻². I muri verdi agiscono anch'essi sull'abbattimento delle temperature, ad esempio, Gagliano et al. (2015) conferma la migliore azione mitigante sulle UHI del tetto verde rispetto al controllo. Sia pareti verdi che tetti verdi impattano positivamente sul risparmio energetico permettendo una riduzione dei consumi di energia elettrica e le emissioni di gas ad effetto serra (CO₂, CH₄, gas fluorurati, vapore acqueo) dovuti al condizionamento dell'aria interna degli edifici (Berardi et al., 2014; Hewitt et al., 2020; Raji et al., 2015);

- La riduzione dell'inquinamento dell'aria; grazie alla fotosintesi le piante sottraggono CO₂ dall'aria ed emettono O₂. Le foglie delle pareti verdi trattengono particolato fine e riducono la concentrazione di NO₂ nell'aria, nei canyon urbani possono ridurre questi inquinanti del 15-23%, mentre i tetti verdi possono intrappolare metalli pesanti e polveri;
- La gestione delle acque meteoriche; le strutture verdi permettono di ridurre i picchi di piena rallentano il deflusso delle acque e riducendolo anche del 100% (Everett et al., 2015).
- La riduzione del rumore; pareti e muri verdi aumentano l'isolamento acustico dell'edificio e l'assorbimento del rumore (Berardi et al., 2014; Davis et al., 2017);
- I benefici sociali; le strutture verdi verticali ampliano gli spazi verdi pubblici, apportano un valore estetico abbellendo e caratterizzando l'edificio, migliorano la salute mentale e fisica delle persone riducendone lo stress (Blanc et al. 2008; Dennis et al., 2020; van den Bosch & Ode Sang, 2017).

2 Scopo del lavoro

Lo scopo della ricerca è stato quello di studiare le interazioni della facciata e del tetto verde sperimentale, con il sistema edificio ed il microhabitat circostante, al fine di ampliare le conoscenze scientifiche riguardanti l'adozione di queste tecnologie verdi, in ambito urbano e in condizioni climatiche mediterranee. È infatti fondamentale consolidarne il ruolo benefico sulla resilienza urbana e l'azione mitigatoria nei confronti dei cambiamenti climatici producendo studi che permettano di attestarne l'efficacia applicativa. Importante proprio dal punto di vista pratico applicativo è l'influenza di queste strutture sugli scambi energetici a livello dell'edificio. Questo aspetto è stato valutato sperimentalmente, per raccogliere informazioni utili per i tecnici e gli stakeholder del settore per permettere una consapevole adozione di queste tecnologie *green*, che se da un lato dovrebbero essere per necessità adottate come elemento tecnico costruttivo, con proprietà e vantaggi applicativi noti, dall'altro, non ne può essere trascurata l'eterogeneità fisica e temporale, insita nelle tecnologie verdi, dovuta alla variabilità dei meccanismi della biologia vegetale. Infatti, i materiali inanimati hanno caratteristiche standardizzabili, corrispondenti a determinati parametri fisici, mentre le piante, quali organismi viventi, hanno variazioni nella loro struttura e composizione dovuti sia ai ritmi fisiologici che alle fasi fenologiche, con forti ripercussioni sulle interazioni con l'ambiente circostante, a cui si adeguano per rispondere agli stimoli ricevuti. Il secondo obiettivo è quello di valutare l'influenza della facciata verde sulla qualità dell'aria respirabile nel microhabitat di un *green building*, monitorando le concentrazioni di anidride carbonica e di ossigeno, e verificando se le condizioni di coltivazione delle essenze vegetali oltre che le peculiarità specifiche delle stesse possano favorire l'emissione da parte delle piante di composti organici volatili.

3 Materiali e metodi

3.1 Sito sperimentale ENEA, inquadramento microclimatico

Le ricerche si sono svolte nel centro di ricerca dell'ENEA Casaccia. Il sito sperimentale è collocato sulla via Anguillarese a circa 25 km a nord ovest di Roma vicino al lago di Bracciano, latitudine $42^{\circ}101'N$ e longitudine $12^{\circ}176'E$ (Figura 10). Le strutture verdi studiate sono state realizzate nel 2016 su un edificio del centro di ricerca successivamente rinominato “*green building*”, grazie ai fondi nazionali per la Ricerca di Sistema Elettrico (RdS) del Ministero dello Sviluppo Economico (MiSE).

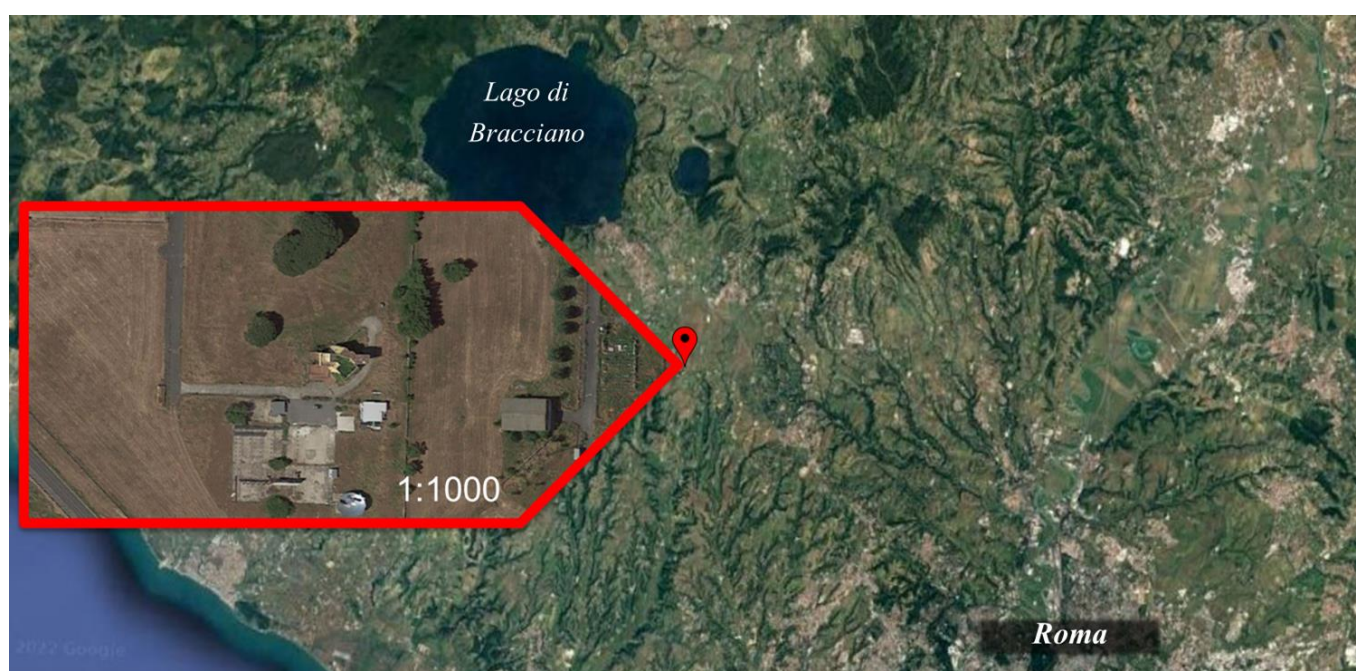


Figura 10 Veduta aerea (Google). Il centro di ricerche ENEA Casaccia è situato nelle campagne romane in un contesto principalmente semi-naturale, nel dettaglio in scala 1:1000 è visibile il *green building*.

Quest'area secondo la classificazione di Köppen-Geiger è caratterizzata da estati calde e secche e da inverni piovosi, con ampie fluttuazioni stagionali dell'intensità della radiazione solare (Kottek et al., 2006).

I dati climatici registrati dalla capannina meteorologica posta sul tetto del *green building* sono stati usati per elaborare i grafici delle temperature medie mensili e dell'umidità relativa presso il sito ENEA, per i tre anni della sperimentazione (2019-2022).

3.2 Sistema di monitoraggio microclimatico-ambientale

Il monitoraggio di numerosi parametri microclimatico–ambientali è stato effettuato con una rete di sensori collocati in punti chiave del *green building*. Per tutti i sensori l'intervallo di misura è stato impostato a 1 h, l'acquisizione dei dati dai differenti sensori è avvenuta in modo sincronizzato e i dati sono stati immagazzinati nella memoria del data logger che successivamente li inviava ad un server accessibile da remoto.

Il sistema di monitoraggio installato sui prototipi di sistemi verdi, facciata verde e tetto verde, adiacente all'edificio, il primo, e sopra il tetto, il secondo, comprende sensori di:

- Temperatura superficiale e dell'aria;
- Umidità relativa;
- Radiazione globale e radiazione fotosinteticamente attiva (PAR);
- Direzione e velocità del vento;
- Concentrazione di CO₂;
- Concentrazione di O₂.

Temperatura superficiale

La temperatura superficiale delle pareti e del tetto è stata misurata grazie a termistori con campo di misura tra 0-100°C e un'accuratezza di $\pm 0,15^{\circ}\text{C}$ (Figura 11).

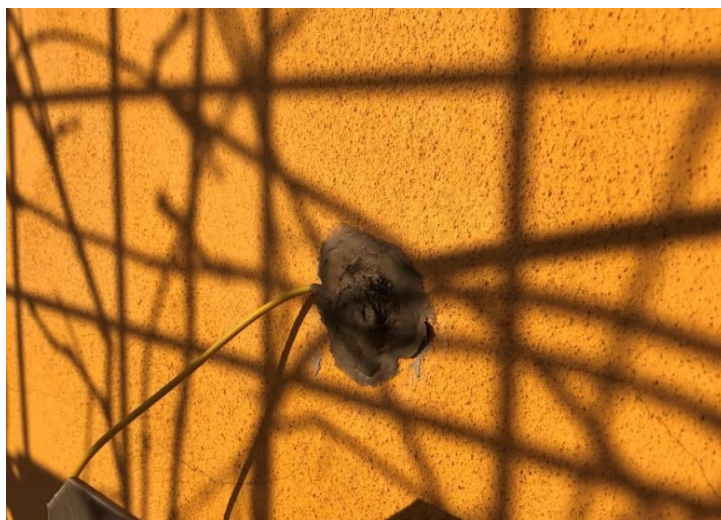


Figura 11 Termistore di temperatura superficiale, collocato sul muro dell'edificio verde.

Temperatura e umidità relativa dell'aria

La temperatura dell'aria ($^{\circ}\text{C}$) e l'umidità relativa (%) sono state misurate con il sensore Hygroclip S3 (Rotronic, Zurigo, Svizzera) con un campo di misura tra -40 e $+60^{\circ}\text{C}$ e un'accuratezza di $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ per la temperatura dell'aria e un campo di misura di $0-100\%$ ed un'accuratezza di $\pm 0,8\%$ per l'umidità relativa (Figura 12).



Figura 12 Sensore Hygroclip S3 (Campbell Scientific, Canada).

Radiazione solare globale e Radiazione fotosinteticamente attiva

La radiazione solare globale (W m^{-2}) è stata misurata con piranometri della serie SP-100 prodotti da Apogee Instruments (Logan, Utah, USA), con un range spettrale da 360 a 1120 nm. La radiazione fotosinteticamente attiva o PAR ($\mu\text{mol di fotoni m}^{-2} \text{s}^{-1}$) è stata misurata con piranometri della serie SQ-110 dello stesso fornitore con un range spettrale da 410 a 655 nm (Figura 13).



Figura 13 Piranometro Apogee, la cupola del sensore è montata su una piastra metallica dotata di supporto, la serie SP-100 per la misura della radiazione globale e SQ-110 per la PAR hanno caratteristiche costruttive del sensore simili, a scopo esemplificativo è riportata l'immagine del sensore SP-100.

Entrambi i piranometri hanno un campo di misura di 180° , sono di 2,40 cm di diametro e 2,80 di altezza ed operano in un range di temperatura che va da -40 a 70°C e con umidità relativa dallo 0 al 100%.

Direzione e velocità del vento

La direzione e la velocità del vento sono state misurate con anemometri sonici orizzontali ATMOS 22, METER Group, USA (Figura 14). L'angolo di misura è di 360° e la direzione del vento viene misurata con una risoluzione di 1° e un'accuratezza di $\pm 5^\circ$ rif manuale. La velocità del vento (m s^{-1}) è registrata con un range di misura da 0 a 30 m s^{-1} , con una risoluzione di $0,01 \text{ m s}^{-1}$ ed un'accuratezza del 3% con un massimo di $0,3 \text{ m s}^{-1}$.



Figura 14 Anemometro sonico ATMOS 22 impiegato nella sperimentazione (METER Group, USA).

Monitoraggio della concentrazione di CO₂

La concentrazione di CO₂ (ppm) è stata misurata con un analizzatore di gas LI-Cor LI-830 (Figura 15) dotato di un detector a infrarossi di tipo non dispersivo (NDIR), con pompa integrata da 0-750 mL/min, che restituisce i valori di CO₂ con un campo di misura da 0-20.000 ppm di CO₂. Attraverso la pompa di prelievo (NMP015M, 1-2 L m⁻¹) collegata al sistema di tubi, l'aria viene aspirata e convogliata al detector nella camera di analisi del LI-Cor.



Figura 15 Cassetta di derivazione stagna contenente l'analizzatore dei gas, le pompe di prelievo e gli innesti da cui si diramano i punti di aspirazione.

Il data logger CR310 (Campbell Scientific, Canada) gestisce anche le funzionalità del sistema; in particolare:

- esegue le temporizzazioni impostate;
- pilota le pompe e le elettrovalvole;
- legge e memorizza i dati;
- esegue la verifica delle anomalie.

Ogni ora lo strumento, dopo aver azionato le pompe per far fluire aria nei tubi, per rinnovare l'aria presente nel circuito e pulire il sistema, avvia il campionamento. Durante il ciclo di campionamento, circa ogni 30 secondi, una volta stabilizzate le misurazioni, registra il valore della concentrazione di CO₂ in ppm, con l'accuratezza del 3%.

Monitoraggio della concentrazione (%) di O₂

Il sistema di monitoraggio dell'O₂ ha impiegato sensori elettrochimici, ciascuno dei quali collegato ad un trasmettitore radio in grado di inviare dati ad un microprocessore che ne permette il caricamento su una piattaforma online Figura 16.

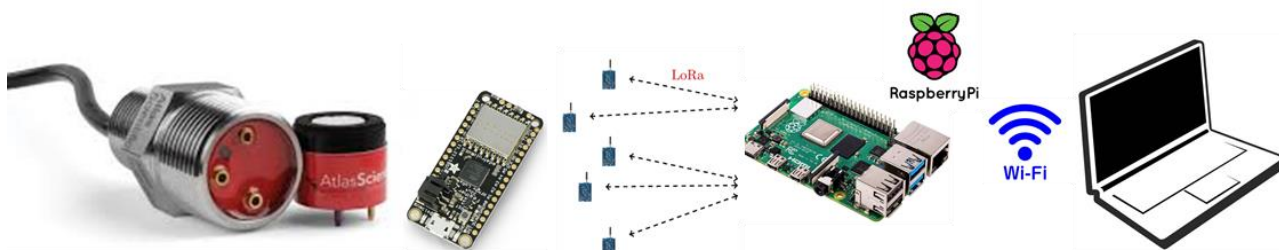


Figura 16 Le immagini riportate schematizzano il sistema di monitoraggio dell'ossigeno atmosferico, da sinistra sono riportate le immagini del sensore EZO-O2, il dispositivo Lo-Ra che trasmette via radio i dati, il raspberry pi che raccoglie i dati e successivamente li carica on line.

Il sensore di ossigeno utilizzato è stato l'EZO-O2™ Embedded Oxygen Sensor (Atlas Scientific, Long Island City, NY, USA); un dispositivo elettrochimico che misura il contenuto di O₂ (%) dell'aria. La matrice di KOH del sensore in base alla pressione di O₂ genera una corrente che viene registrata. Una membrana di teflon assicura che l'O₂ entri nel sensore ad uno stato stazionario. Il range di misura è 0–42%, con una risoluzione dello 0,01% e un'accuratezza di $\pm 0,01\%$.

3.3 Facciata verde

La facciata verde verticale realizzata sul *green building* nel centro ricerche ENEA Casaccia è di tipo “indiretto”, costituita da piante rampicanti guidate nello sviluppo e sostenute da una maglia metallica di sostegno ancorata all’edificio, che ricopre parte del muro esposto a sud ovest con una superficie di 32 m² e l’intera parete esposta a sud est di 67 m² (Figura 17).

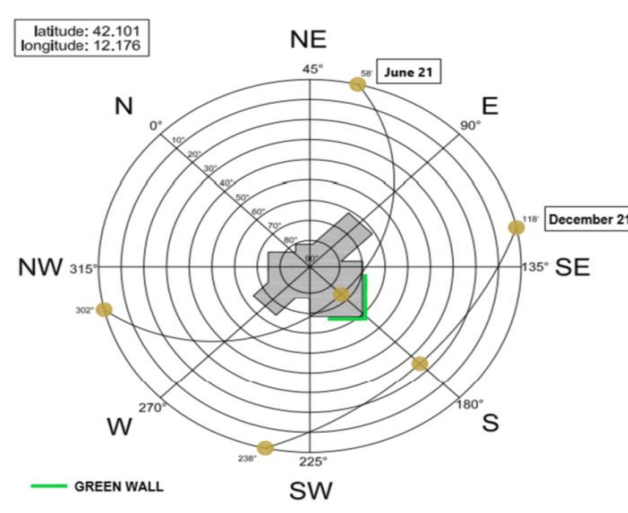


Figura 17 Pianta del *green building* ENEA, la facciata verde è presente sulla parete sud ovest e sud est.

3.3.1 Struttura di sostegno

La struttura di sostegno è stata realizzata in acciaio zincato a caldo e verniciato a fuoco con vernici epossidiche colore giallo opaco, con 10 profili scatolati con sezione quadra completi di piastra di appoggio e ancoraggio piatto da 200x200x10 mm (Figura 18).



Figura 18 *Green building* dell'ENEA, prima e dopo l'installazione della struttura metallica di sostegno.

I montanti sono composti da due elementi, uniti tra loro da sotto giunto per consentire eventuali dilatazioni. Ai montanti verticali sono collegate delle staffe di sostegno unite tra loro da un profilato ancorato ai montanti mediante viti e dadi autobloccanti. La struttura è stata vincolata al fabbricato, con piastre tassellate sul cordolo e con staffe telescopiche di 60 cm di lunghezza alla quota dei solai dei tre piani (terra, 1° e 2°). Per consentire l'operatività e i rilievi scientifici, la struttura è stata dotata di passaggi di manutenzione metallici orizzontali su tre altezze. I passaggi sono stati realizzati in grigliato metallico, con una luce disponibile per il transito di 60 cm. Ogni piano della struttura è delimitato sui finali con sbarramenti realizzati con scatolati. Il calcolo statico è stato condotto considerando l'ipotesi, cautelativa, del massimo carico raggiungibile, con piante completamente sviluppate e vasi con substrato completamente imbibito (Campiotti et al., 2015, 2016). I vasi utilizzati per mettere a dimora le piante, posti all'interno di portavasi metallici, sono di tipo commerciale con dimensioni di 100x46x40 cm in resine termoplastiche resistenti agli urti, al gelo (-20°C), ai raggi UV e realizzati con materiale riciclabile. Il substrato utilizzato è composto da una miscela di torbe e argilla bentonitica per assicurare una buona riserva idrica alle piante, ossigenazione dell'apparato radicale e un'elevata capacità di scambio cationico. Le caratteristiche del substrato comprendono: pH (in H₂O) = 6; conducibilità elettrica = 0,30 dS m⁻¹; densità apparente secca = 100 kg m⁻³; porosità totale = 87% v v⁻¹, con un volume a vaso di circa 180 litri. Le concimazioni hanno previsto l'utilizzo di un concime granulare complesso NPK 15-9-15 "Nitrophoska Gold" (Compo Experts, Münster, Germania) con dose di 10 g a pianta, a distanza di circa 30 giorni, nei mesi di marzo, aprile, maggio e nei mesi di settembre e ottobre.

3.3.2 Impianto d'irrigazione della facciata verde

L'impianto d'irrigazione della facciata verde è costituito da tre linee di gocciolatori a ghiera, regolabili, dalla portata massima di 2 litri al minuto, con 2-3 gocciolatori a vaso. Le linee sono azionate in sequenza da una centralina serie RZXI (Rain Bird, USA, California) che apre e chiude le elettrovalvole e attiva un'elettropompa da 0,37 kW di potenza, modello CP130 (Pedrollo S.p.A, Varese, Italia), che pesca da un serbatoio a valle di un filtro a dischi, fondamentale per evitare depositi e ostruzioni dell'impianto (Figura 19). I turni e gli orari irrigui sono stati adattati in base all'andamento meteorologico e alle stagioni; mediamente, in estate, sono stati effettuati due turni, all'alba e al tramonto, della durata di 20 minuti, distribuendo circa 10 litri di acqua per turno a vaso.



Figura 19 Schema dell'impianto irriguo della facciata verde, in blu nell'immagine di destra è riportata la collocazione delle linee di irrigazione presenti sulla struttura.

3.3.3 Essenze vegetali della facciata verde

Le essenze vegetali presenti sulla facciata verde sono state selezionate tra le piante più diffuse e acclimatate nel clima mediterraneo dell'Italia centrale. Nei primi anni d'impianto, osservando il tasso di crescita e l'adattamento, sono state scelte tre specie che maggiormente sono risultate performanti nel sito sperimentale dell'ENEA Casaccia: *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch, *Trachelospermum jasminoides* (Lindl.) ed *Hedera helix* (L.). Sulla base di sperimentazioni e prove pilota precedenti al 2019, queste specie hanno mostrato ottimi tassi di crescita e subito minimi stress biotici e abiotici e durante gli anni della sperimentazione sono risultate essere le specie prevalentemente presenti (Campiotti et al., 2017) (Figura 20).



Figura 20 Facciata verde ENEA con collocazione e dettaglio delle specie vegetali, a) *H. helix* collocata al secondo piano della facciata sud ovest, b) *P. quinquefolia*, presente al primo piano di sud ovest e in tre settori di sud est, c) *T. jasminoides* presente sulla facciata sud est sia al primo che al secondo piano. È stata riportata una foto autunnale per differenziare più facilmente il *P. quinquefolia* dalle altre specie presenti, data la sua colorazione rossa delle foglie in questo periodo dell'anno.

Il *P. quinquefolia* appartiene alla famiglia delle Vitaceae, a cui, insieme all'origine (Nord America), deve il nome comune di vite americana. Pianta rampicante, decidua, vigorosa, con foglie composte, palmatosette. Il *P. quinquefolia* si sostiene grazie a cirri che sviluppano strutture di ancoraggio che ne permettono la crescita sulla maggior parte delle superfici verticali; in autunno le foglie si colorano di rosso accrescendone il valore ornamentale.

Il *T. jasminoides* della famiglia delle Apocynaceae, è un arbusto sempreverde originario dell'Asia, rampicante volubile, i cui fusti avvolgono i sostegni per svilupparsi in altezza non avendo strutture come cirri o radici avventizie. Viene impiegato nelle siepi per la sua rusticità e la folta copertura generata dalle foglie spesse e coriacee.

L'*H. helix* appartenente alla famiglia delle Araliaceae è originaria dell'Europa Occidentale e ampiamente diffusa nel bacino del Mediterraneo. È una pianta sempreverde ubiquitaria che in natura cresce su pareti rocciose, alberi e muri, grazie alle radici avventizie o strisciando sulla terra nel sottobosco ombroso. La sua plasticità, che si traduce nel fenomeno dell'eterofilia per cui produce

foglie differenti se esposta al sole o all'ombra, la rendono di interessante impiego anche nell'inverdimento di esposizioni con scarsa illuminazione diretta del sole, come può verificarsi spesso in ambiente urbano.

3.3.4 Sensoristica istallata sulla facciata verde

La sensoristica istallata sulle pareti del *green building* comprende sensori “microclimatici” che misurano le temperature superficiali dei muri, la temperatura e l'umidità relativa dell'aria, la radiazione solare globale, la PAR e le caratteristiche del vento. Inoltre, sono presenti punti di campionamento e sensori che monitorano la concentrazione nell'aria di CO₂ e O₂.

3.3.4.1 Posizionamento dei sensori microclimatici della facciata verde

I sensori microclimatici della sono stati istallati principalmente in due punti della facciata verde, al primo piano, con esposizione sud ovest. Il primo è collocato esternamente alla parete verde mentre il secondo internamente, nel *gap* che si crea tra facciata verde e parete dell'edificio. Ogni punto di misura ha diversi sensori disposti sia esternamente alla parete che internamente e dunque nel *gap* o intercapedine che si crea tra la parete dell'edificio e la facciata verde distaccata dall'edificio.

Al primo piano della parete sud ovest sono presenti i sensori di temperatura dell'aria e dell'umidità relativa ed i piranometri per la radiazione globale e la PAR. Inoltre, dei sensori di temperatura superficiale (TS) sono stati collocati sulla parete dell'edificio in posizioni non ombreggiate dalla vegetazione (Figura 21). Nei punti al primo piano con esposizioni sud ovest e sud est, all'interno dell'intercapedine, sono presenti sensori di temperatura dell'aria e dell'umidità relativa, i piranometri per misurare la radiazione globale e la PAR, e i sensori di temperatura superficiale della parete (ombreggiata); i piranometri (sia esterni che coperti dalla parete verde) sono istallati con inclinazione di 90°, rispetto al piano orizzontale.

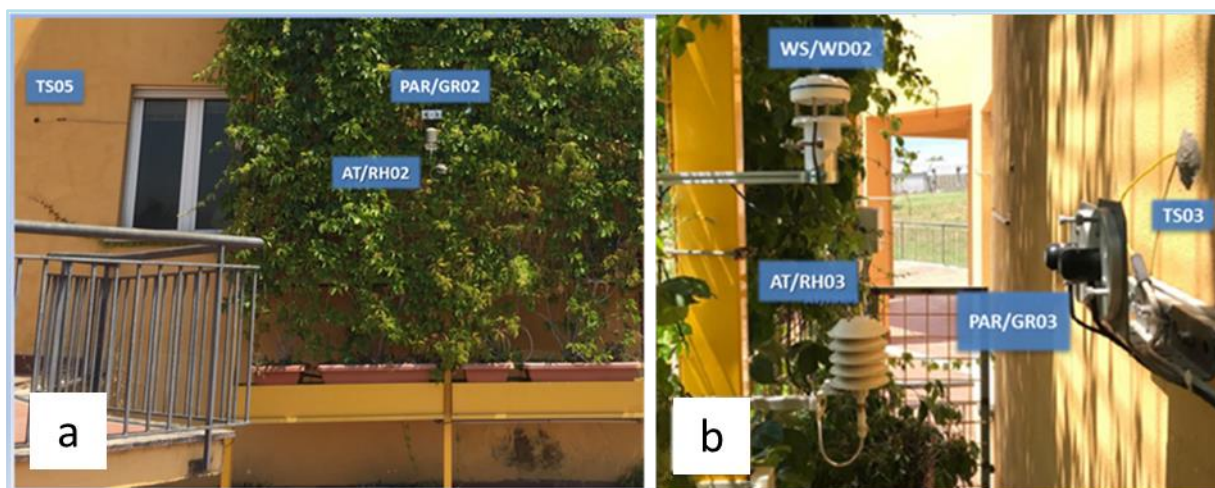


Figura 21a Veduta frontale della parete sud ovest al primo piano. I sensori presenti non coperti dalla vegetazione sono: PAR/GR02= piranometri che misurano la PAR e la radiazione globale, AT/RH02= sensori della temperatura e dell'umidità relativa dell'aria, TS05= sensore della temperatura superficiale del muro nudo esposto alla radiazione. Figura 21b Dettaglio dell'intercapedine tra la facciata verde e la parete dell'edificio al primo piano con esposizione sud ovest. I sensori presenti nell'intercapedine ombreggiati dalla vegetazione sono: PAR/GR03= piranometri che misurano la PAR e la radiazione globale; AT/RH03= sensori della temperatura e dell'umidità relativa dell'aria; WS/WD02= anemometro sonico per la direzione e la velocità del vento; TS03= sensore della temperatura del muro coperto.

3.3.4.2 Posizionamento dei sensori per il *monitoraggio* di CO₂ e O₂

I sensori per il monitoraggio della CO₂ (ppm) sono stati installati, e messi in funzione, a partire da gennaio 2020, successivamente da luglio 2021 sono stati messi in funzione anche i sensori per il monitoraggio dell'O₂. I sensori di entrambi i gas sono stati collocati in punti speculari tra loro, dunque, in ogni punto di campionamento della CO₂ è stato affiancato un sensore dell'O₂. I punti di campionamento dei due gas sono in totale dieci, di cui due controlli, 3 sensori posizionati tra le foglie della vegetazione, 3 sensori posizionati nell'intercapedine e 2 sensori posizionati nelle stanze adiacenti alla parete. Di seguito la legenda dei codici dei sensori e del posizionamento:

- 01: parete est primo piano, tra le foglie
- 02: parete est primo piano, al centro dell'intercapedine
- 03: stanza al primo piano (adiacente alla facciata verde)
- 04: stanza al secondo piano (adiacente alla facciata verde)
- 05: parete ovest, primo piano, tra le foglie

06: parete ovest, primo piano, intercapedine

07: parete ovest, secondo piano, tra le foglie

08: parete ovest, secondo piano intercapedine

09: parete sud, senza vegetazione, distaccato circa 50 cm dal muro

10: parete a nord senza vegetazione, distaccato circa 50 cm dal muro.

In Figura 22 è riportato uno schema visivo che mostra il posizionamento dei sensori di CO₂ e O₂.



Figura 22 Collocazione dei sensori di CO₂ e O₂, in blu i sensori posizionati tra le foglie, in viola i sensori posizionati al centro dell'intercapedine, in grigio i sensori nelle stanze, in arancione i sensori di controllo.

3.4 Tetto verde

3.4.1 Struttura

Il tetto verde sperimentale del *green building* ENEA è stato installato nel 2016 scegliendo di realizzare, operando su un edificio preesistente, una tipologia di tetto verde estensivo, che apporta un carico facilmente sopportabile dal solaio. Prima della messa in opera le valutazioni statiche avevano permesso di stimare la possibilità del tetto di sopportare un peso aggiuntivo di 600 kg m^{-2} . Lo spessore del tetto verde è stato realizzato considerando una profondità di circa 20 cm, con una pendenza dello 0,5% del massetto posto sul lastrico solare, per facilitare lo sgrondo laterale. Sopra al massetto sono stati posti i diversi elementi tecnici costitutivi del modulo verde:

- Lo strato di regolarizzazione, realizzato con uno strato di tessuto non tessuto (TNT) del peso unitario di 500 g m^2 , resistenza a trazione di almeno 30 kN m^{-1} con allungamento a rottura inferiore o uguale all'80% (ISO EN 10319) e resistenza al punzonamento $\geq 2000 \text{ N}$ (ISO EN 12236).
- Lo strato impermeabilizzante, costituito da una membrana sintetica in PVC, con spessore nominale di 1,8 mm, rinforzata da una griglia in fibra di vetro e con funzione antiradice. Le caratteristiche della membrana sono rispondenti ai requisiti minimi della norma EN 13956.
- Il sistema multistrato per verde pensile, costituito da un feltro di protezione meccanica, da un elemento *drain roof*, di drenaggio e areazione (GEOPLAST) e da un telo filtrante, come da norma UNI 11235.

Sopra allo strato filtrante è stato posto il substrato di coltivazione con uno spessore di circa 10 cm a compattamento avvenuto. Il substrato è costituito da una miscela di materiali vulcanici porosi (lapillo vulcanico e pomice di granulometria fine, 0-10 mm, per circa l'80% del volume), torba bionda di sfagno, compost e concimi complessi a cessione controllata, permettendo di avere uno strato di coltivazione leggero e altamente drenante grazie all'elevata macroporosità. Tra le caratteristiche tecniche del substrato si elencano: il peso specifico, che varia da $950\text{-}1000 \text{ Kg m}^{-3}$ (umidità di cava), il pH tra 6,5 e 7,4, la sostanza organica che è circa dell'1,5%; la capacità di scambio cationico di circa $30 \text{ meq } 100 \text{ mg}^{-1}$; non è presente calcare attivo, la granulometria è compresa tra 0 e 10 mm, con particelle di diametro tra 0 e 0,62 mm inferiori al 5%; la permeabilità superiore a $0,6 \text{ mm min}^{-1}$ con terreno saturo e compresso; maggiore di 6 mm min^{-1} in condizioni normali, capacità di ritenzione idrica dal 15 al 20% in volume. La concimazione è stata distinta tra graminacee e sedum, quest'ultimo

è stato concimato blandamente per evitare che infestanti, come la *Setaria*, il *Lolium*, e altre graminacee, prendessero il sopravvento, per questo è stato impiegato Osmocote, un concime a lentissima cessione prodotto dalla ITAL-AGRO indicato per i sedum. Sul prato di graminacee oltre alla distribuzione di concime organico pellettato una volta l'anno, è stato distribuito con cadenza mensile da marzo a giugno e da settembre a novembre concime complesso NPK 15-9-15 granulare "Nitrophoska Gold" (Compo Experts, Münster, Germania), con la dose di 5-6 g m⁻². Nelle operazioni di manutenzione sono rientrati sfalci periodici delle graminacee, diserbo manuale e interventi di areazione del terreno. La Figura 23 mostra le diverse fasi di realizzazione del prototipo di tetto verde con i principali strati costituenti la copertura.



Figura 23 Fasi realizzative del tetto verde sperimentale, A) Lastrico solare prima dell'istallazione, B) Posizionamento dell'elemento drenante alveolare, C) Strato filtrante che impedisce il dilavamento del substrato negli strati sottostanti, D) Spianatura del substrato, E) Tappeto verde di graminacee ultimato, F) Area adibita al mix di *Sedum* (<https://www.ingenio-web.it/33827-la-tecnologia-dei-tetti-verdi-tipologie-e-stratigrafia>).

3.4.2 Impianto d'irrigazione del tetto verde

Il sistema ha previsto l'installazione di un impianto d'irrigazione di tipo dinamico, a pioggia, costituito da nove irrigatori, di cui 4 a turbina e 5 statici, il tutto controllato da una centralina elettronica regolando le irrigazioni anche in base alle precipitazioni e all'evapotraspirazione (Figura 24). Gli irrigatori hanno una portata di circa 4 l min^{-1} tenuti in funzione per 15 minuti al giorno nei mesi da aprile ad ottobre, orario irriguo che viene raddoppiato durante i mesi di luglio e agosto, aumentando di un turno l'irrigazione giornaliera (all'alba e al tramonto). Il settore di graminacee riceve così ad ogni turno da 15 minuti circa 4 mm di acqua a m^2 . Il settore che irriga il sedum è gestito con irrigatori con portata di 1 l min^{-1} con un turno di 10 minuti raddoppiato nei mesi di luglio e agosto (irrigazione all'alba e al tramonto), ogni turno irriguo il settore di Sedum riceve circa 3 mm di acqua a m^2 .



Figura 24 Schema dell'impianto d'irrigazione installato sul tetto verde (<https://www.ingenio-web.it/33827-la-tecnologia-dei-tetti-verdi-tipologie-e-stratigrafia>).

3.4.3 Essenze vegetali del tetto verde

L'impianto delle coperture vegetali (Figura 25) è stato realizzato suddividendo l'area destinata per il tetto verde in diversi settori: uno di circa 65 m² seminato con un miscuglio di Graminaceae, costituito da *Festuca arundinacea* Schreb e *Poa pratensis* L.; uno di 5 m² che era stato inizialmente adibito ad un miscuglio di specie appartenenti al genere *Sedum* (mix di *S. sexangulare* L., *S. album* L., *S. acre* L., *S. spurium* M. Bieb, *S. sediforme* (Jacq) Pau, *S. hispanicum* L., *S. rupestre* L., *S. palmeri* L.) (Figura 26) ma che nei tre anni successivi all'impianto (2016), ha visto prendere il sopravvento del *S. spurium*, più competitivo degli altri sedum nelle specifiche condizioni di coltivazione; un terzo appezzamento di 10 m² è stato utilizzato per la sperimentazione su piante selvatiche autoctone con particolare attenzione rivolta al genere *Echium*.



Figura 25 Tetto verde sperimentale, con tappeto di *S. spurium* in primo piano e prato di graminacee sullo sfondo.



Figura 26 Specie vegetali appartenenti al genere *Sedum* coltivate sul tetto verde.

Il genere *Sedum* è molto impiegato nei tetti verdi di tipo estensivo con substrato <20 cm, comprende specie rustiche con apparati radicali poco profondi, di facile propagazione (talea) e richiedono basse esigenze idriche, nutritive e manutentive. I sedum sono piante xerofitiche adattate agli ambienti aridi anche grazie al metabolismo CAM (metabolismo acido delle crassulacee), che consente di svolgere la fotosintesi anche in condizioni di carenza idrica ed alte temperature (Consoli et al., 2013; Jim, 2014; Oberndorfer et al., 2007). Sebbene queste specie risultino particolarmente resistenti alla siccità con benefici sui consumi idrici, nei paesi mediterranei necessitano di irrigazione nelle condizioni colturali dei tetti verdi estensivi, anche se con dosi irrigue esigue. Per quanto riguarda il prato di graminacee (Figura 27), sono state coltivate la *Festuca arundinacea* Schreb e la *Poa pratensis* L., due specie vegetali impiegate nei prati foraggeri, ma anche tra le più utilizzate nei paesi mediterranei e in Italia per i tappeti erbosi ed i prati residenziali (Martiniello & D'Andrea, 2006; Romani et al., 2002). Sono entrambe piante microterme, con un optimum di temperatura tra i 16 e i 24°C e riduzione nello sviluppo vegetativo quando le temperature superano i 33°C (Beard, 1973; Huylenbroeck et al., 1999). Tuttavia, essendo molto rustiche, sono adattate al clima mediterraneo e sul tetto verde sperimentale le irrigazioni primaverili estive permettono di mantenere una soddisfacente copertura erbacea durante tutto l'anno.



Figura 27 Prato di graminacee del tetto verde.

Nel particolare, la *F. arundinacea* Schreb. è una specie di origine mediterranea, ottima foraggera, impiegata per la formazione di tappeti erbosi rustici. La facile adattabilità ne consente l'impiego in tappeti erbosi calpestabili e nei campi sportivi. Dal punto di vista botanico appartiene alla forma biologica delle emicriptofite cespitose, ha un apparato radicale fascicolato e foglie fini e ruvide. Ha tempi di insediamento medio - lunghi e una buona capacità di competere con le infestanti (Baldoni e Giardini, 2002). La *P. pratensis* L. è invece una specie originaria del continente europeo, impiegata per tappeti erbosi resistenti al calpestio e alla pratica sportiva. Essendo una pianta rizomatosa, le radici tendono a rigonfiarsi durante il periodo di sviluppo costituendo i rizomi. Questi fusti modificati, sotterranei, sono organi di accumulo di sostanze nutritive e di riserva. Tale caratteristica rende la pianta adatta ad essere utilizzata come base perenne dei manti erbosi, ma anche per recuperare diradamenti e danneggiamenti in zone ad alto calpestio. Ha un lento insediamento, ma successivamente una buona competitività nei confronti delle infestanti (Baldoni e Giardini, 2002).

3.4.4 Posizionamento dei sensori sul tetto verde

Sul tetto verde sono stati collocati sia i sensori di monitoraggio microclimatico dell'area, sia i sensori di temperatura superficiali, collocati sotto il tappeto erboso di graminacee, di sedum, e sul mattonato di controllo. Di seguito si riporta l'elenco dei sensori posti sul tetto del *green building* e la relativa disposizione sulla superficie del tetto (Figura 28).

Sensori relativi al monitoraggio microclimatico:

- AT01 Temperatura dell'aria (°C)
- RH01 Umidità dell'aria (%)
- RG01 Radiazione globale (W m^{-2})
- WS01 Velocità del vento (m s^{-1})
- WD01 Direzione del vento

I sensori di temperatura delle coperture del tetto:

- TS11 Temperatura superficiale sotto il manto erboso del settore a Graminaceae (°C);
- TS12 Temperatura superficiale del tetto di controllo con lastrico solare piastrellato(°C);
- TS13 Temperatura superficiale sotto il tappeto di *Sedum* (°C)

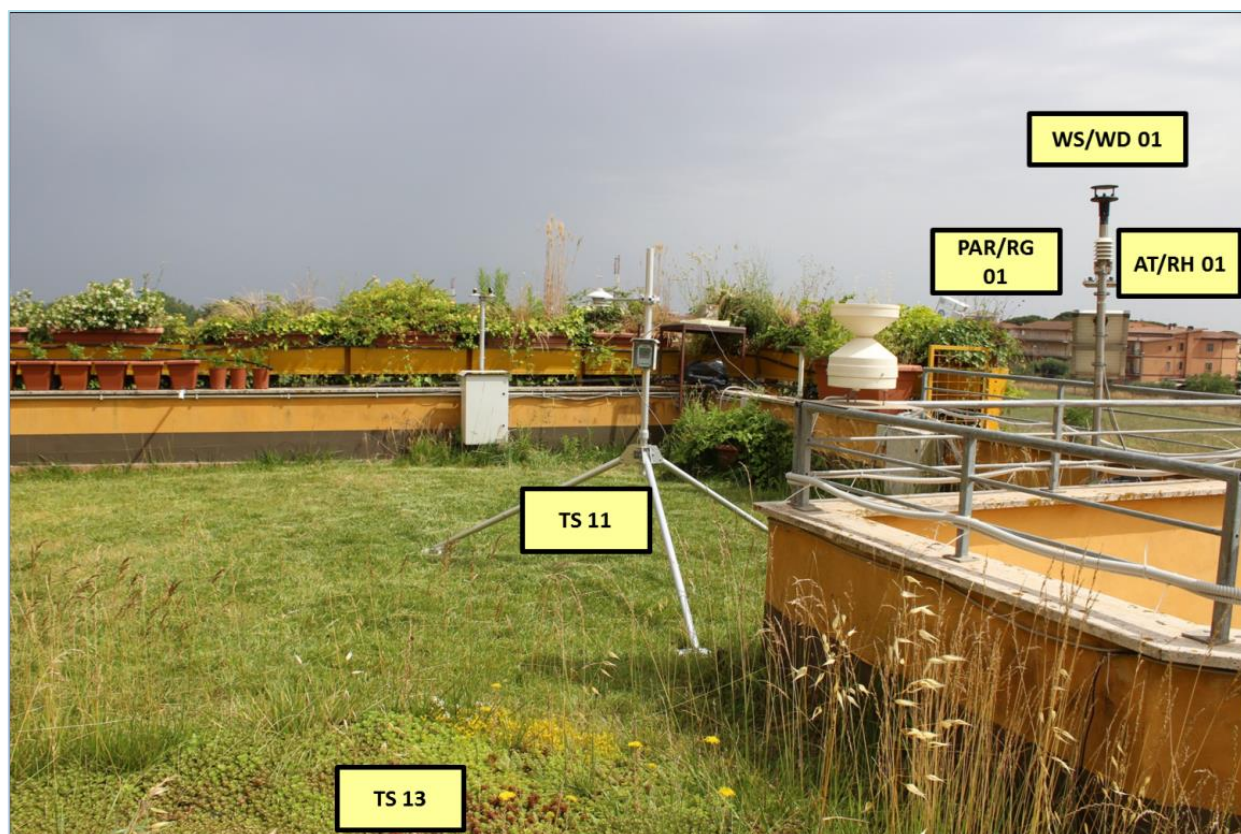


Figura 28 Disposizione dei sensori sul tetto verde. AT0/RH 01 = temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e umidità (%) dell'aria; PAR/RG 01 = PAR ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$) e radiazione globale (W m^{-2}); WS/WD 01 = velocità (m s^{-1}) e direzione del vento; TS11 = temperatura superficiale sotto il manto erboso del settore a Graminaceae ($^{\circ}\text{C}$); TS13 = temperatura superficiale sotto il tappeto di *Sedum* ($^{\circ}\text{C}$).

I dati meteo registrati dalla capannina meteorologica posta sul tetto del *green building* sono stati usati per la caratterizzazione microclimatica del sito attraverso l'elaborazione dei grafici delle temperature medie mensili e dell'umidità relativa registrate nel sito ENEA, per i tre anni della sperimentazione.

3.5 Stima dei flussi termici

I flussi termici entranti nel *green building* sono stati calcolati seguendo le indicazioni della norma UNI/TS 11300-1 che definisce la metodologia da seguire per calcolare le performance energetiche di un edificio e i requisiti per la coibentazione degli ambienti interni. Il flusso termico espresso in kWh_t m⁻², è stato calcolato con la seguente formula:

$$Q = U \cdot S \cdot \Delta T \cdot t_c \quad (1)$$

Dove Q [W h] è l'energia che attraversa il muro nell'unità di tempo t_c ; U [W m⁻² C⁻¹] è la trasmittanza termica del muro; S [m²] è l'unità di superficie presa in considerazione corrispondente a 1 m²; ΔT [°C] è la differenza (T – T_c) di temperatura tra la superficie esterna della parete e quella dell'interno dell'edificio (posta a 26°C pari alla temperatura di comfort degli ambienti interni), t_c [h] è l'intervallo di un ora tra una misurazione dei sensori e la successiva. Oltre ai fattori dell'equazione noti e quelli acquisiti con la sensoristica, U è stata ottenuta a partire dalla resistenza termica R dei muri del *green building*, che è stata a sua volta calcolata considerando le proprietà termiche dei materiali (UNI EN 1745:2020). U è, quindi, pari al reciproco di R, ovvero U=1/R. Nel caso in esame U è rimasta invariata per entrambe le pareti dell'edificio studiate, sia quella nuda che quella ombreggiata dalla facciata verde essendo quest'ultima distaccata dall'edificio, ma mentre nel caso della parete nuda per calcolare il ΔT sono stati usati i dati del sensore TS05 (sensore della temperatura superficiale della parete nuda) per il muro ombreggiato è stato usato il sensore TS03 (sensore della temperatura superficiale del muro coperto dalla vegetazione). Per evitare il conteggio di valori che teoricamente corrisponderebbero a flussi di calore uscenti, i flussi calcolati in orari con $\Delta T < 0$ sono stati esclusi.

3.5.1 Calcolo del K_v*

Il K_v è un coefficiente verde che permette di quantificare gli effetti positivi di una coltre vegetale nel mitigare i flussi di calore entranti in un edificio; un coefficiente di questo tipo era stato elaborato da Ariaudo et al., 2009 per una parete verde adiacente all'edificio. Per la parete sperimentale oggetto di studio è stato elaborato un coefficiente modificato K_v* che potesse permettere di quantificare il flusso

termico entrante in un edificio schermato da una facciata verde di rampicanti. Con i dati sperimentali registrati dalla sensoristica presente sul *green building* ENEA è stato possibile calcolare un K_v^* , dunque un K_v modificato, applicabile per la parete verde sperimentale distaccata. I dati impiegati per il calcolo del K_v^* sono stati la temperatura superficiale del muro nudo, la temperatura superficiale del muro coperto dalla facciata verde e la temperatura dell'aria (sia esterna che misurata nell'intercapedine tra parete verde e muro). La formula di partenza è stata quella adottata per il K_v della parete verde adiacente all'edificio (Ariaudo et al., 2009).

$$\frac{\Delta\phi}{A} = U \frac{K_v a I}{h_e} \quad (3)$$

$$\frac{T_{uf} - T_{vf}}{T_{uf} - T_{ea}} = \left(1 - \tau v \frac{h_e}{h_e^*}\right) = K_v \quad (4)$$

Dove:

- U [$\text{W m}^{-2} \text{K}^{-1}$] è la trasmittanza termica del muro dell'edificio (i watt di potenza che attraversano un metro quadrato di superficie per la differenza di temperatura di un grado Kelvin),
- τv è il coefficiente di trasmissione della radiazione solare della vegetazione,
- h_e e h_e^* [$\text{W m}^{-2} \text{K}^{-1}$] coefficiente di scambio termico convettivo, rispettivamente senza e con la copertura verde,
- T_{vf} [$^{\circ}\text{C}$] è la temperatura superficiale del muro protetto dalla vegetazione,
- T_{uf} [$^{\circ}\text{C}$] è la temperatura superficiale del muro nudo non coperto dalla vegetazione,
- T_{ea} [$^{\circ}\text{C}$] è la temperatura dell'aria esterna,
- T_{gap} [$^{\circ}\text{C}$] è la temperatura dell'aria nell'intercapedine tra parete verde e edificio,
- I [W m^{-2}] è la radiazione solare globale,
- a è il coefficiente di assorbimento del muro dell'edificio,
- aI [W m^{-2}] è la radiazione solare incidente assorbita dal muro nudo (Ariaudo et al., 2009),

Il K_v^* è stato calcolato per le applicazioni su pareti verdi distaccate come il caso oggetto di studio attraverso lo svolgimento del sistema di seguito riportato:

$$\begin{cases} T_{uf} = \left(T_{ea} + \frac{al}{h_e} \right) \\ T_{vf} = T_{gap} + \tau v \frac{al}{h_e} \end{cases} \quad (5)$$

Moltiplicando la prima equazione per τv , poi sottraendo la seconda equazione alla prima e poi semplificando si ha:

$$\tau v (T_{uf} - T_{ea}) = T_{vf} - T_{gap} \quad (6)$$

Infine, τv può essere calcolato come:

$$\tau v = \frac{T_{vf} - T_{gap}}{T_{uf} - T_{ea}} \quad (7)$$

Il coefficiente verde K_v^* può essere dunque esplicitato con la seguente relazione:

$$K_v^* = 1 - \tau v = 1 - \left(\frac{T_{vf} - T_{gap}}{T_{uf} - T_{ea}} \right) \quad (8)$$

Nel caso della parete verde distaccata di 60 cm il coefficiente convettivo utilizzato nella formula del K_v^* tra parete nuda e parete ombreggiata dalla vegetazione resta quasi invariato, in quanto, nel caso sperimentale non viene modificata la stratigrafia della facciata stessa, dunque $h_e = h_e^*$, a differenza di una parete verde adiacente all'edificio come riportato in Ariaudo et al., (2009). Il K_v^* può essere utilizzato per dedurre la riduzione da parte di una facciata verde distaccata dall'edificio del flusso di calore che entrerebbe negli ambienti interni, teoricamente con $K_v^* = 1$ si ha il maggiore contributo possibile della vegetazione nel bloccare il flusso di calore e quindi la temperatura superficiale del muro coperto dalla vegetazione sarà uguale alla temperatura dell'aria all'interno dell'intercapedine, al contrario con $K_v^* = 0$ la temperatura superficiale del muro coperto sarà uguale a quella del muro nudo.

*Applicazione del K_v^**

L'applicazione del K_v^* alla formula del flusso termico ponendo fissa la temperatura di comfort di 26°C (UNI/TS 11300-1), permette di stimare i flussi termici entranti in un edificio coperto da una facciata verde ed è stata ottenuta con il seguente svolgimento:

La quantità di calore che entra in un ambiente attraverso una parete irraggiata dal sole, è pari alla quantità di calore che si trasmetterebbe se la parete non fosse sottoposta ad irraggiamento (Q_1) più la parte dovuta a quest'ultimo apporto (Q_2).

$$Q_1 = U(T_e - T_i)$$

$$Q_2 = U\left(\frac{a \cdot I}{h_e}\right)$$

da cui:

$$Q_1 + Q_2 = U(T_e - T_i) + U\left(\frac{a \cdot I}{h_e}\right)$$

$$Q_1 + Q_2 = U\left(\frac{a \cdot I}{h_e} + T_e - T_i\right)$$

È invalso l'uso indicare con il termine *temperatura fittizia al sole* il termine:

$$\frac{a \cdot I}{h_e} + T_e = T_{fse}$$

La temperatura fittizia al sole (T_{fse}) è dunque quella temperatura che dovrebbe avere l'aria esterna, in assenza d'irraggiamento solare, affinché si trasmetta, attraverso la parete lo stesso flusso termico che si verifica quando essa è irraggiata.

Si può valutare, di conseguenza, l'apporto dovuto all'irraggiamento solare sulla parete:

$$T_{fse} - T_e = \frac{a \cdot I}{h_e}$$

Nel caso studio, la temperatura fittizia al sole T_{fse} è espressa dalla temperatura misurata rispettivamente sulla parete nuda (T_{se}) e sulla parete protetta da coltre vegetale (T_{sev}), da cui, l'apporto dovuto all'irraggiamento solare, è espresso rispettivamente:

$$Parete\ nuda = (T_{se} - T_{ae})$$

$$Parete\ coperta\ da\ coltre\ vegetale = (T_{sev} - T_{aei}) = (T_{se} - T_{ae}) \cdot (1 - K_v^*)$$

Dai dati raccolti con l'attività sperimentale, possiamo considerare trascurabile la differenza di temperatura dell'aria esterna rispetto alla temperatura dell'aria nell'intercapedine, pertanto possiamo imporre:

$$T_{ae} \approx T_{aei}$$

da cui si ottiene:

$$(T_{sev} - T_{ae}) = (T_{se} - T_{ae}) \cdot (1 - K_v^*)$$

$$T_{sev} = T_{ae} + [(T_{se} - T_{ae}) \cdot (1 - K_v^*)]$$

Pertanto, il flusso termico entrante (Q_{sev}) attraverso la parete protetta dalla coltre vegetale, sarà espresso dalla:

$$Q_{sev} = U \cdot S \cdot (T_{sev} - T_{int}) \text{ [flusso parete coperta dal verde]}$$

sostituendo abbiamo:

$$Q_{K_v^*} = U \cdot S \cdot \{[T_{ae} + (T_{se} - T_{ae}) \cdot (1 - K_v^*)] - T_{int}\} \text{ [flusso ipotetico entrante da una parete vegetata]}$$

Il flusso termico entrante (Q_{se}) attraverso la parete nuda (non protetta da coltre vegetale), invece, come precedentemente riportato si può esprimere con la seguente relazione:

$$Q_{se} = U \cdot S \cdot (T_{se} - T_{int}) \text{ [flusso entrante dalla parete nuda]}$$

3.6 LAI (*Leaf Area Index*)

Il *Leaf Area Index* (LAI) è un valore adimensionale che si definisce come il rapporto tra l'area fogliare e la superficie su cui essa insiste, dipende non solo dall'area fogliare ma anche dalla densità e dall'inclinazione delle stesse foglie rispetto la fonte di luce e varia durante il ciclo vegetativo delle piante in relazione allo stadio fenologico (Monsi & Saeki, 1953). L'utilità del LAI risiede nella possibilità di correlarlo a parametri fisiologici relazionati allo stato di salute delle piante come il tasso di crescita, all'utilizzo dell'acqua e l'intercettazione della luce (Sone et al., 2009). Tra i diversi metodi utilizzati per la misurazione del LAI, oltre a quelli diretti, distruttivi, basati sul prelievo delle foglie

presenti in un'area nota, sono maggiormente utili in questo studio quelli basati sulla misurazione della trasmissione della luce attraverso uno strato fogliare, denominato *canopy* (Weiss et al., 2004) che non prevedono la distruzione delle foglie. Questi metodi applicano la legge di Beer-Lambert tenendo conto del fatto che la quantità totale delle radiazioni intercettate da una *canopy*/chioma dipende dalla radiazione incidente, della stessa *canopy* e dalle sue proprietà ottiche (Breda, 2003). Tale legge esprime l'attenuazione della radiazione in un mezzo torbido omogeneo dove il flusso viene assorbito in proporzione alla distanza ottica. Quindi, si valuta il LAI facendo la formula inversa dell'equazione di Beer-Lambert. Pertanto, abbiamo:

$$RI = 1 - e^{((k * LAI))}$$

dove RI è la radiazione intercettata dalla vegetazione, k è il coefficiente di estinzione della radiazione e LAI è l'indice dell'area fogliare (Marshall & Waring, 1986) Pierce e Running, 1988). RI si ricava mediante la seguente formula:

$$RI = \left[1 - \left(\frac{PAR_{sotto_chioma}}{PAR_{sopra_chioma}} \right) \right]$$

da cui:

$$LAI = \frac{\ln \left(\frac{PAR_{sotto_chioma}}{PAR_{sopra_chioma}} \right)}{k}$$

Il parametro k, coefficiente che tiene conto dell'efficienza dell'area fogliare nell'intercettare la radiazione, rappresenta la quantità di luce attenuata per unità di indice di area fogliare e fornisce un'indicazione del grado di assorbimento e riflessione della luce da parte delle foglie. Il parametro k dipende soprattutto dall'angolo di inserzione delle foglie ($k = 1$ per foglie planofile), varia con l'elevazione solare e l'azimut ma è relativamente costante entro un ampio intervallo di angoli solari e per molte ore intorno a quelle centrali del giorno (Ripa et al., 2015). Utilizzando i dati raccolti dai piranometri installati sulla parete verde di sud ovest posti esternamente (PAR e coperto dalla parete

verde (PAR), è stato quindi possibile stimare il LAI della parete verde, escludendo gli *outliers* le giornate nuvolose e considerando gli orari dalle 13.00 alle 16.00 orario in cui la parete è pienamente illuminata dal sole diretto. Per ottenere valori di LAI attendibili sono stati testati diversi valori di k e confrontando i valori stimati negli stessi orari con LAI calcolati con il ceptometro ACCUPAR LP-80 (METER Group, USA, Figura 29) è stato individuato quello che garantiva una migliore corrispondenza ($k=0,85$).



Figura 29 Ceptometro ACCUPAR LP-80, lo strumento ha 80 sensori della PAR collocati lungo la barra più un sensore di controllo esterno, possiede un campo di misura da 0 a $2,500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ed una risoluzione di $1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

3.7 Effetto schermante del tetto verde a graminacee e a sedum

L'effetto schermante delle coperture verdi presenti sul tetto sperimentale è stato valutato grazie ai sensori di temperatura posti sotto il substrato e le oscillazioni termiche confrontate anche con i sensori di controllo posti sulla parte piastrellata del tetto.

3.8 Misura dell'albedo

L'albedo (termine che deriva dal latino *albus* e significa letteralmente bianchezza) è equivalente alla riflettanza ed è anche nota come coefficiente di riflessione solare. L'albedo di una superficie ne rappresenta il suo potere riflettente e corrisponde alla percentuale di radiazione che viene riflessa in tutte le direzioni da quella superficie rispetto al totale della radiazione solare incidente, tale che:

$$\text{Albedo di una superficie (A)} = \frac{\text{Radiazione riflessa dalla superficie}}{\text{Radiazione globale incidente}}$$

L'albedo minima è pari a 0 quando nessuna frazione di luce viene riflessa come nel caso di una superficie nera, mentre l'albedo massima è pari ad 1 quando tutta la radiazione incidente viene riflessa come nel caso di una superficie bianca (Figura 30).

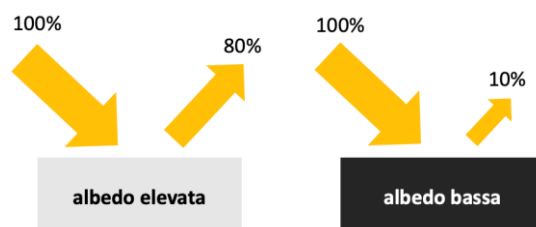


Figura 30 Al diminuire dell'albedo si riduce la quantità di radiazione luminosa riflessa (in giallo).

Una superficie chiara con albedo elevata assorbe poco e riflette nell'atmosfera la maggior parte della radiazione incidente, mentre una superficie scura con albedo bassa assorbe la maggior parte della radiazione incidente, riflettendone nell'atmosfera una percentuale molto inferiore. I quattro fattori principali che influenzano l'albedo superficiale sono le condizioni della superficie, l'angolo zenitale del sole, le condizioni del cielo (ovvero la nuvolosità) e l'angolo della superficie rispetto all'orizzontale (Shaharuddin Bin Ahmad & Lockwood, 1979). Superfici asciutte, di colore chiaro e lisce sono spesso associate ad albedo alto mentre superfici umide, di colore scuro e ruvide sono associate ad albedo basso. L'angolo zenitale del sole porta a marcate variazioni diurne. I valori di albedo sono stati misurati su diverse tipologie di superfici ed alcuni di questi, reperibili da varie fonti,

sono riportati in Tabella 2, sebbene l'albedo delle superfici non dovrebbe essere definito da un singolo numero bensì da un intervallo di valori.

Tabella 2 Valori di albedo di differenti tipi di superficie .(Ramírez & Muñoz, 2012).

Tipo di superficie	Albedo
Prato	0,25-0,30
Prato secco	0,20
Alberi	0,15-0,18
Boschi e foreste	0,05-0,20
Asfalto	0,05-0,20
Strada sterrata	0,04
Tetto con vernice colorata	0,15-0,35
Tetto con vernice bianca	0,50-0,90
Tetto con mattonelle rosse/marroni	0,10-0,35
Tetto con elevata riflettanza (tetto freddo, <i>cool roof</i>)	0,60-0,70
Neve	0,75
Superficie acquosa	0,03-0,10
Deserto	0,21-0,28
Sabbia asciutta	0,18-0,30
Sabbia umida	0,09-0,18

Un maggior valore di albedo corrisponde ad una riduzione dell'accumulo di calore; pertanto, considerando che, mediamente, la terra presenta un'albedo di 0,29-0,31 e le città di 0,10, si evince che le aree urbane assorbono più luce e riscaldano di più.

La sperimentazione si è avvalsa di un albedometro portatile (Figura 31) che ha consentito di effettuare campagne di misurazione in differenti siti. L'albedometro utilizzato è costituito dalle seguenti componenti: una centralina per l'acquisizione dei dati (HD 32MT di Delta OHM) e un albedometro

composto da due piranometri accoppiati (LP PYRA 05 di Delta OHM) montati su un treppiede trasportabile per agevolare il posizionamento della sensoristica nei diversi siti di misurazione. Dei due piranometri a termopila accoppiati, uno è rivolto verso l'alto e misura la radiazione solare globale (somma della radiazione diretta, di quella diffusa e di quella riflessa) incidente sulla superficie orizzontale verde di cui si vuole misurare l'albedo, e uno è rivolto verso il basso e misura la radiazione solare riflessa da questa superficie verde. L'albedo si calcola come la frazione di radiazione riflessa dal suolo rispetto alla radiazione incidente.

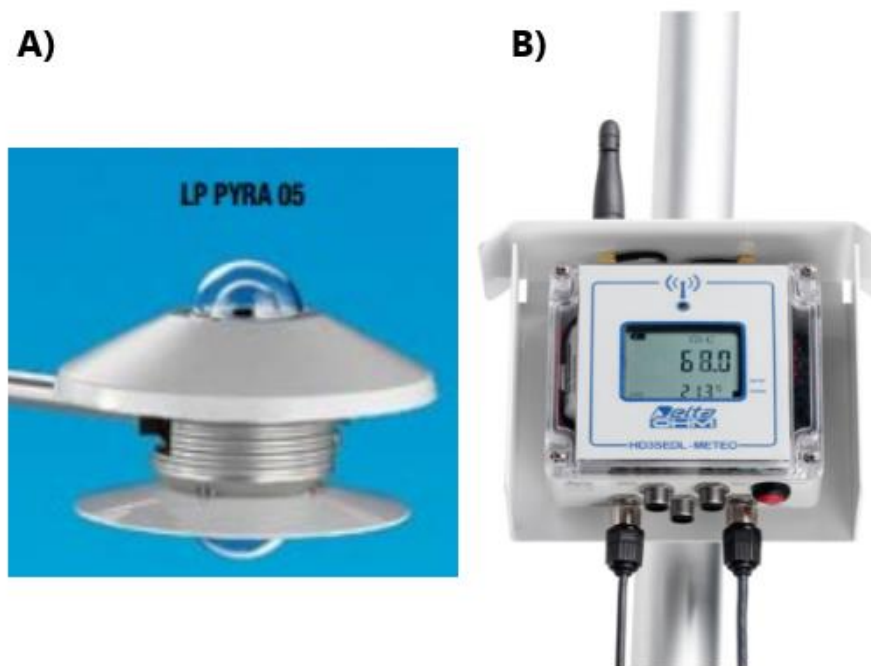


Figura 31 A) Albedometro, modello LP PYRA 05 di Delta OHM (campo spettrale da 0,3 a 3 μm); B) data logger modello HD 32 MT di Delta OHM.

Secondo la norma ISO 9060:2018 e la *World Meteorological Organization* (WMO 1983), i piranometri utilizzati sono classificabili come *Spectrally Flat Class A (Secondary standard)* classe che assicura la maggiore accuratezza anche in condizioni nuvolose, indicata per le misure dell'albedo. In linea con le indicazioni generali fornite dalla *World Meteorological Organization* (WMO), durante le campagne di misura l'albedometro è stato posto su un treppiedi ad un'altezza di 1,5 m da terra. La sperimentazione è stata condotta a livello dei due principali settori che contraddistinguono la vegetazione presente sul tetto verde: settore a prato di Graminaceae e settore di *S. spurium* (Figura 32).

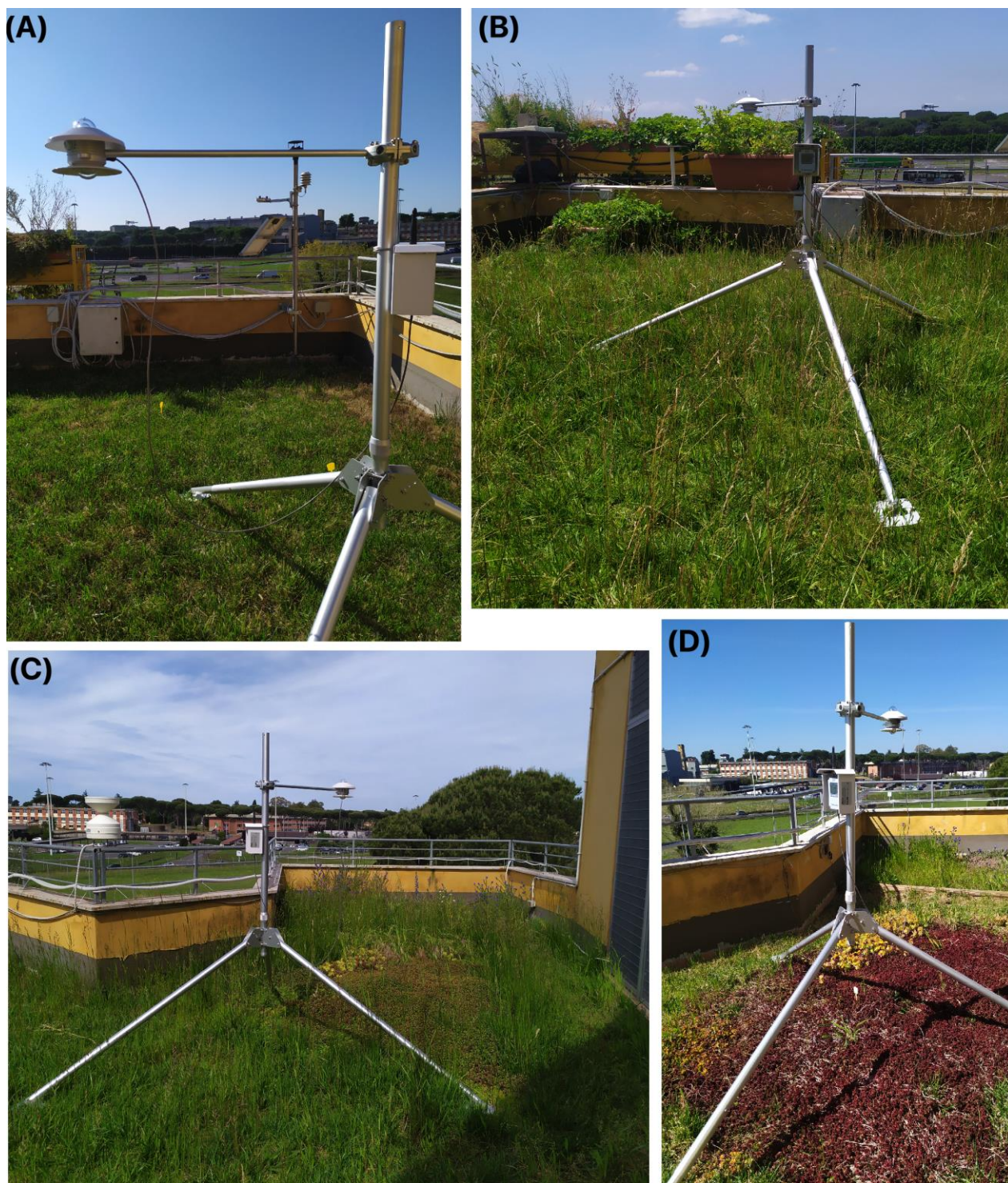


Figura 32 Albedometro sul tetto verde ENEA (C.R. Casaccia). (A-B) Albedometro disposto nel settore di prato a graminacee; (C) nel settore dei Sedum in estate con colorazione verde; (D) nel settore di sedum in inverno con colorazione rossa.

3.9 Composti organici volatili emessi dalle piante (COV)

Le piante essendo organismi sessili hanno elaborato strategie per interagire con l'ambiente circostante, una di queste è l'emissione di composti organici volatili (COV). Infatti, oltre agli scambi gassosi di anidride carbonica ossigeno e vapore acqua le piante emettono una vasta gamma di composti, tra cui un'ampia serie di terpeni, acidi grassi, benzenoidi, fenilpropanoidi, e altri metaboliti, che costituiscono i COV. L'emissione di questi composti da parte delle piante è stata frequentemente correlata a stress biotici e abiotici (Holopainen et al., 2010).

3.9.1 Campionamenti *in situ*

I campionamenti effettuati *in situ* sono stati ripetuti in tre giornate soleggiate e poco ventose durante il mese di luglio 2021. I punti di campionamento sono stati localizzati tra le foglie e a livello dell'intercapedine sia della parete esposta a sud ovest che quella a sud est (Figura 33). I campioni sono stati prelevati utilizzando delle trappole adsorbenti costituite da un tubino di acciaio lungo 8,9 cm riempito con 200 mg della matrice polimerica adsorbente Tenax GC (Markes International Ltd, Llantrisant, UK), collegate con tubi di materiale plastico inerte a una pompa portatile Pocket Pump (SKC Ltd. Dorset. UK) programmata per prelevare 200 mL min^{-1} di aria campionando nelle diverse giornate rispettivamente 6, 9 e 12 L di aria. I campioni sono successivamente stati imbustati con carbonio per evitare contaminazioni e trasportati in contenitori refrigerati al CNR di Montelibretti per essere analizzati.



Figura 33 Foto dei campionamenti in situ, effettuati vicino al fogliame della copertura di rampicanti.

3.9.2 Campionamenti in laboratorio

In laboratorio, sono state misurate le emissioni di COV da piante appartenenti alle tre specie prevalenti che costituiscono la facciata verde del *green building* dell'ENEA Casaccia: *P. quinquefolia*, *T. jasminoides* e *H. helix*. Le piante campionate in laboratorio sono state reperite in vivaio, 5 piante per ogni specie, di circa 1,5 m di altezza, in vaso da 3 litri, contenente un substrato costituito da un mix di torbe (70%) e pomice da 6-14 mm (30%) (Figura 34).

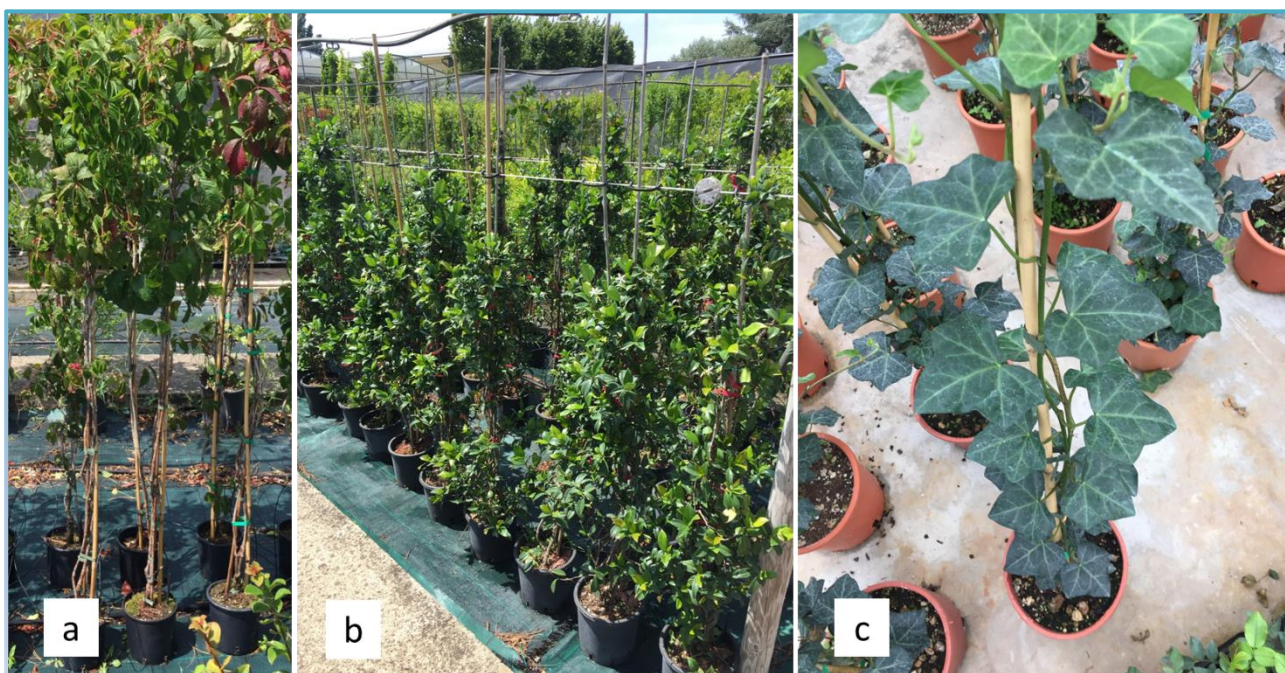


Figura 34 Piante prelevate in vivaio, a) *P. quinquefolia* b) *T. jasminoides* c) *H. helix*.

I campionamenti sono avvenuti in ambiente controllato con temperatura di 20°C sottoponendo le piante ad illuminazione artificiale per essere mantenute fotosinteticamente attive durante il breve tempo di messa a punto della campionatura. Foglie o porzioni di foglie sono state inserite nella camera per conifere del LI-Cor 6400 xt ed il campionamento dei COV è stata effettuata utilizzando delle trappole costituite da un tubo adsorbente di acciaio di 8,9 cm, riempito con 200mg di TENAX (matrice adsorbente). I campionamenti sono stati effettuati con un flusso costante di 200mL min⁻¹ con una pocket pump (SKC Ltd. Dorset. UK), per un totale di 6 litri a campionamento (30 min). Le trappole sono state desorbite e le analisi sono state eseguite con GC-MS e i COV emessi sono stati misurati sia a 30 che a 40°C (T della camera) con 5 repliche per ogni differente test, fissando la concentrazione di CO₂ a 410 ppm e l'intensità luminosa a 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$.

3.9.3 Analisi gas-cromatografiche

Le analisi gas cromatografiche (GC) sono state effettuate con un gas cromatografo (Figura 35) accoppiato ad uno spettrometro di massa GCMS MSD 5975C fornito dalla Agilent Technologies (Wilmington, USA) ed equipaggiato con una colonna capillare MS-5HP lunga 30 metri (J&W Scientific USA, Agilent Technologies, Palo Alto, CA, USA) con un diametro interno di 0,25 mm sottoposta a un flusso costante di elio (He) di 1 mL min^{-1} .



Figura 35 Gas-cromatografo collegato al desorbitore termico, necessario per la preparazione dei campioni.

La temperatura è stata impostata a 35°C per i primi 3 minuti, successivamente è stata portata a 90°C facendola salire di 4°C ogni minuto. Le temperature ed i tempi sono stati ottimizzati al fine di separare al meglio i composti a basso peso molecolare come i composti organici volatili. Per pulire la colonna, alla fine dell'analisi la temperatura è stata portata a 250°C per 5 minuti. Con standard noti è stata realizzata una retta di taratura. L'analisi dei cromatogrammi è stata condotta con il software Mass Hunter Qualitative Analysis 10.0. Ad ogni ciclo di campionamenti sono stati inseriti dei campionamenti di sola aria per avere un controllo con cui validare i risultati dei campioni ed escludere eventuali composti e inquinanti "ambientali" (Figura 36).

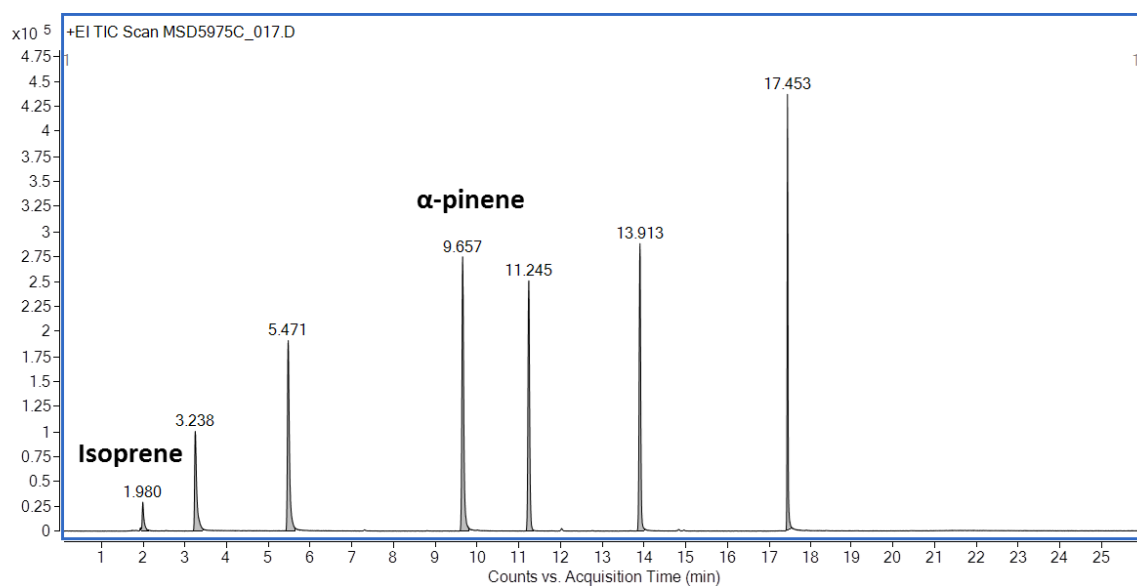


Figura 36 Calibratura del gas-cromatografo. Sono stati utilizzati come standard, alla concentrazione di 100 ppb composti chimici a basso peso molecolare e molecole come l'isoprene e l' α -pinene appartenenti ai composti organici volatili per avere la possibilità di caratterizzare qualitativamente e quantitativamente i COV presenti nei campioni prelevati.

3.9.4 Analisi fisiologiche

Le misure di scambi gassosi sono state effettuate in laboratorio utilizzando il gas analizzatore portatile LI-Cor 6400xt, inserendo una foglia (o parte di essa nel caso del *Parthenocissus*) all'interno di una camera di campionamento 6400-22 Opaque Conifer leaf Chamber, dotata di una fonte luminosa a led (Figura 37). Le foglie analizzate sono state 3 per ognuna delle 5 piante di ciascuna specie.

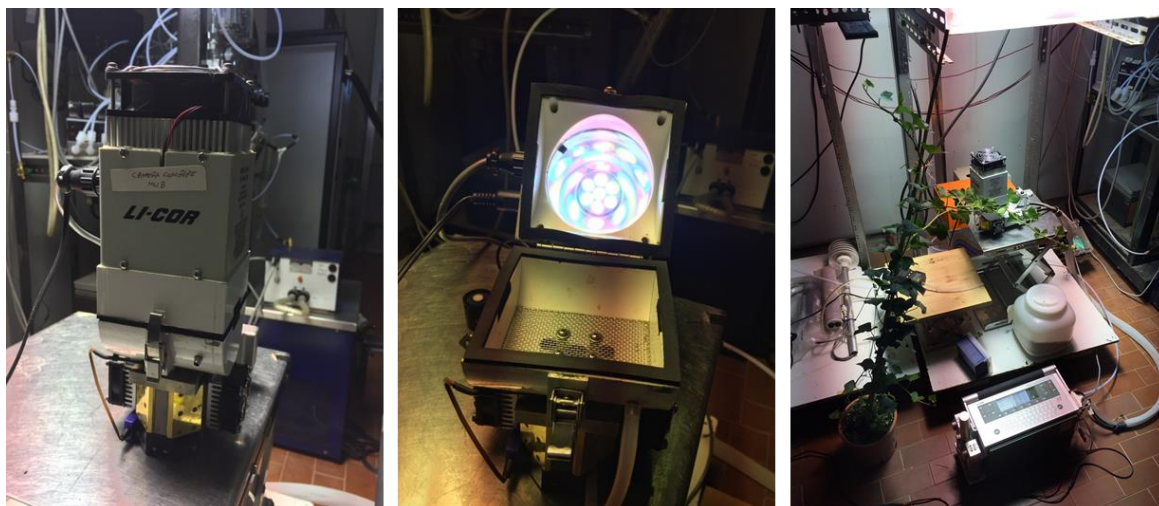


Figura 37 Camera di campionamento collegata al LI-Cor. Le foglie analizzate sono state mantenute attaccate alla pianta per non alterarne i parametri fotosintetici.

La concentrazione di CO₂ della camera è stata fissata a 410 ppm e la temperatura a 25°C. La curva dell'assimilazione è stata calcolata sottoponendo la pianta a diverse intensità fotoniche, quali 2000, 1500, 1000, 500, 250, 120, 60, 30, 15 e 0 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. L'area delle foglie campionate è stata misurata con il software ImageJ (Rasband, W.S., ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <https://imagej.nih.gov/ij/>, 1997-2018). A partire dai valori di assimilazione ottenuti dalle curve luce è stato possibile calcolare l'efficienza fotosintetica, il punto di compensazione, la respirazione al buio e il punto di massima assimilazione.

3.10 Analisi statistiche

Le correlazioni tra le variabili e le regressioni lineari sono state testate con il *plug-in* di Excel DSAASTAT. La significatività è stata verificata con l'analisi della varianza (ANOVA) e con il test di Tukey è stata condotta la separazione delle medie, per mezzo del software SigmaPlot12.5 (Systat Software Inc., San Jose, CA, USA).

4 Risultati inquadramento microclimatico

In Figura 38, sono riportate le medie mensili della temperatura dell'aria e dell'umidità relativa registrate sulla capannina meteorologica di controllo posta sul tetto dell'edificio negli anni 2019, 2020 e 2021. Le temperature minime si registrano nel mese di gennaio con valori compresi tra i 5 e i 9 gradi, per i tre anni di sperimentazione. Le temperature salgono nel periodo primaverile fino a toccare picchi superiori ai 25°C nei mesi di luglio e agosto, per poi calare nuovamente nei mesi autunnali e invernali (dicembre). A seguire in Figura 39 sono presentati i valori medi mensili della radiazione globale (GR) e della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR). La GR e la PAR seguono un andamento speculare, con valori crescenti da gennaio, fino ai valori più elevati che si riscontrano nei mesi estivi, in particolare nel mese di giugno per l'anno 2019, mentre nel mese di luglio per gli anni 2020 e 2021. Successivamente la radiazione globale e di conseguenza la PAR iniziano a calare fino a toccare nel mese di dicembre i valori più bassi.

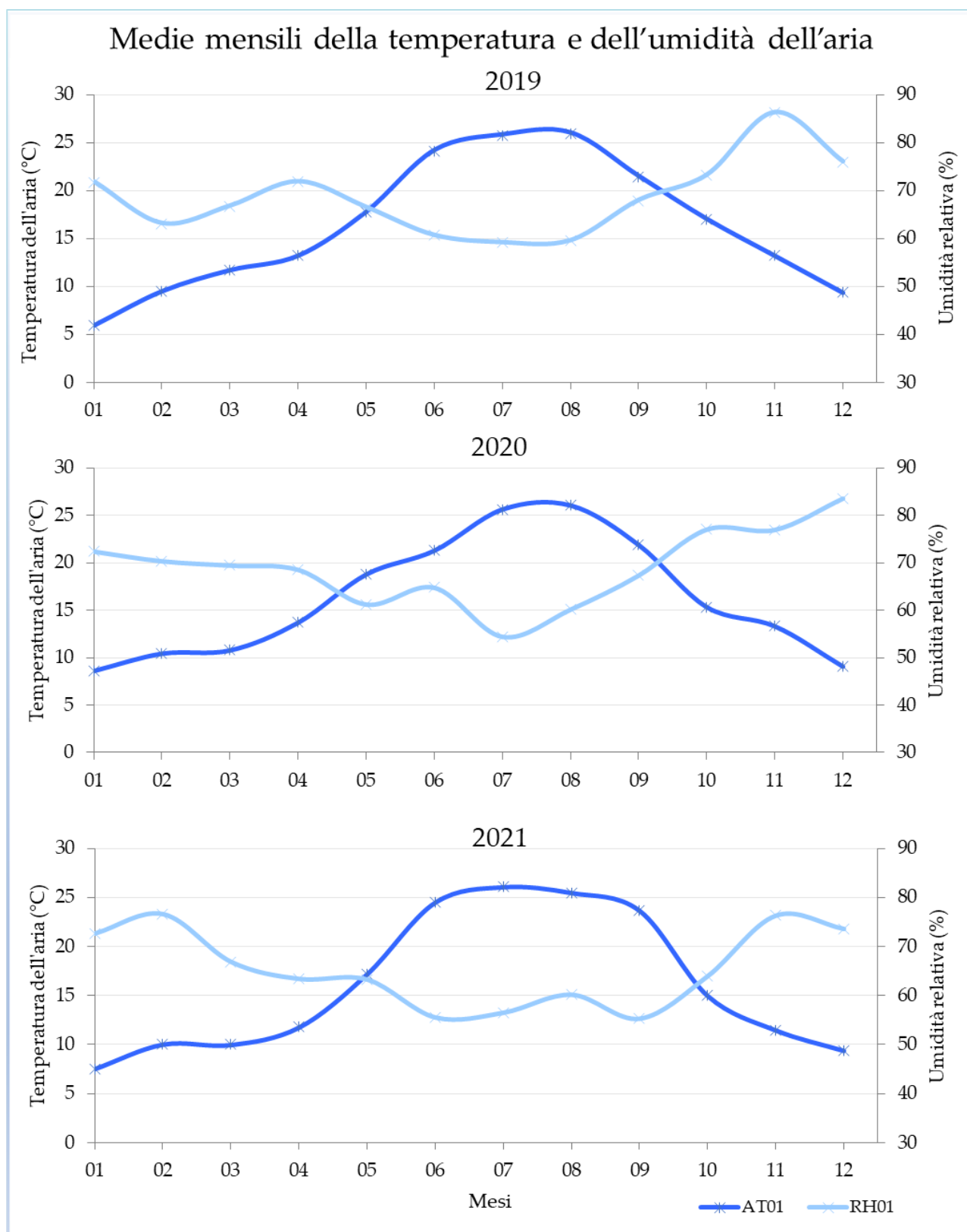


Figura 38 Grafico a doppio asse che riporta le medie mensili della temperatura dell'aria (in azzurro) e dell'umidità relativa (in celeste chiaro) durante gli anni 2019, 2020 e 2021. Sull'asse delle ascisse sono riportati i mesi dell'anno, sulle ordinate, a sinistra, i valori di temperatura dell'aria (°C), a destra, i valori di umidità relativa (%).

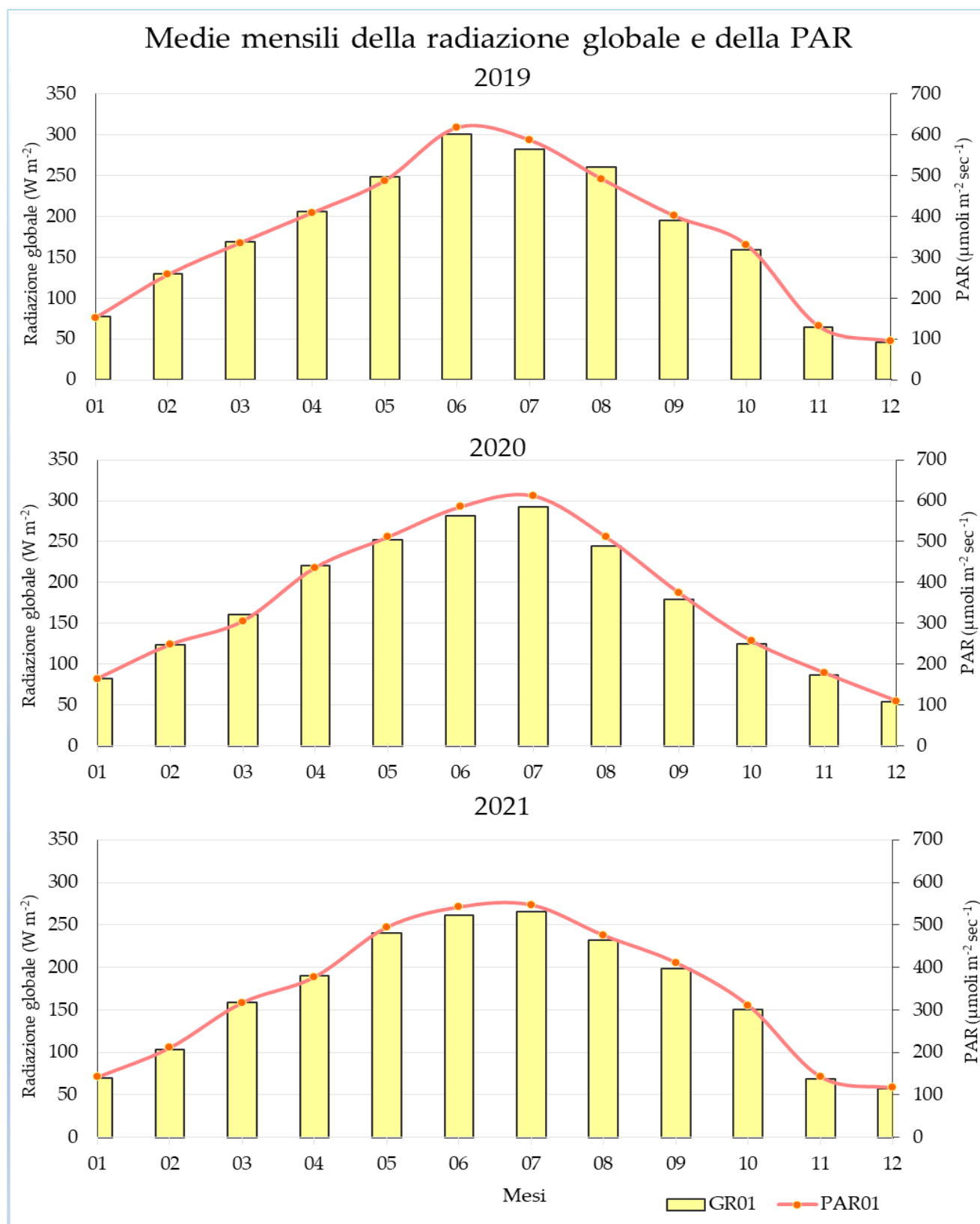


Figura 39 Grafico a doppio asse che riporta le medie mensili, registrate sul tetto dell'edificio sperimentale durante gli anni 2019, 2020 e 2021, della radiazione globale (GR01), istogrammi gialli e della radiazione fotosinteticamente attiva (PAR), linea arancione. In ascissa sono riportati i mesi dell'anno, sulle ordinate a sinistra la GR01 (W m^{-2}), a destra la PAR01 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$).

5 Risultati - facciata verde

5.1 Valutazione dell'effetto schermante della facciata verde

Il riscaldamento dei muri degli edifici causa l'innalzamento delle temperature degli ambienti interni (Al-Tamimi & Fadzil, 2011; Perini et al., 2011), da questo punto di vista è stata valutata l'influenza della facciata verde sulle temperature superficiali dei muri dell'edificio e di conseguenza sui flussi termici che ne scaturiscono, per i mesi da maggio a settembre.

5.1.1 Analisi termica delle pareti

I risultati ottenuti dal monitoraggio dei valori di temperatura superficiale delle pareti dell'edificio prototipo mostrano come nei mesi più caldi dell'anno, l'ombreggiamento della parete verde, permette di avere temperature superficiali sempre più basse sulla parete coperta, rispetto a quelle della parete nuda, con picchi massimi in agosto, rispettivamente, di 43° e 55°C. In Figura 40, sono riportati, gli andamenti giornalieri registrati nei mesi da maggio ad ottobre, delle temperature superficiali della parete nuda e di quella coperta dalla vegetazione nel 2020.

Si nota come da maggio ad agosto sia presente un trend crescente delle temperature superficiali con le temperature del muro scoperto che s'innalzano di giorno distaccandosi nettamente da quelle della parete coperta, mentre da settembre iniziano a calare le temperature fino ad arrivare ad ottobre in cui il muro esposto alla radiazione solare supera i 26°C solo per il 18% delle ore del mese.

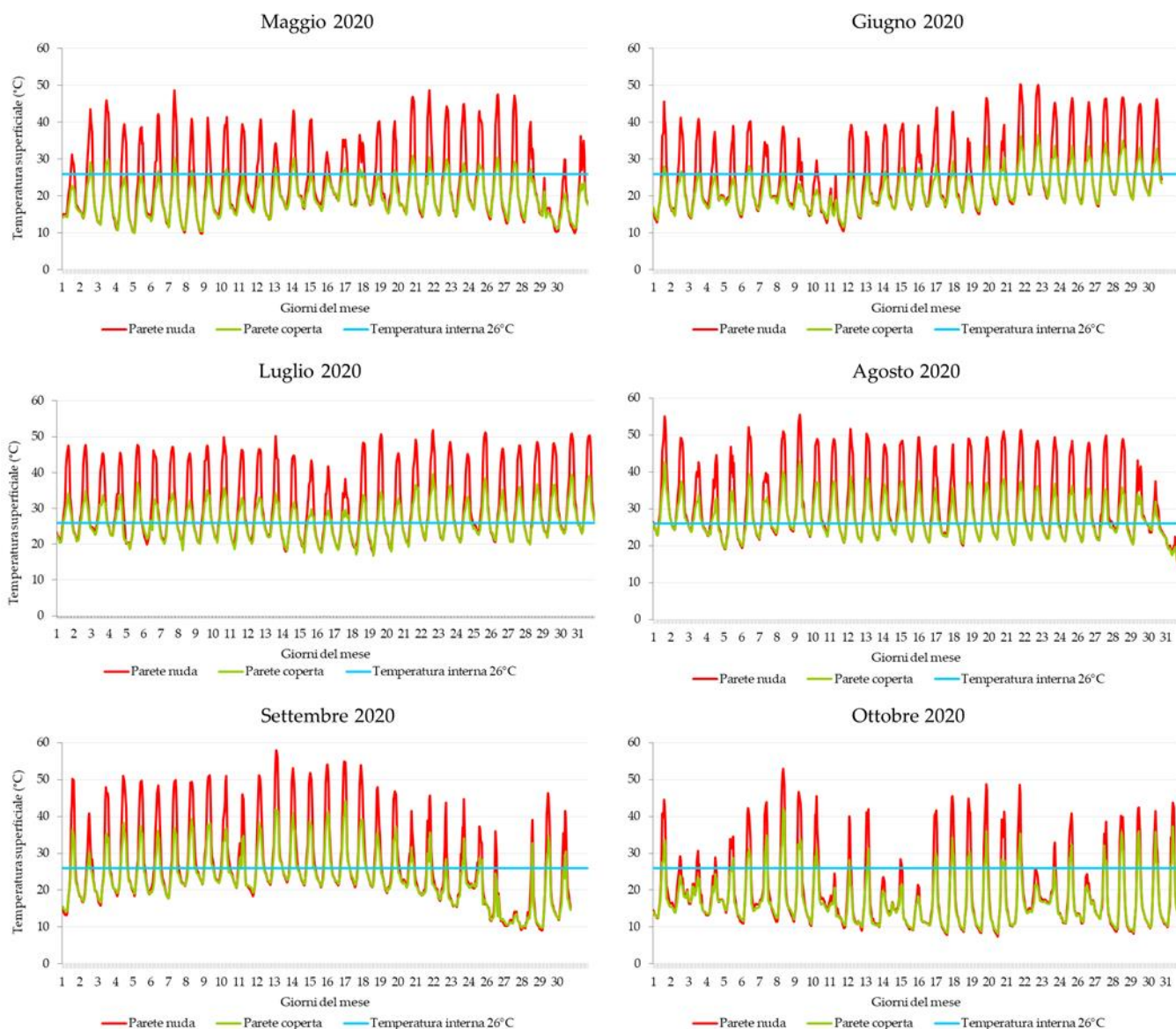


Figura 40 Andamenti delle temperature superficiali registrate sulla parete nuda esposta al sole (in rosso) e sulla parete coperta (in verde), ombreggiata dalla vegetazione. La temperatura di comfort degli ambienti interni (in azzurro) fissata a 26°C è stata posta come valore soglia (Campiotti et al., 2022).

Per verificare la relazione tra l'intensità della radiazione globale ed il riscaldamento dei muri dell'edificio, quello nudo esposto alla radiazione e quello ombreggiato dalla facciata verde, è stata eseguita una correlazione tra la radiazione globale misurata esternamente alla parete (GR02) e quella misurata nell'intercapedine (GR03) con la differenza di temperatura superficiale (ΔST). Tale delta rappresenta la differenza di temperatura superficiale tra il muro esterno nudo (ST05) ed il muro ombreggiato dalla vegetazione (ST03), tale che $\Delta ST = ST05 - ST03$. I risultati della regressione lineare sono riportati in Tabella 3 e i grafici della retta di correlazione in Figura 41

Tabella 3 Risultati della regressione lineare tra la differenza di temperatura delle pareti (ΔST) e la radiazione globale incidente misurata esternamente alla parete verde (GR_{ext}) e la radiazione solare globale misurata nell'intercapedine di 60 cm tra il muro dell'edificio e la facciata verde (GR_{gap}) nel periodo da maggio a settembre del 2020.

$\Delta TS-GR02$ ANALYSIS OF VARIANCE						PARAMETER ESTIMATES				
Effect	DF	SS	MS	F Value	Prob.	Parameter	Estimate	s.e.	T value	Prob.
Model	1	54756,8	54756,8	14076,1	0	Intercept	0,3812	0,04477	8,51491	2,61577E-17
Error	2950	11475,7	3,89005			GR02	0,0225	0,00019	118,643	0
Total	2951	66232,5	22,4441							
R^2		0,83								

$\Delta TS-GR03$ ANALYSIS OF VARIANCE						PARAMETER ESTIMATES				
Effect	DF	SS	MS	F Value	Prob.	Parameter	Estimate	s.e.	T value	Prob.
Model	1	38413,9	38413,9	4073,57	0	Intercept	0,48021	0,07361	6,52401	8,02621E-11
Error	2950	27818,6	9,43003			GR03	0,09786	0,00153	63,8245	0
Total	2951	66232,5	22,4441							
R^2		0,58								

¹ DF: degrees of freedom; SS: sum-of-squares; MS: mean squares; s.e.: standard error.

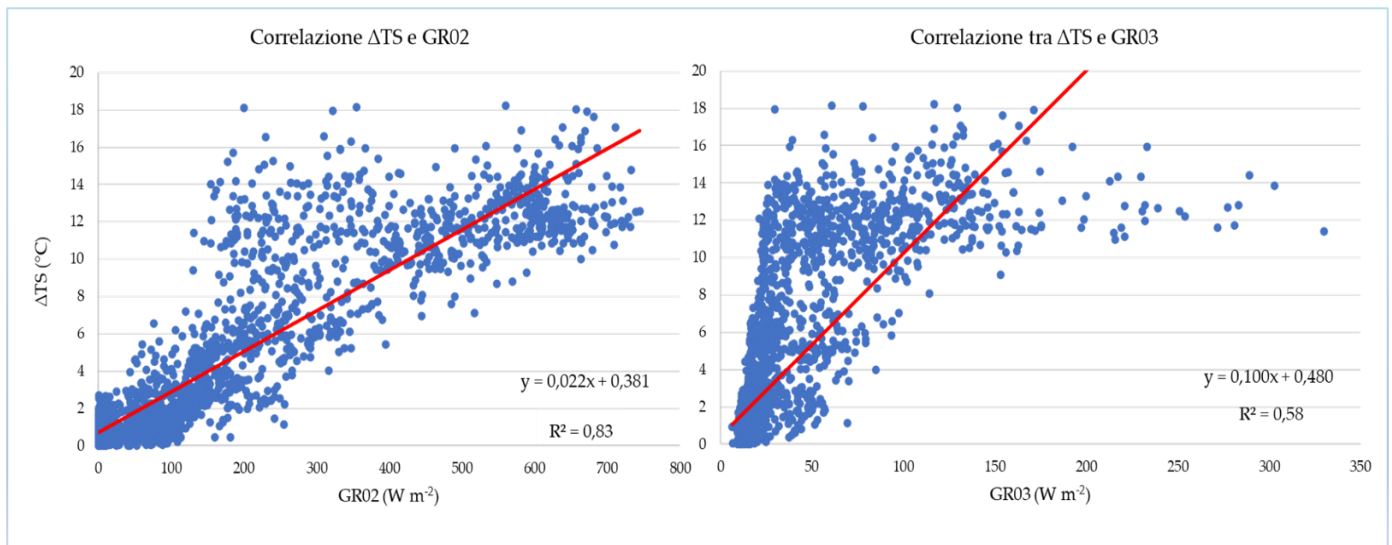


Figura 41 Grafici a dispersione tra la differenza di temperatura superficiale tra la parete nuda e quella coperta (ΔTS) e la radiazione globale incidente misurata esternamente alla parete verde ($GR02$) e la radiazione solare globale misurata nel *gap* ($GR03$), all'ombra della facciata verde nel periodo da maggio ad agosto del 2020. a) Correlazione tra ΔST e $GR02$, b) Correlazione tra ΔST e $GR03$.

5.1.2 Trasmittanza termica (U)

La stratigrafia della parete dell'edificio è stata analizzata per estrapolare il valore della trasmittanza termica (U). In Tabella 4 sono riportati gli elementi costitutivi del muro e i relativi spessori con cui è stata calcolata la resistenza termica totale (R), moltiplicando i valori di conducibilità termica dei materiali per il loro spessore. Successivamente, la trasmittanza termica dell'intera parete (U), è stata calcolata secondo l'uguaglianza $U=1/R$. La U, calcolata è risultata pari a $0,80 \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-1}$.

Tabella 4 Proprietà termiche degli elementi componenti la stratigrafia (conducibilità e resistenza termica) del muro, calcolate secondo la norma UNI EN 1745:2020. Dalla somma delle resistenze termiche è stata calcolata la trasmittanza termica della parete (U).

Stratigrafia del muro	Spessore (m)	Conducibilità λ ($\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$)	Resistenza termica R ($\text{W}^{-1} \text{m}^2 \text{K}$)	Trasmittanza termica U ($\text{W m}^{-2} \text{K}^{-1}$)
Resistenza termica interna			0,10	
Intonaco interno	0,02	0,65	0,03	
Mattoni forati	0,08	0,23	0,35	
Intercapedine d'aria	0,06	0,26	0,21	
Mattoni forati esterni	0,12	0,23	0,52	
Intonaco esterno	0,02	0,65	0,03	
Resistenza termica esterna				
Resistenza termica del muro (R)			1,24	
Trasmittanza termica del muro (U)				0,80

5.1.3 Flussi termici entranti nell'edificio

I flussi termici entranti attraverso le pareti dell'edificio, definiti come la quantità di energia termica che attraversa una superficie in una determinata unità di tempo, sono stati calcolati a partire dalle temperature superficiali (TS 05 e 03), misurate durante i tre anni di sperimentazione (2019-2021). La temperatura degli ambienti interni è stata assunta pari a quella di comfort estiva, di 26°C (DPR 16 aprile 2013, n. 74), al di sopra della quale è ipotizzabile la necessità di ricorrere al condizionamento artificiale. L'incremento delle temperature superficiali delle pareti dovuto alla radiazione solare nei mesi più caldi si è riflesso anche sui flussi termici, determinandone un aumento tra i mesi primaverili e quelli estivi. La relazione tra flussi termici (HF) e temperature superficiali (ST) viene mostrata nei grafici in Figura 42 e in Figura 43, dove sono riportati (a titolo esemplificativo) gli andamenti orari

di queste due variabili, su un periodo di 24 ore nei giorni 1-2 maggio e 1-2 luglio del 2020. La differenza massima di flusso termico registrata tra le due facciate (ΔHF) nei primi due giorni di maggio, è stata di $0,007 \text{ kWh}_t \text{ m}^{-2}$ alle 14.00, allo stesso orario la differenza tra le temperature superficiali delle pareti è stata di $8,4 \text{ }^\circ\text{C}$ (Figura 42).

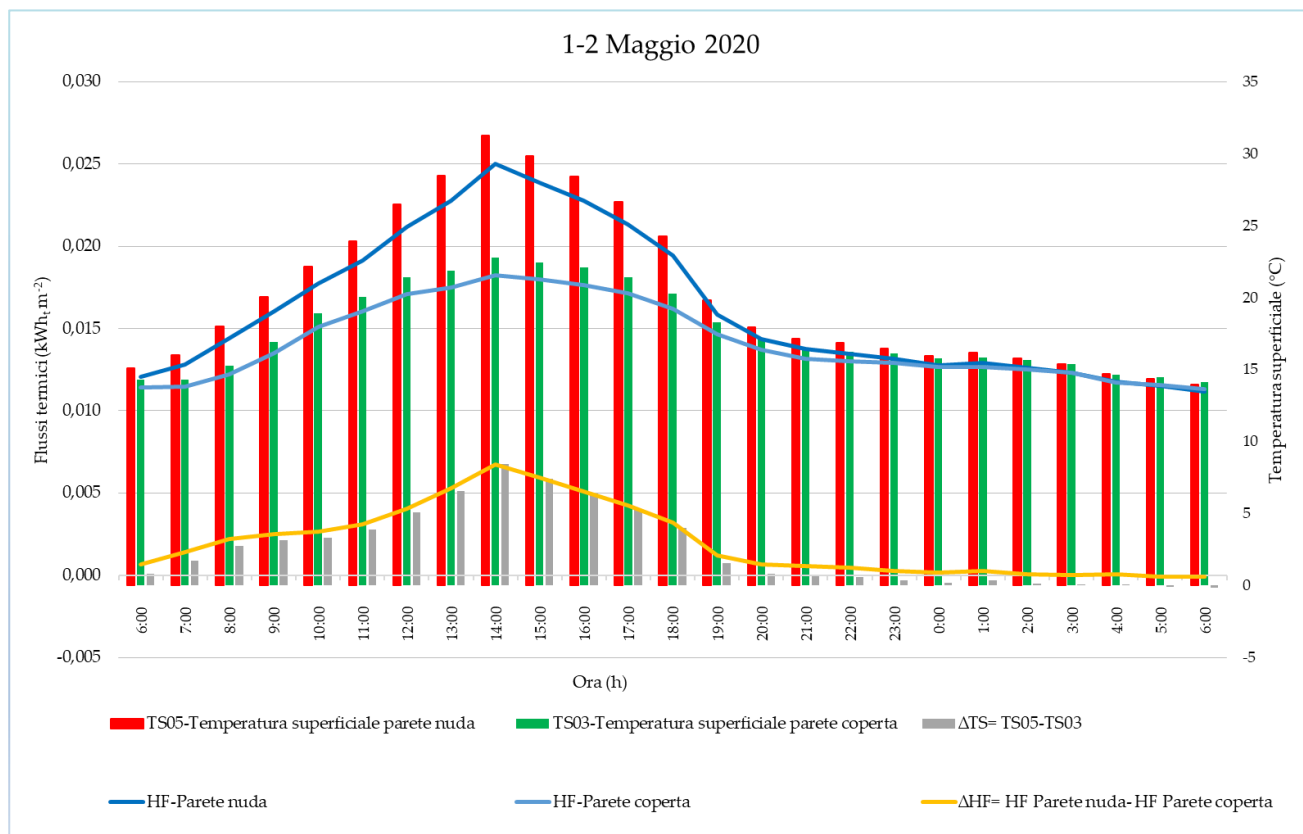


Figura 42 Il grafico a doppio asse mostra gli andamenti dei flussi termici (HF) e delle temperature superficiali (TS), per un lasso di tempo di 24 ore dalle 06:00 di mattina del 1° maggio alle 06:00 del 2 maggio del 2020. I flussi termici sono rappresentati come barre verticali mentre le temperature superficiali come linee. Entrambe le variabili mostrano i valori orari sia per la parete nuda (TS05 e HF-Parete nuda) che per la parete coperta dalla vegetazione (TS03 e HF-Parete coperta). Sono presenti nel grafico anche le barre in grigio, rappresentanti il delta di temperatura tra le due pareti (ΔTS) e la linea del delta dei flussi termici in giallo (ΔHF).

Nei giorni di luglio (Figura 43) le alte temperature giornaliere registrate tra le 13.00 e le 16.00 mostrano gli effetti della parete verde sulla riduzione delle temperature e di conseguenza dei flussi termici. Durante le 24 ore di luglio, si rileva che i ΔHF tra le 14.00 e le 17.00 si sono mantenuti maggiori di $0,01 \text{ kWh}_t \text{ m}^{-2}$ corrispondenti ad un ΔST maggiore di 13°C .

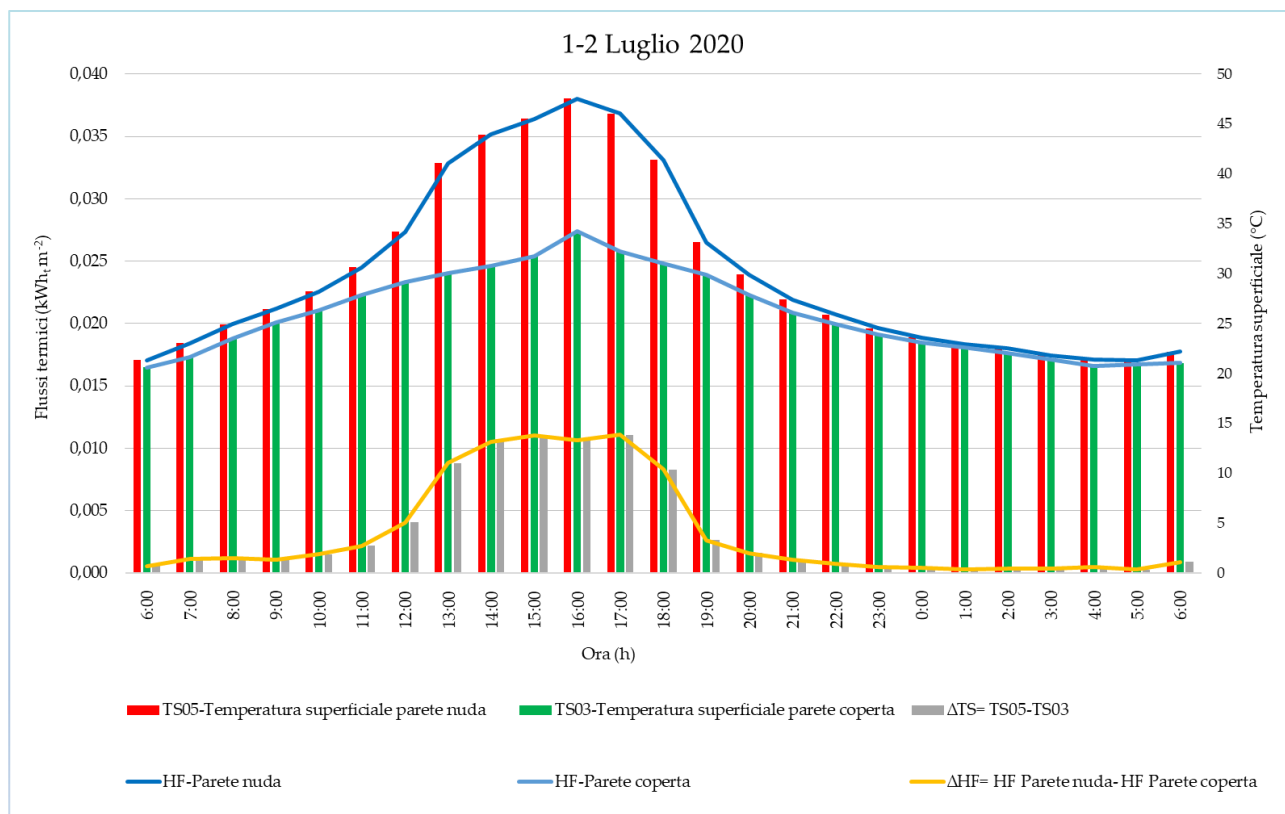


Figura 43 Il grafico a doppio asse mostra gli andamenti dei flussi termici (HF) e delle temperature superficiali (TS), per un lasso di tempo di 24 ore dalle 06:00 di mattina del 1° luglio 2020 alle 06:00 del 2 luglio. I flussi termici sono rappresentati come barre verticali mentre le temperature superficiali come linee. Entrambe le variabili mostrano i valori orari sia per la parete nuda (TS05 e HF-Parete nuda) che per la parete coperta dalla vegetazione (TS03 e HF-Parete coperta). Sono presenti nel grafico anche le barre in grigio, rappresentanti il delta di temperatura tra le due pareti (ΔTS) e la linea del delta dei flussi termici in giallo (ΔHF).

In Tabella 5 sono riportati i valori della sommatoria mensile dei valori dei flussi termici misurati ora per ora, nei mesi “caldi”, da maggio a settembre per i tre anni della sperimentazione (2019, 2020, 2021) per lo studio degli effetti della parete di *P. quinquefolia* sul raffrescamento degli ambienti interni all’edificio.

Nel 2019, nel mese di maggio, il flusso di calore è risultato essere inferiore rispetto agli altri mesi analizzati, corrispondente a $1,32 \text{ kWh}_t \text{ m}^{-2}$ attraverso la parete nuda e a $0,35 \text{ kWh}_t \text{ m}^{-2}$ attraverso la parete coperta dalla vegetazione. A maggio è stato rilevato anche il valore più basso di differenza di flusso termico attraverso la parete nuda e quella coperta: $\Delta HF = HF \text{ Parete nuda} - HF \text{ Parete coperta} = 0,97 \text{ kWh}_t \text{ m}^{-2}$. Negli altri due anni maggio si conferma il mese con i valori di flussi termici minori, anche il ΔHF ha i valori minori ad eccezione del 2020, anno in cui il ΔHF di maggio è paragonabile e lievemente inferiore a quello di giugno.

In tutti e tre gli anni i valori della sommatoria dei flussi termici tendono ad aumentare da maggio ad agosto, mese in cui si verificano i flussi termici entranti maggiori, anche la differenza tra flussi termici nel 2019 e nel 2021 raggiunge i valori più elevati ad agosto, rispettivamente 2,54 e 2,27 kWh_t m⁻² mentre nel 2020 è a luglio che si registra il valore maggiore di 2,08 kWh_t m⁻². Diversamente a settembre, i flussi termici cominciano a calare, arrivando a dimezzarsi rispetto ai valori di agosto per i flussi entranti sulla parete nuda e a ridursi di quasi due terzi nel 2019, mentre nel 2020 e nel 2021 la parete coperta registra una riduzione di quasi la metà. In definitiva, per l'anno 2019, la somma totale dei flussi mensili da maggio a settembre è risultata essere 14,17 kWh_t m⁻² per la parete nuda, 3,95 kWh_t m⁻² per la parete coperta, con un ΔHF totale di 10,22 kWh_t m⁻².

Tabella 5 Flussi termici (HF) calcolati sia per la parete dell'edificio nuda, non coperta dalla vegetazione (parete nuda HF) sia per la parete dell'edificio ombreggiata, coperta dalla vegetazione (parete coperta HF) negli anni 2019, 2020, 2021 per il periodo più caldo dell'anno (maggio-settembre). È riportata in tabella anche la somma totale dei flussi registrati nei mesi analizzati e la differenza tra i flussi della parete nuda e della parete ombreggiata (ΔHF), che rappresenta la quantità di energia termica schermata dalla vegetazione.

Flussi termici (kWh _t m ⁻²)				
Anno	Mese	HF-Parete nuda	HF-Parete coperta	ΔHF
2019	Maggio	1,32	0,35	0,97
	Giugno	3,00	0,73	2,27
	Luglio	3,39	0,95	2,44
	Agosto	3,91	1,37	2,54
	Settembre	2,55	0,55	2,00
	<i>Totale</i>	<i>14,17</i>	<i>3,95</i>	<i>10,22</i>
2020	Maggio	1,70	0,13	1,57
	Giugno	1,94	0,40	1,54
	Luglio	3,45	1,37	2,08
	Agosto	3,65	1,69	1,96
	Settembre	2,61	1,09	1,52
	<i>Totale</i>	<i>13,35</i>	<i>4,67</i>	<i>8,67</i>
2021	Maggio	1,02	0,06	0,95
	Giugno	2,18	0,44	1,74
	Luglio	3,28	1,14	2,14
	Agosto	3,49	1,22	2,27
	Settembre	3,20	0,76	1,22
	<i>Totale</i>	<i>13,17</i>	<i>3,62</i>	<i>8,32</i>

Alla luce dei totali annuali si può calcolare la percentuale di abbattimento del flusso termico da parte della parete verde, che è stata del 72% nel 2019, del 65% per il 2020 e del 73% nel 2021.

Prendendo in considerazione i tre anni di sperimentazione, dividendo i kWh_t per il rapporto di efficienza energetica di un condizionatore (3,7), è stata ottenuta l'energia risparmiata nei mesi più caldi dell'anno (da maggio a settembre) pari ad un totale di circa 7,35 kWh elettrici per m², corrispondenti ad una riduzione di emissioni per la produzione di energia elettrica di 3266,34 g m⁻² di CO₂ (Tabella 6), valore ottenuto moltiplicando i kWh per la quantità di anidride carbonica emessa per la produzione di energia ovvero 444 g (kWh)⁻¹ (Rapporto ISPRA, 2020). Questi valori, se moltiplicati per la superficie di parete verde sperimentale (considerandola con densità omogenea), esposta a sud ovest (32 m²), porterebbero a un risparmio energetico di 224,96 kWh e una riduzione di CO₂ di 9997,22 Kg.

Tabella 6 Sommatoria dei valori stimati, da maggio a settembre, dei kWh m⁻² di energia elettrica ed emissioni di CO₂ (g m⁻²) risparmiate, grazie alla facciata verde.

Anno	Energia (kWh m ⁻²)	CO ₂ (g m ⁻²)
2019	2,80	1244,32
2020	2,34	1039,90
2021	2,21	982,12
<i>Totale</i>	7,35	3266,34

5.1.4 K_v^* sperimentale: applicazione e validazione

Dopo aver definito il calcolo sperimentale del K_v^* riportato nei materiali e metodi (capitolo 3.5.1), sono stati ricavati i valori di questo coefficiente considerando i dati orari dalle 13.00 alle 17.00, momento di massimo irraggiamento della parete sud ovest. In Tabella 7 sono riportati i valori di K_v^* medio mensile, nel periodo da maggio a settembre, per i tre anni della sperimentazione.

Tabella 7 Valori medi mensili di $K_v^* \pm$ la deviazione standard, calcolati per la specie rampicante *P. quinquefolia* nel periodo da maggio a settembre degli anni 2019, 2020 e 2021.

$$K_v^*$$

Mesi	2019	2020	2021
Maggio	$0,89 \pm 0,09$	$0,80 \pm 0,11$	$0,83 \pm 0,13$
Giugno	$0,92 \pm 0,08$	$0,84 \pm 0,12$	$0,91 \pm 0,10$
Luglio	$0,96 \pm 0,15$	$0,86 \pm 0,12$	$0,94 \pm 0,05$
Agosto	$0,89 \pm 0,09$	$0,74 \pm 0,08$	$0,86 \pm 0,12$
Settembre	$0,80 \pm 0,14$	$0,67 \pm 0,11$	$0,82 \pm 0,12$

Dallo studio nei differenti anni del K_v^* , la media dei tre anni dei valori mensili di K_v^* , è stata utilizzata per stimare il flusso termico che attraverserebbe una parete dopo l'installazione di una facciata verde distaccata di *P. quinquefolia*. Il K_v^* è stato testato applicandolo ai dati registrati negli anni 2019, 2020 e 2021. In Tabella 8 sono riportati i risultati dei flussi stimati con il K_v^* messi a confronto con i flussi entranti dalla parete verde (parete coperta HF), si può notare che i valori dei flussi espressi in kilowattora termici a m^2 ($kWh_t m^{-2}$) sono approssimabili (con delle sottostime dell'abbattimento), per l'anno 2019, con i totali dei flussi di $3,95 kWh_t m^{-2}$ per i flussi della parete coperta e $4,70 kWh_t m^{-2}$ per i flussi K_v^* , mentre leggeri sovrastime sono state riscontrate nel 2020 con $4,67 kWh_t m^{-2}$ per i flussi della parete coperta e $4,27 kWh_t m^{-2}$ per il flusso K_v^* . Nel 2021 i due flussi hanno riportato una sovrastima dei flussi K_v^* di $0,69 kWh_t m^{-2}$.

Tabella 8 Valori della sommatoria mensile dei flussi termici, calcolata per il triennio 2019-2021 nel quadrimestre maggio-settembre. I valori rappresentano i flussi entranti dalla parete coperta dal verde (HF-Parete coperta) e i flussi calcolati applicando il K_v^* sperimentale (K_v^* -HF).

Flussi termici (kWh _t m ⁻²)			
Anno	Mese	HF-Parete coperta	HF_ K_v^*
2019	Maggio	0,35	0,00
	Giugno	0,73	1,01
	Luglio	0,95	1,29
	Agosto	1,37	1,62
	Settembre	0,55	0,78
	<i>Totale</i>	<i>3,95</i>	<i>4,70</i>
2020	Maggio	0,13	0
	Giugno	0,40	0,21
	Luglio	1,37	1,34
	Agosto	1,69	1,57
	Settembre	1,09	1,15
	<i>Totale</i>	<i>4,67</i>	<i>4,27</i>
2021	Maggio	0,06	0,00
	Giugno	0,44	0,54
	Luglio	1,14	1,16
	Agosto	1,22	1,48
	Settembre	0,76	1,13
	<i>Totale</i>	<i>3,62</i>	<i>4,31</i>

Per validare il risultato dei flussi termici calcolati applicando il K_v^* sperimentale è stata condotta un'analisi della varianza confrontando le medie mensili dei valori dei flussi orari calcolati per il muro nudo non coperto (HF-Parete nuda), per il muro coperto dalla vegetazione (HF-Parete coperta) e stimati per il flusso verde calcolato con l'applicazione del K_v^* (HF_ K_v^*). I risultati dell'ANOVA per gli anni 2019 e 2020 sono riportati nel grafico in Figura 44, non sono state individuate differenze statistiche tra i flussi della parete coperta dalla vegetazione e i flussi stimati con il K_v^* mentre i valori dei flussi della parete nuda erano significativamente maggiori ($P < 0,01$) rispetto agli altri due flussi analizzati, analogo risultato è stato trovato per il 2021.

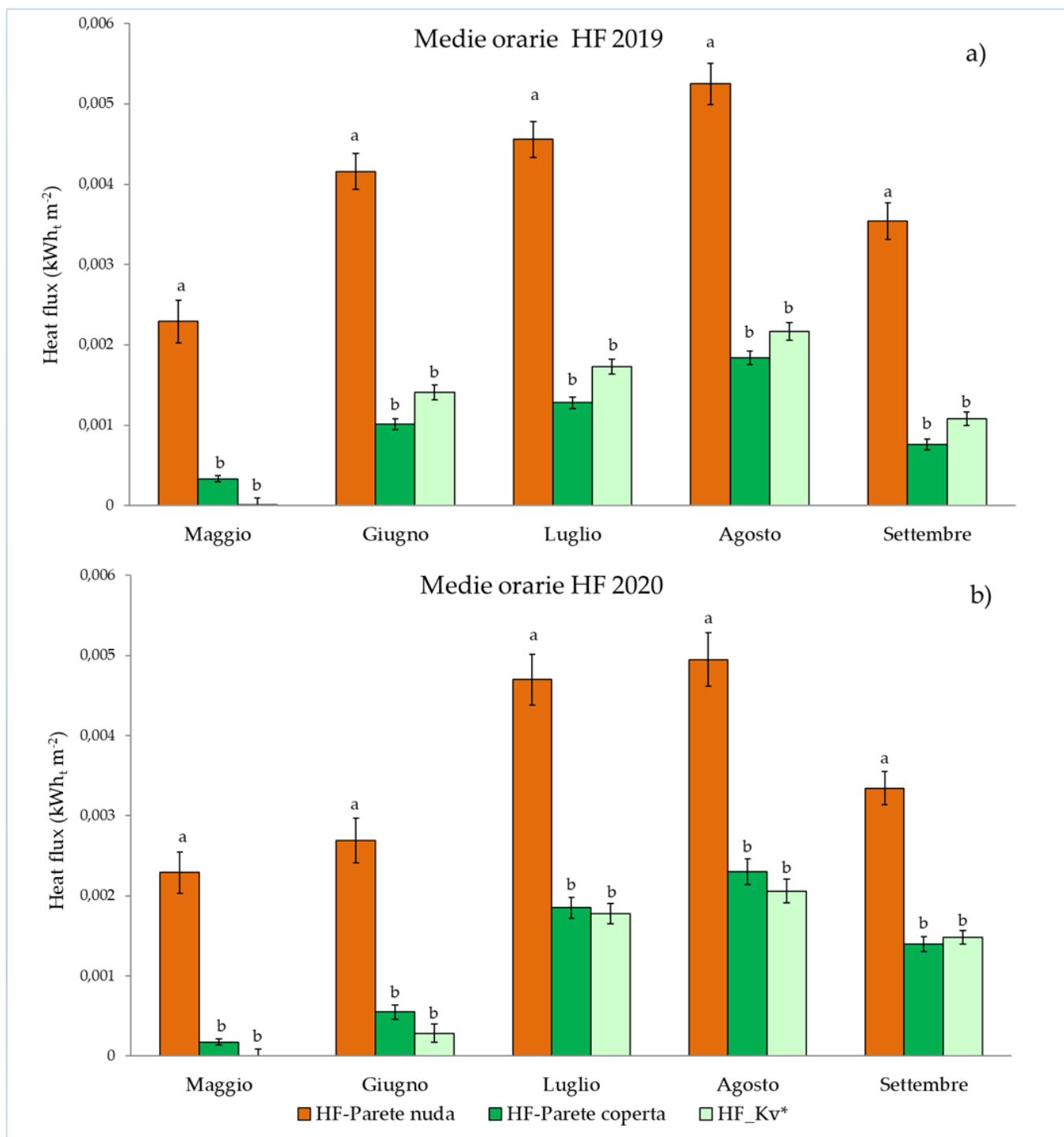


Figura 44 Valori medi orari di flussi termici calcolati da maggio a settembre per il 2019 (A) e il 2020 (B). HF-Parete nuda = flussi entranti dalla parete nuda, HF-Parete coperta= flussi entranti dal muro ombreggiato dalla parete verde, HF_Kv*= flussi entranti dopo l'applicazione di una parete verde di *P. quinquefolia* calcolati con l'applicazione del Kv* medio. Lettere diverse indicano differenze statistiche nei valori di flusso in uno stesso mese ($P < 0.01$). Gli istogrammi indicano i valori medi e le barre d'errore indicano $\pm$ l'errore standard.

Per verificare i risultati ottenibili attraverso il K_v^* su un set di dati esterno a quello usato per il calcolo del parametro, è stato testato sui dati del 2021 l'applicazione di un K_v^* medio calcolato sugli anni 2019 e 2020 ($K_v^*19/20$), in questo modo i dati valutati non sono compresi nel calcolo del K_v^* . L'ANOVA è stata effettuata sui flussi di ogni mese ed il test di Tukey per valutarne le differenze statistiche. I risultati sono riportati in Figura 45, da maggio a settembre si confermano le assenze di differenze tra flussi calcolati per la parete coperta dalla vegetazione e quelli calcolati con il $K_v^*19/20$.

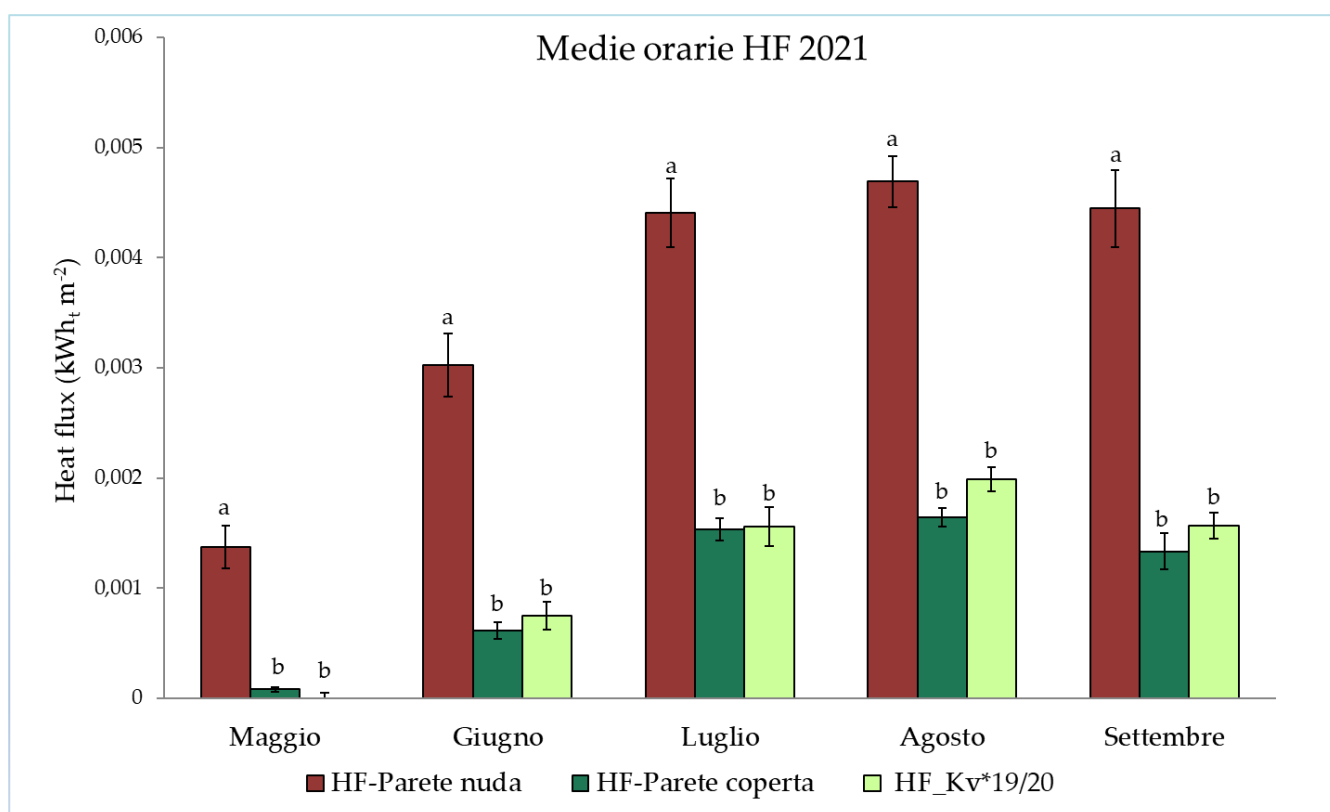


Figura 45 Valori medi orari di flussi termici calcolati da maggio a settembre per l'anno 2021. HF-Parete nuda= flussi entranti dalla parete nuda, HF-Parete coperta = flussi entranti dal muro ombreggiato dalla parete verde, HF_ $K_v^*19/20$ = flussi entranti dopo l'applicazione di una parete verde di *P. quinquefolia* calcolati con l'applicazione del K_v^* medio degli anni 2019 e 2020. Lettere diverse indicano differenze statistiche nei valori di flusso in uno stesso mese ($P < 0.01$). Gli istogrammi indicano i valori medi e le barre d'errore indicano $\pm$ l'errore standard.

5.2 Studio del LAI della facciata verde

La stima indiretta del *leaf area index* (LAI), ha permesso di quantificare la densità della massa fogliare presente sulla facciata verde oggetto di studio senza danneggiare la vegetazione e dando un'idea di massima del grado di sviluppo della massa fogliare. Il LAI è stato stimato a partire dalla radiazione fotosinteticamente attiva (PAR), misurata esternamente e dietro la copertura verde, con l'equazione precedentemente riportata in materiali e metodi (capitolo 3.6). L'obiettivo è stato quello di approssimare un valore che permettesse di valutare nel corso dell'anno la stratificazione del fogliame del *P. quinquefolia*, che essendo caducifoglie, è soggetto a variazioni della densità della superficie fogliare. Nei mesi invernali la pianta è spoglia e verso la fine della prima metà della primavera (intorno al 15-31 aprile) inizia a sviluppare i germogli, la crescita vegetativa continua fino a toccare la massima espansione nei mesi estivi, per poi arrestarsi fino ad arrivare alla senescenza autunnale e alla caduta delle foglie.

Il LAI stimato negli anni della sperimentazione (2019-2021), è stato calcolato per i mesi di attività della pianta, da marzo a novembre, escludendo dicembre gennaio e febbraio mesi in cui la pianta è in pieno riposo. La scala dei grafici (valore massimo dell'asse y), è stata variata nei tre anni per mantenere la visualizzazione dello sviluppo della vegetazione.

In Figura 46 è riportato il grafico dei valori medi di LAI nell'anno 2019, a marzo la pianta è ferma ed il LAI misurato è di 0,42, un valore dovuto all'effetto delle ramificazioni principali e laterali dei fusti di *P. quinquefolia*, oltre che dal contributo della griglia metallica di sostegno. Nel 2019 la vegetazione ha avuto un notevole rigoglio vegetativo, raggiungendo a giugno un valore medio di LAI di 4,34, che successivamente è andato a calare fino alla perdita delle foglie nel mese di novembre.

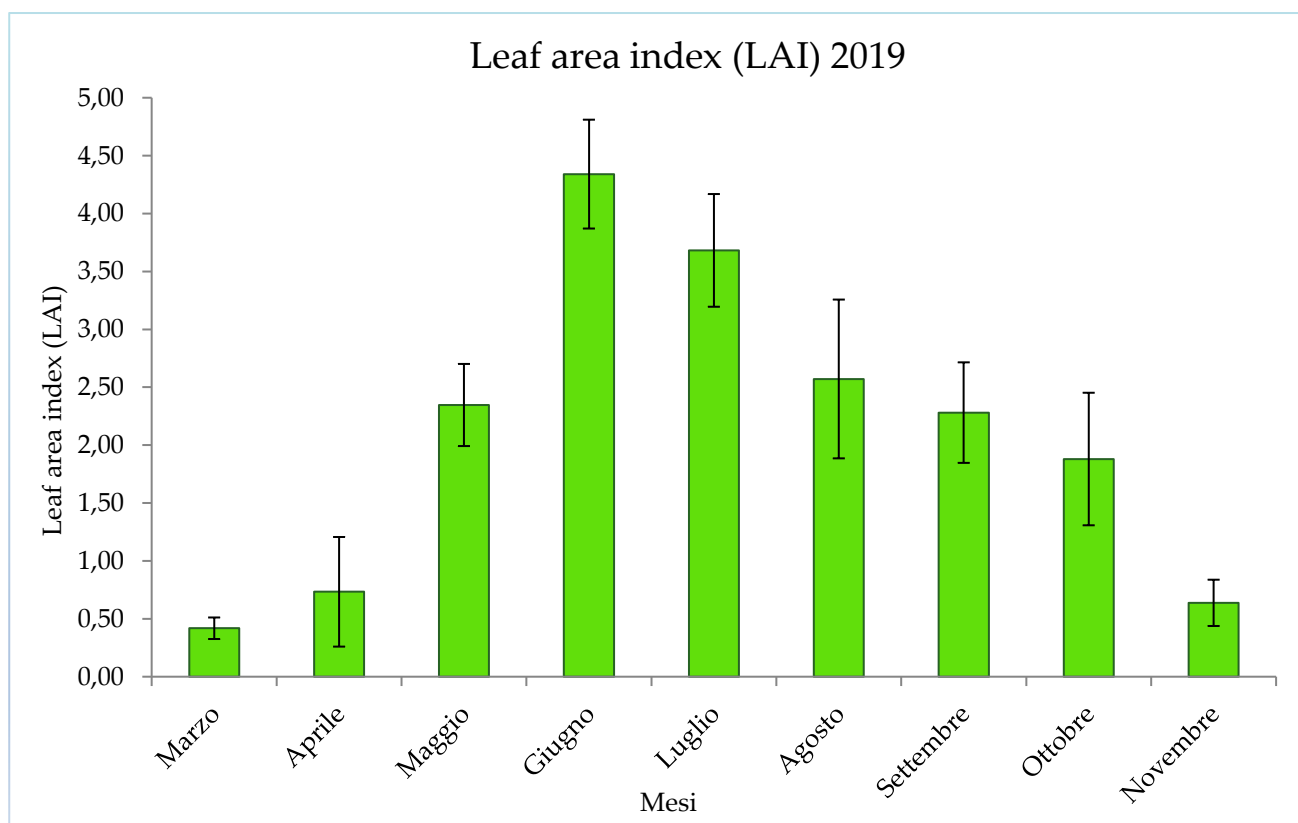


Figura 46 LAI medio mensile calcolato per i mesi da marzo a novembre dell'anno 2019, per la parete verde di *P. quinquefolia* esposta a sud ovest. Per il calcolo sono stati considerati i valori registrati nell'orario dalle 13.00 alle 16.00, periodo di maggiore illuminazione diretta. Gli istogrammi rappresentano i valori medi, le barre, la $\pm$ deviazione standard.

Il LAI del 2019 ha riflettuto pienamente l'andamento stagionale del *P. quinquefolia*, la ripresa vegetativa con la schiusura delle gemme e lo sviluppo dei germogli si è verificata nel mese di aprile, ma solo a maggio si è registrato un netto incremento dell'area fogliare. La massima densità è stata raggiunta nei mesi di giugno e luglio, mentre il netto stacco della caduta delle foglie si è riscontrato in tutti e tre gli anni nel mese di novembre.

Nel 2020 (Figura 47) il LAI risente del ridotto sviluppo della vegetazione di *P. quinquefolia*, a causa di un guasto all'impianto di irrigazione che si è presentato a metà aprile, durante l'obbligo di chiusura, imposto per fronteggiare l'emergenza sanitaria in atto. La carenza idrica in un momento chiave della stagione ha causato una minore espansione della chioma facendo ridurre i valori di LAI.

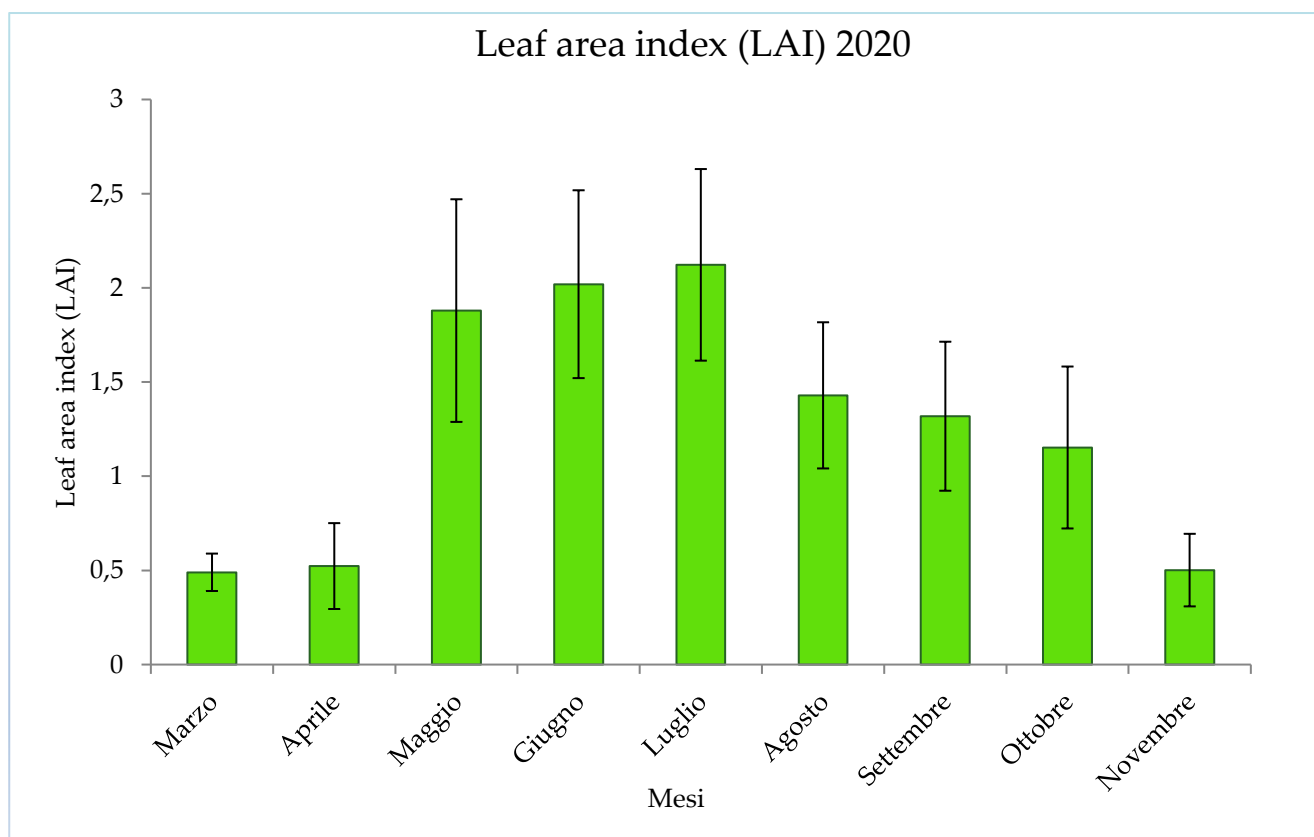


Figura 47 LAI medio mensile calcolato per i mesi da marzo a novembre dell'anno 2020, per la parete verde di *P. quinquefolia* esposta a sud ovest. Per il calcolo sono stati considerati i valori registrati nell'orario dalle 13.00 alle 16.00, periodo di maggiore illuminazione diretta. Gli istogrammi rappresentano i valori medi, le barre, la $\pm$ deviazione standard.

Per quanto riguarda il LAI calcolato nel 2021 (Figura 48), vediamo come rispetto al 2020 si registri una ripresa delle piante, con valori, che arrivano a 3,42 nel mese di giugno, non più elevati come a giugno 2019 (4,34) ma sicuramente maggiori del 2020 (2,12). In quest'anno per quasi tutto il mese di aprile la pianta rimane ferma, probabilmente a causa del ritorno di freddo che ha portato nei mesi di marzo ed aprile al perdurare di temperature al di sotto delle medie stagionali registrate nel 2019 e nel 2020 (Figura 38) e solo intorno al 26 aprile inizia a schiudere le gemme, come si registra dai valori di LAI invariati tra marzo e aprile, in seguito la densità fogliare risale a maggio e si mantiene vicino a 2,5 fino ad ottobre, per poi calare repentinamente a novembre.

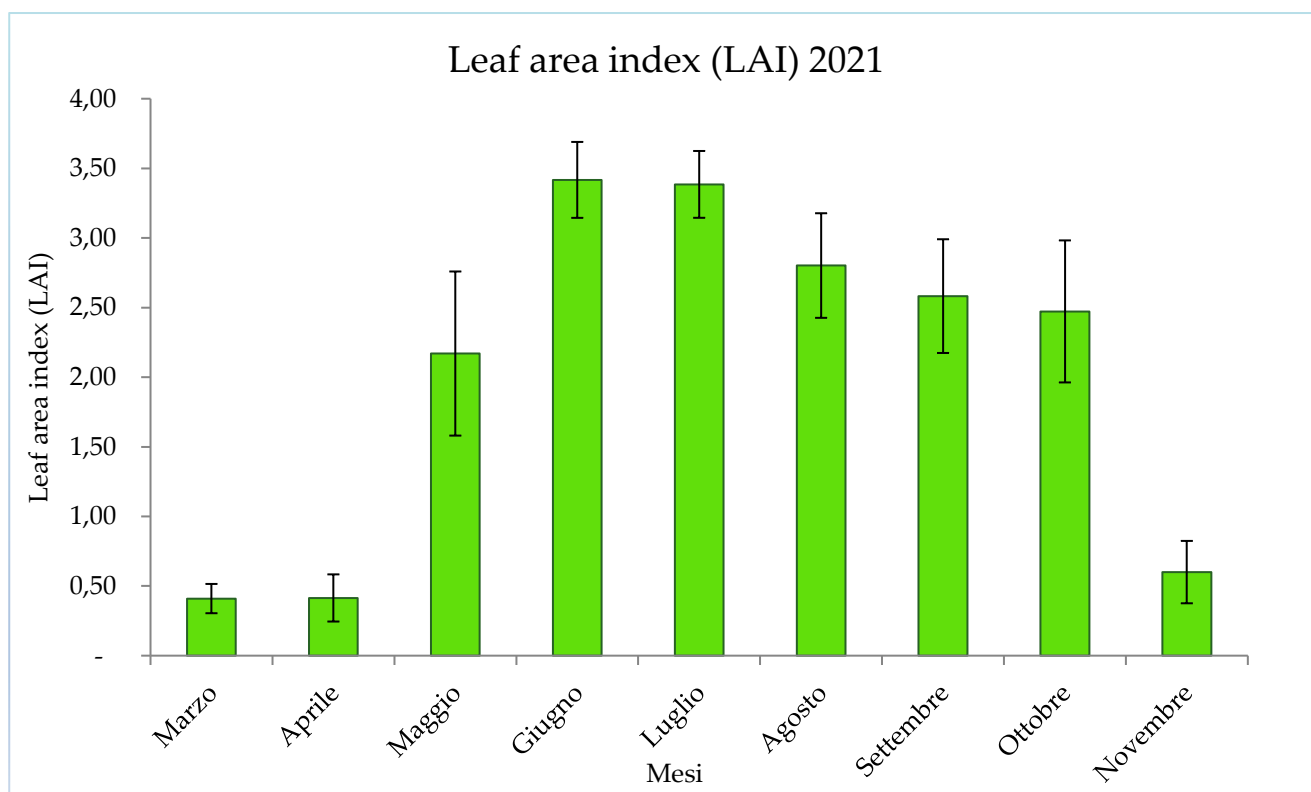


Figura 48 LAI medio mensile calcolato per i mesi da marzo a novembre dell'anno 2021, per la parete verde di *P. quinquefolia* esposta a sud ovest. Per il calcolo sono stati considerati i valori registrati nell'orario dalle 13.00 alle 16.00, periodo di maggiore illuminazione diretta. Gli istogrammi rappresentano i valori medi, le barre la $\pm$ deviazione standard.

Per valutare il rapporto tra la densità della copertura fogliare e le variazioni tra i flussi della parete nuda e di quella ombreggiata dalla vegetazione, è stata effettuata una regressione lineare tra le due variabili. La correlazione tra LAI e delta dei flussi è presente ($r=0,67$), la relazione di causa ed effetto tra le due variabili è positiva con $R^2=0,456$ dunque il 45,6% della variabilità della differenza di flussi può essere spiegata dalla vegetazione (Figura 49).

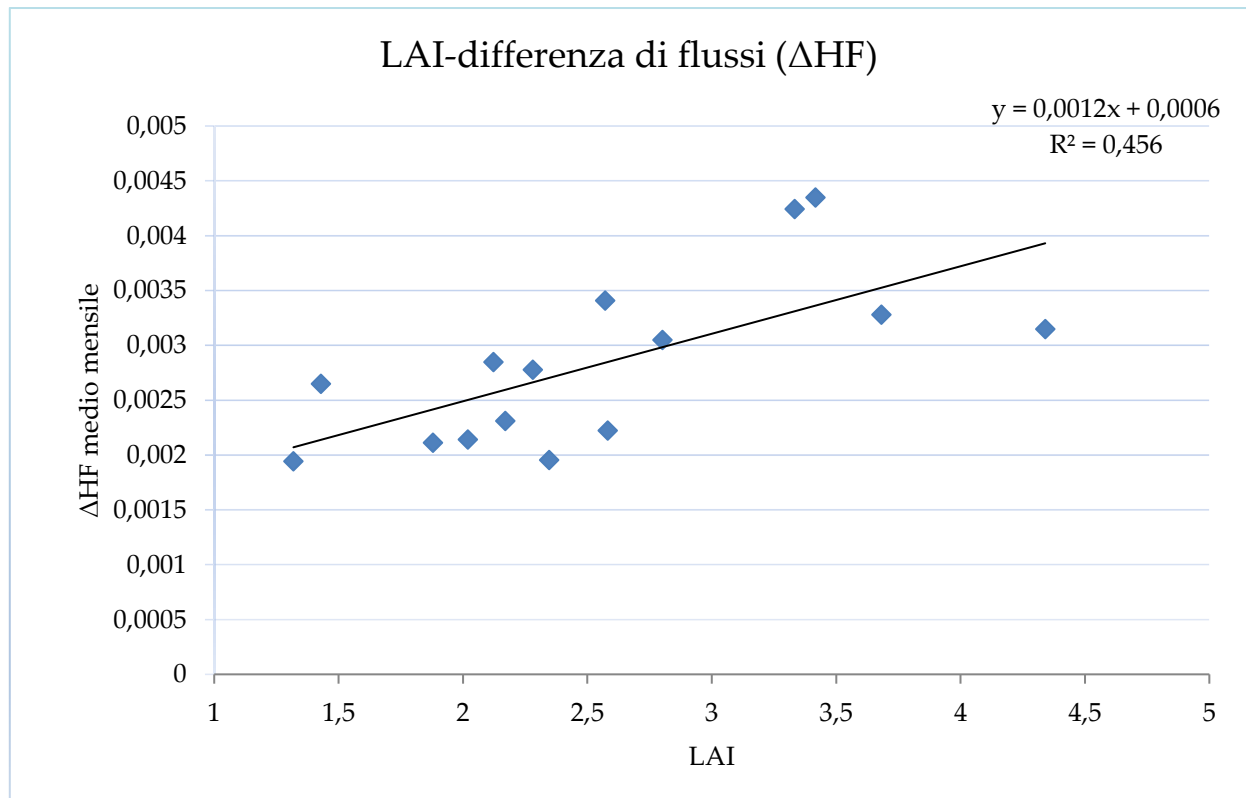


Figura 49 Grafico a dispersione della variabile indipendente LAI e la variabile dipendente ΔHF (la differenza tra flusso del muro nudo e flusso del muro coperto dalla vegetazione). Sono stati utilizzati i valori di LAI medio mensile, calcolati negli orari dalle 13.00 alle 16.00 e i valori medi mensili del delta dei flussi, per i tre anni di sperimentazione, nei mesi da maggio a settembre. L'analisi della varianza della regressione lineare indica che esiste una relazione causa-effetto tra le due variabili ($P = 0,0057$).

5.3 Discussione analisi termica della facciata verde

L'analisi termica della facciata verde di *P. quinquefolia* esposta a sud ovest ha permesso di definire gli effetti di quest'ultima sulle temperature superficiali della parete dell'edificio. Infatti, durante il periodo più caldo dell'anno su cui si è concentrata l'analisi (maggio-settembre), le temperature superficiali della parete coperta dalla vegetazione si mantengono più basse rispetto a quelle registrate sulla parete nuda, esposta alla radiazione diretta del sole. Nel mese di ottobre le poche ore maggiori di 26°C e l'assenza di elevati picchi termici nelle ore più calde rendono non più necessario il raffrescamento degli ambienti interni. Il ΔST , la differenza di temperatura superficiale misurata tra la parete nuda e la parete protetta dalla vegetazione, raggiunge il 2 luglio i valori più elevati tra le 13.00 e le 17.00, con un delta medio, in questi orari, di circa 11°C (Figura 43). Questi risultati sono comparabili con i valori misurati in altri studi condotti in ambiente mediterraneo. Infatti, anche nei

lavori di Assimakopoulos et al. (2020), di Kontoleon & Eumorfopoulou (2010) e di Coma et al., (2017), sono stati rilevati dei valori di differenza di temperatura superficiale compresi tra gli 8 e i 14 °C durante la stagione calda (giugno-settembre). Trai i casi studio riguardanti la valutazione di una facciata verde, in Vox et al., (2018), è stata misurata grazie alla presenza di una copertura di rampicanti (*Pandorea jasminoides* variegata e *T. jasminoides*) una riduzione della temperatura superficiale del muro vicina ai 14°C, durante il periodo estivo, su facciate orientate a ovest, mentre in Coma et al. (2017), è stato osservato un ΔST di 1°C su pareti orientate a Sud.

Il delta di temperatura tra la parete nuda e la parete coperta dalla vegetazione è correlato positivamente e dipende, dalla radiazione solare che raggiunge il muro nudo ($R^2=0,81$), mentre è meno correlato alla radiazione che raggiunge il muro ombreggiato ($R^2= 0,55$), in questo caso l' R^2 potrebbe essere inferiore, per l'azione schermante della facciata verde che ridurrà la quota di variabilità spiegabile attraverso la radiazione incidente. Pertanto, nel caso della parete ombreggiata, la temperatura del muro non solo dipende dalla declinazione solare, e dalla temperatura dell'aria ($R^2=0,87$, dato non mostrato), ma dipende anche dalla densità fogliare e dallo stato fisiologico e fenologico della vegetazione, che muta durante il giorno e tra i diversi giorni e mesi, rendendo non costante la correlazione.

Il calcolo della trasmittanza termica del muro dell'edificio ENEA a partire dalla resistenza termica dei materiali costituenti la stratigrafia, ha permesso di arrivare a ottenere i flussi termici entranti nella parete esposta al sole e in quella ombreggiata dalla vegetazione.

Dai risultati dei tre anni di sperimentazione riguardanti il calcolo dei flussi termici entranti, risulta netta l'efficacia della parete verde nello schermare l'edificio. La percentuale di abbattimento dei flussi termici entranti, nei tre anni è stata del 70% con il valore più basso calcolato per il 2020 (65%) anno in cui un malfunzionamento durante il lock down del sistema di irrigazione ha procurato un forte stress idrico alle piante che non sono riuscite a sviluppare una copertura densa quanto quella del 2019. Il distacco termico tra le due superfici è influenzato dall'azione della vegetazione, il cui contributo viene spesso quantificato ricorrendo ad indici come il *Leaf Area Index* (LAI) o la percentuale (%) di copertura fogliare (Charoenkit et al., 2020; Ascione et al., 2020) e generalmente altri importanti parametri che incidono sul ΔST sono l'orientamento del muro dell'edificio (Pérez et al., 2017) e naturalmente il clima (Alexandri & Jones, 2008). La densità del fogliame della parete, che si può stimare indirettamente dai valori di LAI (Figura 46, Figura 47, Figura 48), si riflette anche sui dati del risparmio energetico per il raffrescamento, che risulta di 2,8 kWh m⁻² nel 2019, 2,15 kWh m⁻² nel 2020 e 2,22 kWh m⁻² nel 2021 . La facciata verde sperimentale ha permesso di ottenere un importante risultato, per quanto riguarda il risparmio energetico per il raffrescamento e la riduzione di emissione

di CO₂ legata alla produzione di energia. A quest'ultima si deve ricordare di considerare anche la quota di CO₂ sottratta da parte delle piante all'atmosfera, che per alcune rampicanti può ammontare a 5-20 ppm su m³ di aria ogni 10 secondi e che può arrivare su scala mondiale a 440 Gt CO₂ all'anno di cui 12 Gt CO₂ stoccate e trattenute nei tessuti (circa il 2-3 %) (Hepburn et al., 2019).

Nei tre anni (nel periodo da maggio a settembre), maggio è il mese con il valore più basso di flussi termici e con il ΔHF minore, dato spiegabile sia per il clima ancora fresco di fine primavera, sia attraverso l'osservazione della fenologia della specie rampicante presente sulla parete, infatti il *P. quinquefolia* essendo caducifoglie tende a ricoprire la parete rapidamente alla ripresa vegetativa ma la densità di copertura raggiunge i livelli più elevati generalmente verso la metà di luglio, in cui insieme ad agosto, si verificano nei tre anni i valori maggiori di ΔHF . La copertura vegetale più densa migliora quindi l'isolamento termico dell'edificio come recentemente confermato anche da Widiastuti et al. (2022).

L'elemento di copertura verde, essendo costituito da essenze vegetali e quindi di matrice biologica, è soggetto a numerose variazioni e fluttuazioni del suo stato fisico che dipendono non solo dalla specie impiegata, ma anche da condizioni microclimatiche, dallo stato nutrizionale e fitosanitario, da fenomeni di competizione difficilmente misurabili che incidono sulla quota di radiazione solare schermata e sulla quantità di energia assorbita con la fotosintesi e dissipata sotto forma di calore latente attraverso l'evapotraspirazione. Questi aspetti vanno ad influenzare l'azione mitigante della vegetazione sull'edificio; per questo, per valutare l'effetto della facciata verde, è stato elaborato un coefficiente che in maniera sintetica interpreti le diverse caratteristiche della componente vegetale permettendo di stimare i flussi entranti da un muro ombreggiato da una parete verde. Infatti uno dei maggiori impedimenti, riguardo l'ampia diffusione di questa infrastruttura verde, è certamente la difficoltà di quantificarne i vantaggi e gli effetti senza naturalmente ignorare le difficoltà nella gestione ed i costi di mantenimento (Manso et al., 2021a). Il coefficiente chiamato K_v^* è legato alla singola specie vegetale; nel presente studio è stato calcolato per una parete di *P. quinquefolia* ed ha permesso di prevederne il beneficio ottenibile dal punto di vista energetico. Con l'obiettivo di poter usare il K_v^* , per stimare i flussi termici entranti attraverso una parete verde, sono stati adottati i valori medi mensili di K_v^* dei tre anni. I risultati dell'applicazione del K_v^* per la stima dei flussi termici mostrano una buona approssimazione dei valori ottenuti, con quelli calcolati con l'impiego dei dati sperimentali, aspetto fondamentale anche in un'ottica di facilitare l'utilizzo di queste soluzioni, *nature-based*, come elemento costruttivo, per fornire ai tecnici coefficienti e parametri di facile impiego. L'applicazione del K_v^* è stata validata anche dai risultati dell'ANOVA, che hanno confermato l'assenza di differenze statistiche tra i due flussi "verdi" rispetto ai flussi entranti sulla

parete nuda, calcolando i flussi $HF_{K_v^*}$ con l'applicazione del K_v^* medio dei tre anni sia ai dati registrati nel 2019 che nel 2020. L'approccio metodologico è stato riproposto anche impiegando il K_v^* medio degli anni 2019 e 2020 per calcolare i flussi del 2021, per impiegare set di dati differenti tra coefficiente e stima dei flussi. Anche in questo caso l'ANOVA non ha determinato differenze tra il flusso della parete coperta e il flusso K_v^* . I valori ottenuti per $HF_{K_v^*}$, dimostrano quindi che il K_v^* è un parametro utile per poter prevedere i flussi termici entranti attraverso una parete schermata da una facciata verde di *P. quinquefolia*.

5.4 Valutazione degli effetti della facciata verde sulla qualità dell'aria

5.4.1 Monitoraggio della CO₂

Andamenti annuali nel 2020 e 2021

L'andamento orario medio mensile della concentrazione di CO₂, calcolato mediando i valori orari nell'arco delle 24 ore, nel 2020 (Figura 50), è risultato simile a livello di tutti e dieci i punti di campionamento, ad eccezione dei mesi da gennaio a marzo per i sensori presenti negli ambienti interni (specificamente i sensori 03 e 04). Da febbraio fino ad agosto-settembre la concentrazione di CO₂ è risultata in diminuzione, con decrementi rispetto al mese precedente, maggiori nel mese di maggio (circa 10 ppm) e successivamente a luglio (circa 7 ppm). Ad ottobre la concentrazione di CO₂ torna ad aumentare con un incremento di quasi 15 ppm rispetto al mese precedente, continuando a salire fino a novembre per poi ridursi nuovamente a dicembre.

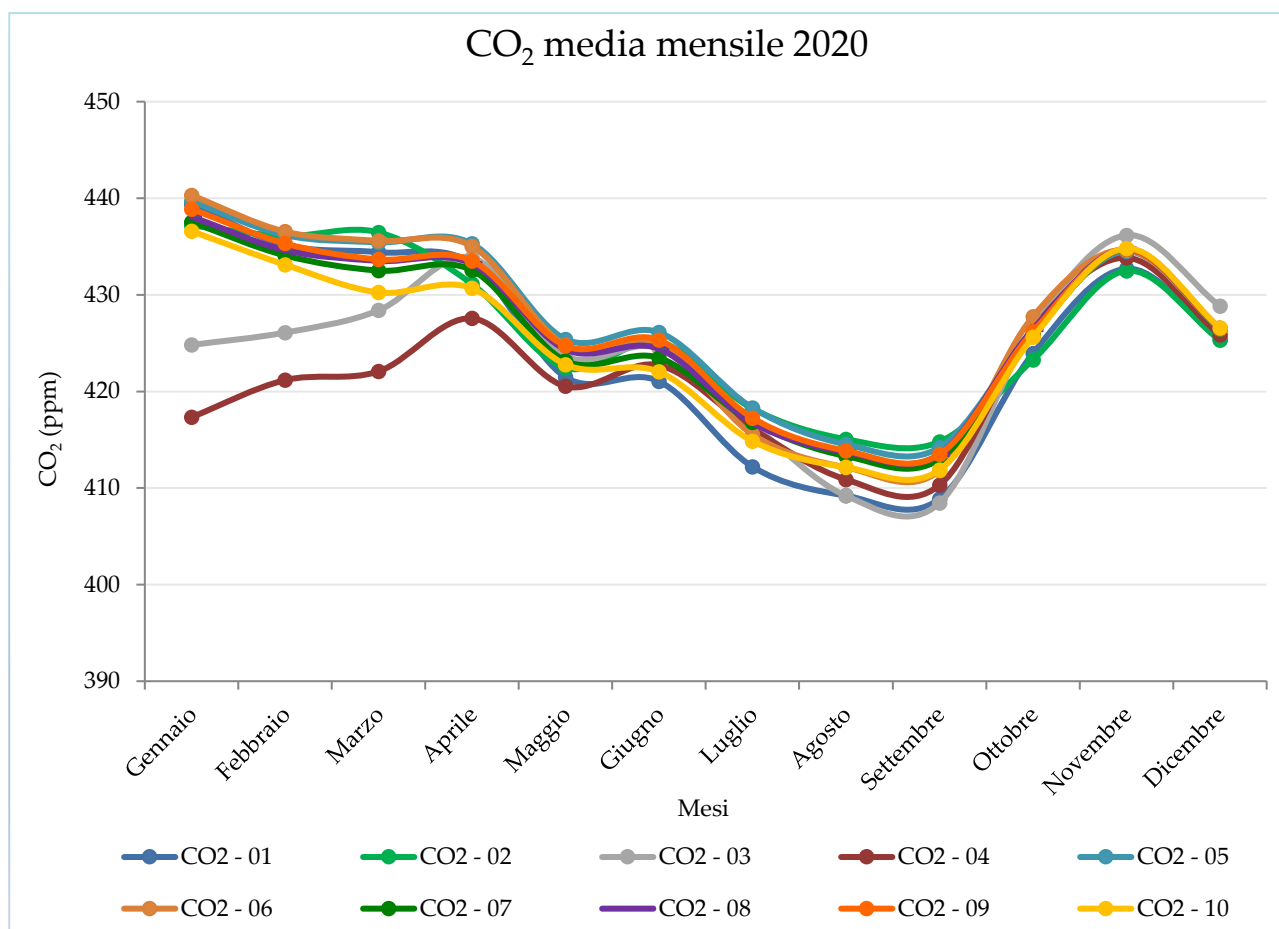


Figura 50 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di CO₂ (ppm) dei dieci sensori posizionati sull'edificio e sulla facciata verde monitorata (anno 2020). Disposizione dei dieci punti di campionamento: CO₂-01, parete sud est, primo piano, tra le foglie di *P. quinquefolia*; CO₂-02, parete sud est, primo piano, al centro dell'intercapedine; CO₂-03, stanza al primo piano, adiacente alla facciata verde (ambiente interno); CO₂-04, stanza al secondo piano adiacente alla facciata verde (ambiente interno); CO₂-05, parete sud-ovest primo piano tra le foglie di *P. quinquefolia*; CO₂-06, parete sud-ovest, primo piano, al centro dell'intercapedine; CO₂-07, parete sud-ovest, secondo piano, tra le foglie di *H. helix*; CO₂-08, parete sud ovest, secondo piano al centro dell'intercapedine; CO₂-09: parete esposta a sud, senza vegetazione, distaccato circa 50 cm dal muro; CO₂-10, parete esposta a nord, senza vegetazione, distaccato circa 50 cm dal muro.

Nel 2021 la concentrazione media oraria della CO₂ è caratterizzata da una quasi completa sovrapposizione di valori tra i dieci sensori, ad esclusione del sensore CO₂-01, i cui valori tornano nella media nel mese di aprile (Figura 51). Sempre in Figura 51, vediamo come la CO₂ dopo aver raggiunto il suo valore medio massimo nel mese di febbraio (430 ppm) comincia a calare, a giugno si verifica una risalita nei valori per poi arrivare ai mesi di luglio agosto e settembre caratterizzati dalle concentrazioni più basse dell'anno (405 ppm in media). Anche nel 2021 come nel 2020 è presente una risalita autunnale dei valori di CO₂ con una diminuzione successiva nel mese di dicembre.

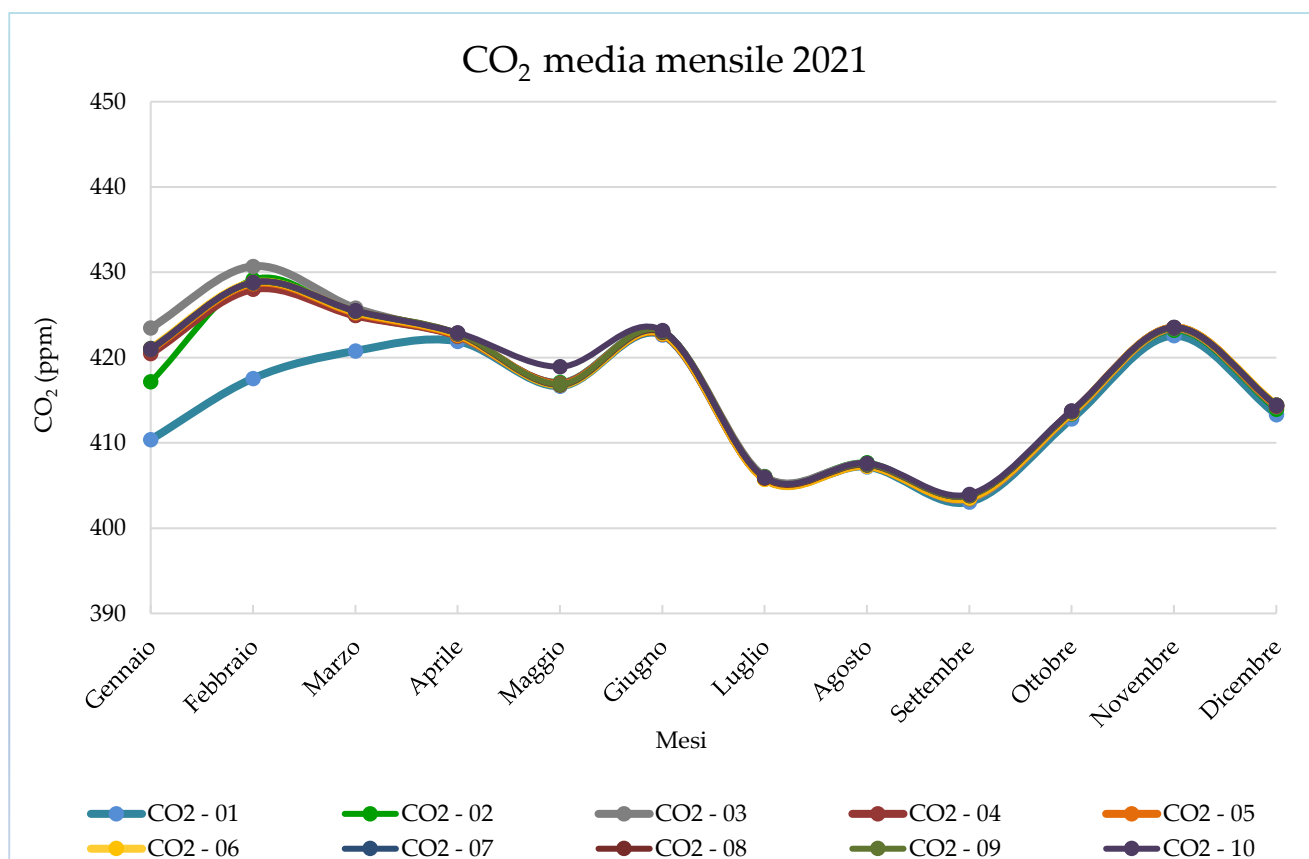


Figura 51 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di CO₂ (ppm) dei dieci sensori posizionati sull'edificio e sulla facciata verde monitorata (anno 2021). Disposizione dei dieci punti di campionamento: CO₂-01, parete sud-est primo piano tra le foglie di *P. quinquefolia*; CO₂-02, parete sud est, primo piano, al centro dell'intercapedine; CO₂-03, stanza al primo piano, adiacente alla facciata verde (ambiente interno); CO₂-04, stanza al secondo piano adiacente alla facciata verde (ambiente interno); CO₂-05, parete sud-ovest primo piano tra le foglie di *P. quinquefolia*; CO₂-06, parete sud-ovest, primo piano, al centro dell'intercapedine; CO₂-07, parete sud-ovest, secondo piano, tra le foglie di *H. helix*; CO₂-08, parete sud ovest, secondo piano al centro dell'intercapedine; CO₂-09: parete esposta a sud, senza vegetazione, distaccato circa 50 cm dal muro; CO₂-10, parete esposta a nord, senza vegetazione, distaccato circa 50 cm dal muro.

Andamenti notturni e diurni 2020

I dati orari della concentrazione di CO₂ sono stati analizzati separando i valori registrati durante le ore di buio da quelli registrati durante le ore di luce, discriminandoli in base agli orari di alba e tramonto del calendario solare e successivamente mediandoli per ottenere i valori medi orari notturni e diurni. In questo modo è stato possibile verificare come la parete verde influenzi i livelli di CO₂ respirabili di notte, quando le emissioni delle piante sono massime, e di giorno quando la concentrazione di anidride carbonica può essere ridotta, poiché utilizzata dalla foglia per la fotosintesi. Queste medie mostrano andamenti annuali caratterizzati da trend di diminuzione che partono dalla tarda primavera fino ad agosto. Gli andamenti delle medie notturne tendono ad essere

più oscillanti rispetto a quelli delle medie diurne. In Figura 52 sono riportate le curve delle medie notturne e diurne nel 2020 per i sensori posizionati sulla parete sud est, tra le foglie (CO₂-01), nell'intercapedine (CO₂-02) e sul muro di controllo esposto a sud (CO₂-09), nell'anno 2020 il settaggio dei tempi di riscaldamento dell'analizzatore ha influito sui valori registrati dai primi punti di campionamento causando lo shift del sensore CO₂-01.

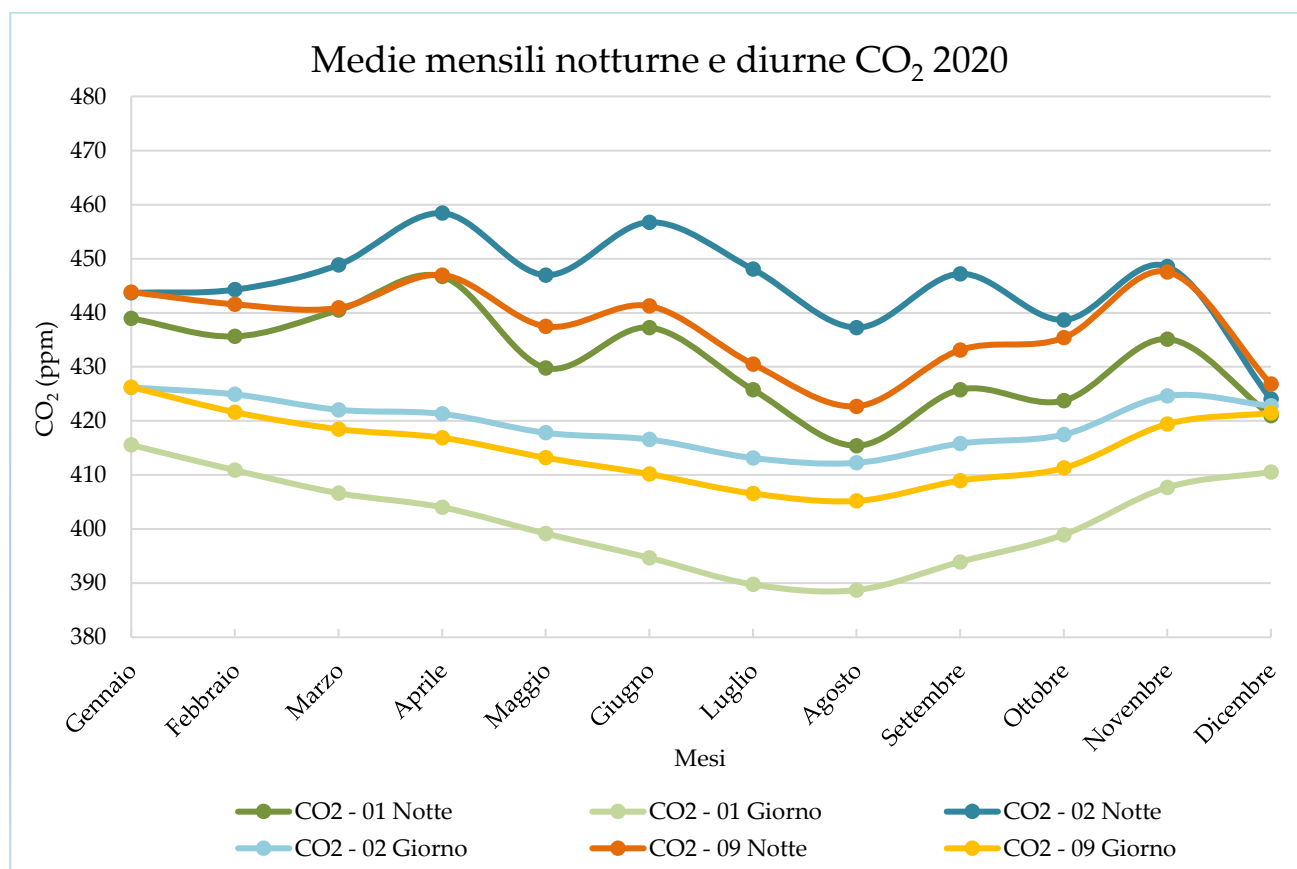


Figura 52 Andamenti orari medi mensili calcolati per le ore notturne e diurne nel 2020, per i sensori posti al primo piano della parete sud est (CO₂-01= tra le foglie, CO₂-02= nell'intercapedine tra copertura verde e muro) e del sensore di controllo posto sulla parete sud (CO₂-09). Con i colori più scuri, per ogni sensore, sono indicati gli andamenti registrati di notte, con i colori più chiari quelli registrati di giorno.

I valori medi orari misurati di notte e di giorno, anche per i sensori CO₂-05 e CO₂-06 posizionati al primo piano della parete sud ovest coperta da *P. quinquefolia* (Figura 53), hanno oscillazioni simili rispetto al sensore di controllo CO₂-09, con medie notturne che, dopo due picchi di circa 460 ppm in aprile e 450 ppm a giugno, decrescono fino a toccare il valore minimo di circa 428 ppm durante il mese di agosto. Da settembre la concentrazione di CO₂ ricomincia ad aumentare per poi scendere

nuovamente a dicembre. Durante l'anno (gennaio -ottobre), nelle ore notturne, tra i valori dei sensori posti vicino alla parete verde, sono presenti piccoli scostamenti di poche ppm (2-3), rispetto al controllo CO₂-09, posto sulla parete sud dell'edificio (Figura 53). Mentre durante i mesi estivi le medie diurne, per i valori del sensore CO₂-06 posto nell'intercapedine, sono minori del controllo, sempre con uno scarto di poche ppm.

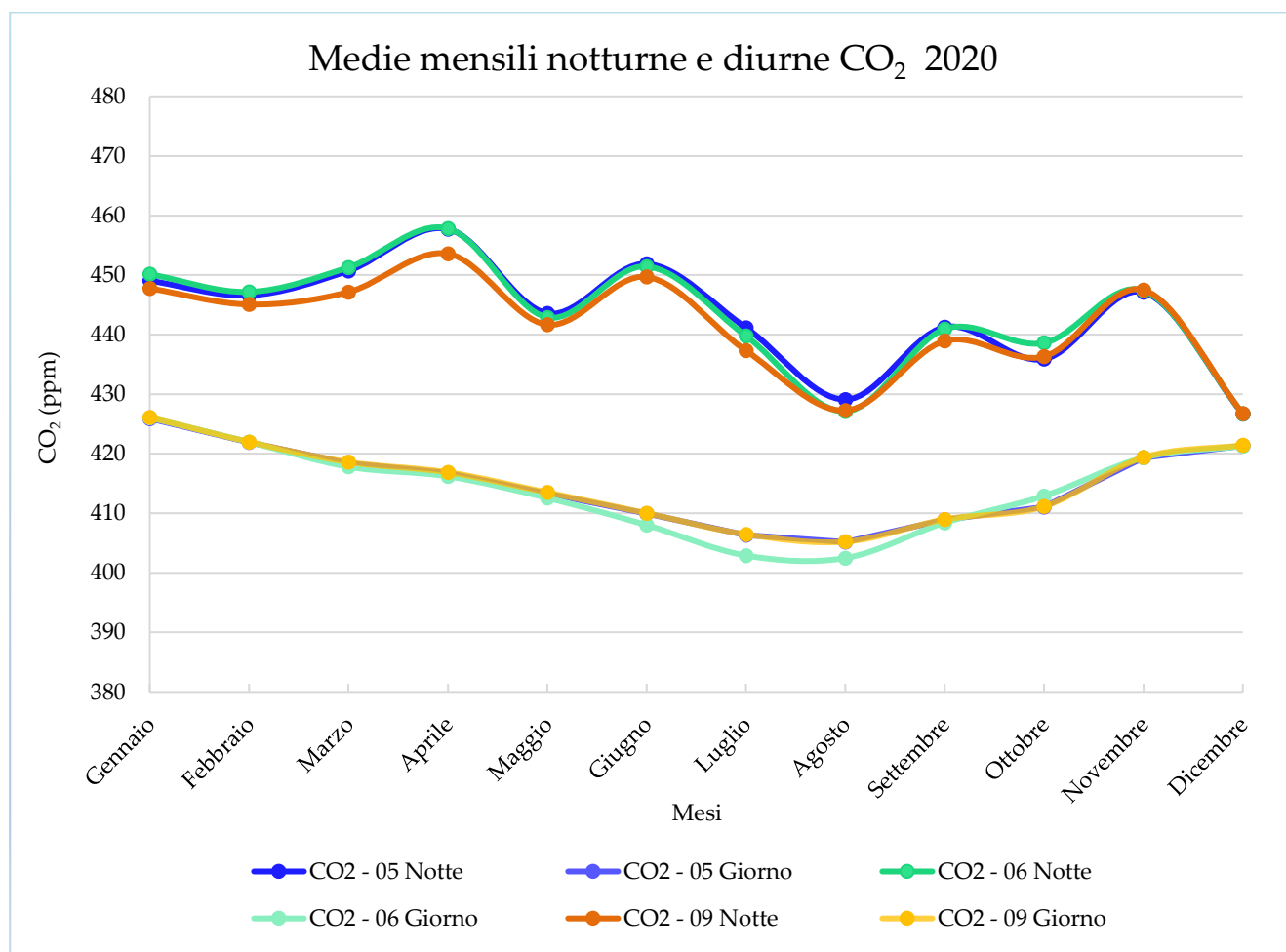


Figura 53 Andamenti orari medi mensili calcolati per le ore notturne e diurne nel 2020, per i sensori posti al primo piano della parete sud ovest (CO₂-05= tra le foglie di *P. quinquefolia*, CO₂-06= nell'intercapedine tra copertura verde e muro) e del sensore di controllo posto sulla parete nuda esposta a sud (CO₂-09). Con i colori più scuri, per ogni sensore, sono indicati gli andamenti registrati di notte, con i colori più chiari quelli registrati di giorno.

I valori di CO₂ misurati al secondo piano della parete sud ovest, tra le foglie e nell'intercapedine di *H. helix* (sensori CO₂-07 e CO₂-08), riportati in Figura 54, hanno seguito anch'essi i valori del sensore di controllo 09 con minori scostamenti rispetto a quanto descritto per i sensori della parete posti al primo piano (Figura 53).

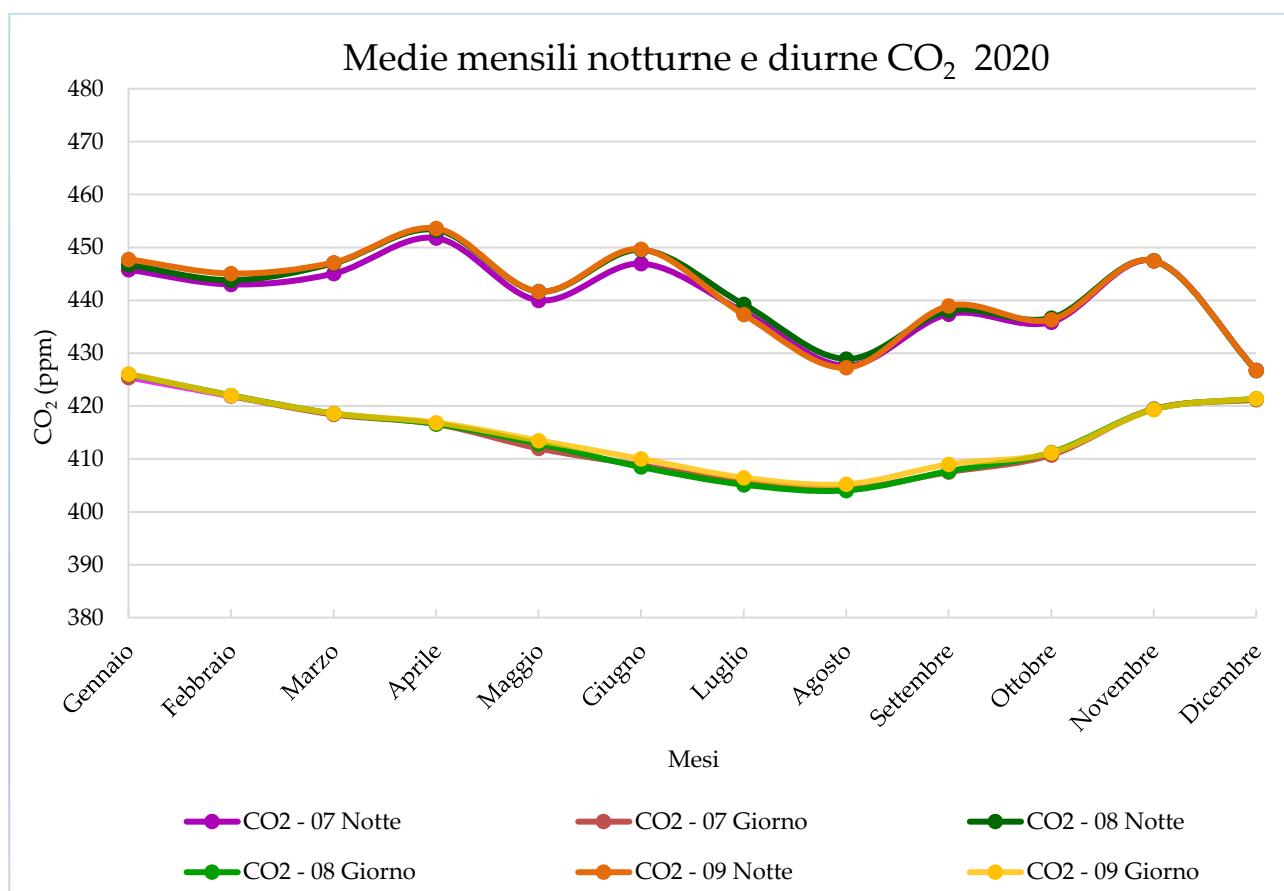


Figura 54 Andamenti orari medi mensili calcolati per le ore notturne e diurne nel 2020, per i sensori posti al secondo piano della parete sud ovest (CO₂-07= tra le foglie di *H. helix*, CO₂-08= nell'intercapedine tra copertura verde e muro e del sensore di controllo posto sulla parete nuda esposta a sud (CO₂-09). Con i colori più scuri, per ogni sensore, sono indicati gli andamenti registrati di notte, con i colori più chiari quelli registrati di giorno.

Tra i sensori di controllo posti sui muri privi di vegetazione dell'edificio, con esposizione sud (CO₂-09) e nord (CO₂-10), un lieve distacco si è verificato solamente di notte, da gennaio a ottobre, mentre di giorno i livelli di CO₂ sono analoghi. Per quanto riguarda le stanze monitorate, presenti al primo (CO₂-03) e al secondo piano (CO₂-04), adiacenti alla facciata verde la CO₂ misurata dal sensore 03 è risultata avere un delta tra giorno e notte ridotto della metà rispetto i sensori di controllo esterni, con andamenti nelle ore di luce maggiormente dipendenti dalle concentrazioni notturne. Il sensore 04 della stanza al secondo piano registra andamenti simili al sensore CO₂-03, ma con un delta tra notte e giorno maggiore (Figura 55).

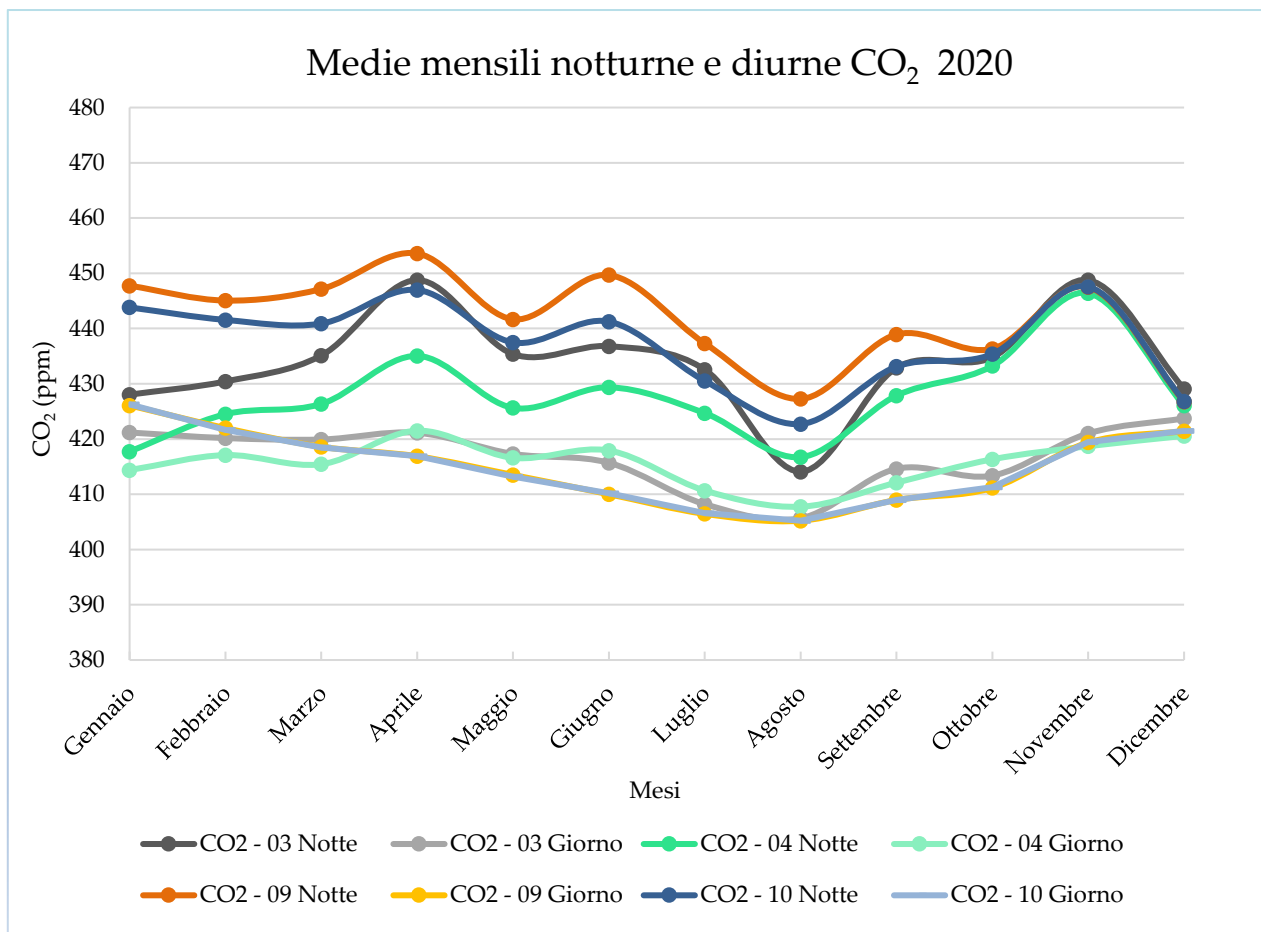


Figura 55 Andamenti orari medi mensili calcolati per le ore notturne e diurne nel 2020, dei sensori posti nelle stanze adiacenti alla facciata verde, al primo (CO₂-03) e al secondo piano dell'edificio (CO₂-04) e dei sensori di controllo posti sulle pareti nude dell'edificio, parete sud (CO₂-09) e parete nord (CO₂-10). Con i colori più scuri, per ogni sensore, sono indicati gli andamenti registrati di notte, con i colori più chiari quelli registrati di giorno.

Andamenti notturni e diurni 2021

Le oscillazioni e i lievi scostamenti registrati nel 2020 non hanno trovato conferma nei dati del 2021, in cui tutti i sensori hanno riportato differenze nelle concentrazioni, inferiori a 3 ppm, che rientrano nel range di errore dello strumento (Figura 56, Figura 57). Nel 2021, da marzo, la CO₂ ambientale comincia a scendere con l'esclusione di un picco a giugno, in seguito la CO₂ ha riportato i livelli più bassi nel mese di settembre, da cui ha ricominciato a risalire fino a riabbassarsi a dicembre. Durante il 2021 le differenze maggiori tra la concentrazione notturna e diurna di CO₂ si sono verificate a giugno, con circa 40 ppm, mentre a settembre sono state registrate le differenze minori, circa 6 ppm. Rispetto ai dati del 2020 (Figura 53, Figura 54, Figura 55), si ripete l'andamento seguito dalla concentrazione di CO₂ durante le ore di luce e i due picchi notturni registrati a giugno e a novembre.

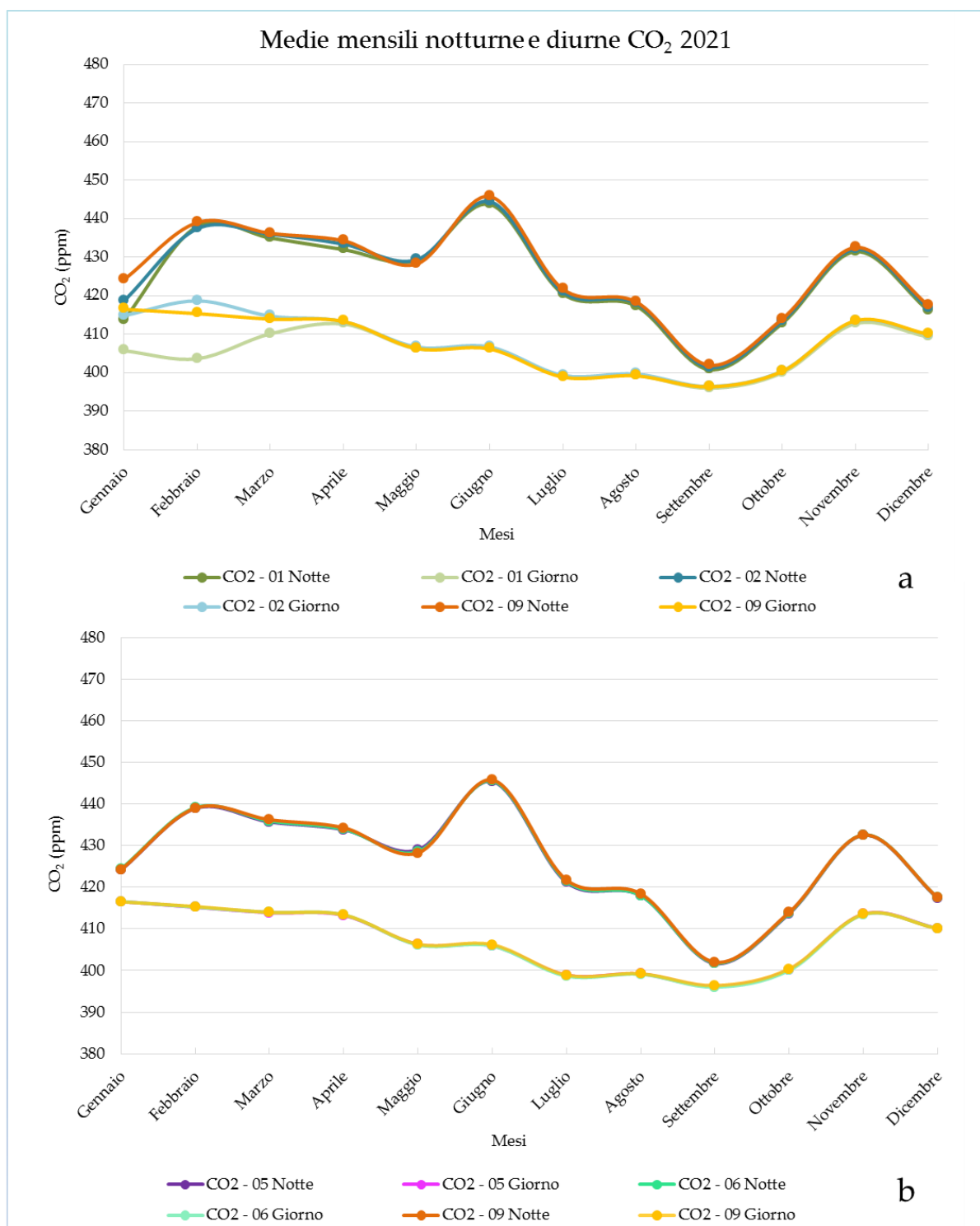


Figura 56 Andamenti orari medi mensili calcolati per le ore notturne e diurne nel 2021. Nel grafico a) sono riportati i valori dei sensori posti al primo piano della parete sud est, tra le foglie di *P. quinquefolia* (CO₂-01), nell'intercapedine tra copertura verde e muro (CO₂-02) e del sensore di controllo posto sulla parete nuda esposta a sud (CO₂-09). Nel grafico b) sono riportati i valori dei sensori posti al primo piano della parete sud ovest, tra le foglie di *P. quinquefolia* (CO₂-05), nell'intercapedine tra copertura verde e muro (CO₂-06) e del sensore di controllo posto sulla parete nuda esposta a sud (CO₂-09). Con i colori più scuri, per ogni sensore, sono indicati gli andamenti registrati di notte, con i colori più chiari quelli registrati di giorno.

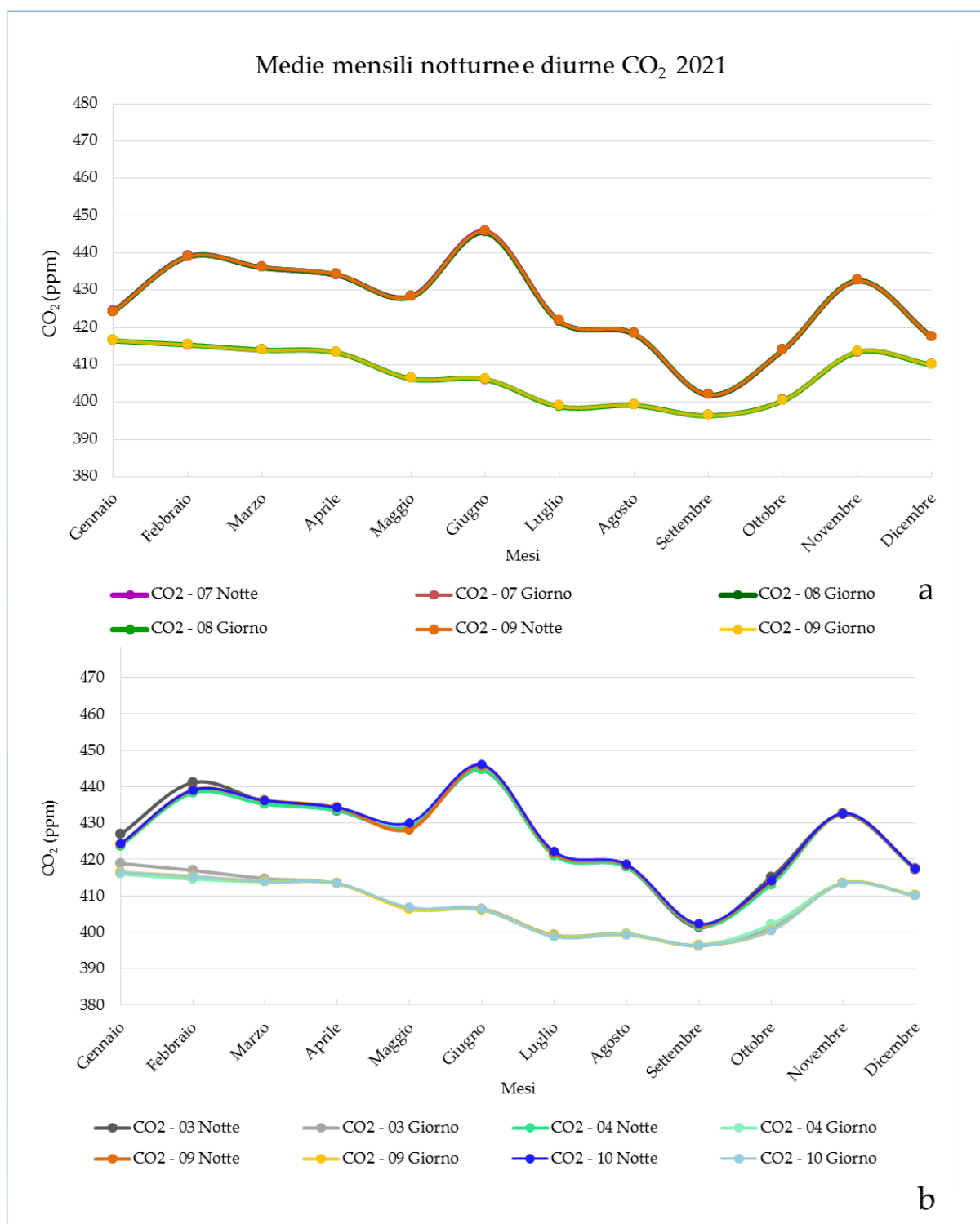


Figura 57 Andamenti orari medi mensili calcolati per le ore notturne e diurne nel 2021. Nel grafico a) sono riportati i valori dei sensori posti al secondo piano della parete sud ovest, tra le foglie di *H. helix* (CO₂-07), nell'intercapedine tra copertura verde e muro (CO₂-08) e del sensore di controllo posto sulla parete nuda esposta a sud (CO₂-09). Nel grafico b) sono riportati i valori dei sensori posti nelle stanze adiacenti alla facciata verde, al primo (CO₂-03) e al secondo piano dell'edificio (CO₂-04) e dei sensori di controllo posti sulle pareti nude dell'edificio, parete sud (CO₂-09) e parete nord (CO₂-10). Con i colori più scuri, per ogni sensore, sono indicati gli andamenti registrati di notte, con i colori più chiari quelli registrati di giorno.

CO₂ oraria registrata nei mesi estivi

Per approfondire la valutazione delle concentrazioni orarie di CO₂ anche in rapporto agli ambienti interni dell'edificio, sono riportati a seguire i grafici riguardanti l'andamento della CO₂ oraria nell'arco di 24 ore per i mesi estivi del 2021. La Figura 58 mostra la concentrazione oraria di CO₂ dalle 13.00 del 26 giugno, alle 13.00 del 27 giugno, dei sensori posti al primo piano dell'edificio tra cui quelli nei pressi del *P. quinquefolia*, ovvero i sensori CO₂-01 e CO₂-02, posizionati a sud est tra le foglie e nel *gap* e CO₂-05 e CO₂-06 posizionati a sud ovest tra le foglie e nel *gap* ed infine il sensore CO₂-03 collocato all'interno della stanza dell'edificio. L'incremento serale di CO₂, che è iniziato tra le 19.00 e le 20.00, è coinciso con il calo delle temperature, successivamente la CO₂ è continuata ad aumentare, fino a raggiungere un picco all'una di notte, che ha fatto segnare anche il maggior distacco tra i valori registrati dai sensori esterni e quello nella stanza (circa 6 ppm con i sensori esposti a sud ovest, CO₂-05 e CO₂-06, mentre è quasi nulla la differenza con i sensori esposti a sud est, CO₂-01 e CO₂-02). Alle 3.00 è stato registrato il picco più elevato, toccato dai sensori CO₂-05 e CO₂-06, di circa 485 ppm, ed in seguito la CO₂ decresce rapidamente fino a tornare intorno alle 410 ppm alle 9.00 di mattina.

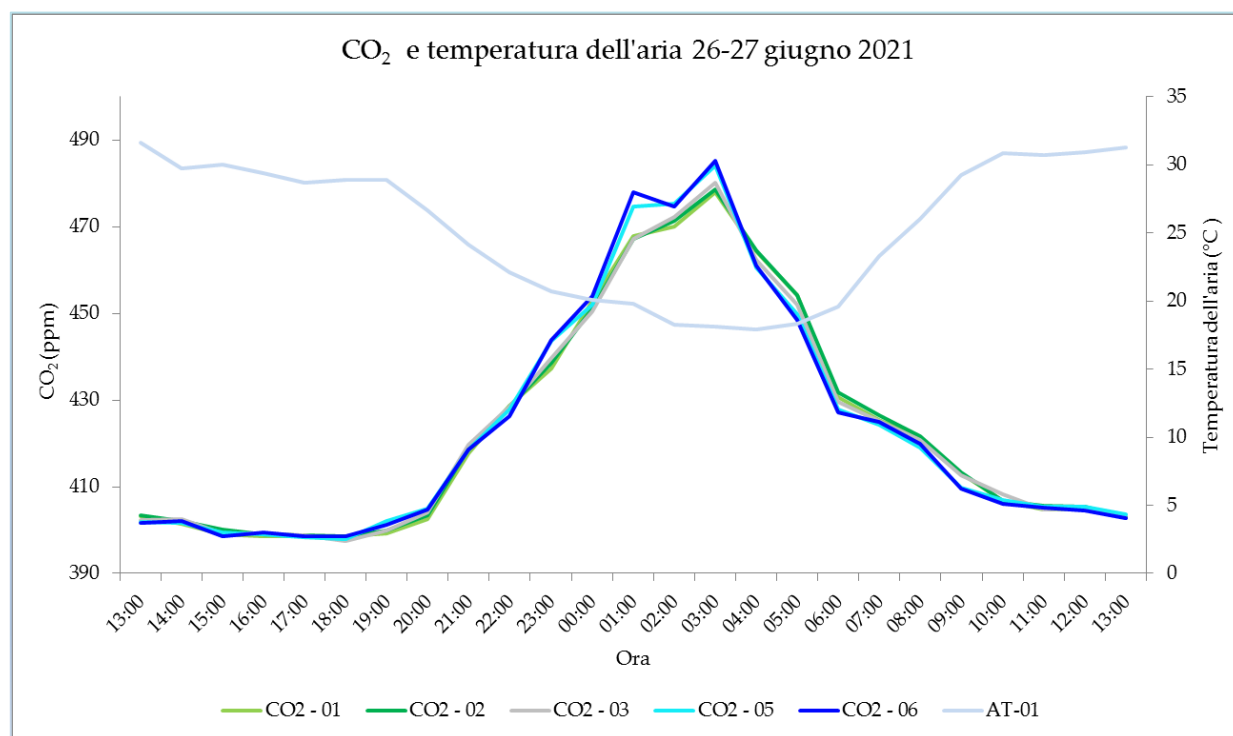


Figura 58 Concentrazione oraria di CO₂ (ppm) e temperatura dell'aria (°C) nell'arco di 24 ore, dalle 13 del 26 giugno, alle 13 del 27 giugno. Sono riportati i valori dei sensori posti al primo piano vicino alla parete verde di *P. quinquefolia*, con esposizione sud est, posizionati tra le foglie e nell'intercapedine (CO₂-01 e CO₂-02), con esposizione sud ovest, tra le foglie e nell'intercapedine (O2-05 e O2-06) e dentro la stanza, sempre al primo piano, dove è collocato il sensore CO₂-03. AT01, temperatura dell'aria.

Nelle 24 ore a cavallo tra il 21 e il 22 luglio (Figura 59) vediamo come in generale i valori di CO₂ si siano abbassati rispetto a quelli di giugno, con le medie diurne intorno alle 397 ppm, 6 ppm in meno rispetto a giugno (403 ppm mediando i valori dei 5 sensori durante le ore di luce). Ritorna il picco presente all'una di notte, che a luglio tocca circa le 456 ppm, per tutti e 5 i sensori, ma alle 3.00 la CO₂ è già in calo. Non si evidenziano particolari scostamenti tra i valori dei sensori esterni e quello nella stanza.

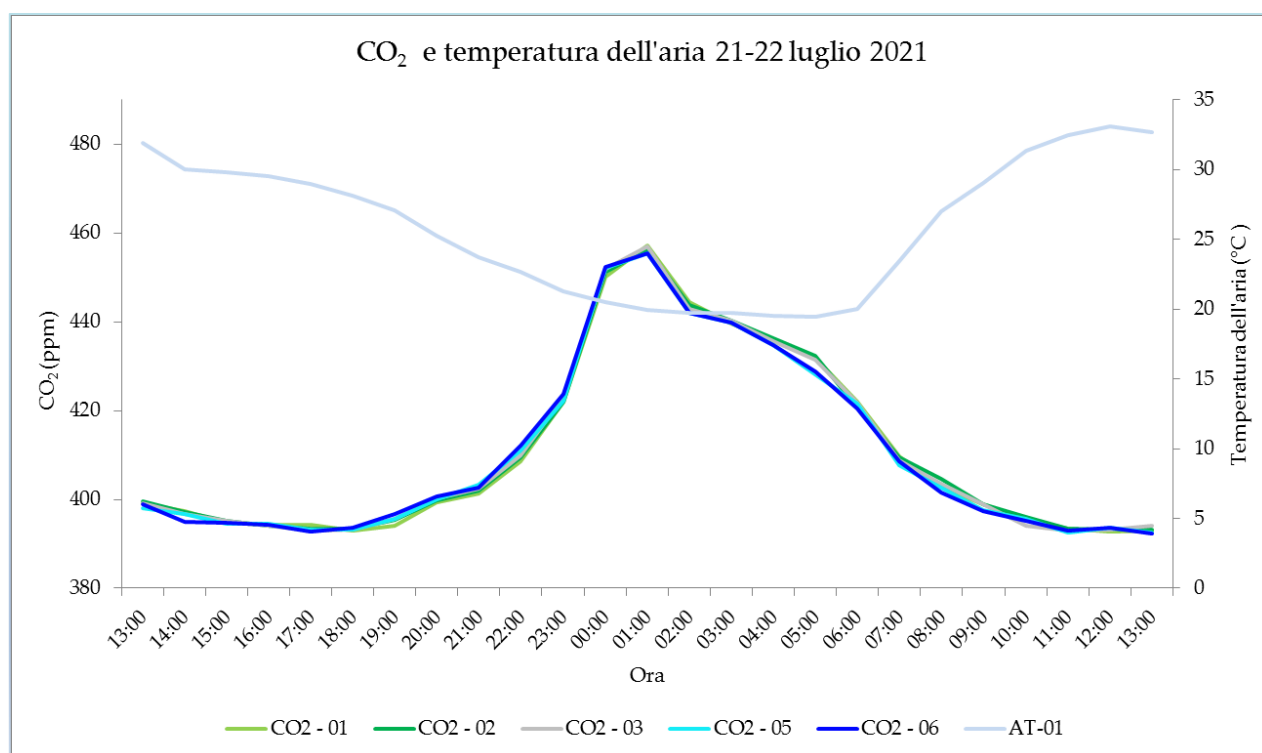


Figura 59 Concentrazione oraria di CO₂ (ppm) e temperatura dell'aria (°C) nell'arco di 24 ore, dalle 13 del 21 luglio, alle 13 del 22 giugno. Sono riportati i valori dei sensori posti al primo piano vicino alla parete verde di *P. quinquefolia*, con esposizione sud est, posizionati tra le foglie e nell'intercapedine (CO₂-01 e CO₂-02), con esposizione sud ovest, tra le foglie e nell'intercapedine (CO₂-05 e CO₂-06) e dentro la stanza, sempre al primo piano, dove è collocato il sensore CO₂-03. AT01, temperatura dell'aria.

Ad agosto, nelle giornate del 22 e 23 (Figura 60) continua il calo di CO₂, i valori nelle ore di luce si approssimano intorno alle 395 ppm. Di notte, il picco di CO₂ si verifica alle 2.00, con concentrazioni di circa 453 ppm per i sensori CO₂-01, 02 e 03 e circa 455ppm per i sensori CO₂- 05 e 6. In queste giornate di agosto si assiste alla discesa più graduale dei valori di CO₂ che si mantengono intorno alle 420 ppm fino alle 8.00 (2 ore più tardi rispetto al 22-23 luglio).

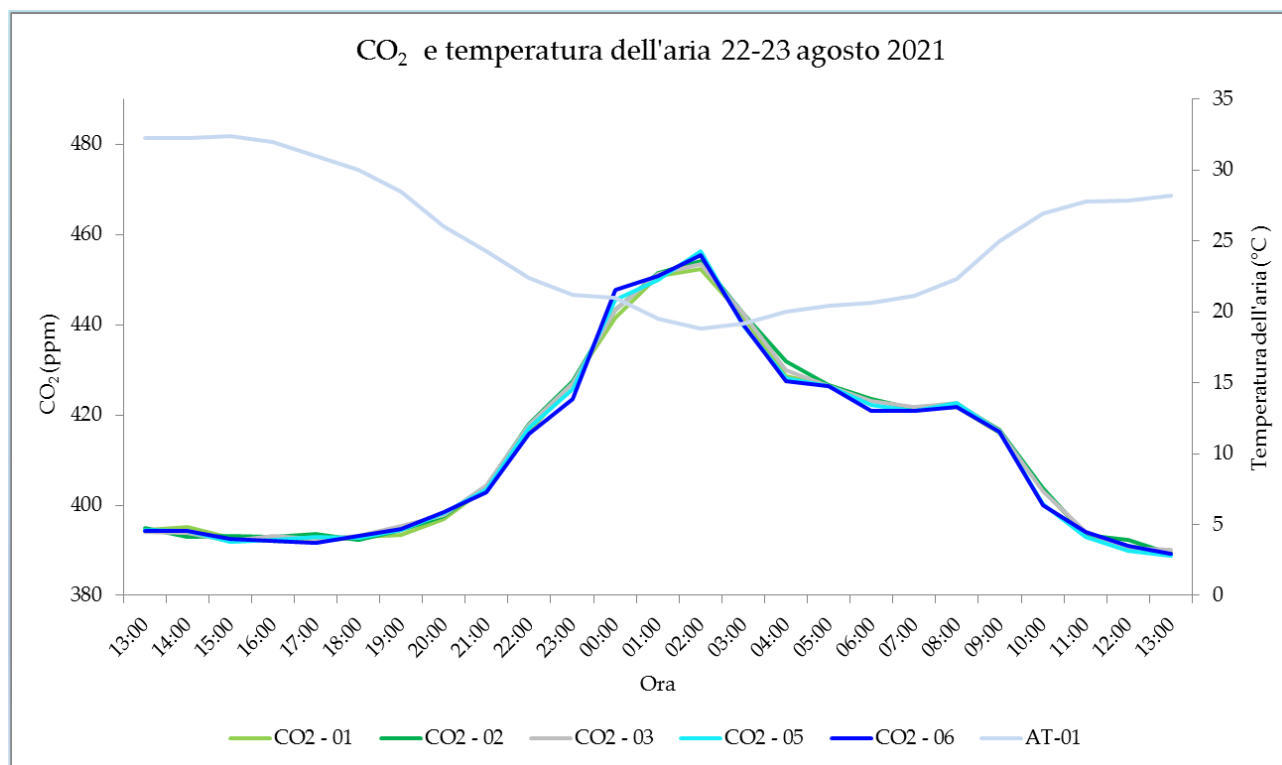


Figura 60 Concentrazione oraria di CO₂ (ppm) e temperatura dell'aria (°C) nell'arco di 24 ore, dalle 13 del 22 agosto, alle 13 del 23 agosto. Sono riportati i valori dei sensori posti al primo piano vicino alla parete verde di *P. quinquefolia*, con esposizione sud est, posizionati tra le foglie e nell'intercapedine (CO₂-01 e CO₂-02), con esposizione sud ovest, tra le foglie e nell'intercapedine (CO₂-05 e CO₂-06) e dentro la stanza, sempre al primo piano, dove è collocato il sensore CO₂-03. AT01 temperatura dell'aria.

5.4.2 Monitoraggio dell'O₂

I valori di O₂% sono stati registrati da luglio a dicembre del 2021, da sensori affiancati ai punti di campionamento della CO₂. I valori medi mensili per ogni sensore sono riportati in Figura 61. L'andamento della concentrazione di ossigeno è stato simile per ogni punto di campionamento, con i valori massimi intorno al 21,45 % che vengono registrati tra luglio e agosto, con un successivo decremento fino a dicembre, dove si è arrivati ad un valore che oscilla tra il 20,42% dei sensori O₂-06 e O₂-08 e il 19,98% registrato dal sensore O₂-09. Durante il periodo di misura gli scostamenti tra i valori registrati dai vari sensori di O₂ sono stati compresi in una fascia di 0,5 punti percentuali.

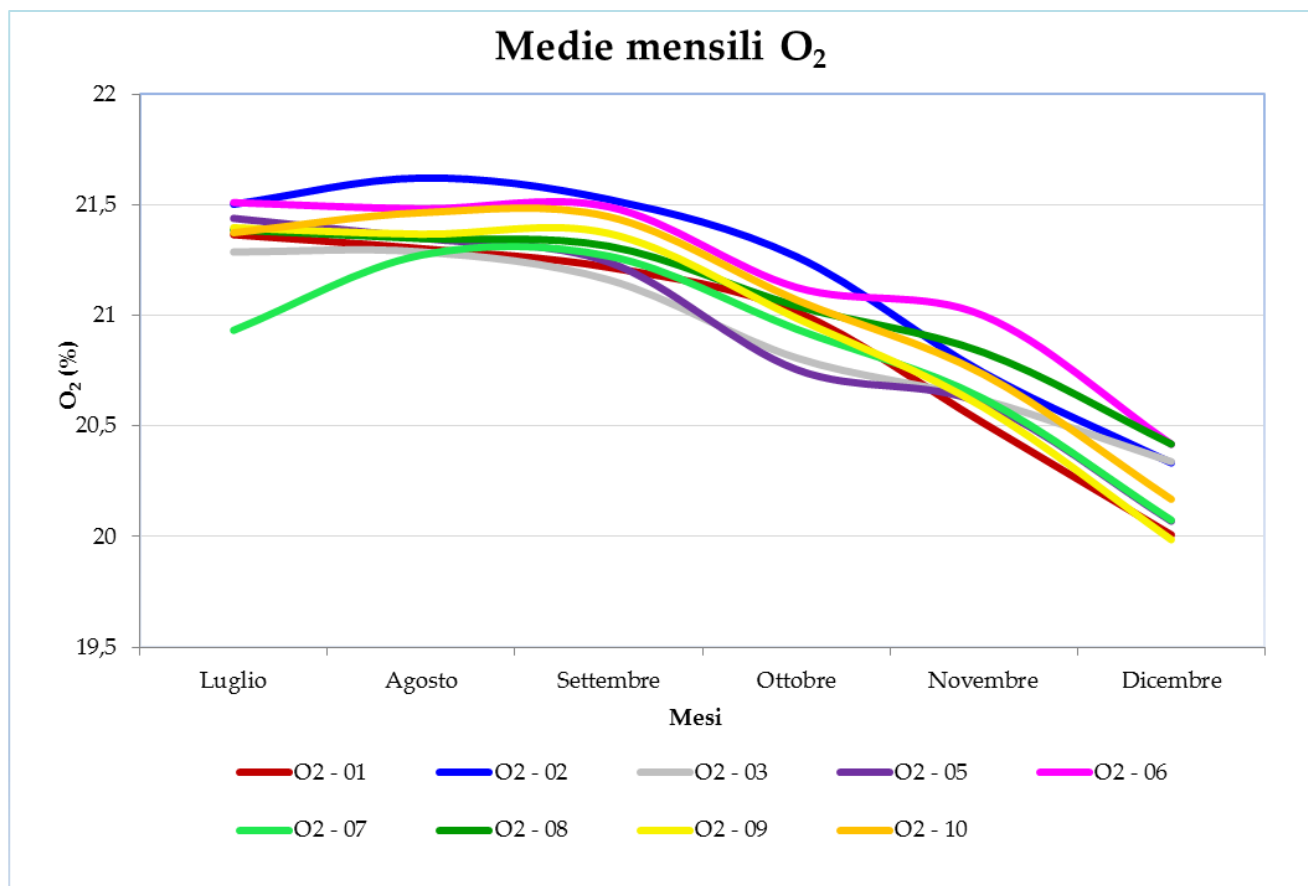


Figura 61 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di O₂ misurati nei mesi da luglio a dicembre del 2021. O₂-01, sensore tra le foglie della parete sud est al primo piano; O₂-02, sensore nel *gap* sud est al primo piano; O₂-03, sensore nella stanza al primo piano; O₂-05, sensore tra le foglie, sud ovest, primo piano; O₂-06, sensore nel *gap* sud ovest, al primo piano; O₂-07, sensore tra le foglie, sud ovest, secondo piano; O₂-08, sensore nel *gap* sud ovest, al secondo piano; O₂-09 e 10, sensori di controllo posti sulle pareti nude dell'edificio, rispettivamente con esposizioni sud (O₂-09) e nord (O₂-10).

Dalle medie orarie notturne e diurne ottenute dividendo i dati in base agli orari di alba e tramonto è stato possibile valutare gli andamenti della concentrazione di O₂ durante le ore di buio e di luce. Le medie orarie mensili nei vari punti di misura sono riportate nei grafici in Figura 62, in Figura 63 e in Figura 64. Nei grafici, viene riportato il sensore O₂-09 del muro esposto a sud, come riferimento comune. I trend delle serie diurne e notturne hanno ricalcato quello in precedenza osservato per i valori medi (Figura 61), infatti, gli andamenti hanno iniziato a decrescere da ottobre in poi, dopo aver avuto una relativa stabilità durante i mesi estivi. Le medie dei valori orari notturni mensili sono state poi costantemente inferiori a quelle diurne registrate dallo stesso sensore, ad esclusione del sensore O₂-03 (Figura 65) posto all'interno della stanza al primo piano.

In Figura 62 sono riportati i dati diurni e notturni degli andamenti di O_2 registrati dai sensori posti sulla parete verde di *Parthenocissus* (primo piano) esposta a sud est ed il sensore di controllo O_2 -09 posto sul muro nudo esposto a sud. I valori notturni per ogni sensore sono inferiori rispetto alle medie orarie diurne con un distacco che varia intorno allo 0,3%. Il sensore O_2 -02, posto nell'intercapedine, registra valori sempre maggiori di quello O_2 -01, posto tra le foglie, le medie orarie più elevate sono registrate dal sensore O_2 -02 (giorno), con un massimo del 21,73% nel mese di agosto. I valori più bassi sono registrati dal sensore O_2 -01 (notte), con il valore minimo nel mese di dicembre di 19,85%.

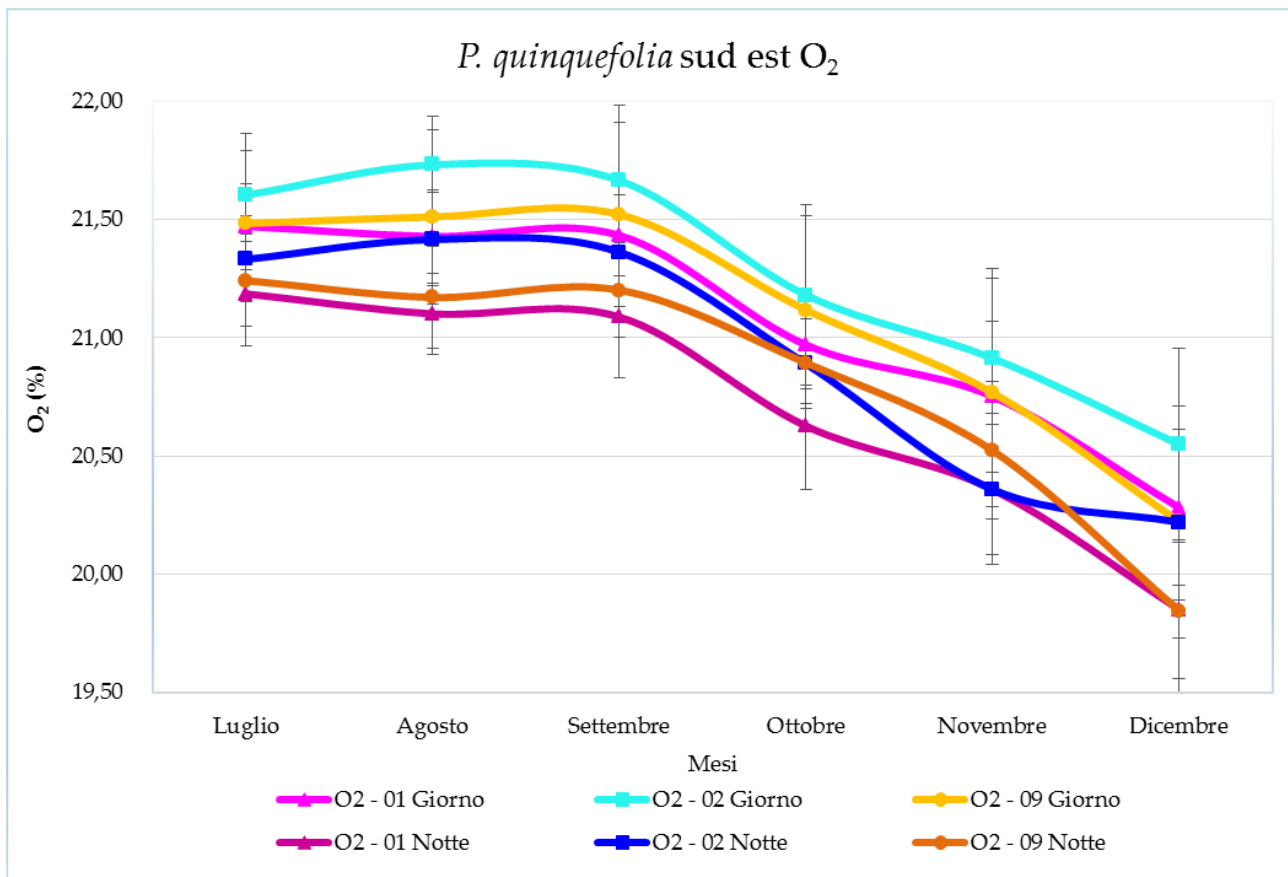


Figura 62 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di O_2 (%) delle ore di buio (notte) e di luce (giorno) misurati nei mesi da luglio a dicembre del 2021. O_2 -01, sensore tra le foglie della parete sud est, al primo piano; O_2 -02, sensore nel *gap* della parete sud est, al primo piano; O_2 -09, sensore di controllo, posto sulla parete nuda dell'edificio, esposta a sud. Le barre indicano la $\pm$ deviazione standard.

In Figura 63, sono riportate le medie orarie mensili notturne e diurne per i sensori posti al primo piano con esposizione sud ovest (O₂-05, O₂-06), sempre con il *P. quinquefolia* come specie vegetale presente e sempre con il sensore O₂-09 posto a livello del muro nudo esposto a sud, come confronto. I valori del sensore posto tra le foglie (O₂-05), sono risultati distinguibili rispetto a quello posizionato nel *gap* (O₂-06), con quest'ultimo che ha riportato valori inferiori al sensore O₂-05 sia per le medie delle ore di luce che per quelle delle ore di buio.

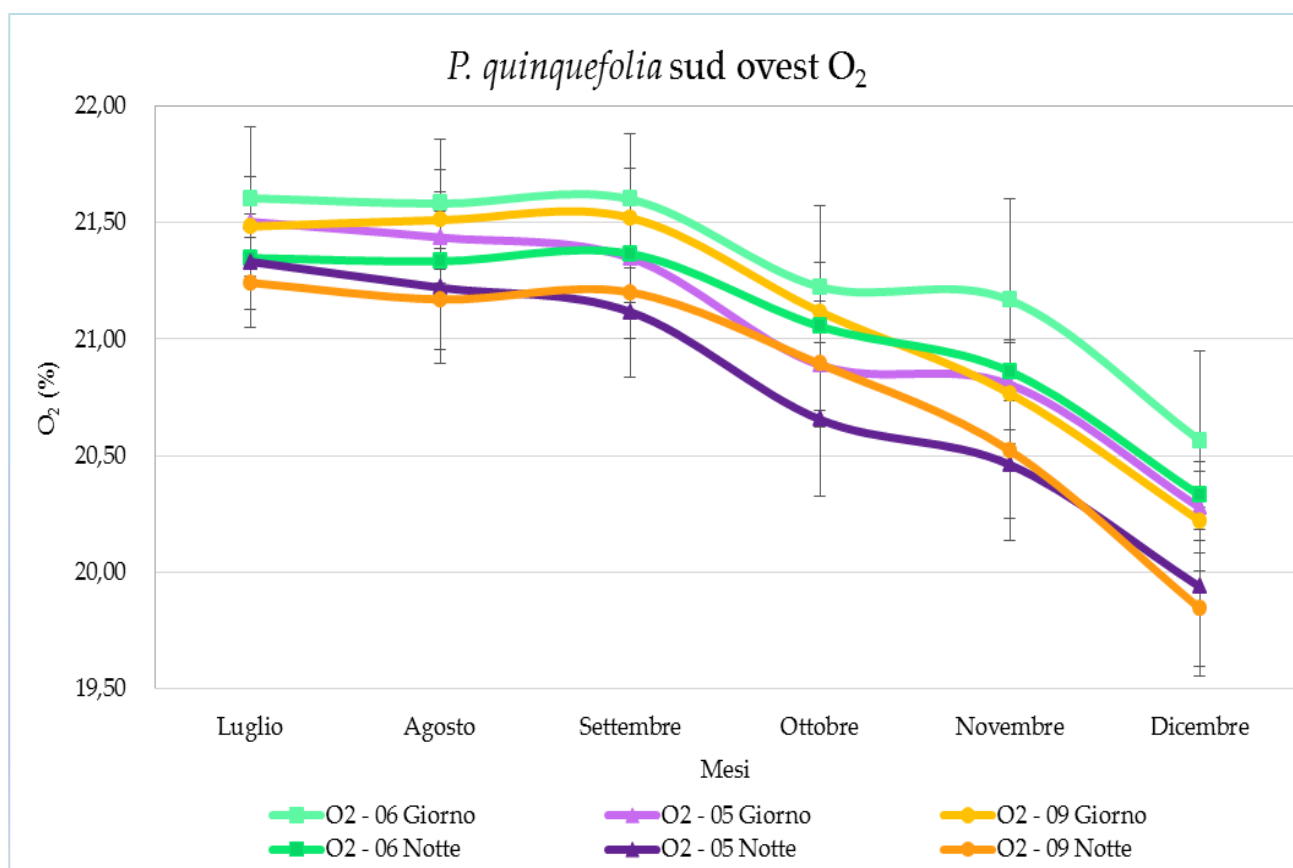


Figura 63 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di O₂ (%) delle ore di buio (notte) e di luce (giorno), misurati nei mesi da luglio a dicembre del 2021. O₂-05, sensore tra le foglie, della parete sud ovest, al primo piano; O₂-06, sensore nel *gap* della parete sud ovest, al primo piano; O₂-09, sensore di controllo, posto sulla parete nuda dell'edificio, esposta a sud. Le barre indicano la $\pm$ deviazione standard.

I sensori posti al secondo piano sud ovest, tra le foglie dell'*H. helix* (O₂-07) e nell'intercapedine (O₂-08) hanno registrato concentrazioni di O₂ crescenti per il sensore O₂-07 fino al mese di settembre, mese in cui i due sensori si equiparano nelle ore di luce con valori di ossigeno del 21,40%, per poi decrescere tornando a discostarsi con uno scarto massimo nel mese di dicembre di 0,3% tra sensore O₂-07 e O₂-08, per quanto riguarda le medie diurne (Figura 64).

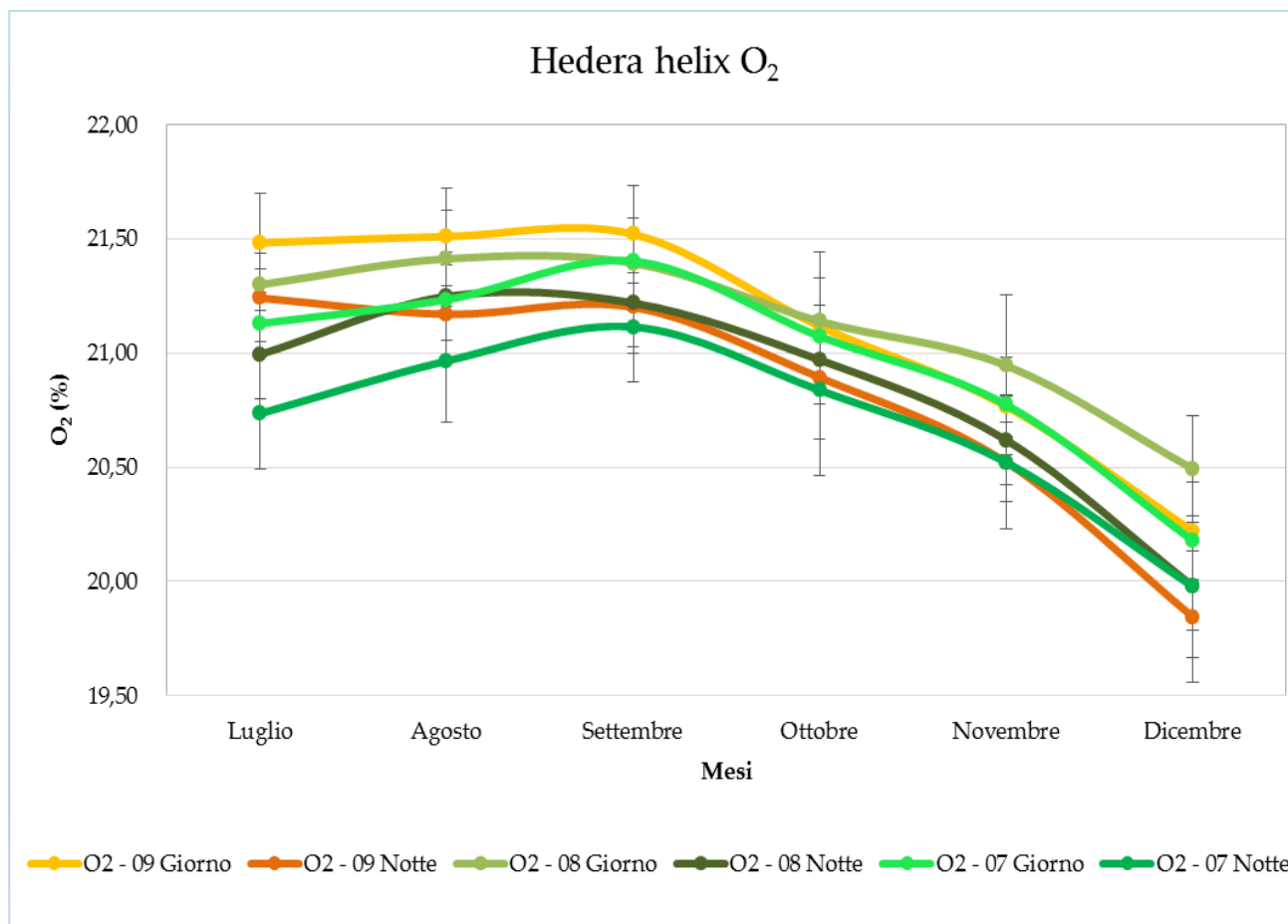


Figura 64 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di O₂ (%) delle ore di buio (notte) e di luce (giorno) misurati nei mesi da luglio a dicembre del 2021. O₂ – 07, sensore tra le foglie, della parete sud ovest, al secondo piano; O₂-08, sensore nel *gap* della parete sud ovest, al secondo piano; O₂-09, sensore di controllo, posto sulla parete nuda dell’edificio, esposta a sud. Le barre indicano la $\pm$ deviazione standard.

In Figura 65 confrontando gli andamenti dei due sensori di controllo posti sul muro sud (sensore O₂-09) e muro nord (sensore O₂-10) con quello misurato nella stanza (sensore O₂-03), si nota come il sensore O₂-03 ha riportato valori medi molto costanti durante il giorno e la notte portando le due serie di dati a sovrapporsi, mentre il sensore O₂-10 conserva una differenza tra notte e giorno, paragonabile con gli altri sensori posti all’esterno, ma con una separazione meno netta, che si approssima allo 0,10% nei mesi di agosto, ottobre e dicembre e mostra uno scarto di 0,3 % solamente nel mese di novembre.

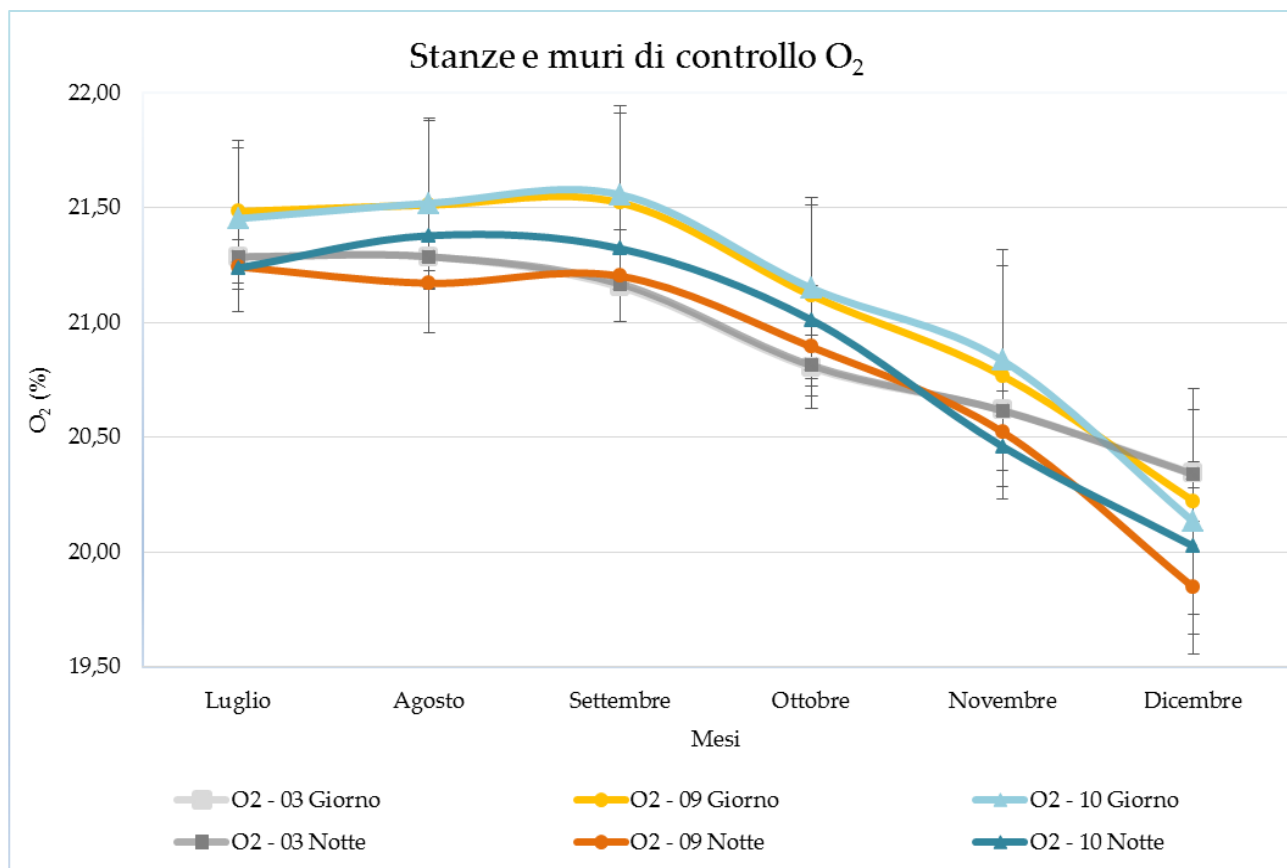


Figura 65 Andamenti orari medi mensili della concentrazione di O₂(%) delle ore di buio (notte) e di luce (giorno) misurati nei mesi da luglio a dicembre del 2021. O₂-03, sensore nella stanza al primo piano; O₂-09, sensore di controllo, posto sulla parete nuda dell'edificio, esposta a sud; O₂-10, sensore di controllo, posto sulla parete nuda dell'edificio, esposta a nord. Le barre indicano la $\pm$ deviazione standard.

Per valutare quale fosse la differenza tra gli ambienti interni dell'edificio ed esterni limitrofi, i dati dei sensori posizionati al primo piano (sensori O₂-01, 02, posti a sud est e O₂-05, 06 a sud ovest, tra le foglie e nel *gap* della parete di *P. quinquefolia* e O₂-03 nella stanza), sono stati considerati e sottraendo alle medie dei 4 sensori esterni, i valori del sensore O₂-03 si è ottenuto lo scarto tra esterno ed interno che si verrebbe a creare tra la parete di *P. quinquefolia* e la stanza dell'edificio. Questa operazione è stata ripetuta per le medie diurne e notturne, dati riportati in Tabella 9 e Tabella 10. Vediamo come l'aria che aprendo le finestre si potrebbe far entrare nella stanza ha avuto in media una concentrazione di O₂ pari allo 0,3% mentre di notte la differenza tra interno ed esterno è scesa arrivando allo 0,02%.

Tabella 9 Valori medi di O₂ nelle ore diurne, registrati dai sensori posti al primo piano vicino alla parete verde di *P. quinquefolia* e dentro la stanza al primo piano dove è presente il sensore O₂-03. I valori dei sensori posti a sud est tra le foglie e nell'intercapedine (O₂-01 e O₂-02), sono stati mediati con quelli con esposizione sud ovest, anch'essi tra le foglie e nell'intercapedine (O₂-05 e O₂-06), la media dei sensori è poi stata sottratta ai valori di O₂ misurati nella stanza adiacente (sensore O₂-03), ottenendo la differenza di concentrazione tra interno ed esterno.

O2% nelle ore di giorno					
Collocazione	Sensori	Luglio	Agosto	Settembre	media
Primo piano, foglie, SE	O ₂ - 01	21,47	21,43	21,43	21,44
Primo piano, gap, SE	O ₂ - 02	21,60	21,73	21,67	21,67
Primo piano, foglie, SO	O ₂ - 05	21,50	21,44	21,35	21,43
Primo piano, gap, SO	O ₂ - 06	21,61	21,58	21,60	21,60
Media dei sensori <i>P. quinquefolia</i>		21,55	21,54	21,51	21,53
Stanza, primo piano	O ₂ - 03	21,29	21,29	21,15	21,24
Media dei sensori - Stanza primo piano		0,26	0,26	0,36	0,29

Tabella 10 Valori medi di O₂ nelle ore notturne, registrati dai sensori posti al primo piano vicino alla parete verde di *P. quinquefolia* e dentro la stanza al primo piano dove è presente il sensore O₂-03. I valori dei sensori posti a sud est tra le foglie e nell'intercapedine (O₂-01 e O₂-02), sono stati mediati con quelli con esposizione sud ovest, anch'essi tra le foglie e nell'intercapedine (O₂-05 e O₂-06), la media dei sensori è poi stata sottratta ai valori di O₂ misurati nella stanza adiacente (sensore O₂-03), ottenendo la differenza di concentrazione tra interno ed esterno.

O2% nelle ore di notte					
Collocazione	Sensori	Luglio	Agosto	Settembre	media
Primo piano, foglie, SE	O ₂ - 01	21,19	21,10	21,09	21,12
Primo piano, gap, SE	O ₂ - 02	21,33	21,42	21,36	21,37
Primo piano, foglie, SO	O ₂ - 05	21,33	21,22	21,12	21,22
Primo piano, gap, SO	O ₂ - 06	21,35	21,33	21,37	21,35
Media dei sensori <i>P. quinquefolia</i>		21,30	21,27	21,23	21,27
Stanza, primo piano	O ₂ - 03	21,29	21,29	21,17	21,25
Media dei sensori - Stanza primo piano		0,01	-0,02	0,07	0,02

Concentrazione oraria di ossigeno

Gli andamenti orari giornalieri sono stati presi in esame per visualizzare nei mesi monitorati (da luglio a dicembre), nell'arco di 24 ore comprese tra le 4.00 e le 4.00 del giorno successivo, le variazioni di concentrazione riscontrate a livello dei sensori posti tra le foglie e nell'intercapedine.

Nelle 24 ore dalle 4.00 del 18 luglio, alle 4.00 del 19 luglio (Figura 66), i sensori analizzati hanno registrato valori che hanno seguito il naturale andamento della concentrazione di ossigeno, con innalzamenti nelle ore diurne e valori più bassi durante la notte.

Per quanto riguarda i sensori O₂-05 e O₂-06, posti tra le foglie e nel *gap* della parete di *Parthenocissus*, i valori di O₂ misurati, sono risultati maggiori rispetto al controllo dalle 10.00 del 18 luglio fino alle restanti ore analizzate, inoltre, in queste ore, i due sensori hanno riportato valori simili (distacco di circa 0,05%), mentre è stato maggiore di circa il doppio, il divario dalle 4.00 alle 10.00 del 18 luglio, con il sensore nel *gap* che ha riportato concentrazioni più elevate di quello tra le foglie.

Al contrario, i sensori posti al secondo piano della parete sud ovest, tra le foglie di *H. helix* e nel *gap* tra facciata verde e parete dell'edificio, sono risultati avere valori inferiori o uguali, al controllo sud. Il sensore O₂-07, tra le foglie, è rimasto sempre più basso di quello O₂-08 ad eccezione delle ore 20.00. Gli andamenti dell'O₂% sono rappresentati unitamente a quelli della CO₂ per il sensore CO₂-09 di controllo, per dare riscontro del trend opposto dei due gas; infatti, la CO₂ inizia a calare al mattino, due ore prima che l'ossigeno inizi a risalire e a crescere la sera anticipando di poco l'ossigeno, che invece decresce lentamente dalle 21.00.

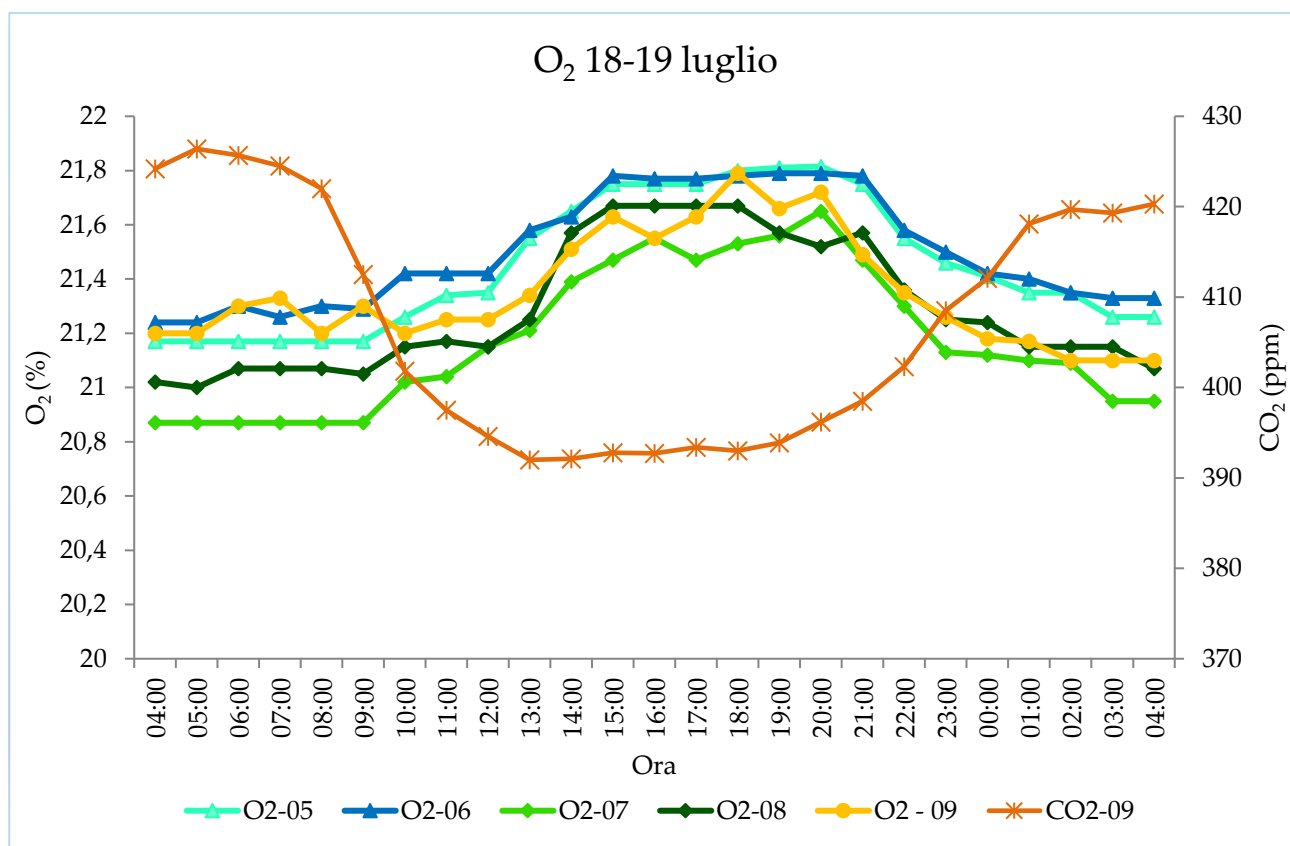


Figura 66 Valori orari, nell'arco di 24 ore, dalle 4.00 del 18 luglio, alle 4.00 del 19 luglio 2021, della concentrazione di ossigeno (ordinate di sinistra) e di anidride carbonica (ordinate di destra). L'O₂(%) viene riportato per i sensori posizionati sulla parete sud ovest, al primo piano, tra le foglie e nel *gap* di *P. quinquefolia* (O₂-05 e O₂-06), al secondo piano, tra le foglie e nel *gap* di *H. helix* (O₂-07 e O₂-08) e il sensore di controllo sul muro esposto a sud (O₂-09). I valori della concentrazione di CO₂ (ppm) sono riportati per il sensore di controllo CO₂-09.

Ad agosto nelle 24 ore dalle 4.00 alle 4.00 dal 29 al 30, si mantiene la tendenza del sensore O₂-06 ad avere valori maggiori del sensore O₂-05. Il sensore O₂-08 è risultato più alto di O₂-07 negli orari notturni e per metà giornata, dalle 4.00 fino alle 15.00, con uno scarto di circa 0,15%, riportando in seguito, valori inferiori al sensore tra le foglie, dalle 15.00 alle 20.00 (Figura 67).

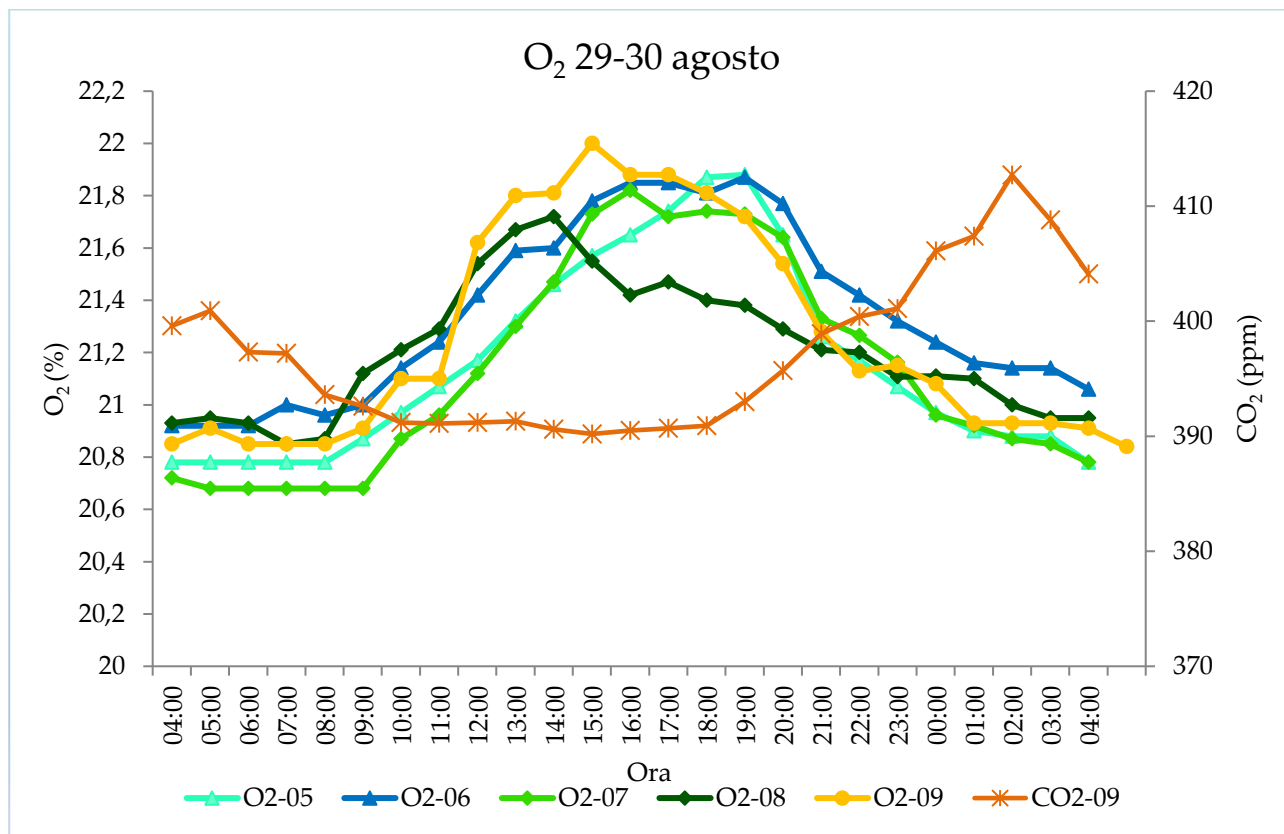


Figura 67 Valori orari, nell'arco di 24 ore, dalle 4.00 del 29 agosto, alle 4.00 del 30 agosto 2021, della concentrazione di ossigeno (asse di sinistra) e di anidride carbonica (asse di destra). L'O₂ (%) viene riportato per i sensori posizionati sulla parete sud ovest, al primo piano, tra le foglie e nel *gap* di *P. quinquefolia* (O₂-05 e O₂-06), al secondo piano, tra le foglie e nel *gap* di *H. helix* (O₂-07 e O₂-08) e il sensore di controllo sul muro esposto a sud (O₂-09). I valori della concentrazione di CO₂ (ppm) sono riportati per il sensore di controllo CO₂-09.

A settembre (13-14 settembre) lo scostamento tra i sensori posti tra le foglie e nell'intercapedine del *Parthenocissus* continua ad aumentare e soprattutto a rimanere costante durante le 24 ore, con il sensore O₂-06 nell'intercapedine sempre più alto di quello tra le foglie, con lo scarto massimo di 0,40% registrato alle 11.00 (Figura 68). Nei sensori al secondo piano, vicino all'*H. helix*, si mantiene la tendenza del sensore O₂-08 a registrare orari inferiori di O₂-07 solamente nelle ore centrali e pomeridiane della giornata (12.00-18.00).

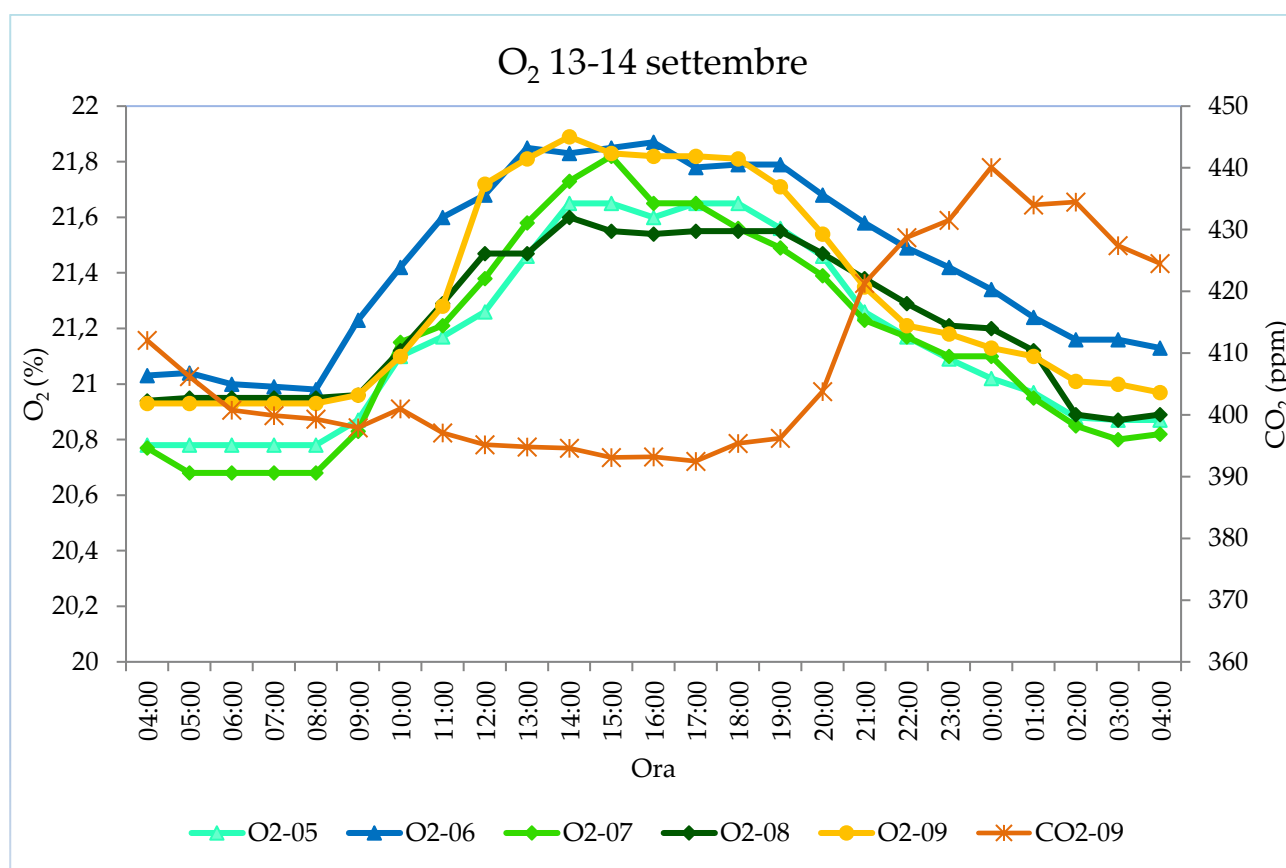


Figura 68 Valori orari, nell'arco di 24 ore, dalle 4.00 del 13 settembre, alle 4.00 del 14 settembre 2021, della concentrazione di ossigeno (asse di sinistra) e di anidride carbonica (asse di destra). L'O₂(%) viene riportato per i sensori posizionati sulla parete sud ovest, al primo piano, tra le foglie e nel *gap* di *P. quinquefolia* (O₂-05 e O₂-06), al secondo piano, tra le foglie e nel *gap* di *H. helix* (O₂-07 e O₂-08) e il sensore di controllo sul muro esposto a sud (O₂-09). I valori della concentrazione di CO₂ (ppm) sono riportati per il sensore di controllo CO₂-09.

Durante le 24 ore analizzate per ottobre, a cavallo del 13 e del 14 del mese, il divario tra i sensori tra le foglie e nel *gap* del *Parthenocissus* aumenta andando verso la notte ed è minimo alle 15.00 (Figura 69), anche i due sensori al secondo piano vicino ad *H. helix* hanno avuto un discreto distacco, con valori del sensore nell'intercapedine (O2-08), più elevati di circa 0,3pp, durante la notte e la mattina, rispetto al sensore tra le foglie (O2-07). Dalle 13.00 alle 20.00, il sensore tra le foglie di edera, ha avuto valori di poco più elevati di quello nell'intercapedine.

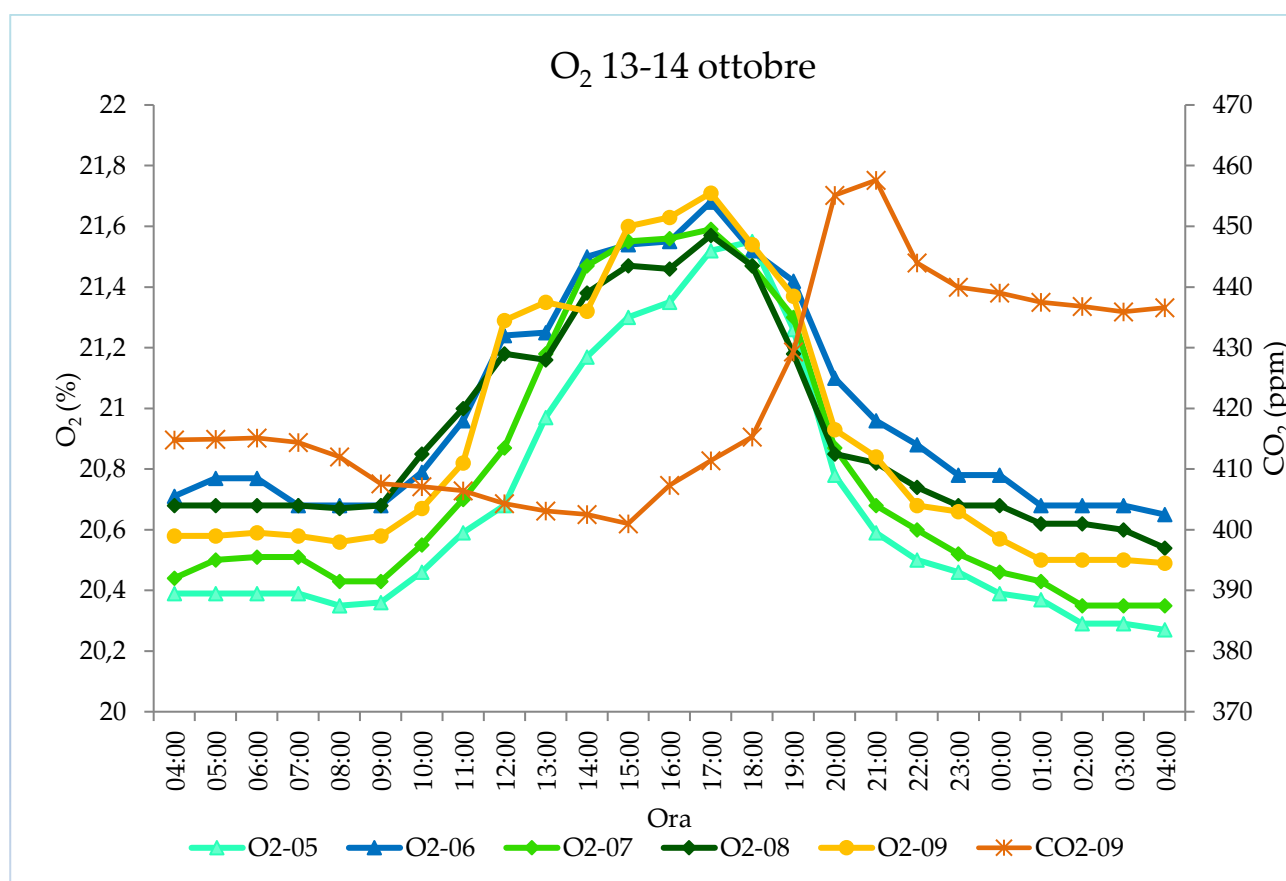


Figura 69 Valori orari, nell'arco di 24 ore, dalle 4.00 del 13 ottobre, alle 4.00 del 14 ottobre 2021, della concentrazione di ossigeno (asse di sinistra) e di anidride carbonica (asse di destra). L'O₂ (%) viene riportato per i sensori posizionati sulla parete sud ovest, al primo piano, tra le foglie e nel *gap* di *P. quinquefolia* (O₂-05 e O₂-06), al secondo piano, tra le foglie e nel *gap* di *H. helix* (O₂-07 e O₂-08) e il sensore di controllo sul muro esposto a sud (O₂-09). I valori della concentrazione di CO₂ (ppm) sono riportati per il sensore di controllo CO₂-09.

Nelle 24 ore tra il 13 e 14 novembre (figura 70) e tra il 7 e l'8 di dicembre (Figura 71), continuano gradualmente ad aumentare, negli orari dalle 4.00 alle 12.00 e dalle 17 alle 4.00, gli scostamenti dei sensori tra le foglie e nell'intercapedine sia per quelli posti al primo piano con *P. quinquefolia* che per quelli posizionati al secondo piano con *H. helix*. Più variabili, come nelle precedenti giornate analizzate, sono gli andamenti compresi tra le 12.00 e le 18.00, in cui comunque il sensore posto nell'intercapedine al primo piano (O₂-06) ha riportato valori più elevati sia del sensore tra le foglie nell'intercapedine al primo piano (O₂-05) che del controllo sud (O₂-09).

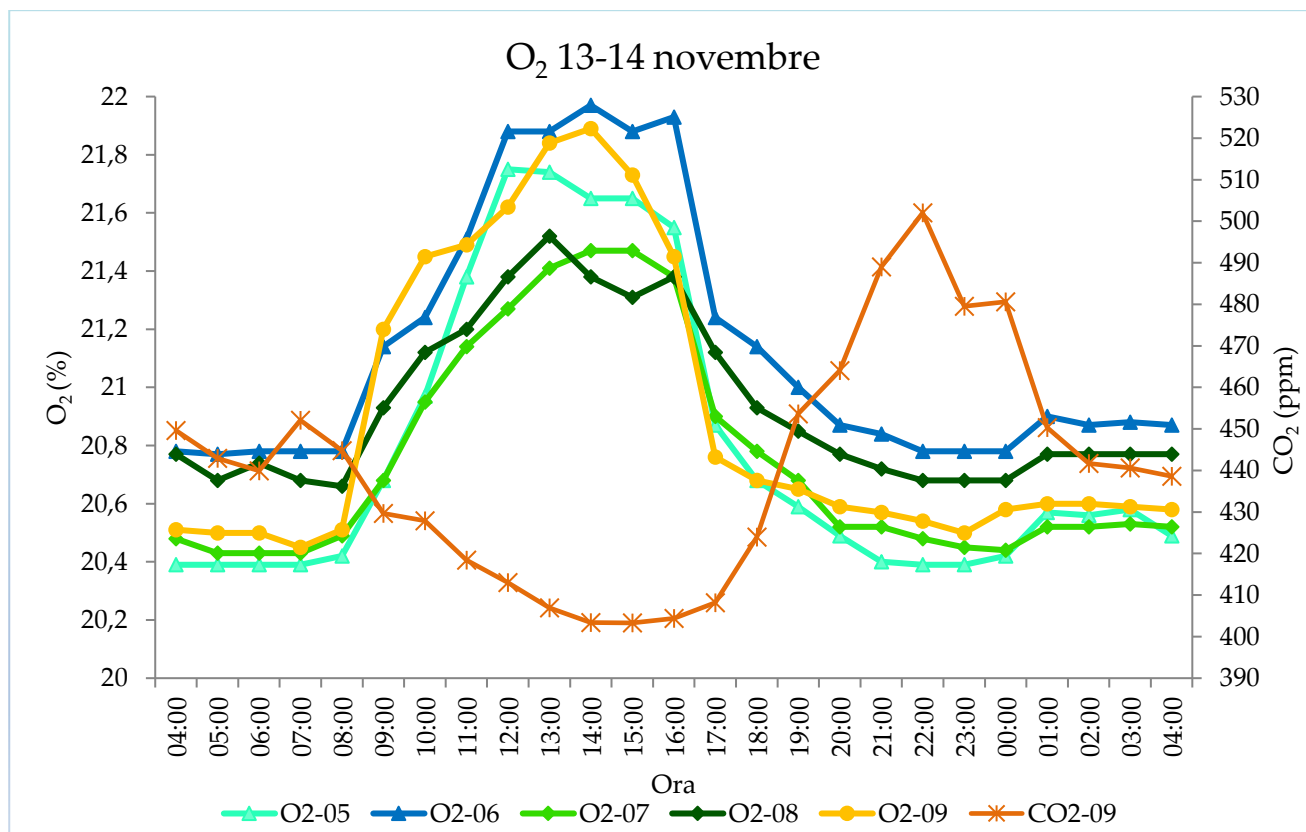


Figura 70 Valori orari, nell'arco di 24 ore, dalle 4.00 del 13 novembre, alle 4.00 del 14 novembre 2021, della concentrazione di ossigeno (asse di sinistra) e di anidride carbonica (asse di destra). L'O₂ (%) viene riportato per i sensori posizionati sulla parete sud ovest, al primo piano, tra le foglie e nel *gap* di *P. quinquefolia* (O₂-05 e O₂-06), al secondo piano, tra le foglie e nel *gap* di *H. helix* (O₂-07 e O₂-08) e il sensore di controllo sul muro esposto a sud (O₂-09). I valori della concentrazione di CO₂ (ppm) sono riportati per il sensore di controllo CO₂-09.

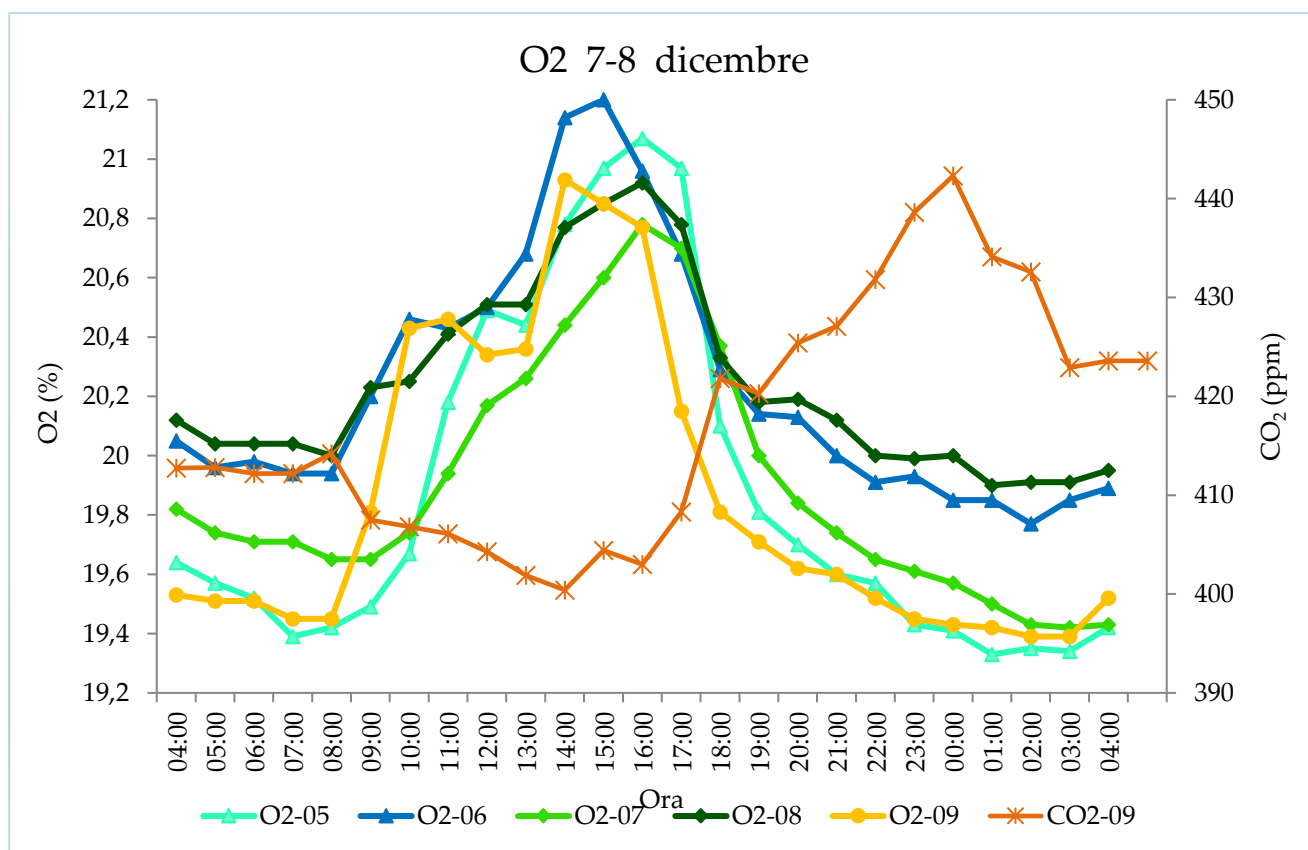


Figura 71 Valori orari, nell'arco di 24 ore, dalle 4.00 del 7 dicembre, alle 4.00 dell'8 dicembre 2021, della concentrazione di ossigeno (asse di sinistra) e di anidride carbonica (asse di destra). L'O₂ (%) viene riportato per i sensori posizionati sulla parete sud ovest, al primo piano, tra le foglie e nel *gap* di *P. quinquefolia* (O₂-05 e O₂-06), al secondo piano, tra le foglie e nel *gap* di *H. helix* (O₂-07 e O₂-08) e il sensore di controllo sul muro esposto a sud (O₂-09). I valori della concentrazione di CO₂ (ppm) sono riportati per il sensore di controllo CO₂-09.

I grafici delle 24h riportati, mostrano differenti scenari giornalieri soggetti alle variazioni stagionali e fisiologiche, attraverso i mesi estivi di luglio e agosto, la transizione autunnale di settembre, ottobre e novembre e infine il riposo invernale a dicembre, con le piante di *P. quinquefolia* in dormienza.

Una importante tendenza che si verifica è l'aumentare del divario tra valori notturni e diurni nell'evoluzione stagionale. Infatti, dal mese di luglio a dicembre, progressivamente si abbassano i valori notturni e diurni ma non in maniera proporzionale; infatti, aumenta il delta tra notte e giorno. Ad esempio, a luglio per il sensore di controllo O₂-09 si è registrato il valore minimo di 21,2% e il valore massimo del 21,79%, con uno scarto quindi di 0,59 pp. A dicembre per lo stesso sensore il valore minimo registrato di notte è risultato del 19,39%, mentre il valore massimo alle 14.00 è stato 20,93% arrivando quindi ad una differenza di 1,54 pp.

5.4.3 Studio dei COV emessi dalle specie prevalenti presenti sulla facciata verde

Le piante si sono evolute geneticamente modificando i metaboliti secondari da esse prodotti per rispondere a precise necessità biologiche, tra questi sono presenti i composti organici volatili (COV). I COV sono emessi da qualsiasi tipo di vegetale, da specie arboree, arbustive ed erbacee, sono presenti nella quasi totalità dei tessuti vegetali e possono essere emessi in seguito ad una ferita o costitutivamente (Dudareva et al., 2006). I COV, essendo le piante organismi sessili, ne permettono l'interazione con fattori biotici e abiotici e sono quindi impiegati e coinvolti in numerose funzioni, tra cui la comunicazione pianta-pianta (Holopainen & Blande, 2012), la difesa da fitofagi (Conboy et al., 2020), l'attrazione di impollinatori (Farré-Armengol et al., 2013) e l'adattamento agli stress (Calfapietra et al., 2015). In ambiente urbano gli stress termici e alti livelli di ozono possono aumentare la produzione e la pericolosità di questi composti (Cai et al., 2019; Darbah et al., 2010; Peron et al., 2020) contribuendo ad aumentare i rischi per la salute umana (Heal et al., 2013; Madaniyazi et al., 2016), quindi l'emissione di composti organici volatili da parte della pianta è un aspetto non trascurabile per l'introduzione in ambiente urbano di nuove alberature (Calfapietra et al., 2013). Le analisi gas cromatografiche hanno permesso di valutare le piante rampicanti studiate anche dal punto di vista dell'emissione di composti organici volatili (COV). Nei campioni prelevati durante l'estate nel sito sperimentale non sono stati trovati COV sia in 3 che in 6 che in 15 L di aria campionata, per questo motivo sono stati ripetuti dei campionamenti nel laboratorio dell'Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET) del CNR di Montelibretti sulle stesse specie vegetali presenti sulla facciata verde ENEA, ma su piante in vaso reperite in vivaio. L'emissione dei COV è stata valutata in condizioni di temperatura stressanti per la pianta e che facilmente si verificherebbero in ambiente urbano (30 e 40°C), per favorirne l'emissione di composti volatili. Nella Figura 72 sono riportati alcuni cromatogrammi dei campionamenti effettuati; in nessuna delle trappole analizzate (3 per trattamento e specie) è stata riportata la presenza di composti organici volatili. I picchi rilevati e presenti anche in Figura 72 dove sono riportati alcuni esempi delle tesi analizzate, sono stati verificati e si sono dimostrati corrispondere ad inquinanti volatili di origine antropica. Più precisamente sono stati rinvenuti nei cromatogrammi di Figura 72 diversi picchi relativi a COV ma non appartenenti a quelli biogenici, i tempi di ritenzione di questi composti sono riportati nel cromatogramma di controllo dell'aria esterna. Tra i composti rinvenuti troviamo l'anidride carbonica a 1,705 minuti, il toluene (solvente industriale) a 5,468 min, l'esametilciclotrisilossano, un silossano usato nelle vernici, a 7,320 min ed infine a 19,658 min, la triacetina, un solvente ed additivo, avendo ormai superato il tempo di ritenzione dei COV biogenici. Un picco non presente nel bianco ma presente nel cromatogramma di Figura 72b è il butanolo, un solvente per vernici, a 3,262 min.

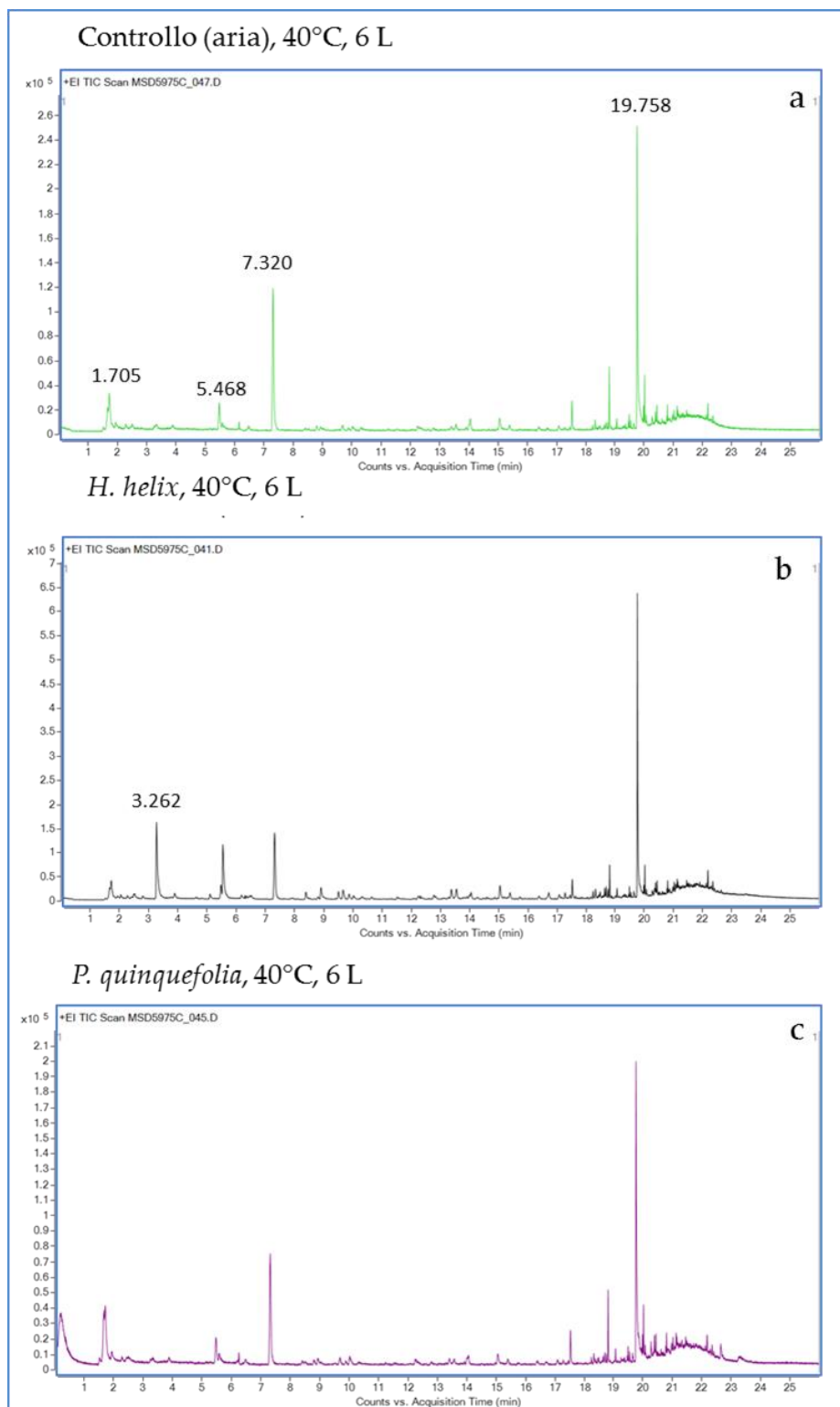


Figura 72 Cromatogrammi di campioni prelevati dall'aria utilizzata durante le analisi per costituire il campione di controllo (a), da *H. helix* (b) e da *P. quinquefolia* (c), con la temperatura della camera di campionamento impostata a 40° C, la CO₂ a 410 ppm, l'intensità luminosa a 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ ed il volume di aria filtrato attraverso la trappola adsorbente pari a 6 litri. Nella Figura 72a, sono riportati i tempi di ritenzione dei composti volatili rilevati nel bianco (aria esterna), a 1,705 troviamo l'anidride carbonica, a 5,468 il toluene, a 7,320 l'esametilciclotrisilossano, a 19,658 ormai superato il tempo di ritenzione dei COV biogenici, troviamo la triacetina; nella Figura 72b come picco non presente nel bianco troviamo con picco di ritenzione a 3,262 minuti, il butanolo.

Il campione bianco di controllo, è stato quindi impiegato per verificare e velocizzare la ricerca della presenza dei COV, un ulteriore esempio di questo processo è mostrato in figura Figura 73a, dove il campione di *T. jasminoides* è visualizzato contemporaneamente al rispettivo campione bianco di controllo, possiamo notare la corrispondenza dei picchi del comatogramma, inoltre, in Figura 73b, per dare l'idea della scala di visualizzazione i due cromatogrammi (*T. jasminoides* e bianco) sono plottati insieme ai picchi di calibrazione degli standard, che realizzati a una concentrazione di 100ppb, fanno comprendere la ridotta importanza in termini quantitativi dei picchi rinvenuti nei campioni.

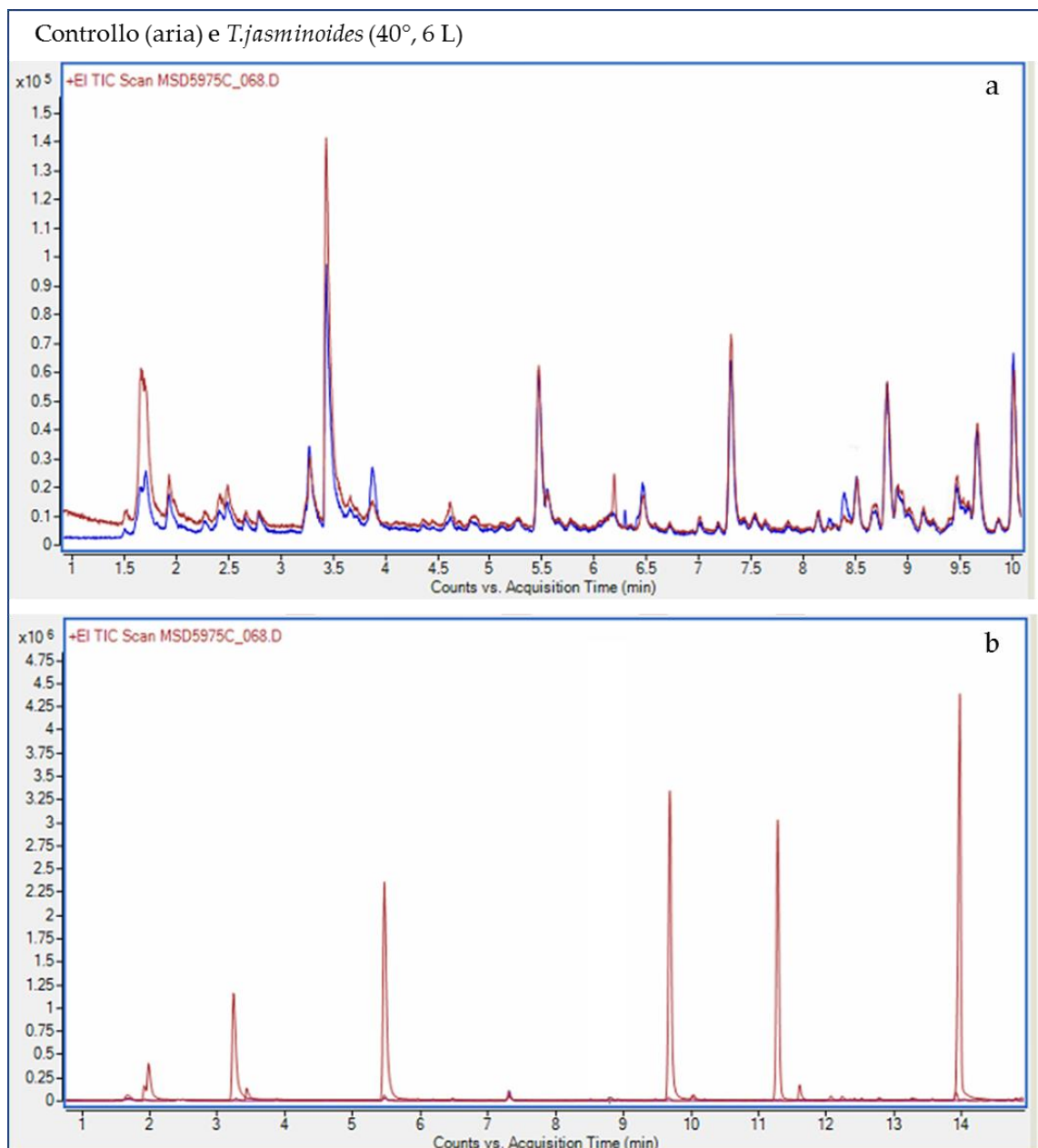


Figura 73a Cromatogrammi sovrapposti di campioni prelevati dall'aria di controllo e dal *T. jasminoides*, con la temperatura della camera di campionamento impostata a 40° C, la CO₂ a 410 ppm, l'intensità luminosa a 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ ed il volume di aria filtrato attraverso la trappola adsorbente pari a 6 litri. In Figura 73b sono stati sovrapposti i cromatogrammi dei campioni sopracitati con la calibratura effettuata con composti standard a 100 ppb.

5.4.4 Parametri fotosintetici

Presso il CNR di Montelibretti, oltre ai campionamenti dei COV, è stato effettuato lo studio delle curve di risposta alla luce delle tre specie di rampicanti. Le curve di risposta alla luce sono state costruite attraverso i valori di assimilazione fotosintetica, a diverse intensità luminose, delle foglie campionate. Sono state ottenuti valori utili per verificare lo stato fisiologico delle piante campionate e per registrare alcuni fondamentali parametri fotosintetici, ottenibili sottoponendo la foglia a diverse intensità di flusso di fotoni e misurando la concentrazione istantanea di CO₂ nell'aria in entrata e in uscita dalla camera di campionamento. I valori di assimilazione alle diverse intensità luminose sono stati registrati automaticamente dallo strumento (Li-Cor 6400 xt). Le curve di assimilazione permettono di stimare attraverso il foglio di calcolo Light response curve fitting (Sharkey et al., 2007): la respirazione al buio, la resa quantica, la massima capacità fotosintetica, il punto di compensazione. La respirazione al buio rappresenta la quantità di CO₂ emessa dalla pianta durante la fase buia della fotosintesi con la respirazione. Nel grafico in Figura 74 sono riportate le medie dei valori di CO₂ respirate, il *T. jasminoides* mostra un tasso di respirazione notturna di 0,71 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ più elevato di quasi il doppio rispetto al *Parthenocissus* e all'*Hedera*, che respirano in condizioni di buio rispettivamente 0,38 e 0,35 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

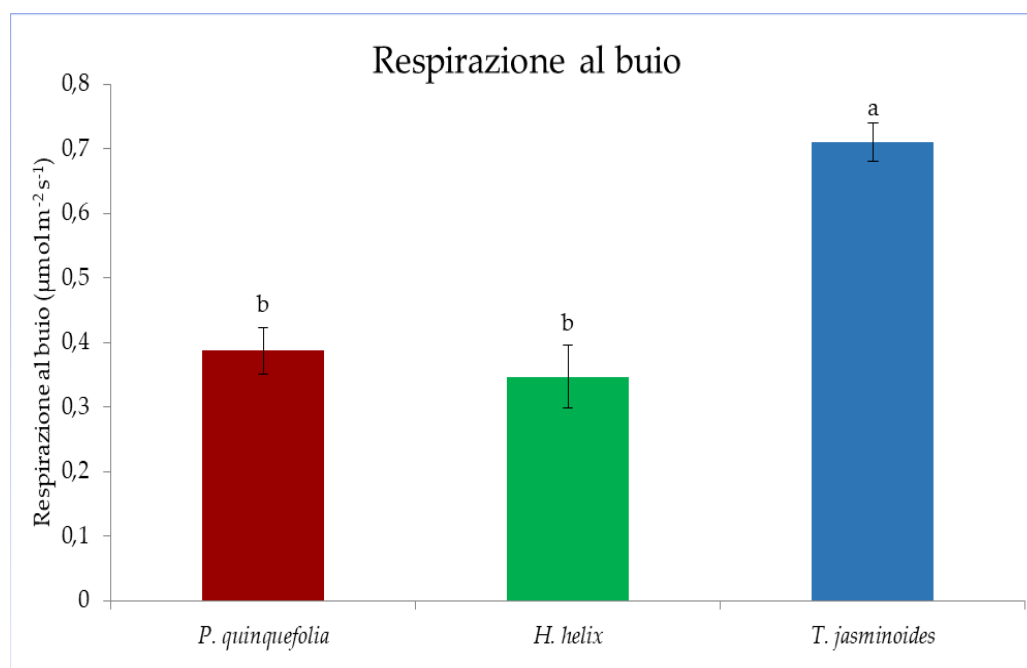


Figura 74 Respirazione al buio ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) delle tre specie rampicanti presenti sulla parete verde, *P. quinquefolia*, *H. helix*, *T. jasminoides*. Gli istogrammi rappresentano i valori medi di dieci campioni di foglie, le barre d'errore rappresentano $\pm$ l'errore standard e lettere differenti indicano differenze statistiche significative $P < 0,01$ (Test di Tukey)

La resa quantica apparente per la fissazione di anidride carbonica è la quantità di CO₂ organicata per fotone assorbito; tra le tre specie studiate, i valori più elevati sono stati raggiunti dal *T. jasminoides* che presenta differenze con il *P. quinquefolia*, l'*H. helix* si colloca nel mezzo con 0,03 mol mol⁻¹ e senza avere differenze statistiche con le altre due specie (Figura 75).

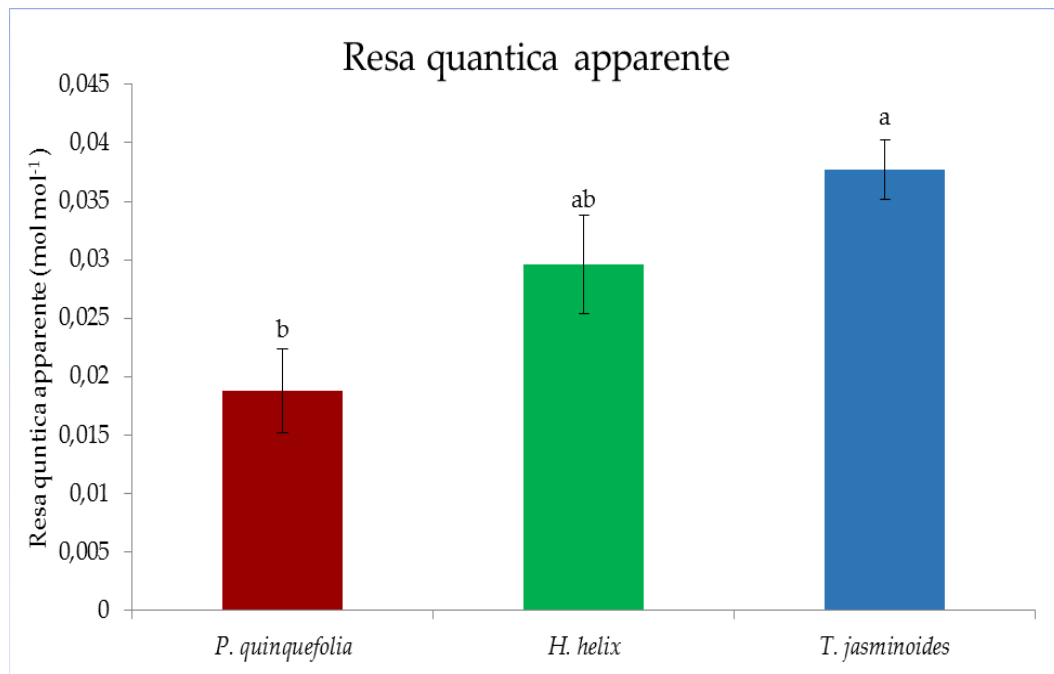


Figura 75 Resa quantica (mol mol⁻¹) delle tre specie rampicanti presenti sulla parete verde, *P. quinquefolia*, *H. helix*, *T. jasminoides*. Gli istogrammi rappresentano i valori medi di dieci campioni di foglie, le barre d'errore rappresentano $\pm$ l'errore standard e lettere differenti indicano differenze statistiche significative $P=0,006$ (Test di Tukey).

Il punto di compensazione, ovvero l'intensità di luce a cui il bilancio di CO₂ organicata e quella emessa è pari a 0, presenta differenze significative tra tutte e tre le specie, è più elevato nel *P. quinquefolia* specie che necessita di 24,65 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ per raggiungere il punto di compensazione, mentre è inferiore sia per il *T. jasminoides*, 18,43 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, che per l'*H. helix*, 10,25 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, che si differenzia anch'essa nettamente dalle altre due rampicanti (Figura 76).

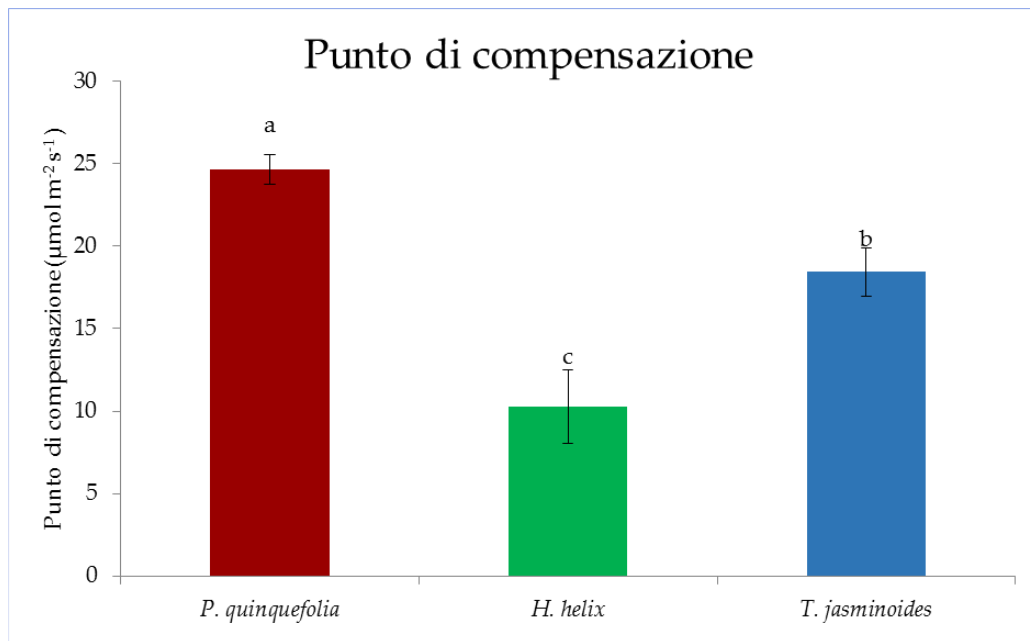


Figura 76 Punto di compensazione ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) delle tre specie rampicanti presenti sulla parete verde, *P. quinquefolia*, *H. helix*, *T. jasminoides*. Gli istogrammi rappresentano i valori medi di dieci campioni di foglie, le barre d'errore rappresentano $\pm$ l'errore standard e lettere differenti indicano differenze statistiche significative $P < 0,01$ (Test di Tukey).

Il Maximum net assimilation rate (NAR) rappresenta l'incremento di biomassa secca per unità di superficie fogliare ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) ed è un parametro legato sia al tasso fotosintetico che alla respirazione (Li et al., 2016). Per questo parametro non sono presenti differenze statistiche nelle tre specie studiate, anche se *T. jasminoides* ha i valori medi più alti rispetto a *P. quinquefolia* e *H. helix* (Figura 77).

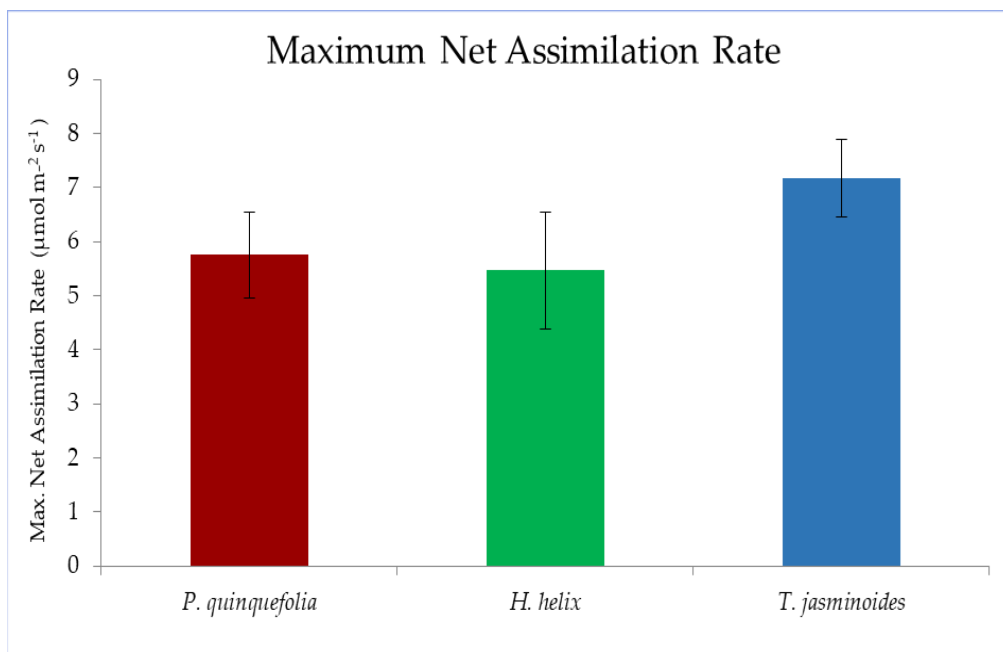


Figura 77 Tasso massimo di CO₂ organicata (μmol m⁻² s⁻¹) delle tre specie rampicanti presenti sulla parete verde, *P. quinquefolia*, *H. helix*, *T. jasminoides*. Gli istogrammi rappresentano i valori medi di dieci campioni, le barre d'errore rappresentano ± l'errore standard; non sono presenti differenze statistiche significative P=0,36 (Test di Tukey).

5.5 Discussione: monitoraggio della qualità dell'aria

Il monitoraggio della qualità dell'aria in diversi punti a livello del *green building* si è focalizzato specificamente su:

- la concentrazione di CO₂ (ppm) negli anni 2020 e 2021;
- la concentrazione di O₂ (%) durante 6 mesi da luglio a dicembre del 2021;
- la valutazione dell'emissione di composti organici volatili (COV) da parte delle piante rampicanti impiegate nella facciata verde dell'edificio.

Per quanto riguarda la CO₂, i valori medi di anidride carbonica si sono confermati sia nel 2020, che nel 2021, più bassi durante il periodo estivo (luglio-settembre), rispetto ai mesi invernali e autunnali. Le concentrazioni di CO₂ nei mesi estivi sono state intorno alle 413 ppm nel 2020 e di circa 405 ppm nel 2021. Tale andamento della concentrazione di CO₂ sembra aver seguito il ritmo stagionale dell'emisfero nord. La concentrazione di CO₂ in questo emisfero è influenzata dallo sviluppo della

vegetazione durante la stagione calda e tende dunque a calare nel periodo estivo e a risalire durante i mesi invernali, fino a raggiungere valori massimi nei mesi primaverili (Bacastow et al., 1985).

L'aumento evidenziato da Bacastow et al. (1985), nei mesi primaverili coincide anche con l'aumento di CO₂ registrato tra marzo e giugno nei due anni di sperimentazione. In generale, durante il biennio di monitoraggio, le oscillazioni osservate sono assimilabili a quelle registrate dai dati medi mensili dell'osservatorio collocato sul vulcano Mauna Loa, del Global Monitoring Laboratory NOAA (<https://gml.noaa.gov>) ma con maggiore accentuazione dei picchi. I picchi maggiori possono essere ricondotti, anche ad influenze “puntuali”, essendo state già dimostrate delle differenze spaziali dovute alle variazioni della densità vegetazionale (Heimann & Keeling, 2013), oltre che alla collocazione geografica. Il sito sperimentale può risentire infatti delle concentrazioni presenti nei flussi d'aria dell'emisfero nord, che si ipotizza avere incrementato la sua attività negli scambi gassosi e il rilascio di CO₂ (Graven et al., 2013; Keeling et al., 1996).

Gli scostamenti registrati durante il 2020 possono essere ricondotti alla sensibilità del sistema di campionamento e analisi (errore del 5%), che da marzo 2021 è stata implementata aumentando i tempi di riscaldamento dell'analizzatore e il flushing delle linee di prelievo.

Gli andamenti diurni e notturni evidenziano come anche il delta della concentrazione di CO₂ tra notte e giorno risenta di variazioni stagionali, aumentando fino alla primavera e raggiungendo il suo massimo a giugno. A giugno, il rigoglio vegetativo nel nostro emisfero, favorisce l'aumento della respirazione notturna e quindi le emissioni di CO₂. L'innalzamento delle ppm di CO₂ in primavera potrebbe anche essere favorito dalla respirazione dello stock di carbonio del suolo, da parte del microbiota terricolo, processo favorito da temperature vicine ai 25 gradi e da precipitazione (Raich & Potter, 1995).

La concentrazione di CO₂ diminuisce poi fino a settembre, mese in cui la differenza tra valori notturni e diurni si riduce notevolmente. Sui dati delle ore di luce forte è l'effetto stagionale che vede la diminuzione costante della CO₂ diurna da gennaio a settembre, favorita dall'aumentare delle ore di luce e quindi dalla maggiore organizzazione della CO₂ grazie alla fotosintesi.

Il risultato che emerge dal monitoraggio della CO₂ è che non si registrano valori medi orari particolarmente elevati in nessun punto di campionamento, e anche nelle analisi giornaliere la CO₂ che è massima negli orari notturni rimane comunque ben al di sotto dei 1000 ppm individuati come valore soglia di tossicità (Persily, 2021, WHO Global Air Quality Guidelines, 2021). Dunque, non sembra essere riscontrabile un'influenza netta della parete verde sulla concentrazione di anidride carbonica nel sito. Come viene confermato dall'assenza di differenze tra i diversi punti di

campionamento (minime nel 2021). È da considerare, infatti, che il sito sperimentale oltre all'elevata ventosità che favorisce rimescolamento d'aria, è anche collocato in un ambiente rurale con elevata presenza di aree agricole, di parchi ed elementi naturali che contribuiscono a rendere più complessa la detezione di differenze nella concentrazione di CO₂. Sebbene siano necessari ulteriori approfondimenti, la sperimentazione fin qui condotta ha apportato informazioni assenti nella letteratura scientifica, infatti sono numerosi gli studi di flussi e concentrazioni di CO₂ in ambiente naturale di cui sono presenti diversi esempi nella review di Rebane et al., 2019. Gli effetti del verde sulle concentrazioni di CO₂ in ambiente urbano sono stati studiati esclusivamente indoor, mentre gli studi relativi alla CO₂ connessi alle strutture verdi sono incentrati principalmente sulle capacità di sequestro per organizzazione o legate alle riduzioni di emissioni attraverso il risparmio energetico (Campiotti et al., 2022; Fahmy & Sharples, 2011; Marchi et al., 2018; Martin et al., 2012). Le differenze tra il 2020 e il 2021, tra cui lo scostamento dei sensori CO₂-01, 02, 03, 04 nel 2020, la diminuzione nei valori medi e l'omogeneizzazione delle concentrazioni nel 2021, ha portato alla decisione di proseguire il monitoraggio anche nel 2022 per poter discriminare con maggiore certezza le dinamiche legate alla CO₂ nel microhabitat del *green building*. Sarebbe interessante, inoltre, poter valutare anche in ambiente urbano il possibile gradiente gassoso tra fogliame e aree circostanti.

Dai dati del monitoraggio dell'O₂ la concentrazione media dell'ossigeno segue l'andamento atteso in tutti i punti di misura, infatti, la riduzione che si osserva tra luglio e dicembre, di circa 1,3pp, è sicuramente legata all'attività fotosintetica delle piante che sono molto diffuse nell'area della sperimentazione (Keeling & Shertz, 1992).

Dall'analisi dei valori medi orari notturni e diurni, nei sensori posti nell'intercapedine si riscontrano concentrazioni di ossigeno maggiori rispetto a quelli speculari posti tra le foglie, risultato da approfondire che potrebbe essere spiegato dal fatto che l'O₂ essendo un prodotto di scarto della fotosintesi che riduce l'efficienza fotosintetica (Bjorkman, 1966) si riduce vicino al fogliame. Questo dato potrebbe essere spiegato dall'azione della massa vegetativa dei rampicanti della facciata verde fino a novembre (mese in cui il *P. quinquefolia* perde le foglie) non è chiaro però, perché a dicembre, per quanto riguarda i sensori che sono posizionati in presenza di *Parthenocissus*, e quindi con la totale assenza delle foglie, i valori dei sensori tra le foglie e nel *gap* (01, 02 e 05, 06), non tornino a coincidere; fatto che avviene invece di notte, per i sensori 07 e 08, presenti al secondo piano, dove è presente l'*H. helix*, che nonostante sia una sempreverde, potrebbe risentire, con una riduzione delle attività fisiologiche, delle temperature notturne invernali allontanandosi dall'*optimum* termico (Bauer & Kofler, 1987).

Nonostante ciò, lo scostamento tra i valori della concentrazione di ossigeno nell'intercapedine con i sensori di controllo e tra le foglie risulta interessante, poiché lascia ipotizzare un possibile effetto della facciata verde sull'aumento dell'O₂ respirabile nell'intercapedine e di conseguenza anche dagli inquilini di un *green building*, ampliando gli *ecosystem services* apportati da questa NBS (Castellar et al., 2021).

L'influenza della facciata verde sul microambiente potrebbe essere avvalorata anche dai dati del sensore di controllo O₂-10, posizionato sulla parete non vegetata esposta a nord, i cui valori diurni e notturni si scostano meno rispetto agli altri sensori tutti con esposizione sud (sud, sud est, sud ovest). Infine, i dati misurati nella stanza per il sensore 03 mostrano l'assenza di variazioni tra notte e giorno dei livelli di ossigeno. Dunque, nei mesi più caldi monitorati (luglio-settembre), in cui è plausibile l'apertura delle finestre, la stanza al primo piano, ombreggiata dalla vegetazione di *Parthenocissus* sulle due esposizioni, trarrebbe un vantaggio dall'aria esterna (mediando lo scarto con i quattro sensori del *Parthenocissus*) aumentando i livelli di O₂ di 0,26pp di giorno, mentre la notte ne "perderebbe" 0,02pp (Tabella 9, Tabella 11).

La verifica della presenza di COV prodotti dalle piante nel sito sperimentale, nei pressi della struttura verde, è stata necessaria per valutare le specie rampicanti studiate anche dal punto di vista dell'emissione di questi composti. Dalle ricerche bibliografiche effettuate, non sono emersi studi riguardanti il pool qualitativo di COV emessi da parte del *P. quinquefolia*, dell'*H. helix* e del *T. jasminoides*. L'importanza di questo studio è dettata dalle interazioni che hanno questi composti con l'uomo, infatti possono avere effetti positivi, ad esempio in Song et al., (2016) è stato dimostrato che COV di *Cedrus deodara* hanno aumentato sul campione di persone testato, la saturazione di ossigeno nel sangue dello 0,42% e hanno rallentato il ritmo cardiaco del 5% rispetto al controllo. I COV tuttavia, sono maggiormente attenzionati per le loro interazioni negative con l'uomo, come riportato da Gibbs, (2019), che ha riscontrato una correlazione dei COV prodotti da alcune Mirtaceae, Brassicaceae e conifere, con l'insorgenza di asma e rinite allergica. Queste informazioni sottolineano la necessità di implementare lo studio di questo fenomeno, per favorire un'accurata selezione delle essenze vegetali da impiegare in ambiente urbano, che viene descritto come un ambiente fonte di stress per le piante, che può aumentare l'emissione di COV biogenici (Calfapietra et al., 2015, 2013; Ghirardo et al., 2016).

I risultati ottenuti in questo studio fanno supporre che le tre specie vegetali analizzate possano essere classificate come non emettenti (Niinemets & Monson, 2013), con temperature di campionamento elevate (30 e 40°C), infatti, non sono stati rilevati composti organici volatili biogenici. Solitamente le specie emittenti tendono ad aumentare l'emissione di volatili con l'aumento delle temperature, che

va ad accrescere la pressione di vapore di questi composti (Dement et al., 1975; Hartikainen et al., 2012; Tarvainen et al., 2005; Tingey et al., 1980). E' stato visto che isoprene e monoterpeni, i COV più comuni nella nostra biosfera, trovati costituire il 65% dei COV biogenici (Guenther et al., 2012) e il 75% da Li et al. (2020), sono in grado di proteggere le piante nei confronti delle alte temperature (Sharkey et al., 2001; Velikova & Loreto, 2005). Le tre specie rampicanti anche esposte a temperature di 40°C, nella camera di campionamento, non hanno comunque rilasciato isoprene e monoterpeni. Pertanto, queste tre specie, che si sono dimostrate performanti nel costituire una facciata verde di rampicanti, potrebbero essere implementate nelle soluzioni di verde urbano senza comportare rischi per la salute umana.

La crescente attenzione riguardante i COV di origine vegetale (*biogenic volatile organic compound*, bVOC), poiché valutati come un fattore che favorisce l'inquinamento dell'aria aumentando la concentrazione di ozono e dell'aerosol organico (Gu et al., 2021; Lun et al., 2020), non può che accrescere la positività del dato ottenuto dalle prove in laboratorio. L'assenza di emissione di COV da parte delle tre specie rampicanti esposte ad alte temperature è un importante punto di partenza per comprendere le interazioni di questi vegetali con l'ecosistema urbano. Ulteriori ricerche saranno necessarie per chiarire l'efficacia di una parete vegetale costituita da queste essenze sulla rimozione di COV antropogenici e altri inquinanti dell'aria, essendo un importante servizio ecosistemico riconosciuto a queste NBS, la possibilità di mitigare l'inquinamento dell'aria (Perini & Roccotiello, 2018). Da questo punto di vista riguardo l'*H. helix*, specie ampiamente diffusa nel verde urbano, già diversi studi si sono concentrati sulla sua capacità di sequestrare COV antropogenici inquinanti, come in Dela Cruz et al. (2019), Tartivel et al. (2012), Yang et al. (2009). Non sono stati rintracciati negli archivi web consultati studi riguardanti *Parthenocissus* e *Trachelospermum*.

I dati fisiologici raccolti per ottenere le curve di risposta alla luce, relative a ciascuna delle tre specie dei rampicanti oggetto di studio, da cui sono stati calcolati l'efficienza fotosintetica, il punto di compensazione, la respirazione al buio e il punto di massima assimilazione, hanno confermato il buono stato fisiologico delle piante durante il periodo di campionamento, infatti i valori dei diversi parametri rientrano nei range osservati in precedenti lavori (Harbinson et al., 1990; Huang et al., 2004; Oberhuber & Bauer, 1991). Con un'esame dei parametri fisiologici raccolti, dai valori della respirazione al buio e della resa quantica apparente, il *T. jasminoides* risulta essere la specie più attiva dal punto di vista fotosintetico mentre il *P. quinquefolia* risulta essere la meno performante, dato che può essere considerato valido visto la natura sempreverde della prima e caducifoglie della seconda, che a fine estate probabilmente già iniziava a rallentare lo sviluppo vegetativo in preparazione alla stagione invernale (Petterle et al., 2013).

Dai parametri fotosintetici è possibile valutare anche l'adattabilità delle piante studiate alle condizioni di ombreggiamento; interessante da questo punto di vista, è il dato relativo al punto di compensazione al buio. Questo parametro, che esprime l'intensità luminosa necessaria per pareggiare il bilancio di carbonio organicato e respirato dalla pianta è solitamente più basso in piante sciafile, mentre tende ad essere maggiore nelle piante pioniere eliofile (Valladares et al., 1997). Oltre alla respirazione, anche la resa quantica apparente tende ad essere elevata in piante tolleranti all'ombra, mentre si abbassa per quelle abituate a elevate condizioni di illuminazione (Timm et al., 2002).

Da queste considerazioni si deduce che l'edera risulta essere la pianta più adattabile a condizioni di ombreggiamento, caratteristica che la rende quindi predisposta ad esempio per strutture verdi con esposizione nord, caratterizzate tipicamente da scarso irraggiamento, inoltre l'edera potrebbe fornire su pareti con tale esposizione anche un effetto coibentante nei mesi invernali come è stato visto da (Coombes et al., 2018). I parametri fotosintetici riportati in questo studio, restituiscono indicazioni su come le specie vegetali rispondono agli stimoli ambientali, essendo collegati a numerosi meccanismi adattativi (Iacona et al., 2019; Ladjal et al., 2000; Wang et al., 2019; Thom et al., 2022). La conoscenza di queste peculiarità dei vegetali è di fondamentale importanza sia per la corretta scelta delle specie vegetali da impiegare in un progetto (Beck, 2013), sia per poter dominare parametri come il K_v^* (capitolo 5.1.4), che racchiudono al loro interno effetti derivanti da ambiente, edificio e piante.

6 Risultati - tetto verde sperimentale

6.1 Effetti mitigatori del tetto verde sperimentale sulle temperature superficiali

Il tetto verde sperimentale con le sue due tipologie di coperture vegetali, che comprendono un prato di graminacee e un tappeto di *Sedum spurium*, è stato monitorato per quanto riguarda le temperature superficiali presenti, sia al di sotto dei moduli verdi ricoperti dalle due differenti tipologie di essenze, sia sul tetto piastrellato, come situazione di controllo privo di inverdimento. Attraverso i dati termici è stato possibile valutare indirettamente la capacità di queste due coperture vegetali e del tetto verde, di favorire il comfort termico nella stanza sottostante posta all'ultimo piano dell'edificio prototipo. Ai fini della valutazione delle proprietà termiche del tetto, a partire dalla stratigrafia e dallo spessore degli elementi costitutivi del solaio e del modulo verde, è stata stimata la resistenza termica (R) del sistema tetto verde (solaio + modulo verde) e da questa la trasmittanza termica (U), tale che $U=1/R$. I dati utilizzati e ottenuti sono riportati in Tabella 11.

Tabella 11 Proprietà termiche, trasmittanza (U) e resistenza (R), degli elementi che compongono la stratigrafia del tetto, calcolate secondo la norma UNI EN 1745:2020. Dalla somma delle resistenze termiche di ciascun elemento della stratigrafia è stata calcolata la resistenza termica e quindi la trasmittanza termica del solaio e del modulo verde; sommando le resistenze termiche del solaio e del modulo verde è stata ottenuta la U del tetto verde.

Stratigrafia del solaio e del tetto verde	Spessore (m)	Conducibilità λ ($Wm^{-1}K^{-1}$)	Resistenza termica R ($W^{-1}m^2K$)	Trasmittanza termica U ($Wm^{-2}K^{-1}$)
Resistenza termica interna			0,100	
Intonaco interno	0,015	0,240	0,063	
Pignatta*	0,180	0,600	0,300	
Isolante termico	0,080	0,035	2,286	
Massetto in cls	0,050	1,490	0,034	
Guaina bituminosa	0,004	0,150	0,027	
Piastrelle	0,012	0,800	0,015	
Resistenza termica esterna			0,040	
Resistenza termica del solaio (R)			2,864	
Trasmittanza termica del solaio (U)				0,35
Strato di geotessile (TNT)	0,132	0,366	0,361	
Telo antiradice in PVC				
Sistema verde multistrato				
Resistenza termica componenti struttura verde			0,361	
Resistenza termica del tetto verde (solaio e struttura verde)			3,225	
Trasmittanza termica tetto verde (solaio e struttura verde)				0,31

6.1.1 Impatto mitigante delle coperture verdi, sulle temperature superficiali del tetto

Sono di seguito riportati, i dati relativi al monitoraggio delle temperature superficiali (TS) del tetto, (nel caso del tetto verde le TS si riferiscono ai sensori posti al di sotto degli strati realizzativi), per mostrare l'evoluzione stagionale di questo parametro a livello delle coperture monitorate, festuca e sedum (irrigate nei mesi da luglio a ottobre) e lastrico piastrellato di controllo. Di seguito si riportano i grafici degli andamenti orari mensili dei mesi di febbraio, maggio, giugno, luglio, agosto e novembre 2020. Nel mese di febbraio 2020 (Figura 78), il sensore TS12 posto sul tetto di controllo piastrellato (qui indicato come TS12-Piastrellato) ha raggiunto picchi massimi di 30°C e minimi di 0°C riportando un delta termico tra notte e giorno di 25°C in numerose giornate del mese soleggiate (15).

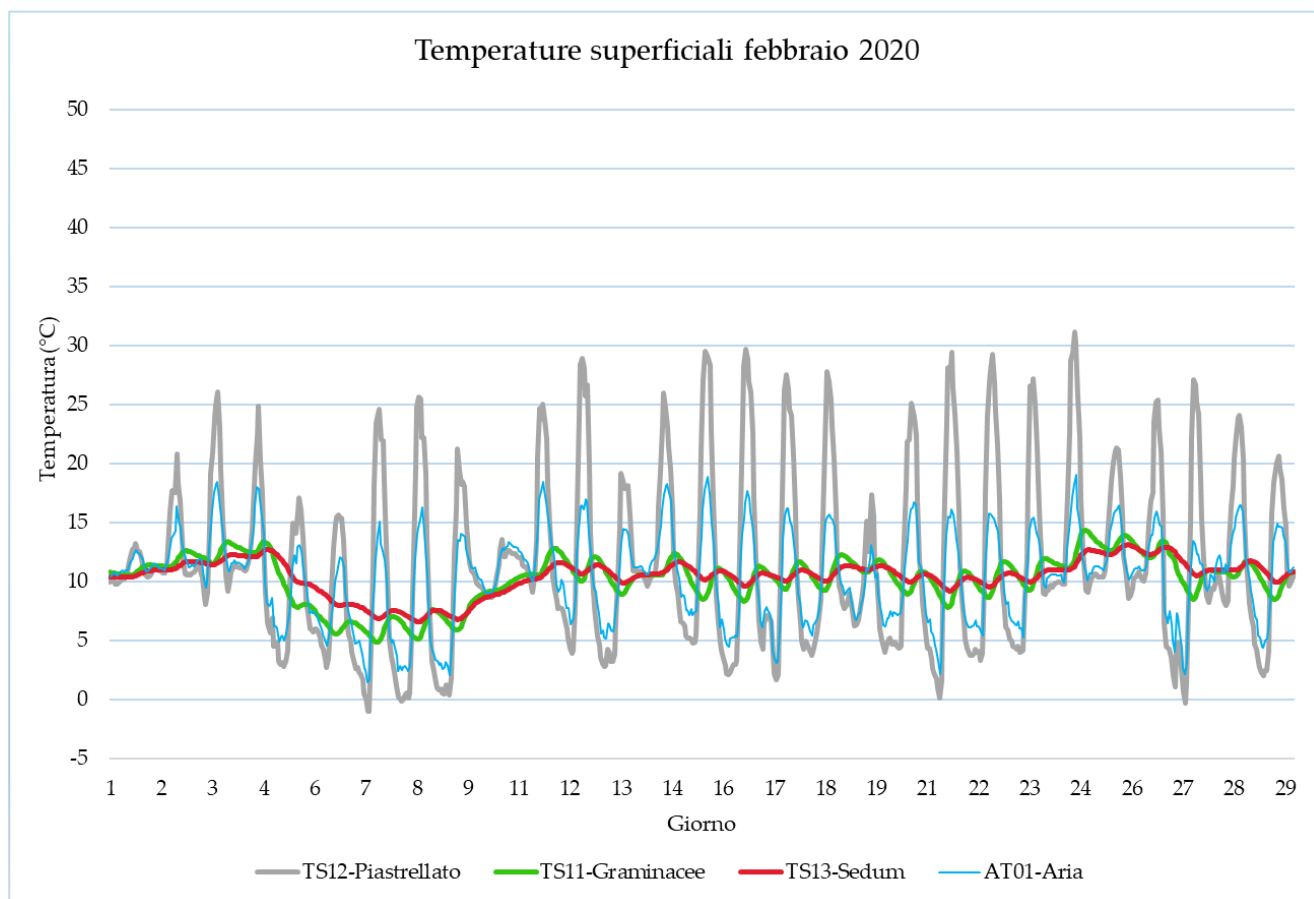


Figura 78 Temperature superficiali orarie registrate sul tetto verde sperimentale nel mese di febbraio 2020, per i sensori, TS12-Piastrellato, in grigio, di controllo, posto sulla superficie di tetto piastrellata, TS11-Graminacee, in verde, posto al di sotto del modulo verde con prato di graminacee, TS13-Sedum, in rosso posto al di sotto del modulo verde con tappeto di sedum e AT01-Aria, sensore di temperatura dell'aria posto sul tetto dell'edificio.

Le riduzioni delle escursioni termiche registrate dal 4 al 7 febbraio sono coincise a forti venti che hanno ridotto il riscaldamento delle superfici (Figura 79); al contrario, sotto i due settori del tetto verde, si è registrata una riduzione sensibile degli scostamenti, con oscillazioni che rientrano nella maggior parte dei giorni intorno ai 5°C di differenza tra notte e giorno per entrambe le coperture verdi (Figura 78).

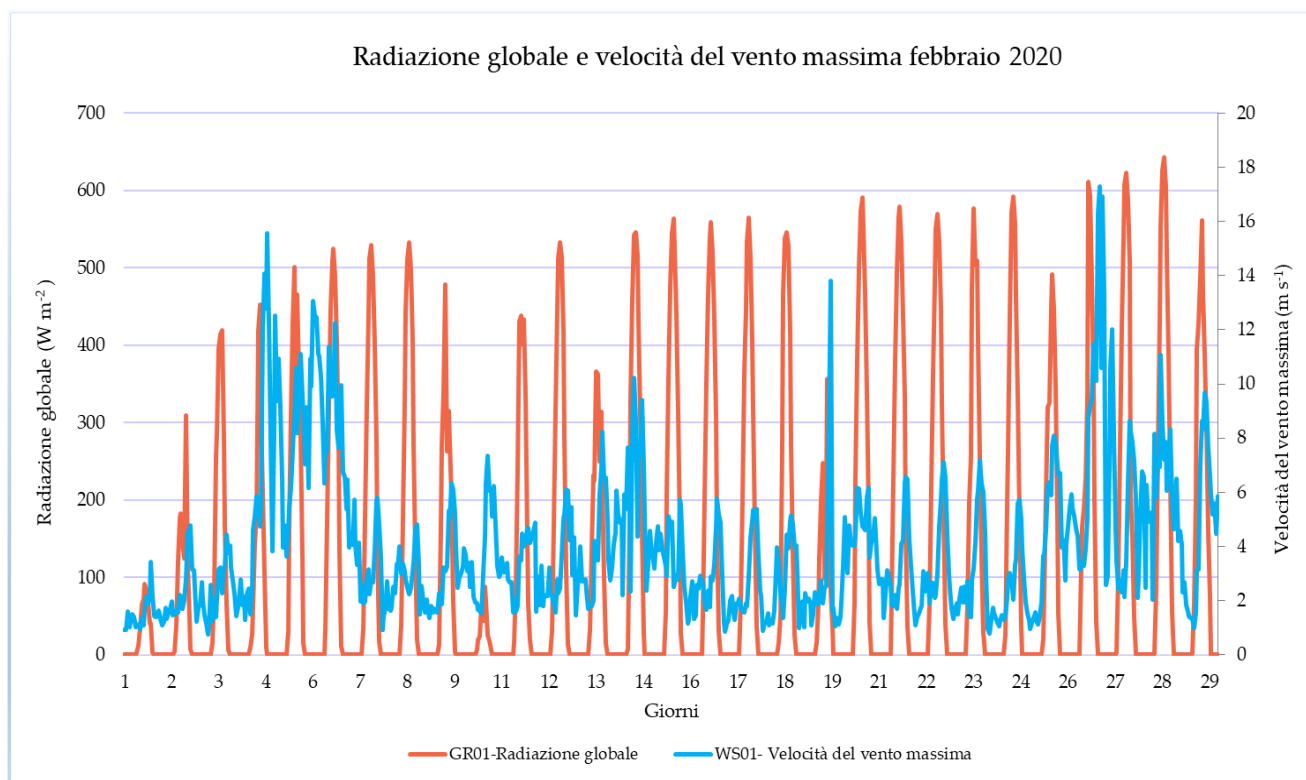


Figura 79 Valori orari della radiazione globale e della velocità del vento massima, registrati nel mese di febbraio 2020 dai sensori microclimatici posti sul tetto del *green building*.

Le temperature superficiali del mese di maggio 2020 (Figura 80) hanno seguito l'andamento stagionale (Figura 38), l'aumento della radiazione (Figura 39), ha fatto registrare picchi maggiori rispetto a febbraio, da tutti e tre i sensori e ha fatto aumentare il delta termico tra giorno e notte.

Il sensore posto sotto la copertura di sedum (TS13-Sedum) ha risentito meno di questa influenza, infatti nonostante l'aumento di temperatura le variazioni tra giorno e notte, in questo mese, sono rimaste comprese nei 3°C, mentre TS12-Graminacee ha avuto escursioni termiche anche superiori ai 5°C. È degno di nota che i picchi di temperatura giornalieri rilevati sul tetto verde a livello delle due

diverse coperture vegetali si sono verificati successivamente rispetto a quelli registrati sul mattonato, mostrando uno sfasamento termico.

Lo sfasamento termico è stato calcolato come la differenza di tempo tra il picco di temperatura del tetto piastrellato e il picco di temperatura del tetto verde. Gli orari dei picchi termici delle coperture e lo sfasamento tra i valori sotto ai tetti verdi e controllo piastrellato sono stati riportati in Tabella 14.

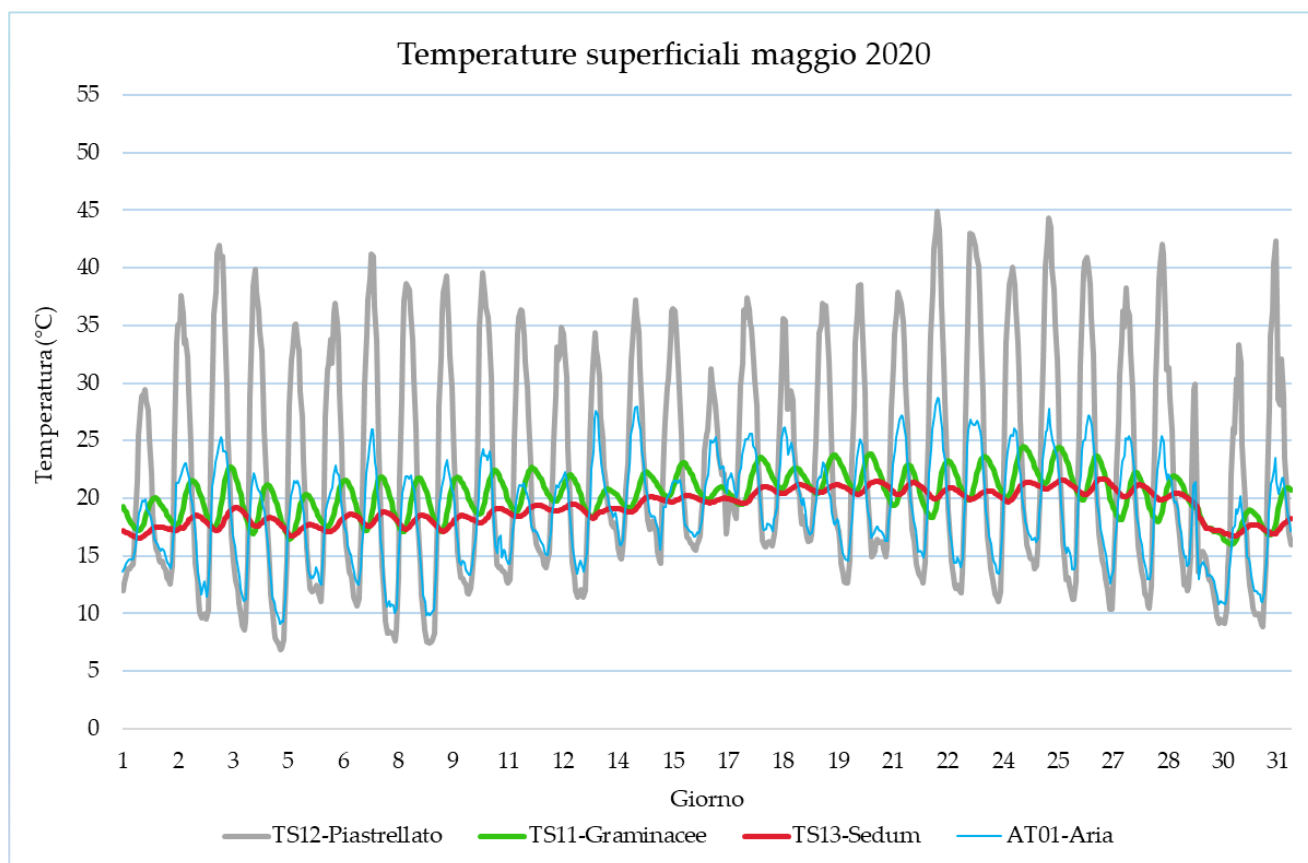


Figura 80 Temperature superficiali orarie registrate sul tetto verde sperimentale nel mese di maggio 2020, per i sensori, TS12-Piastrellato, in grigio, di controllo, posto sulla superficie di tetto piastrellata, TS11-Graminacee, in verde, posto al di sotto del modulo verde con prato di graminacee, TS13-Sedum, in rosso posto al di sotto del modulo verde con tappeto di sedum e AT01-Aria, sensore di temperatura dell'aria posto sul tetto dell'edificio.

Nel mese di giugno (Figura 81) il trend di aumento delle temperature si è riflesso nettamente sui tre sensori a partire dal 12 di giugno, da questa giornata infatti si nota il graduale aumento delle temperature dalle curve del sedum e delle graminacee e anche nei valori crescenti registrati dai picchi nel caso del tetto piastrellato.

Le maggiori escursioni termiche del tetto piastrellato hanno riportato sbalzi di 30°C, tra picchi massimi e minimi, che si verificano nell'ultima decade del mese (Figura 81). Si sono mantenute intorno ai 3°C le oscillazioni giornaliere del sensore TS11-Graminacee e ancora minori sono state quelle del sedum.

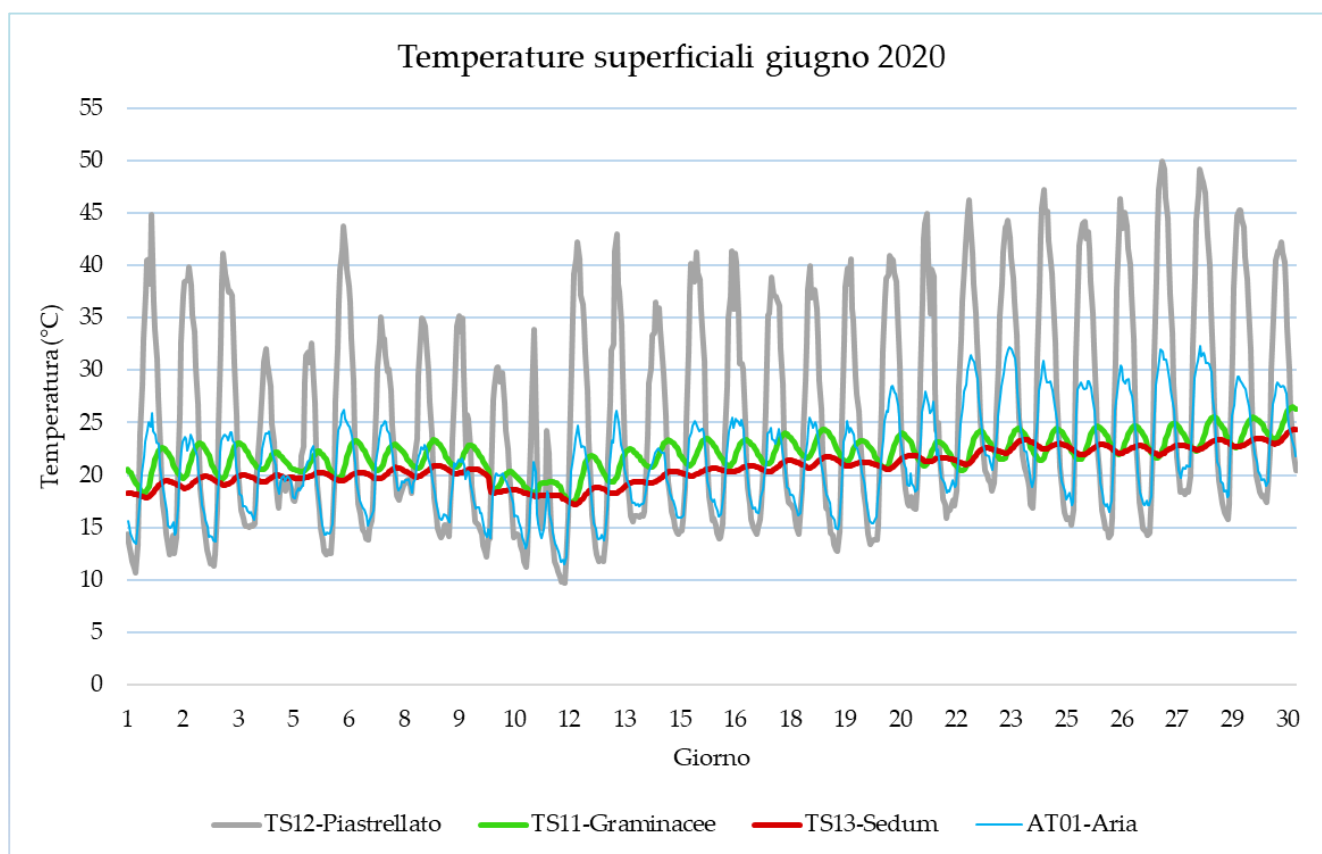


Figura 81 Temperature superficiali orarie registrate sul tetto verde sperimentale nel mese di giugno 2020, per i sensori, TS12-Piastrellato, in grigio, di controllo, posto sulla superficie di tetto piastrellata, TS11-Graminacee, in verde, posto al di sotto del modulo verde con prato di graminacee, TS13-Sedum, in rosso, posto al di sotto del modulo verde con tappeto di sedum e AT01-Aria, sensore di temperatura dell'aria posto sul tetto dell'edificio.

Nel mese di luglio 2021 sono continuati a verificarsi importanti sbalzi termici tra il giorno e la notte per quanto riguarda il tetto piastrellato Figura 82. Dal 21 luglio le temperature hanno iniziato ad aumentare sotto al tetto di graminacee facendolo distaccare nettamente anche dal tetto di sedum, questo dato non trova conferme nei dati di radiazione temperatura e vento.

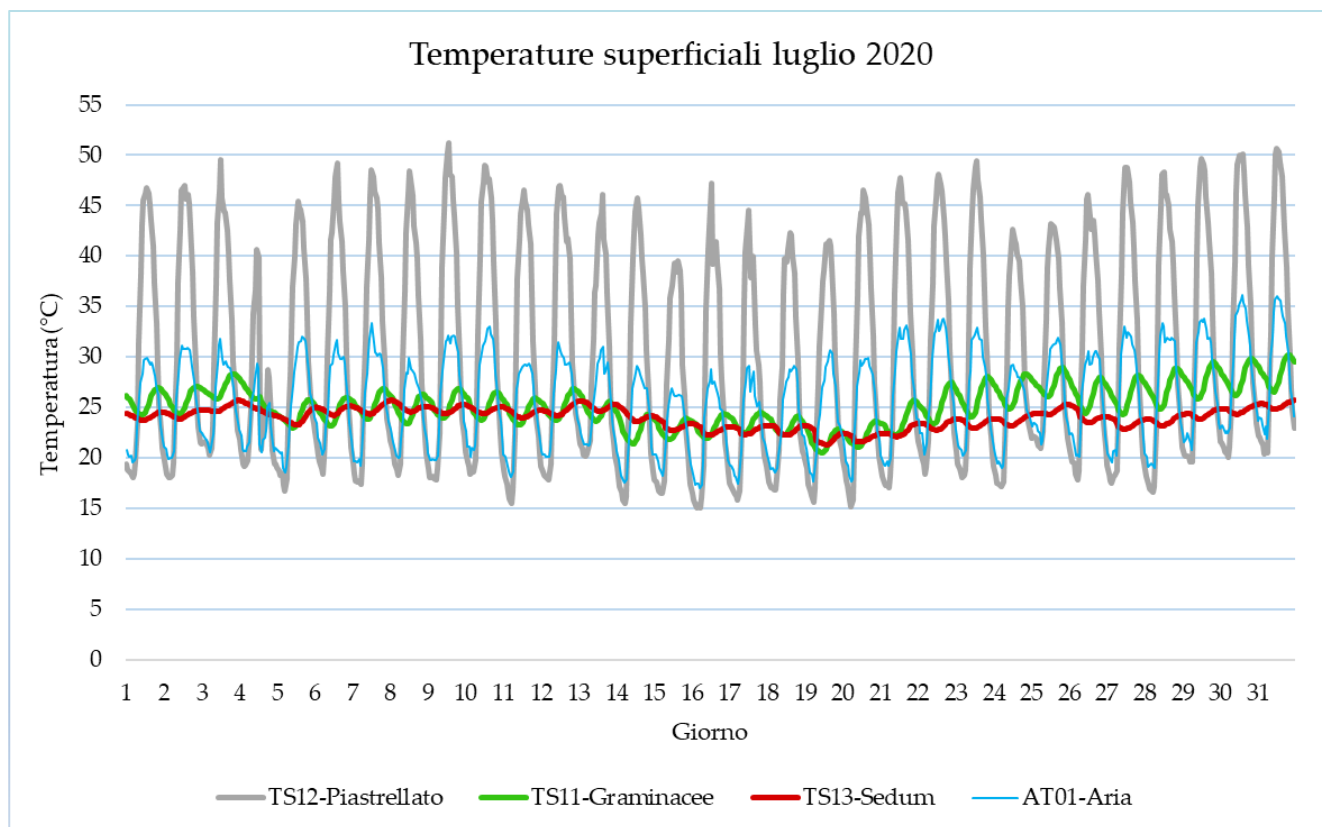


Figura 82 Temperature superficiali orarie registrate sul tetto verde sperimentale nel mese di luglio 2020, per i sensori, TS12-Piastrellato, in grigio, di controllo, posto sulla superficie di tetto piastrellata, TS11-Graminacee, in verde, posto al di sotto del modulo verde con prato di graminacee, TS13-Sedum, in rosso posto al di sotto del modulo verde con tappeto di sedum e AT01-Aria, sensore di temperatura dell'aria posto sul tetto dell'edificio.

Nel mese di agosto 2020, tra i più caldi dell'anno, riportato in Figura 83, il sensore sul tetto di piastrelle (TS12-Piastrellato) ha sfiorato picchi di 50°C con escursioni termiche tra picchi massimi e minimi, comprese tra i 25 e i 30°C, ad esclusione delle giornate del 3 e 4 agosto (escursioni termiche rispettivamente di 15,2 e 18,48°C) in cui si sono verificati forti venti (raffiche di 11 m s⁻¹) e del 30 e 31 caratterizzati da temporali e precipitazioni (31,2 mm di pioggia il 31 agosto). Per quanto riguarda i sensori TS11-Graminacee e TS13-Sedum, si sono osservate temperature maggiori sul tetto verde di graminacee rispetto al sedum. Il tetto verde di graminacee, anche per quanto riguarda le temperature minime, si mantiene più caldo di quello del sedum, seppur di poco, ad esempio la temperatura minima registrata il 16 agosto (25,82°C) è maggiore di quella del sedum di 0,84°C. Anche nel mese di agosto, con temperature massime elevate, si è confermato come per gli altri mesi il netto sfasamento temporale dei picchi termici tra superficie di controllo e tetti verdi (Tabella 14).

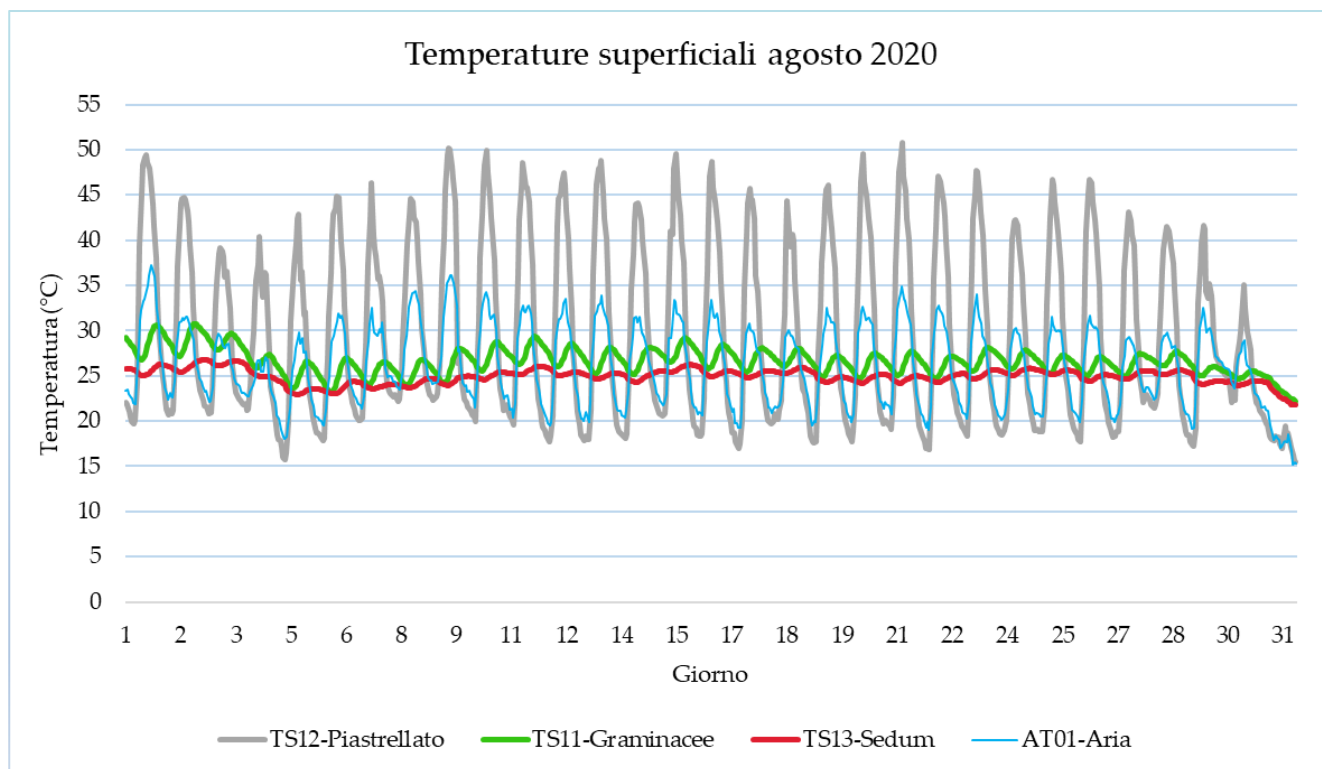


Figura 83 Temperature superficiali orarie registrate sul tetto verde sperimentale nel mese di agosto 2020, per i sensori, TS12-Piastrellato, in grigio, di controllo, posto sulla superficie di tetto piastrellata, TS11-Graminacee, in verde, posto al di sotto del modulo verde con prato di graminacee, TS13-Sedum, in rosso posto al di sotto del modulo verde con tappeto di sedum e AT01-Aria, sensore di temperatura dell'aria posto sul tetto dell'edificio.

Nel mese di novembre 2020 si è osservato un progressivo trend di diminuzione delle temperature. Il sensore di controllo (TS12-Piastrellato) ha continuato a registrare come nei precedenti mesi le maggiori escursioni termiche tra notte e giorno, con le temperature massime più elevate e le minime inferiori. In questo mese, il divario tra l'effetto della copertura a graminacee e quella a sedum è ritornato ad appiattirsi ma non lo sfasamento (Tabella 14). Le TS seguono con lievi variazioni la media dei 15°C fino al 17 novembre, per poi calare e stabilizzarsi intorno ai 10°C il 23 novembre (Figura 84).

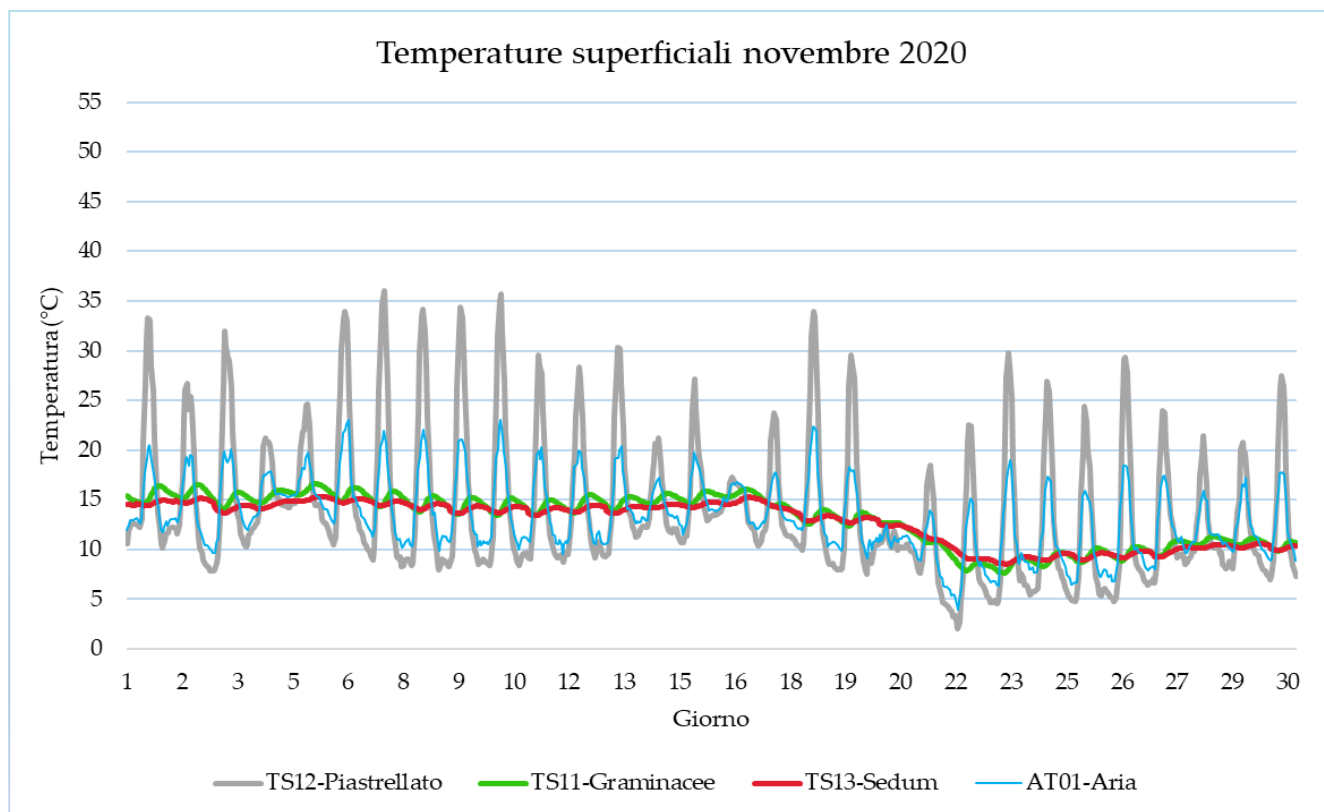


Figura 84 Temperature superficiali orarie registrate sul tetto verde sperimentale nel mese di novembre 2020, per i sensori, TS12-Piastrellato, in grigio, di controllo, posto sulla superficie di tetto piastrellata, TS11-Graminacee, in verde, posto al di sotto del modulo verde con prato di graminacee, TS13-Sedum, in rosso posto al di sotto del modulo verde con tappeto di sedum e AT01-Aria, sensore di temperatura dell'aria posto sul tetto dell'edificio.

Le temperature superficiali medie mensili dei 12 mesi del 2020 sono riportate in Tabella 12. I valori minimi sono stati registrati a gennaio e a dicembre, con 7,09 °C di media per il sensore TS11-graminacee, 8,98°C per il sensore TS12-Piastrellato e 8,36°C per il sensore TS13-Sedum. Le medie di temperatura hanno raggiunto invece i valori massimi nei mesi di luglio e agosto; a luglio è stata raggiunta la media più alta registrata dal sensore di controllo TS12-Piastrellato, pari a 30,49°C, mentre ad agosto si sono verificati i picchi di temperatura dei sensori TS11-Graminacee con 26,60°C e TS13-Sedum con 24,92°C. I valori di deviazione standard confermano le variazioni giornaliere mostrate nei grafici dell'andamento orario mensile (Tabella 12), infatti risultano più elevate nel tetto piastrellato, con punte nei mesi estivi, mentre sono inferiori durante tutto l'anno sulle due coperture verdi.

Tabella 12 Medie mensili dell'anno 2020 dei valori di temperatura superficiale (TS) registrati dai sensori, TS12, posizionato sotto al tetto di controllo piastrellato (TS12-Piastrellato), TS11, posizionato sotto al modulo verde di graminacee (TS11-Graminacee) e TS13, posizionato sotto al modulo verde di sedum (TS13-Sedum). I valori indicano le medie $\pm$ deviazione standard.

Mesi	TS12-Piastrellato	TS11-Graminacee	TS13-Sedum
Gennaio	8,98 $\pm$ 6,13	7,09 $\pm$ 1,64	7,53 $\pm$ 1,22
Febbraio	11,71 $\pm$ 7,38	10,24 $\pm$ 2,04	10,44 $\pm$ 1,45
Marzo	13,09 $\pm$ 8,57	12,11 $\pm$ 1,69	11,88 $\pm$ 1,09
Aprile	17,11 $\pm$ 9,98	15,89 $\pm$ 2,57	15,14 $\pm$ 1,65
Maggio	22,72 $\pm$ 9,82	20,37 $\pm$ 1,88	19,23 $\pm$ 1,42
Giugno	25,80 $\pm$ 10,32	22,04 $\pm$ 1,67	20,71 $\pm$ 1,59
Luglio	30,49 $\pm$ 10,87	25,18 $\pm$ 1,99	23,98 $\pm$ 1,00
Agosto	29,67 $\pm$ 9,88	26,60 $\pm$ 1,46	24,92 $\pm$ 0,84
Settembre	24,66 $\pm$ 10,26	22,55 $\pm$ 2,74	21,55 $\pm$ 2,66
Ottobre	16,77 $\pm$ 7,45	15,44 $\pm$ 1,64	14,95 $\pm$ 1,42
Novembre	14,11 $\pm$ 7,03	13,13 $\pm$ 2,55	12,76 $\pm$ 2,19
Dicembre	9,49 $\pm$ 5,48	9,18 $\pm$ 1,76	8,94 $\pm$ 1,59

Per valutare i dati delle temperature superficiali, dal punto di vista dell'escursione termica tra notte e giorno, le temperature superficiali sono state analizzate anche nei mesi più freddi (gennaio e febbraio) e in quelli più caldi (luglio e agosto) del 2020. I dati sono stati divisi tra giorno e notte in base agli orari di alba e tramonto e mediati (Tabella 13). I valori medi di notte e di giorno hanno avuto ampi scostamenti per quanto riguarda il sensore TS12-Piastrellato che ha raggiunto il divario più ampio, di 17°C, a luglio. Nei sensori sotto le coperture verdi, al contrario, le medie notturne e diurne, si sono distaccate di circa un grado sia nei mesi caldi che in quelli freddi e la temperatura media notturna è risultata di poco maggiore di quella diurna nei mesi di gennaio febbraio e luglio.

Tabella 13 Medie mensili dei valori notturni e diurni di temperatura superficiale (TS) nei due mesi più freddi (non irrigati) e più caldi (irrigati) del 2020, rispettivamente gennaio-febbraio e luglio-agosto, registrati dai sensori TS12, posizionato sotto al tetto di controllo piastrellato (TS12-Piastrellato) TS11, posizionato sotto al modulo verde di graminacee (TS11-Graminacee), e TS13 posizionato sotto al modulo verde di sedum (TS13-Sedum). I valori indicano le medie $\pm$ deviazione standard.

Mese	Fase della giornata	TS12-Piastrellato	TS11-Graminacee	TS13-Sedum
Gennaio	Notte	5,52 $\pm$ 3,05	7,42 $\pm$ 1,60	8,49 $\pm$ 1,26
	Giorno	13,83 $\pm$ 6,09	6,63 $\pm$ 1,60	8,18 $\pm$ 1,25
Febbraio	Notte	7,52 $\pm$ 3,88	10,65 $\pm$ 1,92	10,63 $\pm$ 1,43
	Giorno	17,58 $\pm$ 7,11	9,66 $\pm$ 2,07	10,16 $\pm$ 1,44
Luglio	Notte	19,44 $\pm$ 0,91	25,39 $\pm$ 1,84	24,26 $\pm$ 2,21
	Giorno	37,12 $\pm$ 1,01	25,05 $\pm$ 2,06	23,81 $\pm$ 1,01
Agosto	Notte	20,90 $\pm$ 2,51	26,36 $\pm$ 1,30	24,74 $\pm$ 0,79
	Giorno	35,93 $\pm$ 8,29	26,95 $\pm$ 1,52	25,18 $\pm$ 0,83

Come si nota nella Tabella 13, importanti scostamenti tra temperature diurne e notturne si sono registrate solo per il sensore TS11-Piastrellato posto sul tetto di controllo. Come menzionato nei grafici degli andamenti mensili (Figura 78, Figura 80, Figura 81, Figura 82, Figura 83, Figura 84), è stato osservato uno sfasamento tra il picco termico del sensore sul tetto piastrellato e i sensori posti sotto ai tetti verdi di graminacee e sedum che tende a ridurre le escursioni termiche fra notte e giorno infatti i picchi di calore sotto ai tetti verdi si sono verificati durante le ore notturne. In Tabella 14 sono riportati i valori medi degli orari in cui si è verificato il picco termico per ogni sensore e lo sfasamento del picco termico, calcolato come differenza tra orario del picco termico del tetto verde (sia per le graminacee che per il sedum) e orario del picco termico del tetto piastrellato.

Gli sfasamenti temporali tendono ad essere stabili durante l'anno, con i valori più alti che si registrano nei mesi estivi per il sensore TS13 (10.50°C), mentre per il sensore TS11-Graminacee, le ore di sfasamento aumentano lievemente in primavera-estate, ma poi raggiungono il valore massimo a dicembre. In media le ore di sfasamento del picco termico per il tetto verde di graminacee sono state 7,32, mentre il sedum ha avuto il picco 9,34 ore dopo quello del controllo TS12. Il picco termico del TS12 si verifica spesso nelle ore centrali del giorno anticipando l'orario rispetto ai due tetti verdi che al contrario hanno fatto riscontrare i picchi di temperatura verso le 8.00, per le graminacee e dopo le 22 per il sensore sotto al sedum.

Tabella 14 Orari medi mensili in cui si verificano i picchi termici registrati dai sensori di temperatura del tetto sperimentale. Lo sfasamento orario tra picchi è calcolato con la differenza tra ora del picco di TS12 piastrellato e l'ora del picco delle coperture verdi. TS12, posizionato sotto al tetto di controllo piastrellato (TS12-Piastrellato), TS11, posizionato sotto al modulo verde di graminacee (TS11-Graminacee) e TS13, posizionato sotto al modulo verde di sedum (TS13-Sedum). I valori indicano le medie $\pm$ deviazione standard (in ore).

Mesi del 2020	Orario del picco termico			Sfasamento del picco termico	
	TS12-Piastrellato	TS11-Graminacee	TS13-Sedum	TS11 vs TS12	TS13 vs TS12
Gennaio	15:00 $\pm$ 00:37	21:56 $\pm$ 01:27	00:15 $\pm$ 01:32	6:56 $\pm$ 01:29	9:16 $\pm$ 01:32
Febbraio	13:56 $\pm$ 00:55	21:41 $\pm$ 01:47	22:41 $\pm$ 01:46	7:46 $\pm$ 01:59	8:46 $\pm$ 02:19
Marzo	13:17 $\pm$ 00:56	21:02 $\pm$ 01:27	22:43 $\pm$ 01:25	7:44 $\pm$ 01:55	9:25 $\pm$ 01:43
Aprile	13:06 $\pm$ 00:58	20:44 $\pm$ 01:14	21:54 $\pm$ 00:59	7:38 $\pm$ 01:43	8:48 $\pm$ 01:19
Maggio	13:10 $\pm$ 01:05	21:02 $\pm$ 01:36	22:53 $\pm$ 00:59	7:53 $\pm$ 02:02	9:43 $\pm$ 01:18
Giugno	12:50 $\pm$ 01:19	20:40 $\pm$ 00:58	23:10 $\pm$ 01:28	7:50 $\pm$ 01:34	10:20 $\pm$ 01:45
Luglio	12:44 $\pm$ 01:02	20:11 $\pm$ 01:10	23:35 $\pm$ 01:30	7:27 $\pm$ 01:44	10:50 $\pm$ 02:00
Agosto	12:48 $\pm$ 00:46	19:38 $\pm$ 01:18	22:46 $\pm$ 01:50	6:46 $\pm$ 01:33	9:58 $\pm$ 01:57
Settembre	13:54 $\pm$ 01:25	20:43 $\pm$ 01:56	23:30 $\pm$ 01:50	6:47 $\pm$ 01:57	9:36 $\pm$ 02:18
Ottobre	13:49 $\pm$ 00:50	21:23 $\pm$ 01:53	22:58 $\pm$ 02:56	7:44 $\pm$ 01:59	9:09 $\pm$ 03:10
Novembre	13:32 $\pm$ 00:44	20:58 $\pm$ 01:31	23:23 $\pm$ 01:38	7:26 $\pm$ 01:58	9:45 $\pm$ 01:52
Dicembre	13:34 $\pm$ 01:04	22:19 $\pm$ 02:37	22:43 $\pm$ 02:12	8:24 $\pm$ 02:49	9:08 $\pm$ 02:40

6.1.2 Impatto mitigante del tetto verde sperimentale sui flussi termici entranti

Nei mesi di luglio ed agosto, caratterizzati da temperature superficiali medie, notturne e diurne, prossime o maggiori della temperatura di comfort di 26°C (Tabella 13), sono stati calcolati i flussi termici entranti attraverso le tre tipologie di coperture verdi (tetto piastrellato, tetto verde con graminacee, tetto verde con sedum). I flussi sono stati calcolati adottando la formula riportata nel capitolo 3.5 (1), assumendo di fissare alla temperatura di comfort di 26° C, la temperatura del locale sottostante e impiegando i valori di trasmittanza termica (U) calcolati per il tetto piastrellato (Tabella 11). La U è mantenuta invariata tra le varie tipologie di copertura, perché i sensori di temperatura sono posti nel caso del tetto verde, al di sotto degli strati del modulo verde, che sono quindi già stati attraversati dal flusso di calore. In Figura 85 e Figura 86, sono riportati gli andamenti nell'arco di 24h dalle 6.00 alle 6.00 di due giornate rappresentative per i mesi di luglio e agosto per le coperture di

graminacee e tetto piastrellato. Gli andamenti dei flussi termici nell'arco di 24h, tra il 23 e 24 luglio sono riportati insieme alle temperature superficiali (TS) e ai delta di temperature e di flussi (ΔTS e ΔHF) (Figura 85). Nelle 24h di luglio, come visto in precedenza sulle temperature orarie mensili (Figura 82), le temperature sotto al tetto di graminacee sono state nettamente più basse rispetto a quelle del controllo (tetto piastrellato). Il piastrellato durante il picco massimo delle 13.00 ha registrato una temperatura di 49,41°C mentre il tetto verde di graminacee 25,06°C, con un ΔTS di 23,35°C. I flussi sono legati alle temperature superficiali, si sono verificati infatti, tra le 7.00 e le 20.00 per il tetto di controllo piastrellato mentre dalle 15.00 alle 3.00 per il tetto di graminacee. I flussi che attraversano il tetto verde hanno riportato negli andamenti, un forte calo delle oscillazioni giornaliere, che al contrario hanno caratterizzato l'andamento dei flussi orari del controllo. Il valore orario più alto di flussi è stato registrato alle 13.00 per i flussi termici del tetto piastrellato, con 0,0082 $\text{kWh}_t \text{m}^{-2}$, mentre per il tetto verde di graminacee si ha alle 20.00 con 0,0007 $\text{kWh}_t \text{m}^{-2}$.

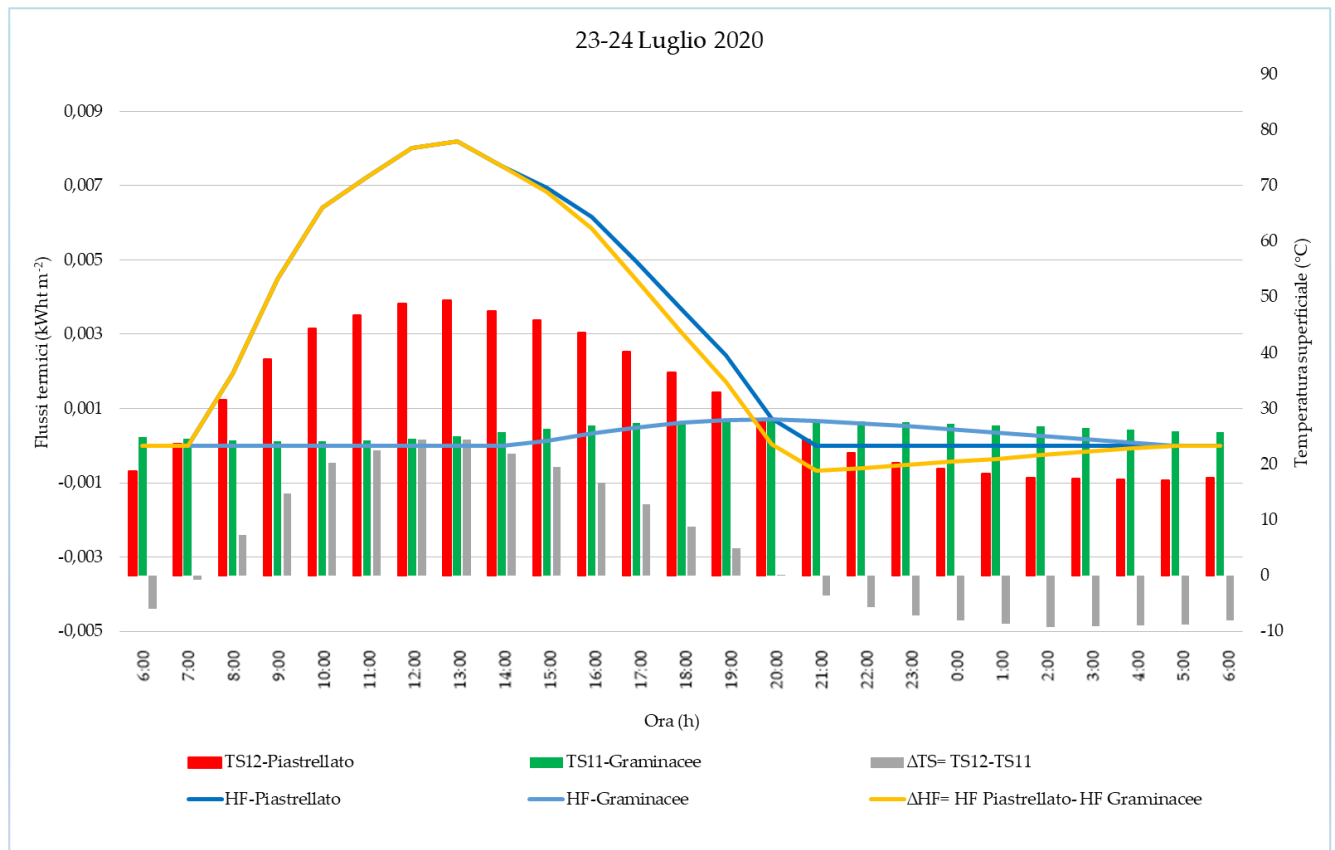


Figura 85 Il grafico a doppio asse mostra gli andamenti dei flussi termici (HF) e delle temperature superficiali (TS) per un lasso di tempo di 24 ore dalle 06:00 di mattina del 23 luglio 2020 alle 06:00 del 24 luglio. I flussi termici sono rappresentati come barre verticali mentre le temperature superficiali come linee. Entrambe le variabili mostrano i valori orari sia per il tetto piastrellato (TS12 e HF-Piastrellato), che per il tetto verde di graminacee (TS11 e HF-Graminacee coperta). Sono presenti nel grafico anche le barre in grigio rappresentanti il delta di temperatura tra le due pareti (ΔTS) e la linea del delta dei flussi termici in giallo (ΔHF).

Nelle 24h di agosto tra il 23 e il 24, si ritrovano andamenti simili a quelli visti a luglio (Figura 85). Alle 12.00 è stata registrata la temperatura più alta sul tetto piastrellato, 47,64°C che supera di 21,81°C da quella sotto al tetto di graminacee e che ha generato il flusso termico massimo giornaliero di 0,007574 kWh_t m⁻² (Figura 86). Sotto al tappeto di graminacee le temperature massime si sono raggiunte tra le 19.00 e le 20.00 con la temperatura di 28,12°C ed un flusso termico di 0,000742 kWh_t m⁻². E' interessante notare che nelle 24h di agosto (Figura 86), come in quelle di luglio (Figura 85), dopo le ore 20.00 la temperatura del tetto verde di graminacee è diventata più calda di quello piastrellato generando un ΔT negativo, con il distacco maggiore alle 3 di notte, con 8,5°C in meno rispetto al tetto piastrellato. Il ΔT tornerà nuovamente sopra lo 0 solo verso le 8.00 di mattina del giorno seguente.

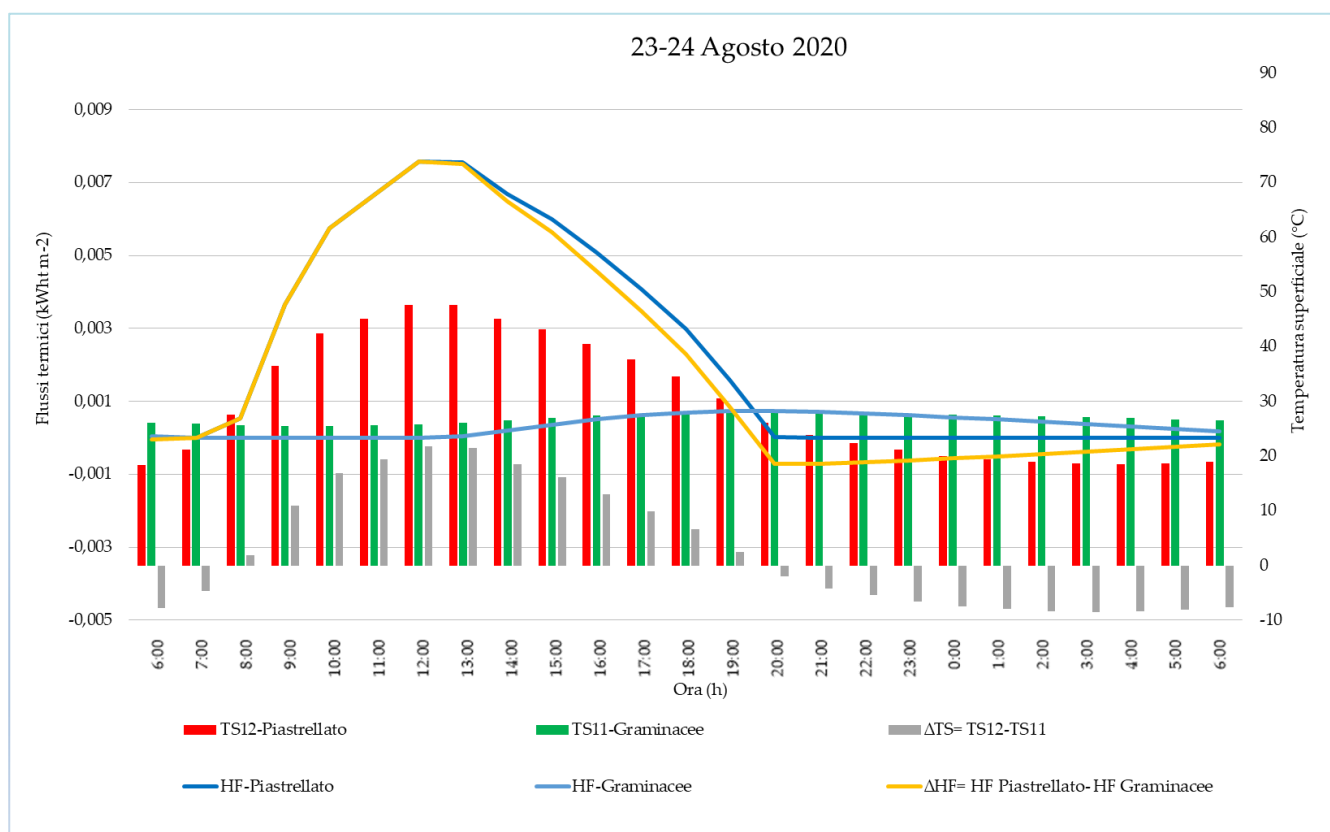


Figura 86 Il grafico a doppio asse mostra gli andamenti dei flussi termici (HF) e delle temperature superficiali (TS) per un lasso di tempo di 24 ore dalle 06:00 di mattina del 23 agosto 2020 alle 06:00 del 24 agosto. I flussi termici sono rappresentati come barre verticali mentre le temperature superficiali come linee. Entrambe le variabili mostrano i valori orari sia per il tetto piastrellato (TS12 e HF-Piastrellato), che per il tetto verde di graminacee (TS11 e HF-Graminacee coperta). Sono presenti nel grafico anche le barre in grigio rappresentanti il delta di temperatura tra le due pareti (ΔTS) e la linea del delta dei flussi termici in giallo (ΔHF).

La stima dei flussi termici orari dei mesi di luglio e agosto ha permesso di calcolarne la sommatoria per ottenere la quantità totale di flussi entranti e confrontare le tre tipologie di copertura. Complessivamente, nei mesi caldi considerati in questa analisi, la sommatoria dei flussi termici attraverso il tetto di controllo piastrellato, non ricoperto da vegetazione, è stata stimata in 1,86 e 1,60 kWh_t m⁻², rispettivamente a luglio e ad agosto. Diversamente, le coperture verdi hanno ridotto sensibilmente i flussi di calore (Tabella 15), infatti nel caso delle graminacee il flusso termico entrante è stato stimato in 0,12 e 0,24 kWh_t m⁻², rispettivamente a luglio e ad agosto, con una percentuale di abbattimento del flusso termico rispettivamente del 93,48 e dell'84,97%. Nel caso del sedum, questo ha prodotto una schermatura anche superiore, portando un abbattimento del flusso di calore entrante del 100% a luglio e del 99,56% ad agosto.

Tabella 15 Sommatoria dei flussi termici entranti sul tetto dell'edificio sperimentale nei mesi più caldi del 2020 (luglio e agosto), attraverso il tetto piastrellato di controllo (HF-Piastrellato), il tetto verde di graminacee (HF-Graminacee) ed il tetto verde di *S. spurium* (HF-Sedum). Per entrambi i mesi ed entrambe le tipologie di coperture verdi, sono riportate le percentuali di abbattimento dei flussi considerando come totale il valore di flusso HF-Piastrellato del rispettivo mese.

Anno 2020 Flussi termici (kWh _t m ⁻²)			
Mese	HF-Piastrellato	HF-Graminacee	HF-Sedum
Luglio	1,868	0,122	0,000
Agosto	1,600	0,240	0,007
Flusso bloccato (%)			
Luglio	-	93,48	100,00
Agosto	-	84,97	99,56

Per ottenere il risparmio energetico legato al condizionamento si può dividere la differenza tra HF-Piastrellato e i flussi del tetto verde ottenendo un ΔHF di 1,746 kWh_t m⁻² a luglio e di 1,36 kWh_t m⁻² ad agosto, per il tetto di graminacee, mentre 1,868 kWh_t m⁻² a luglio e 1,593 kWh_t m⁻² ad agosto per il tetto a sedum. Il risparmio energetico ottenuto a partire da questi valori, divisi per l'indice SEER (*Seasonal Energy Efficiency Ratio*) di un condizionatore, pari a 3,7, che indica il grado di efficienza energetica di un apparecchio in modalità raffrescamento (Campiotti et al., 2022), ammonta a 0,463 kWh m⁻² a luglio e 0,360 kWh m⁻² ad agosto, per le graminacee e 0,5 kWh m⁻² a luglio e 0,42 kWh m⁻² ad agosto per il sedum.

6.2 Analisi dell'albedo del tetto verde

Ai fini di una accurata definizione energetica dei sistemi verdi in relazione alla loro caratteristica di riflettanza, è stato misurato l'albedo a livello delle coperture vegetali presenti sul tetto verde ENEA, con il fine di incrementare le conoscenze disponibili a supporto della scelta delle specie di piante che risultino maggiormente adatte ad essere impiegate su sistemi di verde pensile come i tetti verdi, migliorando l'efficienza energetica degli edifici e, contemporaneamente, contrastando il fenomeno dell'isola di calore urbano.

In linea con le indicazioni generali fornite dalla World Meteorological Organization (WMO), durante le campagne di misura l'albedometro è stato posto su un treppiedi ad un'altezza di 1,5 m da terra. L'albedo è stato calcolato come il rapporto tra la radiazione riflessa dal suolo e la radiazione incidente ed espresso in percentuale.

Dalle osservazioni delle oscillazioni giornaliere della radiazione globale incidente e riflessa e dei valori dell'albedo (Figura 87) è risultata netta l'influenza dell'irraggiamento sui valori dell'albedo, principalmente in corrispondenza delle riduzioni di radiazione come si può notare per le 11.30. Da notare è la presenza di code nelle prime ore di luce e prima del tramonto, valori che non sono stati considerati nelle successive analisi insieme agli outliers. Inoltre, i valori di albedo misurati ai due estremi della giornata risentono maggiormente dell'altezza dell'edificio e della schermatura del parapetto del tetto, che ombreggiano lo strumento e portano il sole ad illuminarlo con angolazioni che non sono probabilmente compensate dai piranometri.

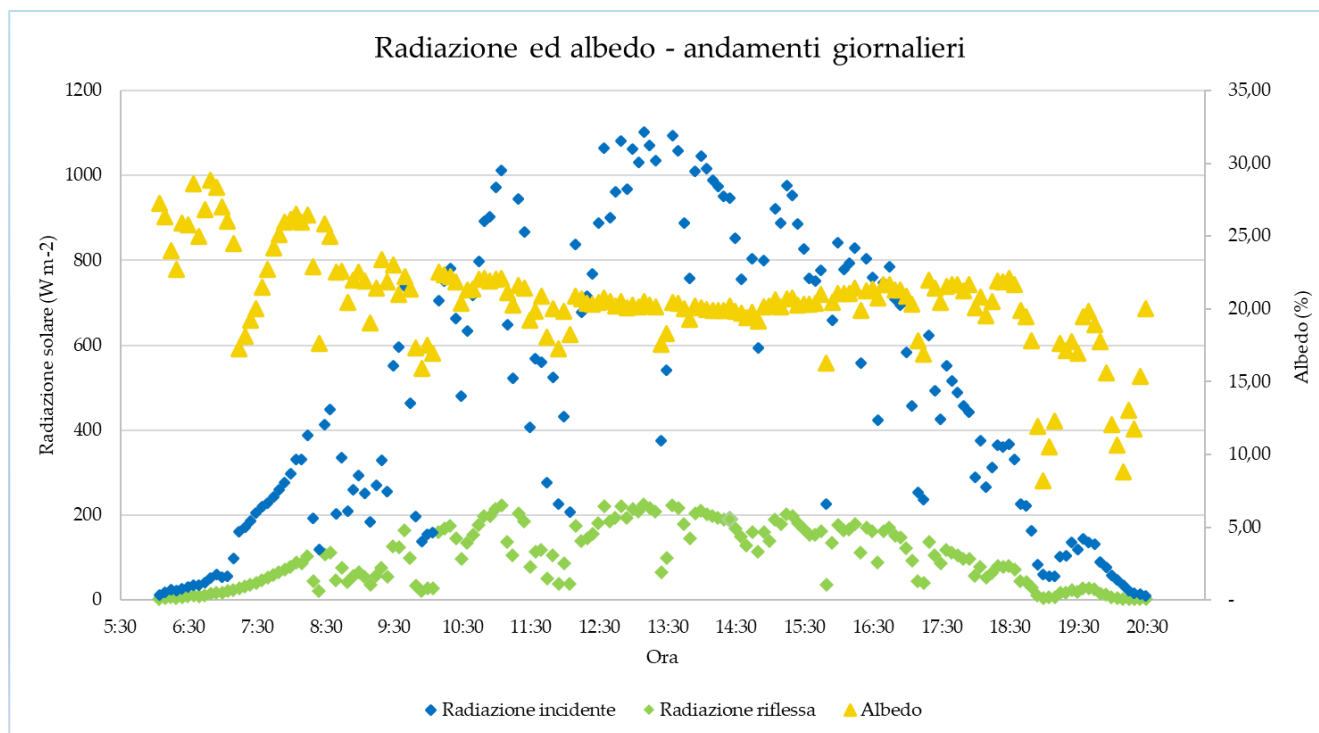


Figura 87 Valori della radiazione incidente (in blu), della radiazione riflessa (in verde), entrambe riportate in W m^{-2} e dell'albedo percentuale (in giallo), per gli orari dall'alba (5.47) al tramonto (20.48) di una giornata di metà luglio (14 luglio 2021).

Si è cercato di definire dei valori medi di albedo per studiarne le caratteristiche sulle coperture verdi a questo scopo sono stati selezionati gli orari con maggiore irraggiamento e mediati i dati dei diversi giorni di misurazione. In Figura 88 è mostrata la variazione dei valori di albedo medi tra la copertura di prato a graminacee (22,50%) e la copertura a sedum, includendo la fase invernale di colore rosso del *S. spurium* (18,19%), e la sua fase primaverile di colore verde (19,10%). Nell'ambito della stessa specie, il monitoraggio ha messo in evidenza una differenza significativa di quasi 1 punto percentuale (pp) nel valore dell'albedo, probabilmente dovuta alla stagionalità che influenza la colorazione della crassulacea. Inoltre, tra i valori di albedo sul prato di graminacee e quelli sul prato a sedum rosso, misurati in periodi contigui (con simili condizioni microclimatiche) ad inizio marzo 2021 (1-4 marzo per il prato a graminacee e 6-9 marzo per il prato a Sedum rosso), è stata rilevata una differenza significativa di 4 pp.

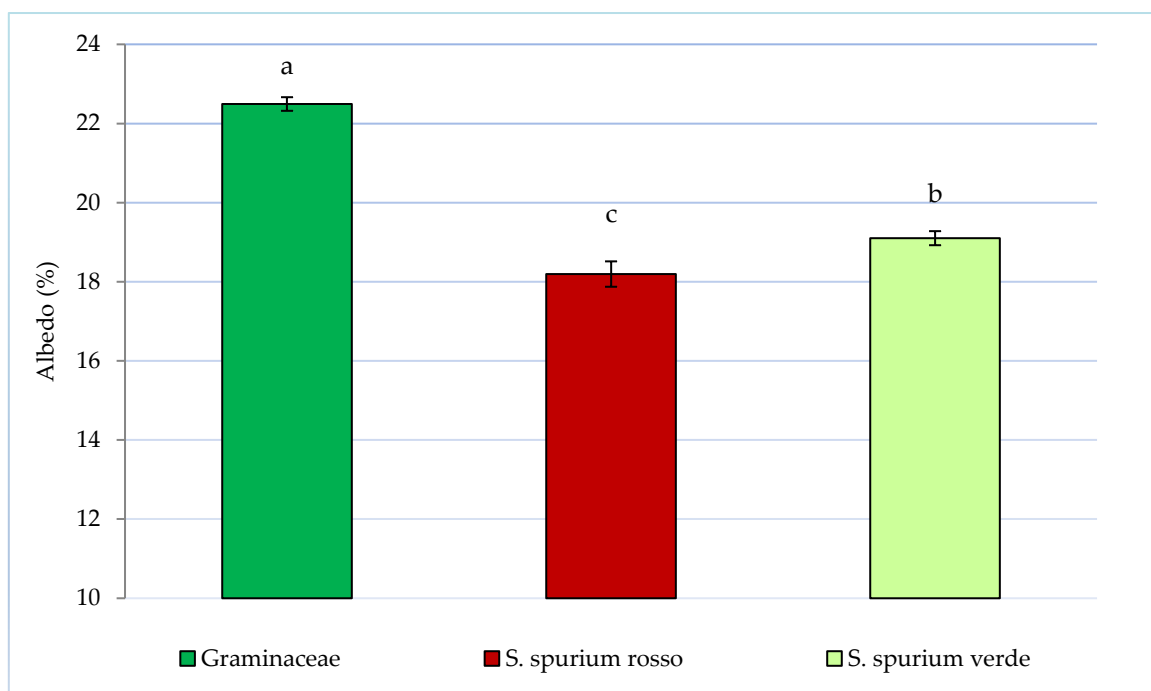


Figura 88 Valori medi dell'albedo (%) registrati durante 4 giorni soleggiati sulle diverse coperture verdi, durante i primi 10 giorni di marzo per Graminaceae (barra verde, 1-4 marzo 2021), e *S. spurium* rosso (barra rossa, 6-9 marzo 2021) e sulla colorazione verde, primaverile estiva, del *S. spurium* (barra verde chiaro, 29 maggio-1° giugno 2021). Gli istogrammi rappresentano le medie dei dati registrati ogni 5 minuti, lettere diverse indicano differenze statistiche $P < 0,01$ (test di Tukey), le barre rappresentano $\pm$ l'errore standard

Queste differenze mostrano come nelle coperture vegetali studiate siano presenti variazioni di albedo, sia tra le due specie, sia durante l'anno per quanto riguarda il *Sedum spurium*.

6.2.1 Albedo della copertura di *Sedum spurium*

Campagne di misurazione, ripetute in momenti chiave dello stato fisiologico del tappeto di sedum durante il corso del 2021, hanno permesso di approfondire le conoscenze riguardo le variazioni di albedo stagionali del *S. spurium*. In Figura 89 vediamo come l'albedo del sedum tende ad aumentare durante l'arco dell'anno, infatti, la colorazione degli istogrammi richiama la pigmentazione delle foglie di sedum, in Figura 90 sono riportati i rilievi fotografici che mostrano la transizione stagionale dalla colorazione verde di fine maggio a quella rossa della tarda estate. Alla colorazione verde più chiara di maggio e giugno corrispondono valori più elevati di albedo rispetto a quella rossa di fine inverno, ma al contrario, nei dati sono stati registrati a fine estate, di cui si riportano le medie dal 28 al 3 settembre, al ritorno della colorazione rossa non è seguito un abbassamento dell'albedo, che al

contrario raggiunge il valore massimo di 19,61% distaccandosi di quasi 2 pp dalla colorazione rossa all'uscita dall'inverno il cui albedo risulta essere 17,82% (Figura 89).

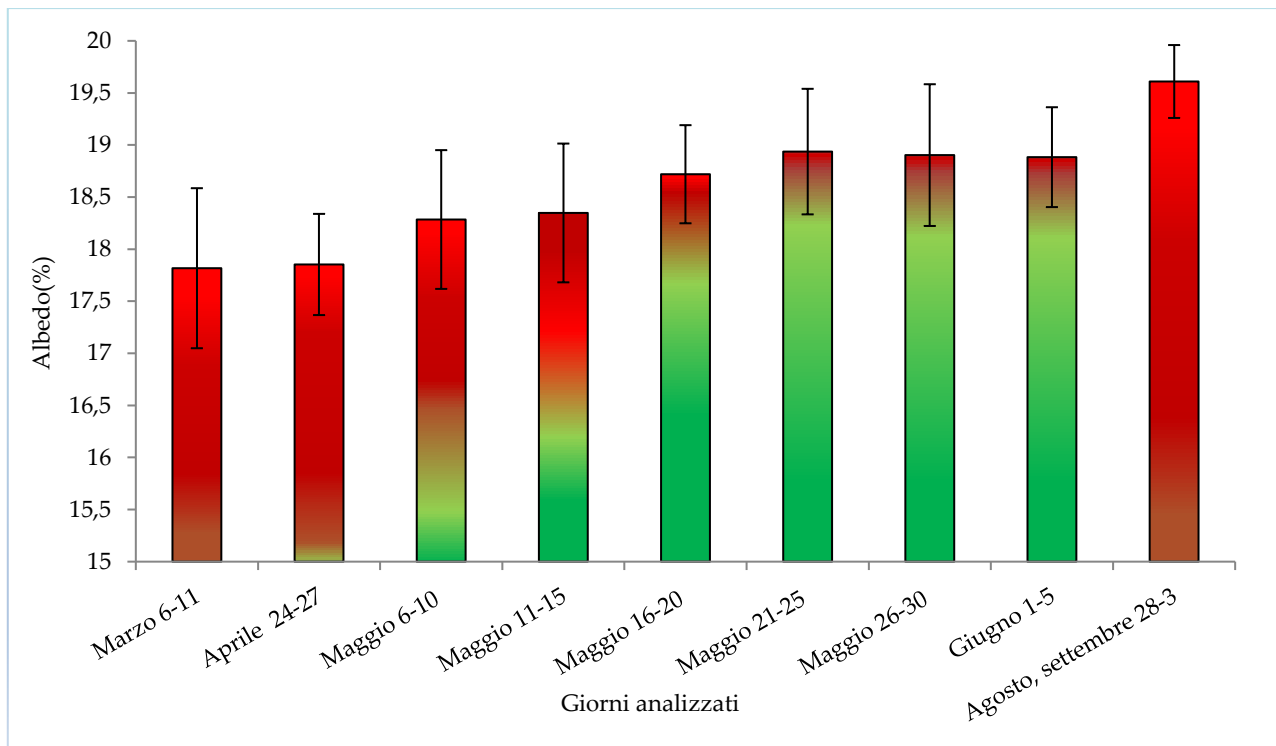


Figura 89 Grafico che riporta i valori medi di albedo registrati con misurazioni effettuate da marzo ad agosto sul *Sedum spurium*, ogni istogramma rappresenta la media di 5 giorni ed il colore è stato attribuito con richiami alla colorazione assunta dalla Crassulacea durante i relativi giorni di misurazione. Gli istogrammi indicano le medie, le barre la $\pm$ deviazione standard.



Figura 90 Rilievi fotografici sul tetto verde sperimentale del progressivo cambiamento di colorazione del *S. spurium*, dal 25 maggio (sedum verde) al 28 agosto 2020 (sedum rosso).

6.2.2 Albedo della copertura di graminacee

L'albedo del prato di graminacee presente sul tetto verde, è stato valutato in relazione all'altezza del manto erboso. Nel grafico in Figura 91 viene riportato l'andamento medio giornaliero dell'albedo misurato dal periodo autunno invernale del 2020, dal 26 ottobre al 24 dicembre. La crescita del prato risulta costante dal 26 ottobre, giorno del taglio, fino al 24 novembre quando inizia a rallentare. Nelle settimane successive, l'altezza del cotico si può considerare invariata. L'albedo subito dopo il taglio è risultato essere del 21,93% e si è mantenuto vicino a questi valori per 4 giorni fino a toccare il suo valore massimo registrato durante questa prova il primo di novembre (22,82%), in seguito ha continuato a variare notevolmente toccando anche minimi di circa il 17%. L'albedo mostra un debole trend inverso rispetto all'altezza del prato ma le due grandezze non risultano essere correlate ($R^2=0,04$).

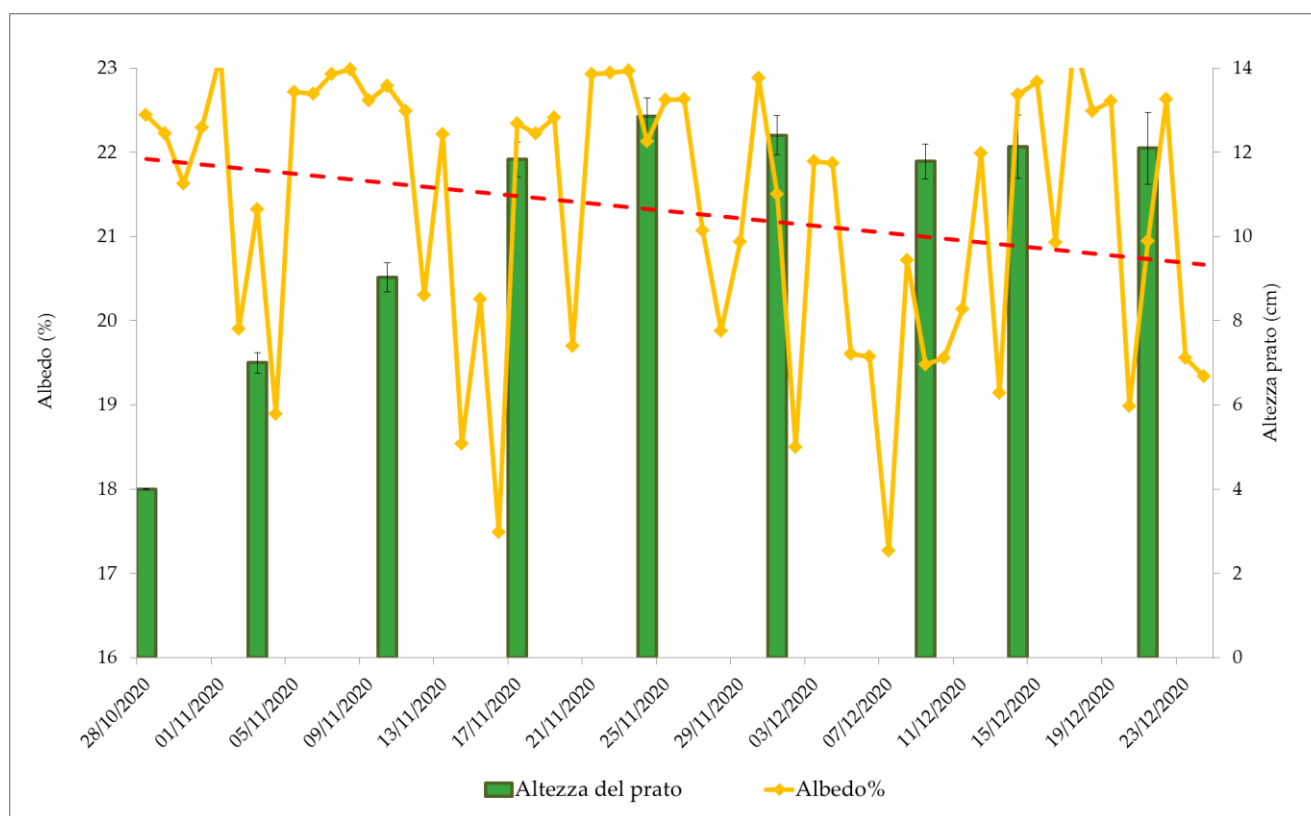


Figura 91 Grafico a doppio asse dell'andamento dell'albedo medio giornaliero (linea gialla) e dello spessore del prato di graminacee (istogrammi verdi), dal 28 ottobre al 24 dicembre 2020, sul settore a graminacee del tetto verde. Sulle ordinate sono riportati, a sinistra, i valori di albedo espressi in % e a destra, le altezze del prato in cm; in ascissa sono riportate le date. La linea di tendenza (tratteggiata rossa) è relativa ai valori di albedo, gli istogrammi indicano l'altezza media del cotico erboso, le barre indicano $\pm$ l'errore standard.

Durante la prova estiva, di 62 giorni di durata dal 24 giugno al 24 agosto 2021, l'andamento giornaliero medio dell'albedo in relazione allo spessore del prato è risultato avere un trend crescente con oscillazioni frequenti (Figura 92) ma inferiori rispetto a quelle osservate nei mesi autunnali (Figura 91). L'albedo aumenta all'aumentare dell'altezza del prato, passando da un valore pari a 20,5% nei giorni vicini al taglio (altezza di circa 4 cm, tempo 0 misurato dal 21 giugno giorno del taglio, al 24 giugno 2021, inizio della prova) ad un valore di 21,6% registrato a fine prova, con un'altezza media di 12 cm al 21 agosto (Figura 92). Dal 30 luglio al 23 agosto 2021 l'altezza massima del prato si è mantenuta costante, ma nel tempo si è stabilizzata la densità delle foglie. Durante la prova di crescita nei mesi estivi albedo e altezza del prato sono correlate positivamente ($R^2=0,67$), analizzando i valori di albedo di 5 giorni coincidenti con le misurazioni del prato (due giorni prima e due giorni dopo).

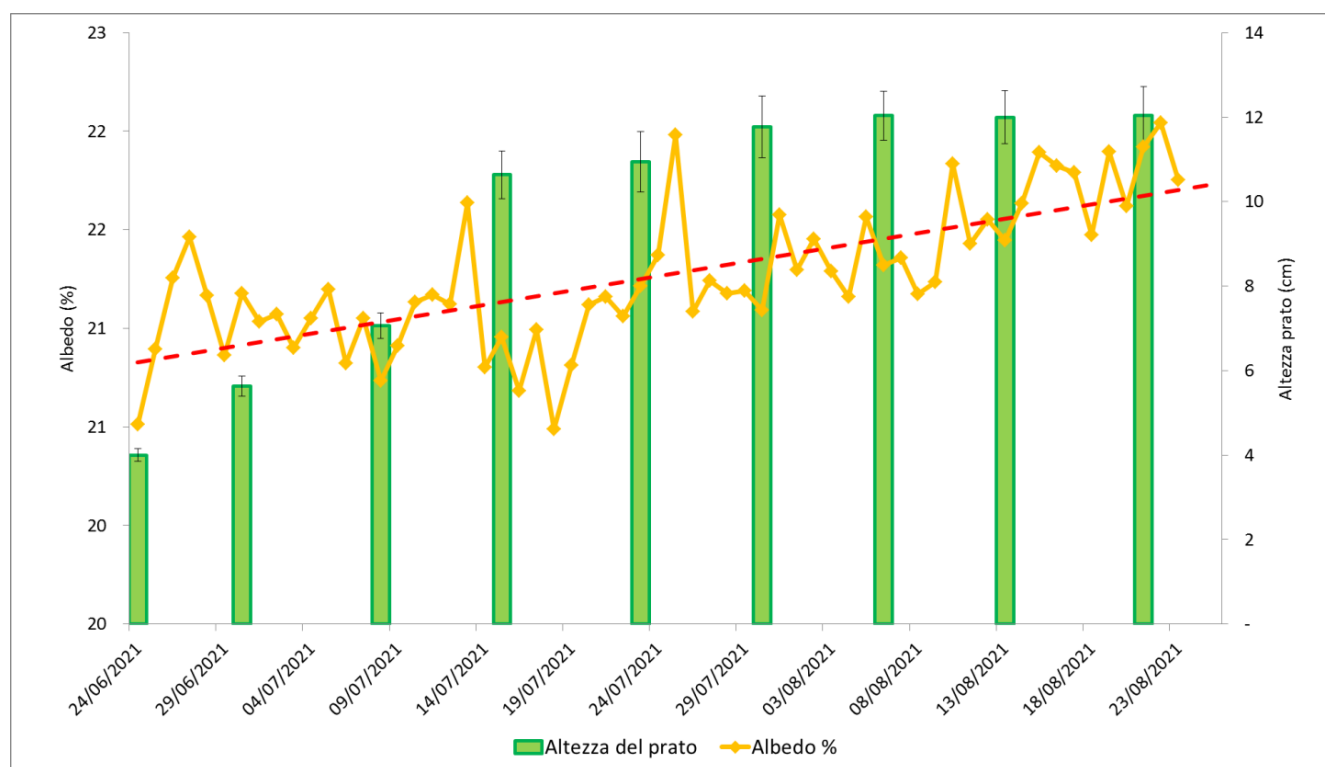


Figura 92 Grafico a doppio asse dell'andamento dell'albedo medio giornaliero (linea gialla) e dello spessore del prato di graminacee (istogrammi verdi), dal 24 giugno al 24 agosto 2021, sul settore a graminacee del tetto verde. Sulle ordinate sono riportati, a sinistra, i valori di albedo % e a destra, le altezze del prato in cm; in ascissa sono riportate le date. La linea di tendenza (tratteggiata rossa) è relativa ai valori di albedo; gli istogrammi indicano l'altezza media del cotico erboso, le barre indicano $\pm$ l'errore standard.

Dal 26 ottobre al 24 dicembre 2021, è stata ripetuta la misurazione dell'albedo durante la crescita autunnale del cotico erboso (Figura 93) già effettuata nel 2020. In questi mesi si sono ripetute le forti fluttuazioni dell'albedo medio giornaliero (nel mese si registrano valori al di sotto del 18% e anche maggiori del 22) già presenti nel 2020 (Figura 91) favorite da nuvolosità e piogge che non ha facilitato il verificarsi di un trend di netto incremento. Non è stata riscontrata una correlazione tra le due variabili ($R^2=0,003$).

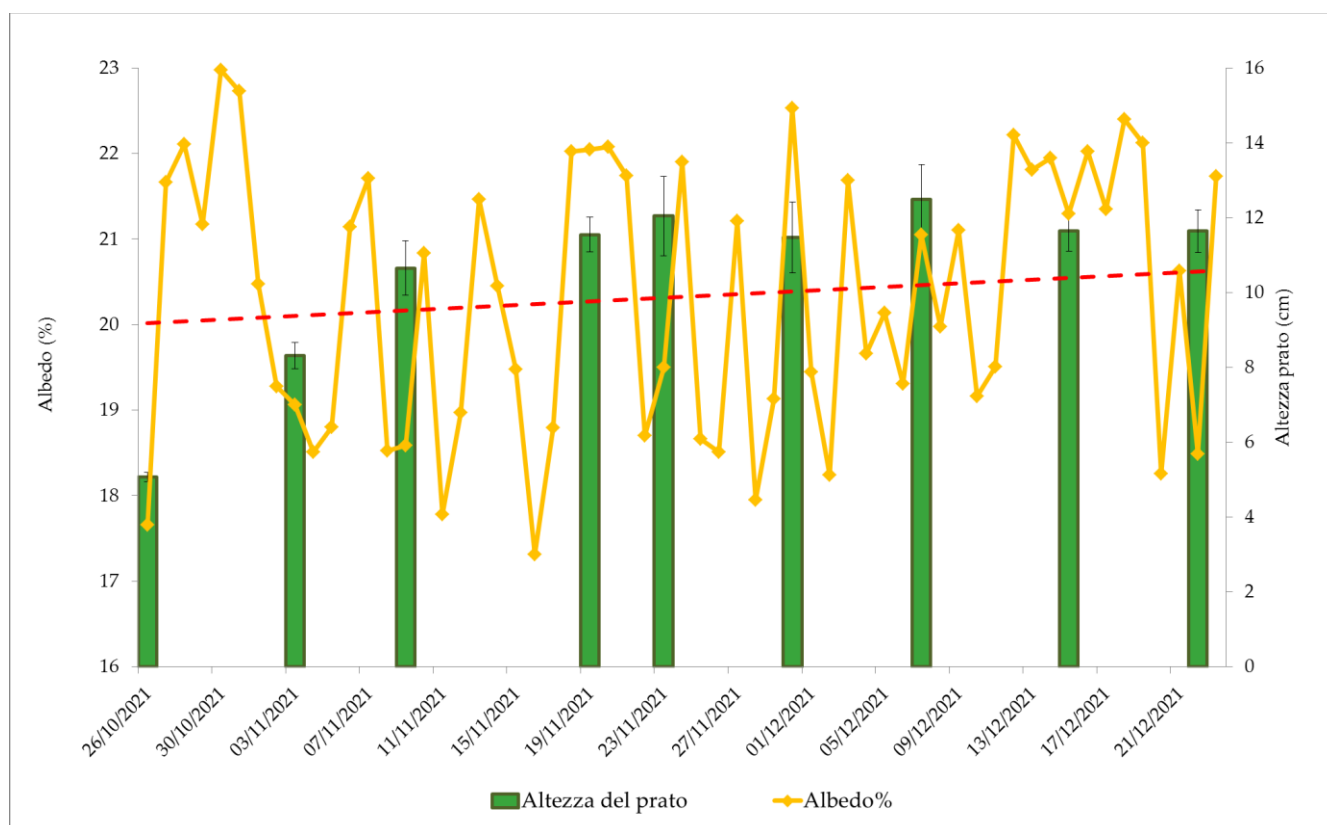


Figura 93 Grafico a doppio asse dell'andamento dell'albedo medio giornaliero (linea gialla) e dello spessore del prato di graminacee (istogrammi verdi), dal 26 ottobre al 24 dicembre 2021, sul settore a graminacee del tetto verde. Sulle ordinate sono riportati, a sinistra, i valori di albedo% e a destra, le altezze del prato in cm; in ascissa sono riportate le date. La linea di tendenza (tratteggiata rossa) è relativa ai valori di albedo; le barre indicano $\pm$ l'errore standard.

6.2.3 Albedo e temperature

L'influenza dell'albedo sui parametri termici del tetto verde è stata valutata nel periodo concomitante alla prova estiva tra albedo e crescita del prato, dal 24 giugno al 24 agosto 2021, correlandolo alle grandezze legate alla temperatura e alle variabili microclimatiche. In Tabella 16 viene riportata la matrice di correlazione (r di Pearson), in cui sono presenti le principali variabili climatiche e termiche legate al tetto sperimentale. L'albedo delle graminacee è risultato correlato con l'altezza del cotico erboso (Figura 92), ma in questo caso in modo più debole (Tabella 16), poiché sono stati considerati tutti i valori medi giornalieri. L'albedo risulta essere correlato positivamente ($r = 0,37$) con la temperatura dell'aria e invece negativamente ($r = -0,36$) con l'umidità relativa; dunque, l'albedo tenderà seppur lievemente ad aumentare al crescere della temperatura dell'aria con una relazione lineare positiva e a ridursi al crescere dell'umidità relativa, con una relazione lineare negativa. L'altezza del prato non ha avuto forti correlazioni con le variabili analizzate, ma è interessante la debole relazione negativa che si riscontra con i flussi termici, seppur minima, dell'altezza del prato sulla riduzione del flusso termico. Come per l'albedo anche sul ΔTS la temperatura dell'aria sul tetto (AT01, $r = 0,89$) e l'umidità relativa (RH01, $r = -0,88$) hanno un'azione opposta, facendo al loro aumento, alzare e ridurre il ΔTS (TS12Piastrillato-TS11Graminacee). Queste variabili sono legate da un legame dipendente di causa effetto; infatti, la variabile indipendente AT01 ha con ΔTS un $R^2 = 0,80$ ($P < 0,01$), mentre RH01 ha un $R^2 = 0,77$ ($P < 0,01$). Prendendo in esame la differenza tra flusso termico del tetto piastrellato e del tetto verde di graminacee vediamo come questo parametro risente negativamente sia dei venti ($r = -0,24$) che dell'umidità relativa ($r = -0,79$), mentre è correlato positivamente con la radiazione solare (0,63) e naturalmente con il ΔTS , essendo le temperature superficiali alla base del calcolo dei flussi termici.

Tabella 16 Matrice di correlazione, r di Pearson, dei dati microclimatici (medie giornaliere), monitorati sul tetto verde e delle principali variabili legate alle temperature. WS01 Max= velocità massima del vento, AT01= temperatura dell'aria, RH01= umidità relativa, GR01= radiazione globale ΔTS =differenza tra sensore di temperatura sul tetto piastrellato e sotto al tetto di graminacee (TS12-TS11), Albedo, Altezza del prato, Flussi termici sul tetto verde di graminacee, ΔHF = differenza di flussi termici medi (HFPIastrellato-HFGraminacee).

Matrice di correlazione	WS01 Max	AT01	RH01	GR01	ΔTS	Albedo	Altezza prato	Flussi termici	ΔHF
WS01_Max	1,00	0,04	0,07	-0,08	-0,13	0,03	0,49	-0,06	-0,24
AT01	0,04	1,00	-0,77	0,15	0,89	0,37	0,21	0,39	0,69
RH01	0,07	-0,77	1,00	-0,43	-0,88	-0,36	-0,10	-0,26	-0,79
GR01	-0,08	0,15	-0,43	1,00	0,41	-0,09	-0,43	0,18	0,63
ΔTS	-0,13	0,89	-0,88	0,41	1,00	0,21	0,00	0,18	0,92
Albedo	0,03	0,37	-0,36	-0,09	0,21	1,00	0,56	0,20	0,06
Altezza prato	0,49	0,21	-0,10	-0,43	0,00	0,56	1,00	-0,13	-0,21
Flusso termico	-0,06	0,39	-0,26	0,18	0,18	0,20	-0,13	1,00	-0,01
ΔHF	-0,24	0,69	-0,79	0,63	0,92	0,06	-0,21	-0,01	1,00

6.3 Discussione – tetto verde sperimentale

Mitigazione delle temperature

Lo studio delle temperature superficiali del tetto verde ha permesso di valutare anche in ambiente mediterraneo e su due tipologie di coperture vegetali l'azione di questa NBS nel mitigare le variazioni termiche dovute al clima. Dagli andamenti orari mensili dell'anno 2020, si nota come la superficie piastrellata di controllo, registri sempre le escursioni termiche maggiori. In estate il tetto piastrellato è caratterizzato da elevati aumenti di temperatura nelle ore centrali della giornata, mentre in inverno dal raggiungimento delle temperature minime più basse tra i sensori del tetto sperimentale. Al contrario i moduli verdi irrigati, di graminacee e sedum, grazie al loro effetto ombreggiante ed isolante, risultano funzionali nel ridurre le oscillazioni termiche, come riportato in letteratura in altri casi studio di tetti verdi estensivi (Baryła et al., 2019; Klein & Coffman, 2015; Schade et al., 2021). La riduzione delle escursioni termiche a cui è soggetta la copertura isolante del tetto favorisce oltre alla riduzione del consumo energetico, anche la durabilità della guaina del tetto (Tsang & Jim, 2011).

Le alte temperature infatti accelerano l'invecchiamento della guaina del tetto e le escursioni termiche generano stress andando a ridurne la funzionalità sul lungo periodo (Liu & Minor, 2005).

Inoltre, un dato interessante è come i picchi di calore evidenziati dagli andamenti mensili risultino sfasati tra il tetto di controllo e il tetto verde. Questo aspetto rientra tra i vantaggi a livello energetico di questa NBS; infatti, lo sfasamento orario del picco termico si tradurrà in un consumo di energia per la climatizzazione che avverrà in un momento successivo, posticipato rispetto alle altre abitazioni prive di copertura vegetale, permettendo non solo di consumare meno energia, ma anche di utilizzarla con minore incidenza negli orari di maggiore richiesta, generalmente caratterizzati anche da costi più elevati. È degno di nota evidenziare che in questo studio, il tetto verde in oggetto è un sistema irrigato per ottenere un'ottima performance di copertura vegetale e porre le piante nelle migliori condizioni possibili. Notoriamente, l'acqua ha un notevole impatto sui fenomeni di risparmio energetico e sfasamento del picco termico dei tetti verdi. L'irrigazione tende ad incrementare le prestazioni termiche del tetto verde: infatti, l'acqua presenta un'elevata inerzia termica e un elevato calore specifico, proprietà che migliorano l'effetto isolante della copertura, attenuando maggiormente gli estremi termici rispetto a un tetto verde non irrigato (Van Mechelen et al., 2015; Kolokotsa et al., 2013; Tsang & Jim, 2011). Riguardo questo aspetto, Fantozzi et al. (2021) hanno evidenziato come negli ambienti dell'Italia centro meridionale solamente i tetti verdi irrigati riescano ad apportare sufficienti benefici dal punto di vista del risparmio energetico, mentre i tetti verdi senza irrigazione (*dry roof*) forniscono benefici inferiori rispetto a tetti standard in tegole a falde.

Nelle condizioni della sperimentazione, dunque, il tetto verde permette con le graminacee e con il sedum di avere uno sfasamento del picco termico di 7 h 30 min e di 9 h 30 min, rispettivamente, confermando risultati ottenuti in ambiente mediterraneo da Bevilacqua et al. (2016), in cui un tetto verde irrigato ha apportato uno sfasamento temporale rispetto al controllo di circa 10 h. Un dato paragonabile è stato ottenuto anche nel Sud del Brasile da Parizotto e Lamberts (2011), che hanno registrato uno sfasamento del picco termico dell'aria interna della stanza posta sotto al tetto verde rispetto al picco di temperatura dell'aria esterna, di 10 h e 15 min nella giornata più calda dello studio.

I valori medi mensili delle temperature dei due tetti verdi sono risultate inferiori al tetto piastrellato di controllo con riduzioni nei mesi estivi intorno ai 4°C. I valori medi hanno rispecchiato i *trend* degli andamenti giornalieri, che per i sensori sotto alle coperture verdi sono risultati con lievi oscillazioni rispetto al controllo, con risultati paragonabili con quanto riscontrato da Fioretti et al., (2010), sul tetto verde semi estensivo del consiglio regionale delle Marche, con sensori di temperatura installati sul tetto di controllo e al di sotto dello stato drenante del tetto verde.

Confrontando invece le due diverse tipologie di coperture vegetali, i dati misurati hanno messo in evidenza che il tappeto di *S. spurium* è in grado di garantire un maggiore isolamento termico nel periodo estivo rispetto al prato di festuca. Infatti, nei grafici degli andamenti orari mensili da maggio ed agosto (Figura 80, Figura 81, Figura 82, Figura 83), il sedum ha determinato scarse oscillazioni giornaliere di temperatura superficiale; diversamente, il prato di graminacee ha consentito di misurare nettamente delle escursioni termiche giornaliere al di sotto della sua superficie, seppur notevolmente inferiori rispetto a quelle rilevate al di sotto della superficie piastrellata di controllo. Il tetto a sedum ha riportato medie mensili estive (giugno, luglio e agosto) sempre inferiori a quelle del prato di graminacee e con un delta di temperature massimo durante le ore di luce, nei mesi di luglio e agosto, rispettivamente di 4,9 e di 4,6°C. Questo dato potrebbe essere in contraddizione con i differenti metabolismi dei vegetali impiegati (C3 per le graminacee e CAM per il sedum). I maggiori e continui tassi traspirativi delle graminacee dovrebbero favorire un più elevato raffrescamento rispetto al sedum, che al contrario, tende a chiudere gli stomi nelle ore diurne, contribuendo in minima parte alla dissipazione del calore attraverso la traspirazione. Tuttavia, anche se i sedum in condizioni siccitose tendono a ridurre la traspirazione, in presenza di disponibilità idrica sono in grado di aumentare notevolmente i ritmi evapotraspirativi (Al-Busaidi et al., 2013). Ad esempio, anche in (Voyde et al. (2010), su un tetto verde di *Sedum mexicanum* e *Disphyma australe* è stato misurato un aumento (più di 200 W m⁻²) del flusso di calore latente, dissipato tramite evapotraspirazione in seguito agli interventi irrigui. Nelle condizioni sperimentali della prova svolta all'ENEA con il tetto verde di sedum irrigato, potrebbe non essere stata inibita l'attività traspirativa permettendo di ottenere migliori performance termiche rispetto alle graminacee.

Nei mesi invernali, anche se il sedum continua ad avere oscillazioni inferiori di temperatura superficiale, il divario nelle medie tra le due coperture si abbatte arrivando ai minimi. Nei mesi di novembre e dicembre il maggiore riscaldamento del prato di graminacee potrebbe risultare un elemento da approfondire ad altre latitudini e con altre specie, in climi più freddi. Questo effetto potrebbe favorire la riduzione del flusso di calore uscente dagli ambienti interni azione importante nelle regioni con inverni rigidi (Lundholm et al., 2014). Alla riduzione delle temperature superficiali del tetto verde segue quella dei flussi termici, che vengono fortemente abbattuti. Dagli andamenti giornalieri (Figura 85, Figura 86) si nota come nelle ore centrali della giornata il sensore sotto alle graminacee non sia influenzato dai valori termici esterni, solo verso le 13 iniziano a verificarsi i primi flussi termici che raggiungeranno invece il loro picco alle 8.00. La riduzione dei flussi di calore entrante è uno dei più importanti benefici ecosistemici apportati dal tetto verde all'edificio. Un tetto verde infatti fornisce un buon isolamento termico grazie allo spessore del substrato e ai vari elementi costitutivi, e la copertura di vegetali permette di ridurre la temperatura superficiale della copertura

grazie all'evapotraspirazione (Manso et al., 2021b). Nei mesi di luglio e agosto, in cui si verificano le temperature più elevate (Figura 38), i flussi termici vengono ridotti dal modulo con prato di graminacee del 95% e dal modulo con tappeto di *S. spurium* del 98,5%. Questi valori confermano i dati riportati anche da Parizotto & Lamberts (2011) in clima temperato, nei mesi caldi, in cui il tetto verde estensivo di *Bulbine frutescens* è risultato in grado di ridurre gli apporti di calore dal 92 al 97% rispetto ai tetti di controllo in ceramica e metallo. Nelle prove su moduli di tetti verdi in Azeñas et al. (2018), nel periodo estivo, il modulo coperto con *Sedum sediforme*, è riuscito a ridurre il calore totale trasferito dell'83%, mentre la graminacea *Brachypodium phoenicoides* lo ha ridotto del 53%. Come ultimo esempio anche Liu & Minor (2005) in Canada, hanno misurato una riduzione del calore entrante tra il 70 e il 90% con l'impiego di due tipologie di tetto verde estensivo con diverse specie vegetali.

È degno di nota ricordare che i dati ottenuti dai tetti verdi nella mitigazione del calore entrante negli edifici sono soggetti a numerose variabili che possono portare a risultati anche contrastanti. Tra i fattori che possono apportare delle peculiarità degne di attenzione, sono da menzionare:

- Le caratteristiche costruttive e le soluzioni tecniche realizzative del tetto verde; ricordando che le stesse proprietà dei materiali hanno forte influenza sui flussi termici attraverso la copertura (Squier & Davidson, 2016).
- Lo spessore del substrato; Pianella et al., (2020, 2017), hanno dimostrato la maggiore efficacia di isolamento di substrati profondi 15 cm rispetto a 10 cm, dal punto di vista termico e rispetto a 20 cm per il peso minore, in virtù di una ridotta differenza di abbattimento del flusso di calore.
- La scelta delle specie; dalle specie vegetali dipendono alcuni fattori che influenzano il dissipamento e la schermatura del calore, tra cui l'albedo, l'evapotraspirazione e la densità della copertura vegetale, quest'ultima, misurabile con il LAI, riduce proporzionalmente il consumo energetico. A questo riguardo in Zhou et al. (2018) è stato valutato un risparmio energetico proporzionale al LAI fino a valori del 90%, con un LAI pari a 5. Inoltre, possono essere presenti altre interessanti interazioni vegetali-ambiente, come la possibilità in climi freddi, delle piante erbacee con lunghi steli, di favorire l'isolamento termico dell'edificio, grazie alla maggiore quantità di neve trattenuta sulla copertura dalla massa vegetale che accresce così l'effetto coibentante (Eksi et al., 2017).

- Gli aspetti climatici e ambientali; che creano incertezza e difficoltà nell'adottare una soluzione standard che dia effetti ben quantificati. Infatti, la radiazione solare, la temperatura dell'aria, l'umidità relativa, la velocità del vento e l'umidità del suolo possono spiegare circa l'85% delle variazioni termiche di un tetto verde (Peng & Jim, 2015) e generalmente gli studi effettuati e i risultati sono sempre ben ricondotti al clima e all'ambiente dell'indagine (Fioretti et al., 2010).

Nello studio effettuato nel Centro Ricerche ENEA, l'influenza dei parametri climatici è risultata uguale per entrambe le tipologie di tetto studiate. Nei due moduli verdi è uguale anche la tipologia e lo spessore del substrato e degli elementi tecnici costituenti la stratigrafia del tetto verde. Nello studio di Azeñas et al. (2018), in cui apporti irrigui minori sul tetto verde, volti a reintegrare il 25% dell'evapotraspirato, rispetto ad apporti del 50% dell'evapotraspirato, hanno permesso di aumentare l'isolamento termico, è stata avanzata l'ipotesi che ad incidere sul risultato sia stata la variazione del contenuto di aria e acqua nel terreno. Altresì le differenze riscontrate in questo studio, potrebbero essere ricondotte ad elementi relativi alle caratteristiche del sedum e delle graminacee. Le ottime prestazioni del *S. spurium* potrebbero essere anche dipese dalle condizioni di coltivazione (irrigazione), unite ai numerosi anni trascorsi dall'impianto. Infatti, durante gli anni di coltivazione, il sedum ha aumentato la lunghezza dei suoi steli, producendo in seguito nuovi getti dal fusto strisciante, stratificandosi così sulla copertura. Uno sviluppo lento, legato al basso tasso di crescita di questa specie in ambiente mediterraneo (Pérez et al., 2020), che però dall'anno dell'impianto (2016), trovando sul tetto verde ENEA delle condizioni favorevoli, come la buona insolazione e la costante disponibilità idrica, ha permesso al *S. spurium* di prendere il sopravvento sulle altre specie di sedum del mix originario (Figura 26), fino a creare una coltre vegetale densa che potrebbe aver coadiuvato l'effetto schermante del tetto verde con la creazione di un *boundary layer*, paragonabile come azione a quello dei tricomi sulla pagina inferiore delle foglie d'olivo (Ennajeh et al., 2010) e con effetti simili a quelli di un'intercapedine tra vegetali e substrato. Dunque, anche se non sempre i sedum riportano buone *performance* sui tetti verdi dal punto di vista dell'abbattimento delle temperature (Eksi et al., 2017), nelle condizioni sperimentali di questo studio, il *S. spurium* ha raggiunto risultati notevoli sia per la mitigazione delle temperature che per lo sfasamento temporale del picco di calore.

Albedo del tetto verde sperimentale

L'albedo o riflettanza è una proprietà delle superfici che sta incidendo notevolmente anche su scala globale dal punto di vista del cambiamento climatico. Già nel 1974, Otterman, metteva in relazione la ridotta piovosità alle variazioni di albedo, per l'eccessivo sfruttamento dei pascoli e nelle simulazioni di Akbari et al. (2012), viene evidenziato come anche piccole variazioni di questo parametro (1pp) permetterebbero di ridurre per ogni m^2 , la temperatura globale sul lungo periodo di 3×10^{-15} K, beneficio ottenibile aumentando di 10pp l'albedo delle superfici urbane in climi temperati e caldi che nel 2012 si approssimavano a circa l'1% della superficie terrestre. E' stato stimato da Santamouris, (2014), che aumentare di 0,1 l'albedo delle superfici di una città comporterebbe un abbassamento delle temperature medie urbane di 0,3K, e una riduzione del picco di temperatura ambiente di circa 0,9K, tale piccolo incremento di albedo quindi si tradurrebbe in estate in un risparmio dell'ordine del 10-40% sul carico energetico per il raffreddamento delle superfici e dato che l'impiego di tecnologie per la mitigazione dell'isola di calore, direttamente sulla superficie del suolo risulta complesso in ambito urbano, a tal proposito, i tetti degli edifici rappresentano uno spazio ideale da sfruttare per l'implementazione di tecnologie mitiganti. Infatti, è degno di nota menzionare il cosiddetto effetto dell'isola di calore urbana (UHI), che colpisce le aree metropolitane ed è determinato dall'intensa urbanizzazione e dall'impiego di materiali edilizi a basso albedo. L'UHI, causa il significativo aumento delle temperature nelle città rispetto alle campagne circostanti e soprattutto nei periodi più caldi, comporta parallelamente un notevole aumento nel consumo di energia, oltre ad influire negativamente sulle condizioni di comfort microclimatico e ad intensificare il problema dell'inquinamento ambientale dell'aria (Nuruzzaman, 2015). Per questo l'albedo delle superfici ricoperte da coltri vegetali rappresenta una proprietà radiativa di notevole influenza ai fini della resilienza termica urbana oltre che globale. Rispetto a un tetto inverdito infatti, i materiali di copertura di un tetto tradizionale tenderanno a scaldarsi maggiormente (Razzaghmanesh et al., 2016).

Per quanto riguarda il tetto verde ENEA è stato osservato come le due tipologie di coperture vegetali riportino valori di albedo paragonabili a quelli presenti in letteratura (Gaffin et al., 2009; Lee et al., 2015), sebbene sia più corretto fare riferimento ad un range di valori, più che ad un valore assoluto, poiché l'albedo delle coperture verdi studiate può essere considerato, come visto (Figura 89, Figura 92), dinamico, quindi variabile, come riscontrabile anche in He et al., (2021). Da questo punto di vista, il *S. spurium* ha un andamento dei valori di albedo, da marzo a giugno, che segue la possibile influenza della colorazione, come sarebbe per qualsiasi materiale. Tuttavia, l'aumento dell'albedo ad agosto, con la colorazione delle foglie ormai virata nuovamente al rosso, sovverte il risultato atteso,

mostrando l'influenza della componente biologica che potrebbe agire sia dal punto di vista dell'ispessimento delle cere cuticolari che del dissipamento della radiazione grazie ai pigmenti.

Il prato di graminacee nelle prove estive in cui è stata misurata l'altezza del cotico erboso, ha riportato valori variabili e crescenti durante il periodo di durata della prova, correlabili positivamente con l'altezza del prato di graminacee, relazione che si perde successivamente nel periodo autunno-vernino aumentando al contrario le oscillazioni legata all'andamento meteorologico, infatti tra novembre e dicembre la frequenza di eventi piovosi e nuvolosità aumenta rispetto ai mesi estivi facendo variare la riflettanza.

Per quanto riguarda la correlazione dell'albedo con le principali variabili del tetto verde non sono state riscontrate nette relazioni. Essendo l'albedo la quantità di radiazione solare riflessa da una superficie e dato che in questo caso la superficie è costituita dalla pianta, le difficoltà potrebbero risiedere nel fatto che quest'ultima può essere considerata un organismo "non lineare". Infatti, rispetto ad un materiale inanimato, è in grado di modificare la sua attività riflettente con adeguamenti fisiologici (traspirazione) e adeguamenti morfologici e strutturali (cere, contenuto di clorofilla, dissipazione di calore). Si possono solamente ipotizzare quindi in questo studio, alcune dinamiche in cui è coinvolta pianta e albedo. Dai dati (Tabella 16) si nota che la pianta con elevate temperature dell'aria tenderà a riflettere più radiazione facendo incrementare l'albedo per cercare di mitigare lo stress da caldo, mentre con umidità relativa crescente lo stress da caldo delle specie vegetali si riduce quindi possono incamerare più energia solare e svolgere la fotosintesi e ciò potrebbe spiegare il calo dell'albedo al crescere dell'umidità relativa. La debole correlazione positiva tra albedo e flussi (Tabella 16) sembrerebbe opporsi al consolidato effetto dell'albedo sulla riduzione della quantità di calore assorbito (Gentle et al., 2011), ma in realtà i flussi maggiori si verificano con temperature elevate e forte radiazione, condizioni in cui la pianta cercherà sicuramente di ridurre la quantità di energia incamerata anche attraverso la riflessione, ma difficilmente riuscirà a far decrescere in modo significativo i flussi energetici entranti.

Questi risultati possono fornire indicazioni a supporto di una migliore pianificazione e gestione di un tipico tetto verde di tipo estensivo con copertura a graminacee, con l'obiettivo di massimizzare l'effetto mitigante di un tetto verde sull'isola di calore urbana grazie, ad esempio, a un maggiore spessore del cotico erboso (>12 cm). Bisogna inoltre considerare che un prato con uno spessore di biomassa maggiore si suppone favorisca un incremento dell'attività evapotraspirativa (Ritchie, 2015). Un'aumentata evapotraspirazione, se da un lato può migliorare la capacità del tetto verde di stoccare le acque piovane, da un altro richiederà un'irrigazione costante e coerente con le attività fisiologiche delle piante. In questo contesto, la gestione dell'irrigazione è un aspetto fondamentale, soprattutto per

i tetti verdi calpestabili ove si voglia conseguire e mantenere una funzione sociale-ricreativa e di conseguenza anche estetica, naturalmente la scelta della soluzione migliore sarà anche dettata dai costi di gestione e “sociali”, quest’ultimi seppur difficili da quantificare potrebbero in futuro essere la spinta per l’adozione su larga scala di queste NBS.

I risultati ottenuti sulle due tipologie di coperture verdi lasciano supporre un forte coinvolgimento di fattori interni alla pianta nelle dinamiche che regolano l'albedo dei vegetali d'altra parte già numerosi indici di rilevamento dello stato vegeto-produttivo (*vegetation index*) dei vegetali remoto si basano sulla riflessione delle foglie a diverse lunghezze d'onda (Kior et al., 2021), nella regione del rosso (600-700nm) e in parte dell'infrarosso vicino (NIR, 700-900 nm), il rosso è legato all'assorbimento dei pigmenti fotosintetici e la regione NIR dipende dalla struttura della foglia e dalla chioma (Haboudane et al., 2004, Mekkaram et al., 2015). In futuro la sperimentazione proseguirà per misurare l'albedo a livello di diverse specie vegetali e mix di esse, con l'obiettivo di fornire indicazioni di supporto per la selezione di essenze con albedo elevata. Tra le specie vegetali da testare, si prevede di includere anche piante spontanee, è importante sottolineare, infatti, che nel bacino del Mediterraneo sono presenti numerose specie di piante xerofite adattate a vivere in ambienti caratterizzati da lunghi periodi di siccità o da clima arido o desertico (Benvenuti & Bacci, 2010), che sfruttano svariati fattori morfofisiologici sviluppati ai fini evolutivi per riflettere la luce, che includono le caratteristiche di rugosità della cuticola della superficie fogliare, tricomi e strati con diversi indici di rifrazione, strutture fotoniche e *scattering* inter- ed intra-cellulare (Grant, 1987; Zamft & Conrado, 2015). Inoltre, l'adozione di specie autoctone potrà nel tempo garantire sui tetti verdi serbatoi di biodiversità e sostentamento per l'entomofauna tra cui i pronubi (Ayers & Rehan, 2021; Cameron & Blanuša, 2016; Latini et al., 2022). Allo stato dell'arte, se nel Nord d'Europa i tetti verdi costituiscono già una tecnologia ampiamente diffusa, nelle aree più a Sud a clima tipicamente mediterraneo, come l'Italia, queste infrastrutture su edifici in città sono ancora poco presenti. Nella fase attuale cosiddetta di transizione ecologica si prevede che l'impiego dei tetti verdi, insieme alle numerose altre installazioni di verde urbano in città e alle soluzioni basate sulla natura (*natural-based solutions*, NBS), verranno impiegate in maniera copiosa, dato il loro possibile ruolo nella mitigazione del fenomeno delle isole urbane di calore, ma anche nel limitare possibili effetti catastrofici dovuti a fenomeni meteorici di forte intensità. Anche in questo senso, la vegetazione gioca un ruolo fondamentale in quanto può avere un'influenza variabile sui livelli di ritenuta idrica di un sistema tetto verde (Kolasa-Więcek & Suszanowicz, 2021; Shafique et al., 2018). I dati raccolti ampliano la conoscenza dell'applicazione dei tetti verdi in ambiente mediterraneo riportando un esempio di copertura calpestabile (per quanto riguarda il prato di graminacee) che, oltre ai vantaggi sull'efficienza termica, può apportare all'edificio anche vantaggi sociali legati alla fruizione del tetto

verde. Lo studio e la successiva adozione di questa tecnologia verde permetterebbero di ridurre i consumi energetici delle città, favorendo i requisiti necessari per la realizzazione di un sistema mondiale sostenibile, basato sulle energie rinnovabili. Infatti le energie rinnovabili, come sostenuto da Moriarty et al. (2021), per essere effettivamente sfruttate come sostituto valido di carbone e combustibili fossili, devono essere affiancate ad una riduzione dell'utilizzo e quindi della domanda di energia, soprattutto nei paesi che ne fanno un largo uso.

7 Conclusioni

La ricerca riporta lo studio, nel triennio 2019-2021, della facciata e del tetto verde sperimentali, situati sul *green building* del centro di ricerca ENEA Casaccia. La tematica del lavoro è calata nel sempre più attuale scenario di cambiamento climatico, in cui gli obiettivi posti dalle istituzioni per arginare il fenomeno rimangono disattesi. Forti conseguenze si stanno verificando sull'ambiente urbano, l'innalzamento delle temperature sta acuendo le problematiche dell'isola di calore e l'alta densità di popolazione e l'inquinamento dell'aria stanno provocando crescenti sfide sociali. Per questo motivo importanti attività di ricerca si stanno svolgendo per promuovere interventi mitigatori in ambiente cittadino e la sinergia tra uomo e natura sembra essere la migliore via percorribile per fronteggiare gli incombenti rischi ambientali. Oggetto di questi studi sono le *Nature Based Solutions* (NBS) e nel caso delle città, muri e tetti verdi; infatti, queste infrastrutture verdi ben si adattano all'applicazione in ambiente urbano, caratterizzato da elevato consumo di suolo che lascia pochi spazi disponibili per la ricolonizzazione naturale. I benefici che apportano muri e tetti verdi sono perfettamente collegati alle problematiche cittadine; la possibilità di aumentare il raffrescamento degli edifici riducendo i consumi energetici, il miglioramento della qualità dell'aria e la gestione delle acque meteoriche, sono solo alcuni dei vantaggi apportati da queste tecnologie verdi.

In questo studio la facciata verde costituita da rampicanti si è dimostrata efficace nello schermare l'edificio dalla radiazione solare riducendo le temperature superficiali anche di 12°C ed arrivando ad abbattere il flusso di calore entrante nei mesi più caldi, tra il 65 e il 70%, valore convertibile in un risparmio energetico medio a m², di 2,39 kWh. Il parametro K_v^* , elaborato per poter simulare l'effetto schermante dei flussi di calore da parte della parete verde, si è dimostrato efficace nel restituire valori di flussi termici approssimabili a quelli calcolati a partire dai sensori installati sulla parete. Questo rappresenta un importante risultato utilizzabile come strumento decisionale e nella fase di progettazione; infatti, la possibilità di poter prevedere con maggiore precisione possibile i benefici apportati dalle NBS è sicuramente un passaggio fondamentale per integrare con consapevolezza e minore scetticismo, queste tecnologie sugli edifici.

Il monitoraggio della CO₂ e dell'O₂ effettuato per considerare le interazioni dei vegetali con la qualità dell'aria respirabile dagli abitanti di un *green building*, non ha riportato elementi di rischio per quanto riguarda la CO₂, mentre la concentrazione di O₂ sembra aumentare nell'intercapedine creata dalla facciata verde, fornendo di giorno un innalzamento di 0,26pp. Le specie rampicanti della parete (*P. quinquefolia*, *T.jasminoides*, *H.helix*) sono risultate non emettere COV, dando la possibilità di

classificarle come specie non emettenti, dato importante, per l'eventuale realizzazione su ampia scala in ambiente urbano, di strutture verdi con queste rampicanti.

Per quanto riguarda il tetto verde estensivo, con i settori adibiti a graminacee e *Sedum spurium*, è stato evidenziato il netto contributo dei moduli verdi irrigati, nella riduzione delle temperature del tetto, con differenze anche maggiori di 20°C nei mesi estivi. Questo dato si riflette in un'elevata percentuale di abbattimento dei flussi di calore stimati, anche superiore del 90%. Un ulteriore vantaggio apportato dai tetti verdi è stato lo sfasamento del picco termico, che in entrambe le coperture verdi si è verificato in orari serali rispetto al controllo, che invece raggiunge le temperature massime, nei mesi estivi, nelle ore centrali della giornata. Dilazionare la richiesta di energia dei centri urbani, potrebbe risultare in futuro necessario, per poter consentire l'approvvigionamento energetico da fonti rinnovabili, e lo sfasamento del picco termico potrebbe apportare, in questi termini un importante contributo. Lo studio dell'albedo delle coperture verdi ha permesso di apprezzarne le variazioni dettate dalla stagionalità e dalla crescita dei vegetali, ponendo in evidenza questioni che potrebbero essere considerate per massimizzare l'effetto di mitigazione sulla temperatura dell'aria.

Il lavoro di tesi ha permesso di ampliare le conoscenze riguardanti le strutture verdi in ambienti mediterraneo, ponendo attenzione agli aspetti legati al risparmio energetico, alla qualità dell'aria e all'albedo dei vegetali, contribuendo all'obiettivo di poter gestire e adottare, con maggiore consapevolezza in sede progettuale, queste tecnologie. Facilitare la diffusione delle infrastrutture verdi è di cruciale importanza sia per i vantaggi a livello climatico-ambientale, che sociali. Da queste opere di impatto, infatti, può passare la "rieducazione" della popolazione, sensibilizzandola in modo fattivo nell'impegno che può portare ad introdurre la cosiddetta "transizione ecologica". In futuro sarebbe auspicabile implementare database che caratterizzino le specie vegetali applicabili sulle strutture verdi considerando le esigenze eco fisiologiche, per poterne declinare la scelta, pesandola in base al microclima del sito e ai servizi ecosistemici che si vogliono massimizzare, tentando di semplificarne l'adozione da parte dei tecnici del settore.

8 Bibliografia

- Air quality in Europe 2021 — European Environment Agency [WWW Document], n.d. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021/> (accessed 9.29.22).
- Akbari, H., Damon Matthews, H., Seto, D., 2012. The long-term effect of increasing the albedo of urban areas. *Environ. Res. Lett.* 7, 024004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/2/024004>
- Al-Busaidi, A., Yamamoto, T., Tanak, S., Moritani, S., 2013. Evapotranspiration of Succulent Plant (*Sedum aizoon* var. *floibundum*), in: Alexandris, S. (Ed.), *Evapotranspiration - An Overview*. InTech. <https://doi.org/10.5772/53213>
- Alexandri, E., Jones, P., 2008. Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Build. Environ.* 43, 480–493. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.10.055>
- Al-Tamimi, N.A., Fadzil, S.F.S., 2011. The Potential of Shading Devices for Temperature Reduction in High-Rise Residential Buildings in the Tropics. *Procedia Eng.* 21, 273.
- Ariaudo, F., Corgnati, S., Fracastoro, G.V., Raimondo, D., 2009. Cooling load reduction by green walls: results from an experimental campaign.
- Ascione, F., De Masi, R.F., Mastellone, M., Ruggiero, S., Vanoli, G.P., 2020. Green Walls, a Critical Review: Knowledge Gaps, Design Parameters, Thermal Performances and Multi-Criteria Design Approaches. *Energies* 13, 2296. <https://doi.org/10.3390/en13092296>
- Assimakopoulos, M.-N., De Masi, R.F., de Rossi, F., Papadaki, D., Ruggiero, S., 2020. Green Wall Design Approach Towards Energy Performance and Indoor Comfort Improvement: A Case Study in Athens. *Sustainability* 12, 3772. <https://doi.org/10.3390/su12093772>
- Atta-ur-Rahman, Parvin, G.A., Shaw, R., Surjan, A., 2016. Cities, Vulnerability, and Climate Change, in: *Urban Disasters and Resilience in Asia*. Elsevier, pp. 35–47. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802169-9.00003-3>
- Ayers, A.C., Rehan, S.M., 2021. Supporting Bees in Cities: How Bees Are Influenced by Local and Landscape Features. *Insects* 12, 128. <https://doi.org/10.3390/insects12020128>
- Azeñas, V., Cuxart, J., Picos, R., Medrano, H., Simó, G., López-Grifol, A., Gulías, J., 2018. Thermal regulation capacity of a green roof system in the mediterranean region: The effects of vegetation and irrigation level. *Energy Build.* 164, 226–238. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.01.010>
- Babí Almenar, J., Elliot, T., Rugani, B., Philippe, B., Navarrete Gutierrez, T., Sonnemann, G., Geneletti, D., 2021. Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges. *Land Use Policy* 100, 104898. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104898>

- Bacastow, R.B., Keeling, C.D., Whorf, T.P., 1985. Seasonal amplitude increase in atmospheric CO₂ concentration at Mauna Loa, Hawaii, 1959-1982. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 90, 10529–10540. <https://doi.org/10.1029/JD090iD06p10529>
- Baryła, A., Gnatowski, T., Karczmarczyk, A., Szatylowicz, J., 2019. Changes in Temperature and Moisture Content of an Extensive-Type Green Roof. *Sustainability* 11, 2498. <https://doi.org/10.3390/su11092498>
- Bauer, H., Kofler, R., 1987. Photosynthesis in frost-hardened and frost-stressed leaves of *Hedera helix* L. *Plant Cell Environ.* 10, 339–346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1987.tb01615.x>
- Beard, J., 1973. *Turfgrass : science and culture*. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Beck, T., 2013. *Principles of Ecological Landscape Design*. Island Press/Center for Resource Economics, Washington, DC. <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-199-3>
- Behera, B., Reddy, V.R., 2002. Environment and Accountability: Impact of Industrial Pollution on Rural Communities. *Econ. Polit. Wkly.* 37, 257–265.
- Benvenuti, S., Bacci, D., 2010. Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosyst.* 13, 349–363. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0124-9>
- Berardi, U., GhaffarianHoseini, AmirHosein, GhaffarianHoseini, Ali, 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Appl. Energy* 115, 411–428. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>
- Besir, A.B., Cuce, E., 2018. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 82, 915–939. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.106>
- Bevilacqua, P., Mazzeo, D., Bruno, R., Arcuri, N., 2016. Experimental investigation of the thermal performances of an extensive green roof in the Mediterranean area. *Energy Build.* 122, 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.03.062>
- Biswal, B.K., Bolan, N., Zhu, Y.-G., Balasubramanian, R., 2022. Nature-based Systems (NbS) for mitigation of stormwater and air pollution in urban areas: A review. *Resour. Conserv. Recycl.* 186, 106578. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106578>
- Bjorkman, O., 1966. The Effect of Oxygen Concentration on Photosynthesis in Higher Plants. *Physiol. Plant.* 19, 618–633. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1966.tb07046.x>
- Breda, N.J.J., 2003. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *J. Exp. Bot.* 54, 2403–2417. <https://doi.org/10.1093/jxb/erg263>
- Brooks, H.E., 2013. Severe thunderstorms and climate change. *Atmospheric Res.* 123, 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.04.002>

- Cai, L., Feng, X.-P., Yu, J.-Y., Xiang, Q.-C., Chen, R., 2019. Reduction in Carbon Dioxide Emission and Energy Savings Obtained by Using a Green Roof. *Aerosol Air Qual. Res.* 19, 2432–2445. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.09.0455>
- Calfapietra, C., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G., Loreto, F., 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environ. Pollut.* 183, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.012>
- Calfapietra, C., Peñuelas, J., Niinemets, Ü., 2015. Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends Plant Sci.* 20, 72–75. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.11.001>
- Cameron, R.W.F., Blanuša, T., 2016. Green infrastructure and ecosystem services – is the devil in the detail? *Ann. Bot.* 118, 377–391. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw129>
- Campiotti, C.A., Gatti, L., Campiotti, A., Consorti, L., De Rossi, P., Bibbiani, C., Muleo, R., Latini, A., 2022. Vertical Greenery as Natural Tool for Improving Energy Efficiency of Buildings. *Horticulturae* 8, 526. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8060526>
- Cartalis, C., Synodinou, A., Proedrou, M., Tsangrassoulis, A., Santamouris, M., 2001. Modifications in energy demand in urban areas as a result of climate changes: an assessment for the southeast Mediterranean region. *Energy Convers. Manag.* 42, 1647–1656. [https://doi.org/10.1016/S0196-8904\(00\)00156-4](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(00)00156-4)
- Cascone, S., Coma, J., Gagliano, A., Pérez, G., 2019. The evapotranspiration process in green roofs: A review. *Build. Environ.* 147, 337–355. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.024>
- Castellar, J.A.C., Popartan, L.A., Pueyo-Ros, J., Atanasova, N., Langergraber, G., Säumel, I., Corominas, L., Comas, J., Acuña, V., 2021. Nature-based solutions in the urban context: terminology, classification and scoring for urban challenges and ecosystem services. *Sci. Total Environ.* 779, 146237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146237>
- Chandler, T.J., 1962. London's Urban Climate. *Geogr. J.* 128, 279. <https://doi.org/10.2307/1794042>
- Charoenkit, S., Yiemwattana, S., Rachapradit, N., 2020. Plant characteristics and the potential for living walls to reduce temperatures and sequester carbon. *Energy Build.* 225, 110286. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.110286>
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., Maginnis, S. (Eds.), 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- Coma, J., Pérez, G., de Gracia, A., Burés, S., Urrestarazu, M., Cabeza, L.F., 2017. Vertical greenery systems for energy savings in buildings: A comparative study between green walls and green facades. *Build. Environ.* 111, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.11.014>

- Coma, J., Pérez, G., Solé, C., Castell, A., Cabeza, L.F., 2014. New Green Facades as Passive Systems for Energy Savings on Buildings. *Energy Procedia* 57, 1851–1859. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.049>
- Conboy, N.J.A., McDaniel, T., George, D., Ormerod, A., Edwards, M., Donohoe, P., Gatehouse, A.M.R., Tosh, C.R., 2020. Volatile Organic Compounds as Insect Repellents and Plant Elicitors: an Integrated Pest Management (IPM) Strategy for Glasshouse Whitefly (*Trialeurodes vaporariorum*). *J. Chem. Ecol.* 46, 1090–1104. <https://doi.org/10.1007/s10886-020-01229-8>
- Consoli, S., Inglese, G., Inglese, P., 2013. Determination of Evapotranspiration and Annual Biomass Productivity of a Cactus Pear [*Opuntia ficus-indica* L. (Mill.)] Orchard in a Semiarid Environment. *J. Irrig. Drain. Eng.* 139, 680–690. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000589](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000589)
- Convertino, F., Vox, G., Schettini, E., 2021. Evaluation of the cooling effect provided by a green façade as nature-based system for buildings. *Build. Environ.* 203, 108099. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108099>
- Coombes, M.A., Viles, H.A., Zhang, H., 2018. Thermal blanketing by ivy (*Hedera helix* L.) can protect building stone from damaging frosts. *Sci. Rep.* 8, 9834. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28276-2>
- Coutts, C., Hahn, M., 2015. Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 9768–9798. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809768>
- Cristiano, E., Annis, A., Apollonio, C., Pumo, D., Urru, S., Viola, F., Deidda, R., Pelorosso, R., Petroselli, A., Tauro, F., Grimaldi, S., Francipane, A., Alongi, F., Noto, L.V., Hoes, O., Klapwijk, F., Schmitt, B., Nardi, F., 2022. Multilayer blue-green roofs as nature-based solutions for water and thermal insulation management. *Hydrol. Res.* nh2022201. <https://doi.org/10.2166/nh.2022.201>
- Dagenais, D., Thomas, I., Paquette, S., 2017. Siting green stormwater infrastructure in a neighbourhood to maximise secondary benefits: lessons learned from a pilot project. *Landsc. Res.* 42, 195–210. <https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1228861>
- Darbah, J.N.T., Sharkey, T.D., Calfapietra, C., Karnosky, D.F., 2010. Differential response of aspen and birch trees to heat stress under elevated carbon dioxide. *Environ. Pollut.* 158, 1008–1014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.019>
- Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G., Clar, M., 2009. Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *J. Environ. Eng.* 135, 109–117. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(109\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109))

- Davis, M.J.M., Tenpierik, M.J., Ramírez, F.R., Pérez, M.E., 2017. More than just a Green Facade: The sound absorption properties of a vertical garden with and without plants. *Build. Environ.* 116, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.01.010>
- Dela Cruz, M., Tomasi, G., Müller, R., Christensen, J.H., 2019. Removal of volatile gasoline compounds by indoor potted plants studied by pixel-based fingerprinting analysis. *Chemosphere* 221, 226–234. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.125>
- Dement, W.A., Tyson, B.J., Mooney, H.A., 1975. Mechanism of monoterpene volatilization in *Salvia mellifera*. *Phytochemistry* 14, 2555–2557. [https://doi.org/10.1016/0031-9422\(75\)85223-X](https://doi.org/10.1016/0031-9422(75)85223-X)
- Dennis, M., Cook, P.A., James, P., Wheeler, C.P., Lindley, S.J., 2020. Relationships between health outcomes in older populations and urban green infrastructure size, quality and proximity. *BMC Public Health* 20, 626. <https://doi.org/10.1186/s12889-020-08762-x>
- Doll, R., 1978. Atmospheric pollution and lung cancer. *Environ. Health Perspect.* 22, 23–31. <https://doi.org/10.1289/ehp.782223>
- Dudareva, N., Negre, F., Nagegowda, D.A., Orlova, I., 2006. Plant Volatiles: Recent Advances and Future Perspectives. *Crit. Rev. Plant Sci.* 25, 417–440. <https://doi.org/10.1080/07352680600899973>
- Dunnett, N., Kingsbury, N., 2008. *Planting green roofs and living walls* / Nigel Dunnett and Noel Kingsbury., Revised and updated edition. ed. Timber Press.
- Dvorak, B., Volder, A., 2010. Green roof vegetation for North American ecoregions: A literature review. *Landsc. Urban Plan.* 96, 197–213. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.04.009>
- Ebi, K.L., Capon, A., Berry, P., Broderick, C., de Dear, R., Havenith, G., Honda, Y., Kovats, R.S., Ma, W., Malik, A., Morris, N.B., Nybo, L., Seneviratne, S.I., Vanos, J., Jay, O., 2021. Hot weather and heat extremes: health risks. *The Lancet* 398, 698–708. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)01208-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)01208-3)
- Edenhofer, O., 2015. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press.
- Ekholm, S., 2020. Swedish mothers' and fathers' worries about climate change: a gendered story. *J. Risk Res.* 23, 288–296. <https://doi.org/10.1080/13669877.2019.1569091>
- Eksi, M., Rowe, D.B., Wichman, I.S., Andresen, J.A., 2017. Effect of substrate depth, vegetation type, and season on green roof thermal properties. *Energy Build.* 145, 174–187. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.04.017>
- El-Fadel, M., Massoud, M., 2001. Methane emissions from wastewater management. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 114, 177–185. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(00\)00222-0](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00222-0)

- Ennajeh, M., Vadel, A.M., Cochard, H., Khemira, H., 2010. Comparative impacts of water stress on the leaf anatomy of a drought-resistant and a drought-sensitive olive cultivar. *J. Hortic. Sci. Biotechnol.* 85, 289–294. <https://doi.org/10.1080/14620316.2010.11512670>
- Everett, G., Lawson, E., Lamond, J., 2015. Green infrastructure and urban water management, in: *Handbook on Green Infrastructure*. Edward Elgar Publishing, pp. 50–66. <https://doi.org/10.4337/9781783474004.00009>
- Fahmy, M., Sharples, S., 2011. Urban form, thermal comfort and building CO₂ emissions - a numerical analysis in Cairo. *Build. Serv. Eng. Res. Technol.* 32, 73–84. <https://doi.org/10.1177/0143624410394536>
- Fantozzi, F., Bibbiani, C., Gargari, C., Rugani, R., Salvadori, G., 2021. Do green roofs really provide significant energy saving in a Mediterranean climate? Critical evaluation based on different case studies. *Front. Archit. Res.* 10, 447–465. <https://doi.org/10.1016/j.foar.2021.01.006>
- Farré-Armengol, G., Filella, I., Llusia, J., Peñuelas, J., 2013. Floral volatile organic compounds: Between attraction and deterrence of visitors under global change. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 15, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2012.12.002>
- Fernandes, J.P., Guiomar, N., 2018. Nature-based solutions: The need to increase the knowledge on their potentialities and limits. *Land Degrad. Dev.* 29, 1925–1939. <https://doi.org/10.1002/ldr.2935>
- Fioretti, R., Palla, A., Lanza, L.G., Principi, P., 2010. Green roof energy and water related performance in the Mediterranean climate. *Build. Environ.* 45, 1890–1904. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.03.001>
- Forzieri, G., Feyen, L., Russo, S., Vousdoukas, M., Alfieri, L., Outten, S., Migliavacca, M., Bianchi, A., Rojas, R., Cid, A., 2016. Multi-hazard assessment in Europe under climate change. *Clim. Change* 137, 105–119. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1661-x>
- Gaffin, S., Khanbilvardi, R., Rosenzweig, C., 2009. Development of a Green Roof Environmental Monitoring and Meteorological Network in New York City. *Sensors* 9, 2647–2660. <https://doi.org/10.3390/s90402647>
- Gagliano, A., Detommaso, M., Nocera, F., Evola, G., 2015. A multi-criteria methodology for comparing the energy and environmental behavior of cool, green and traditional roofs. *Build. Environ.* 90, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.02.043>
- Gentle, A.R., Aguilar, J.L.C., Smith, G.B., 2011. Optimized cool roofs: Integrating albedo and thermal emittance with R-value. *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 95, 3207–3215. <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2011.07.018>

- Ghirardo, A., Xie, J., Zheng, X., Wang, Y., Grote, R., Block, K., Wildt, J., Mentel, T., Kiendler-Scharr, A., Hallquist, M., Butterbach-Bahl, K., Schnitzler, J.-P., 2016. Urban stress-induced biogenic VOC emissions and SOA-forming potentials in Beijing. *Atmospheric Chem. Phys.* 16, 2901–2920. <https://doi.org/10.5194/acp-16-2901-2016>
- Gibbs, J.E.M., 2019. Essential oils, asthma, thunderstorms, and plant gases: a prospective study of respiratory response to ambient biogenic volatile organic compounds (BVOCs). *J. Asthma Allergy Volume* 12, 169–182. <https://doi.org/10.2147/JAA.S193211>
- Grant, L., 1987. Diffuse and specular characteristics of leaf reflectance. *Remote Sens. Environ.* 22, 309–322. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(87\)90064-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(87)90064-2)
- Graven, H.D., Keeling, R.F., Piper, S.C., Patra, P.K., Stephens, B.B., Wofsy, S.C., Welp, L.R., Sweeney, C., Tans, P.P., Kelley, J.J., Daube, B.C., Kort, E.A., Santoni, G.W., Bent, J.D., 2013. Enhanced Seasonal Exchange of CO₂ by Northern Ecosystems Since 1960. *Science* 341, 1085–1089. <https://doi.org/10.1126/science.1239207>
- Grimm, N.B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J.M., Hopkinson, C.S., Nadelhoffer, K.J., Pataki, D.E., Peters, D.P., 2008. The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Front. Ecol. Environ.* 6, 264–272. <https://doi.org/10.1890/070147>
- Gu, S., Guenther, A., Faiola, C., 2021. Effects of Anthropogenic and Biogenic Volatile Organic Compounds on Los Angeles Air Quality. *Environ. Sci. Technol.* 55, 12191–12201. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01481>
- Guenther, A.B., Jiang, X., Heald, C.L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T., Emmons, L.K., Wang, X., 2012. The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions. *Geosci. Model Dev.* 5, 1471–1492. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012>
- Gulia, S., Shiva Nagendra, S.M., Khare, M., Khanna, I., 2015. Urban air quality management-A review. *Atmospheric Pollut. Res.* 6, 286–304. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.033>
- Han, L., Zhou, W., Pickett, S.T., Li, W., Qian, Y., 2018. Multicontaminant air pollution in Chinese cities. *Bull. World Health Organ.* 96, 233–242E. <https://doi.org/10.2471/BLT.17.195560>
- Hansen, R., Pauleit, S., 2014. From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas. *Ambio* 43, 516–529. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0510-2>
- Harbinson, J., Genty, B., Baker, N.R., 1990. The relationship between CO₂ assimilation and electron transport in leaves. *Photosynth. Res.* 25, 213–224. <https://doi.org/10.1007/BF00033162>

- Hartikainen, K., Riikonen, J., Nerg, A.-M., Kivimäenpää, M., Ahonen, V., Tervahauta, A., Kärenlampi, S., Mäenpää, M., Rousi, M., Kontunen-Soppela, S., Oksanen, E., Holopainen, T., 2012. Impact of elevated temperature and ozone on the emission of volatile organic compounds and gas exchange of silver birch (*Betula pendula* Roth). *Environ. Exp. Bot.* 84, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.04.014>
- He, Y., Lin, E.S., Yu, Z., Tan, C.L., Tan, P.Y., Wong, N.H., 2021. The effect of dynamic albedos of plant canopy on thermal performance of rooftop greenery: A case study in Singapore. *Build. Environ.* 205, 108247. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108247>
- Heal, M.R., Heaviside, C., Doherty, R.M., Vieno, M., Stevenson, D.S., Vardoulakis, S., 2013. Health burdens of surface ozone in the UK for a range of future scenarios. *Environ. Int.* 61, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.010>
- Heimann, M., Keeling, C.D., 2013. A three-dimensional model of atmospheric CO₂ transport based on observed winds: 2. Model description and simulated tracer experiments, in: Peterson, D.H. (Ed.), *Geophysical Monograph Series*. American Geophysical Union, Washington, D. C., pp. 237–275. <https://doi.org/10.1029/GM055p0237>
- Hepburn, C., Adlen, E., Beddington, J., Carter, E.A., Fuss, S., Mac Dowell, N., Minx, J.C., Smith, P., Williams, C.K., 2019. The technological and economic prospects for CO₂ utilization and removal. *Nature* 575, 87–97. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1681-6>
- Hewitt, C.N., Ashworth, K., MacKenzie, A.R., 2020. Using green infrastructure to improve urban air quality (GI4AQ). *Ambio* 49, 62–73. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01164-3>
- Hoag, H., 2015. How cities can beat the heat. *Nature* 524, 402–404. <https://doi.org/10.1038/524402a>
- Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Guillén Bolaños, T., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I.A., Diedhiou, A., Djalante, R., Ebi, K., Engelbrecht, F., Guiot, J., Hijikata, Y., Mehrotra, S., Hope, C.W., Payne, A.J., Pörtner, H.-O., Seneviratne, S.I., Thomas, A., Warren, R., Zhou, G., 2019. The human imperative of stabilizing global climate change at 1.5°C. *Science* 365, eaaw6974. <https://doi.org/10.1126/science.aaw6974>
- Hofmann, D.J., Butler, J.H., Dlugokencky, E.J., Elkins, J.W., Masarie, K., Montzka, S.A., Tans, P., 2006. The role of carbon dioxide in climate forcing from 1979 to 2004: introduction of the Annual Greenhouse Gas Index. *Tellus B Chem. Phys. Meteorol.* 58, 614–619. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2006.00201.x>
- Holopainen, J.K., Blande, J.D., 2012. Molecular Plant Volatile Communication, in: López-Larrea, C. (Ed.), *Sensing in Nature, Advances in Experimental Medicine and Biology*. Springer US, New York, NY, pp. 17–31. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1704-0_2

- Huang, C., Fu, S., Liang, S., Ji, Y., 2004. Relationships between light and physiological characters of five climbing plants. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao J. Appl. Ecol. Zhongguo Sheng Tai Xue Xue Hui Zhongguo Ke Xue Yuan Shenyang Ying Yong Sheng Tai Yan Jiu Suo Zhu Ban* 15, 1131–4.
- Huylenbroeck, V., Lootens, Bockstaele, V., 1999. Photosynthetic characteristics of perennial ryegrass and red fescue turf-grass cultivars. *Grass Forage Sci.* 54, 267–274. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2494.1999.00179.x>
- Iacona, C., Pistelli, L., Cirilli, M., Gatti, L., Mancinelli, R., Ripa, M.N., Muleo, R., 2019. Day-Length Is Involved in Flooding Tolerance Response in Wild Type and Variant Genotypes of Rootstock *Prunus cerasifera* L. *Front. Plant Sci.* 10, 546. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00546>
- Jim, C.Y., 2017. Green roof evolution through exemplars: Germinal prototypes to modern variants. *Sustain. Cities Soc.* 35, 69–82. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.08.001>
- Jim, C.Y., 2014. Heat-sink effect and indoor warming imposed by tropical extensive green roof. *Ecol. Eng.* 62, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.022>
- Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., Stadler, J., Zaunberger, K., Bonn, A., 2016. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecol. Soc.* 21, art39. <https://doi.org/10.5751/ES-08373-210239>
- Kabisch, N., van den Bosch, M., Laforteza, R., 2017. The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly – A systematic review. *Environ. Res.* 159, 362–373. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.004>
- Kalisa, E., Fadlallah, S., Amani, M., Nahayo, L., Habiyaemye, G., 2018. Temperature and air pollution relationship during heatwaves in Birmingham, UK. *Sustain. Cities Soc.* 43, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.08.033>
- Kampa, M., Castanas, E., 2008. Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.* 151, 362–367. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Karlessi, T., Santamouris, M., Apostolakis, K., Synnefa, A., Livada, I., 2009. Development and testing of thermochromic coatings for buildings and urban structures. *Sol. Energy* 83, 538–551. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2008.10.005>
- Keeling, C.D., Chin, J.F.S., Whorf, T.P., 1996. Increased activity of northern vegetation inferred from atmospheric CO₂ measurements. *Nature* 382, 146–149. <https://doi.org/10.1038/382146a0>

- Kholod, N., Evans, M., Pilcher, R.C., Roshchanka, V., Ruiz, F., Coté, M., Collings, R., 2020. Global methane emissions from coal mining to continue growing even with declining coal production. *J. Clean. Prod.* 256, 120489. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120489>
- Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., de Hoogh, K., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M., 2021. Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *Lancet Planet. Health* 5, e121–e134. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30272-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30272-2)
- Klein, P.M., Coffman, R., 2015. Establishment and performance of an experimental green roof under extreme climatic conditions. *Sci. Total Environ.* 512–513, 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.020>
- Köhler, M., 2008. Green facades—a view back and some visions. *Urban Ecosyst.* 11, 423–436. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0063-x>
- Kolasa-Więcek, A., Suszanowicz, D., 2021. The green roofs for reduction in the load on rainwater drainage in highly urbanised areas. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 34269–34277. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12616-3>
- Kolokotsa, D., Santamouris, M., Zerefos, S.C., 2013. Green and cool roofs' urban heat island mitigation potential in European climates for office buildings under free floating conditions. *Sol. Energy* 95, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2013.06.001>
- Kontoleon, K.J., Eumorfopoulou, E.A., 2010. The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone. *Build. Environ.* 45, 1287–1303. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.11.013>
- Ladjal, M., Epron, D., Ducrey, M., 2000. Effects of drought preconditioning on thermotolerance of photosystem II and susceptibility of photosynthesis to heat stress in cedar seedlings. *Tree Physiol.* 20, 1235–1241. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.18.1235>
- Lane, K., Wheeler, K., Charles-Guzman, K., Ahmed, M., Blum, M., Gregory, K., Graber, N., Clark, N., Matte, T., 2014. Extreme Heat Awareness and Protective Behaviors in New York City. *J. Urban Health* 91, 403–414. <https://doi.org/10.1007/s11524-013-9850-7>
- Latini, A., Papagni, I., Gatti, L., De Rossi, P., Campiotti, A., Giagnacovo, G., Mirabile Gattia, D., Mariani, S., 2022. *Echium vulgare* and *Echium plantagineum*: A Comparative Study to Evaluate Their Inclusion in Mediterranean Urban Green Roofs. *Sustainability* 14, 9581. <https://doi.org/10.3390/su14159581>
- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S.H.M., Chaudhary, A., De Palma, A., DeClerck, F.A.J., Di Marco, M., Doelman, J.C., Dürauer, M., Freeman, R., Harfoot, M., Hasegawa, T., Hellweg, S., Hilbers, J.P., Hill, S.L.L., Humpenöder, F., Jennings, N., Krisztin, T., Mace,

- G.M., Ohashi, H., Popp, A., Purvis, A., Schipper, A.M., Tabeau, A., Valin, H., van Meijl, H., van Zeist, W.-J., Visconti, P., Alkemade, R., Almond, R., Bunting, G., Burgess, N.D., Cornell, S.E., Di Fulvio, F., Ferrier, S., Fritz, S., Fujimori, S., Grooten, M., Harwood, T., Havlík, P., Herrero, M., Hoskins, A.J., Jung, M., Kram, T., Lotze-Campen, H., Matsui, T., Meyer, C., Nel, D., Newbold, T., Schmidt-Traub, G., Stehfest, E., Strassburg, B.B.N., van Vuuren, D.P., Ware, C., Watson, J.E.M., Wu, W., Young, L., 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 585, 551–556. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>
- Lee, S., Ryu, Y., Jiang, C., 2015. Urban heat mitigation by roof surface materials during the East Asian summer monsoon. *Environ. Res. Lett.* 10, 124012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124012>
- Li, L., Yang, W., Xie, S., Wu, Y., 2020. Estimations and uncertainty of biogenic volatile organic compound emission inventory in China for 2008–2018. *Sci. Total Environ.* 733, 139301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139301>
- Liang, L., Gong, P., 2020. Urban and air pollution: a multi-city study of long-term effects of urban landscape patterns on air quality trends. *Sci. Rep.* 10, 18618. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74524-9>
- Liu, K., Minor, J., 2005. Performance evaluation of an extensive green roof.
- Lun, X., Lin, Y., Chai, F., Fan, C., Li, H., Liu, J., 2020. Reviews of emission of biogenic volatile organic compounds (BVOCs) in Asia. *J. Environ. Sci.* 95, 266–277. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.04.043>
- Lundholm, J.T., Weddle, B.M., MacIvor, J.S., 2014. Snow depth and vegetation type affect green roof thermal performance in winter. *Energy Build.* 84, 299–307. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.07.093>
- Madaniyazi, L., Nagashima, T., Guo, Y., Pan, X., Tong, S., 2016. Projecting ozone-related mortality in East China. *Environ. Int.* 92–93, 165–172. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.040>
- Magliocco, A., Perini, K., Department of Architectural Sciences, University of Genoa, Genoa, Italy, 2015. The perception of green integrated into architecture: installation of a green facade in Genoa, Italy. *AIMS Environ. Sci.* 2, 899–909. <https://doi.org/10.3934/environsci.2015.4.899>
- Manso, M., Castro-Gomes, J., 2015. Green wall systems: A review of their characteristics. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 41, 863–871. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.203>
- Manso, M., Sousa, V., Silva, C.M., Cruz, C.O., 2021a. The role of green roofs in post COVID-19 confinement: An analysis of willingness to pay. *J. Build. Eng.* 44, 103388. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2021.103388>

- Manso, M., Teotónio, I., Silva, C.M., Cruz, C.O., 2021b. Green roof and green wall benefits and costs: A review of the quantitative evidence. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 135, 110111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110111>
- Marchi, M., Niccolucci, V., Pulselli, R.M., Marchettini, N., 2018. Urban sustainability: Co₂ uptake by green areas in the historic centre of Siena. *Int. J. Des. Nat. Ecodynamics* 12, 407–417. <https://doi.org/10.2495/DNE-V12-N4-407-417>
- Marshall, J.D., Waring, R.H., 1986. Comparison of Methods of Estimating Leaf-Area Index In Old-Growth Douglas-Fir. *Ecology* 67, 975–979. <https://doi.org/10.2307/1939820>
- Martin, N.A., Chappelka, A.H., Loewenstein, E.F., Keever, G.J., 2012. Comparison of carbon storage, carbon sequestration, and air pollution removal by protected and maintained urban forests in Alabama, USA. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 265–272. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.712550>
- Martiniello, P., D’Andrea, E., 2006. Cool-season turf grass species adaptability in Mediterranean environments and quality traits of varieties. *Eur. J. Agron.* 25, 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2006.05.006>
- Mell, I.C., 2009. Can green infrastructure promote urban sustainability? *Proc. Inst. Civ. Eng. - Eng. Sustain.* 162, 23–34. <https://doi.org/10.1680/ensu.2009.162.1.23>
- Mitchell, J.F.B., Johns, T.C., Ingram, W.J., Lowe, J.A., 2000. The effect of stabilising atmospheric carbon dioxide concentrations on global and regional climate change. *Geophys. Res. Lett.* 27, 2977–2980. <https://doi.org/10.1029/1999GL011213>
- Moriarty, P., Honnery, D., Department of Design, Monash University-Caulfield Campus, P.O. Box 197, Caulfield East, Victoria 3145, Australia, Department of Mechanical and Aerospace Engineering, Monash University-Clayton Campus, Victoria, Australia, 2021. The limits of renewable energy. *AIMS Energy* 9, 812–829. <https://doi.org/10.3934/energy.2021037>
- ‘Nature-based solutions’ is the latest green jargon that means more than you might think, 2017. . *Nature* 541, 133–134. <https://doi.org/10.1038/541133b>
- Nelson, D.R., Bledsoe, B.P., Ferreira, S., Nibbelink, N.P., 2020. Challenges to realizing the potential of nature-based solutions. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, Open Issue 2020 Part A: Technology Innovations and Environmental Sustainability in the Anthropocene 45, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.09.001>

- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K.N., Rusch, G.M., Waylen, K.A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad, O.I., Wilkinson, M.E., Wittmer, H., 2017. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Sci. Total Environ.* 579, 1215–1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>
- Nieto, J., Carpintero, Ó., Miguel, L.J., 2018. Less than 2 °C? An Economic-Environmental Evaluation of the Paris Agreement. *Ecol. Econ.* 146, 69–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.10.007>
- Niinemets, Ü., Monson, R.K., 2013. State-of-the-Art of BVOC Research: What Do We Have and What Have We Missed? A Synthesis, in: Niinemets, Ü., Monson, R.K. (Eds.), *Biology, Controls and Models of Tree Volatile Organic Compound Emissions, Tree Physiology*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 509–528. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6606-8_18
- Nuruzzaman, Md., 2015. Urban Heat Island: Causes, Effects and Mitigation Measures - A Review. *Int. J. Environ. Monit. Anal.* 3, 67. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150302.15>
- Oberhuber, W., Bauer, H., 1991. Photoinhibition of photosynthesis under natural conditions in ivy (*Hedera helix* L.) growing in an understory of deciduous trees. *Planta* 185. <https://doi.org/10.1007/BF00202965>
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R.R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K.K.Y., Rowe, B., 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience* 57, 823–833. <https://doi.org/10.1641/B571005>
- Oke, T.R., 1988. The urban energy balance. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 12, 471–508. <https://doi.org/10.1177/030913338801200401>
- Onozuka, D., Hagihara, A., 2015. Variation in vulnerability to extreme-temperature-related mortality in Japan: A 40-year time-series analysis. *Environ. Res.* 140, 177–184. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.03.031>
- Otterman, J., 1974. Baring High-Albedo Soils by Overgrazing: A Hypothesized Desertification Mechanism. *Science* 186, 531–533. <https://doi.org/10.1126/science.186.4163.531>
- Parizotto, S., Lamberts, R., 2011. Investigation of green roof thermal performance in temperate climate: A case study of an experimental building in Florianópolis city, Southern Brazil. *Energy Build.* 43, 1712–1722. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.03.014>
- Pauleit, S., Zölch, T., Hansen, R., Randrup, T.B., Konijnendijk van den Bosch, C., 2017. Nature-based solutions and climate change- four shades of green. *Nat.-Based Solut. Clim. Change Adapt. Urban Areas Link. Sci. Policy Pract.* 29–49.

- Peng, L., Jim, C., 2015. Seasonal and Diurnal Thermal Performance of a Subtropical Extensive Green Roof: The Impacts of Background Weather Parameters. *Sustainability* 7, 11098–11113. <https://doi.org/10.3390/su70811098>
- Pérez, G., Chocarro, C., Juárez, A., Coma, J., 2020. Evaluation of the development of five Sedum species on extensive green roofs in a continental Mediterranean climate. *Urban For. Urban Green.* 48, 126566. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126566>
- Pérez, G., Coma, J., Martorell, I., Cabeza, L.F., 2014. Vertical Greenery Systems (VGS) for energy saving in buildings: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 39, 139–165. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.055>
- Pérez, G., Coma, J., Sol, S., Cabeza, L.F., 2017. Green facade for energy savings in buildings: The influence of leaf area index and facade orientation on the shadow effect. *Appl. Energy* 187, 424–437. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.11.055>
- Pérez, Gabriel, Rincón, L., Vila, A., González, J.M., Cabeza, L.F., 2011. Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Appl. Energy* 88, 4854–4859. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.06.032>
- Pérez, G., Rincón, L., Vila, A., González, J.M., Cabeza, L.F., 2011. Behaviour of green facades in Mediterranean Continental climate. *Energy Convers. Manag.* 52, 1861–1867. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.11.008>
- Perini, K., Ottelé, M., Fraaij, A.L.A., Haas, E.M., Raiteri, R., 2011. Vertical greening systems and the effect on air flow and temperature on the building envelope. *Build. Environ.* 46, 2287–2294. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.05.009>
- Perini, K., Roccotiello, E., 2018. Vertical Greening Systems for Pollutants Reduction, in: *Nature Based Strategies for Urban and Building Sustainability*. Elsevier, pp. 131–140. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812150-4.00012-4>
- Peron, A., Kaser, L., Fitzky, A.C., Graus, M., Halbwirth, H., Greiner, J., Wohlfahrt, G., Rewald, B., Sandén, H., Karl, T., 2020. Combined effects of ozone and drought stress on the emission of biogenic volatile organic compounds from *Quercus robur* L. (preprint). *Biogeochemistry: Land*. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-260>
- Petterle, A., Karlberg, A., Bhalerao, R.P., 2013. Daylength mediated control of seasonal growth patterns in perennial trees. *Curr. Opin. Plant Biol.* 16, 301–306. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2013.02.006>
- Pianella, A., Aye, L., Chen, Z., Williams, N., 2017. Substrate Depth, Vegetation and Irrigation Affect Green Roof Thermal Performance in a Mediterranean Type Climate. *Sustainability* 9, 1451. <https://doi.org/10.3390/su9081451>

- Pianella, A., Aye, L., Chen, Z., Williams, N.S.G., 2020. Effects of substrate depth and native plants on green roof thermal performance in South-East Australia. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 588, 022057. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/588/2/022057>
- Proença, V., Pereira, H.M., 2013. Comparing Extinction Rates: Past, Present, and Future, in: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition). Academic Press, Waltham, pp. 167–176. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00411-1>
- Programme, U.N.E., 2021. Smart, Sustainable and Resilient Cities: The Power of Nature-Based Solutions - A Working Paper for the G20.
- Radić, M., Brković Dodig, M., Auer, T., 2019. Green Facades and Living Walls—A Review Establishing the Classification of Construction Types and Mapping the Benefits. *Sustainability* 11, 4579. <https://doi.org/10.3390/su11174579>
- Raich, J.W., Potter, C.S., 1995. Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Glob. Biogeochem. Cycles* 9, 23–36. <https://doi.org/10.1029/94GB02723>
- Rajagopalan, P., Lim, K.C., Jamei, E., 2014. Urban heat island and wind flow characteristics of a tropical city. *Sol. Energy* 107, 159–170. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2014.05.042>
- Raji, B., Tenpierik, M.J., van den Dobbelsteen, A., 2015. The impact of greening systems on building energy performance: A literature review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 45, 610–623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.011>
- Ramírez, A.Z., Muñoz, C.B., 2012. Albedo Effect and Energy Efficiency of Cities.
- Raymond, C.M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M.R., Geneletti, D., Calfapietra, C., 2017. A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environ. Sci. Policy* 77, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>
- Razzaghmanesh, M., Beecham, S., Salemi, T., 2016. The role of green roofs in mitigating Urban Heat Island effects in the metropolitan area of Adelaide, South Australia. *Urban For. Urban Green.* 15, 89–102. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.11.013>
- Rebane, S., Jõgiste, K., Põldveer, E., Stanturf, J.A., Metslaid, M., 2019. Direct measurements of carbon exchange at forest disturbance sites: a review of results with the eddy covariance method. *Scand. J. For. Res.* 34, 585–597. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1659849>
- Ritchie, J.T., 2015. Efficient Water Use in Crop Production: Discussion on the Generality of Relations Between Biomass Production and Evapotranspiration, in: Taylor, H.M., Jordan, W.R., Sinclair, T.R. (Eds.), *ASA, CSSA, and SSSA Books*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 29–44. <https://doi.org/10.2134/1983.limitationsto efficientwateruse.c2>

- Rizwan, A.M., Dennis, L.Y.C., Liu, C., 2008. A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *J. Environ. Sci.* 20, 120–128. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60019-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60019-4)
- Romani, M., Piano, E., Pecetti, L., 2002. Collection and preliminary evaluation of native turfgrass accessions in Italy. *Genet. Resour. Crop Evol.* 49, 341–349. <https://doi.org/10.1023/A:1020655815121>
- Saaroni, H., Amorim, J.H., Hiemstra, J.A., Pearlmutter, D., 2018. Urban Green Infrastructure as a tool for urban heat mitigation: Survey of research methodologies and findings across different climatic regions. *Urban Clim.* 24, 94–110. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.02.001>
- Santamouris, M., 2014. Cooling the cities – A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Sol. Energy* 103, 682–703. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- Santamouris, M., 2007. Heat Island Research in Europe: The State of the Art. *Adv. Build. Energy Res.* 1, 123–150. <https://doi.org/10.1080/17512549.2007.9687272>
- Santiago Fink, H., 2016. Human-Nature for Climate Action: Nature-Based Solutions for Urban Sustainability. *Sustainability* 8, 254. <https://doi.org/10.3390/su8030254>
- Saunois, M., Stavert, A.R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Raymond, P.A., Dlugokencky, E.J., Houweling, S., Patra, P.K., Ciais, P., Arora, V.K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D.R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K.M., Carrol, M., Castaldi, S., Chandra, N., Crevoisier, C., Crill, P.M., Covey, K., Curry, C.L., Etiope, G., Frankenberg, C., Gedney, N., Hegglin, M.I., Höglund-Isaksson, L., Hugelius, G., Ishizawa, M., Ito, A., Janssens-Maenhout, G., Jensen, K.M., Joos, F., Kleinen, T., Krummel, P.B., Langenfelds, R.L., Laruelle, G.G., Liu, L., Machida, T., Maksyutov, S., McDonald, K.C., McNorton, J., Miller, P.A., Melton, J.R., Morino, I., Müller, J., Murguia-Flores, F., Naik, V., Niwa, Y., Noce, S., O'Doherty, S., Parker, R.J., Peng, C., Peng, S., Peters, G.P., Prigent, C., Prinn, R., Ramonet, M., Regnier, P., Riley, W.J., Rosentreter, J.A., Segers, A., Simpson, I.J., Shi, H., Smith, S.J., Steele, L.P., Thornton, B.F., Tian, H., Tohjima, Y., Tubiello, F.N., Tsuruta, A., Viovy, N., Voulgarakis, A., Weber, T.S., van Weele, M., van der Werf, G.R., Weiss, R.F., Worthy, D., Wunch, D., Yin, Y., Yoshida, Y., Zhang, W., Zhang, Z., Zhao, Y., Zheng, B., Zhu, Qing, Zhu, Qian, Zhuang, Q., 2020. The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth Syst. Sci. Data* 12, 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Schade, J., Lidelöw, S., Lönnqvist, J., 2021. The thermal performance of a green roof on a highly insulated building in a sub-arctic climate. *Energy Build.* 241, 110961. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2021.110961>

- Sciberras, E., Fernando, J.W., 2022. Climate change-related worry among Australian adolescents: an eight-year longitudinal study. *Child Adolesc. Ment. Health* 27, 22–29. <https://doi.org/10.1111/camh.12521>
- Shafique, M., Kim, R., Kyung-Ho, K., 2018. Green Roof for Stormwater Management in a Highly Urbanized Area: The Case of Seoul, Korea. *Sustainability* 10, 584. <https://doi.org/10.3390/su10030584>
- Shaharuddin Bin Ahmad, Lockwood, J.G., 1979. Albedo. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 3, 510–543. <https://doi.org/10.1177/030913337900300403>
- Sharkey, T.D., Bernacchi, C.J., Farquhar, G.D., Singsaas, E.L., 2007. Fitting photosynthetic carbon dioxide response curves for C(3) leaves. *Plant Cell Environ.* 30, 1035–1040. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01710.x>
- Sharkey, T.D., Chen, X., Yeh, S., 2001. Isoprene Increases Thermotolerance of Fosmidomycin-Fed Leaves. *Plant Physiol.* 125, 2001–2006.
- Siddique, H.M.A., Kiani, A.K., 2020. Industrial pollution and human health: evidence from middle-income countries. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 12439–12448. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07657-z>
- Smith, A., Harrison, P.A., Pérez-Soba, M., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B., Eros, T., Domenech, N., Gyorgy, A.I., Haines-Young, R., Li, S., Lommelen, E., Meiresonne, L., Miguel Ayala, L., Poikolainen, L., Simpson, G., Stange, E., Turkelboom, F., Uiterwijk, M., Echeverria, V., 2017. How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosyst. Serv.* 26, Part A, 111–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.006>
- Snep, R.P., Voeten, J.G., Mol, G., Van Hattum, T., 2020. Nature Based Solutions for Urban Resilience: A Distinction Between No-Tech, Low-Tech and High-Tech Solutions. *Front. Environ. Sci.* 8.
- Sone, C., Saito, K., Futakuchi, K., 2009. Comparison of Three Methods for Estimating Leaf Area Index of Upland Rice Cultivars. *Crop Sci.* 49, 1438–1443. <https://doi.org/10.2135/cropsci2008.09.0520>
- Squier, M., Davidson, C.I., 2016. Heat flux and seasonal thermal performance of an extensive green roof. *Build. Environ.* 107, 235–244. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.07.025>

- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stern, D.I., Common, M.S., Barbier, E.B., 1996. Economic growth and environmental degradation: The environmental Kuznets curve and sustainable development. *World Dev.* 24, 1151–1160. [https://doi.org/10.1016/0305-750X\(96\)00032-0](https://doi.org/10.1016/0305-750X(96)00032-0)
- Sultana, S., Satyanarayana, A.N.V., 2019. Impact of urbanisation on urban heat island intensity during summer and winter over Indian metropolitan cities. *Environ. Monit. Assess.* 191, 789. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7692-9>
- Susca, T., Gaffin, S.R., Dell’Osso, G.R., 2011. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environ. Pollut.* 159, 2119–2126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.007>
- Taha, H., 2015. Cool Cities: Counteracting Potential Climate Change and its Health Impacts. *Curr. Clim. Change Rep.* 1, 163–175. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0019-1>
- Taha, H., 1997. Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy Build.* 25, 99–103. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(96\)00999-1](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(96)00999-1)
- Tartivel, R., Tatin, R., Delhay, T., Maupas, A., Gendron, A., Gautier, S., Lavastre, O., 2012. Visualization and localization of bromotoluene distribution in *Hedera helix* using NanoSIMS. *Chemosphere* 89, 805–809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.058>
- Tarvainen, V., Hakola, H., Hellén, H., Bäck, J., Hari, P., Kulmala, M., 2005. Temperature and light dependence of the VOC emissions of Scots pine. *Atmospheric Chem. Phys.* 5, 989–998. <https://doi.org/10.5194/acp-5-989-2005>
- Thom, J.K., Livesley, S.J., Fletcher, T.D., Farrell, C., Arndt, S.K., Konarska, J., Szota, C., 2022. Selecting tree species with high transpiration and drought avoidance to optimise runoff reduction in passive irrigation systems. *Sci. Total Environ.* 812, 151466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151466>
- Timm, H.C., Stegemann, J., Küppers, M., 2002. Photosynthetic induction strongly affects the light compensation point of net photosynthesis and coincidentally the apparent quantum yield. *Trees* 16, 47–62. <https://doi.org/10.1007/s004680100123>
- Tingey, D.T., Manning, M., Grothaus, L.C., Burns, W.F., 1980. Influence of Light and Temperature on Monoterpene Emission Rates from Slash Pine. *Plant Physiol.* 65, 797–801.
- Tsang, S W, Jim, C.Y., 2011. Game-Theory Approach for Resident Coalitions to Allocate Green-Roof Benefits. *Environ. Plan. Econ. Space* 43, 363–377. <https://doi.org/10.1068/a43230>

- Tsang, S. W., Jim, C.Y., 2011. Theoretical evaluation of thermal and energy performance of tropical green roofs. *Energy* 36, 3590–3598. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.03.072>
- Valladares, F., Allen, M.T., Pearcy, R.W., 1997. Photosynthetic responses to dynamic light under field conditions in six tropical rainforest shrubs occurring along a light gradient. *Oecologia* 111, 505–514. <https://doi.org/10.1007/s004420050264>
- van den Bosch, M., Ode Sang, Å., 2017. Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – A systematic review of reviews. *Environ. Res.* 158, 373–384. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.040>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., Hermy, M., 2015. Adapting green roof irrigation practices for a sustainable future: A review. *Sustain. Cities Soc.* 19, 74–90. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.07.007>
- Velikova, V., Loreto, F., 2005. On the relationship between isoprene emission and thermotolerance in *Phragmites australis* leaves exposed to high temperatures and during the recovery from a heat stress. *Plant Cell Environ.* 28, 318–327. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2004.01314.x>
- Voyde, E., Fassman, E., Simcock, R., Wells, J., 2010. Quantifying Evapotranspiration Rates for New Zealand Green Roofs. *J. Hydrol. Eng.* 15, 395–403. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000141](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000141)
- Wang, X.-M., Wang, X.-K., Su, Y.-B., Zhang, H.-X., 2019. Land pavement depresses photosynthesis in urban trees especially under drought stress. *Sci. Total Environ.* 653, 120–130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.281>
- Wark, C.G., Wark, W.W., 2003. Green roof specifications and standards. *Constr. Specif.* 56, 1–12.
- Weiss, M., Baret, F., Smith, G.J., Jonckheere, I., Coppin, P., 2004. Review of methods for in situ leaf area index (LAI) determination. *Agric. For. Meteorol.* 121, 37–53. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.08.001>
- Widiastuti, R., Caesarendra, W., Prianto, E., Budi, W.S., 2018. Study on the Leaves Densities as Parameter for Effectiveness of Energy Transfer on the Green Facade. *Buildings* 8, 138. <https://doi.org/10.3390/buildings8100138>
- Widiastuti, R., Zaini, J., Caesarendra, W., Kokogiannakis, G., Binti Suhailian, S.N.N., 2022. Thermal insulation effect of green façades based on calculation of heat transfer and long wave infrared radiative exchange. *Measurement* 188, 110555. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2021.110555>

- World Health Organization, 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization.
- Yang, D.S., Pennisi, S.V., Son, K.-C., Kays, S.J., 2009. Screening Indoor Plants for Volatile Organic Pollutant Removal Efficiency. *HortScience* 44, 1377–1381. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.44.5.1377>
- Yu, W. d., Cheng, S. t., Miao, C. m., Perng, G. y., 2017. Green innovation of green roof technology - a case study. *Mater. Werkst.* 48, 420–429. <https://doi.org/10.1002/mawe.201700015>
- Yue, X.-L., Gao, Q.-X., 2018. Contributions of natural systems and human activity to greenhouse gas emissions. *Adv. Clim. Change Res.* 9, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.accre.2018.12.003>
- Zamft, B.M., Conrado, R.J., 2015. Engineering plants to reflect light: strategies for engineering water-efficient plants to adapt to a changing climate. *Plant Biotechnol. J.* 13, 867–874. <https://doi.org/10.1111/pbi.12382>
- Zhou, L.W., Wang, Qi., Li, Y., Liu, M., Wang, R.Z., 2018. Green roof simulation with a seasonally variable leaf area index. *Energy Build.* 174, 156–167. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.06.020>

8.1 Report e norme

- Air quality in Europe 2021, European Environment Agency [WWW Document], n.d. URL <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2021/> (accessed 9.29.22).
- Campiotti C., Consorti L., Giagnacovo G., Latini A., Puglisi G., Scoccianti M., Viola C. 2015. Caratterizzazione di tipologie di sistemi vegetali per migliorare l'efficienza energetica degli edifici nella città metropolitana. Report RdS/PAR2015/141.
- Campiotti, C.A., Giagnacovo, G.; A. Latini; Margiotto, F.; Nencini, L.; Puglisi, G. 2017. Le coperture vegetali per la sostenibilità energetica ed ambientale degli edifici. Project Report RdS/PAR2016/075
- European Commission (EC), 2013. Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital COM(2013)249 final
- International Panel on Climate Change (IPCC), Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and

- P.M. Midgley (Eds.), 2012. Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. Available from Cambridge_University_Press, The Edinburgh Building, Shaftesbury Road, Cambridge CB2 8RU ENGLAND, 582 pp.
- IPCC, Stocker, T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., and Midgley P.M., 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp
- IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673>
- ISPRA. Fattori di emissione atmosferica di gas a effetto serra nel settore elettrico nazionale e nei principali Paesi Europei. ISPRA Report 317/2020. ISBN: 978-88-448-0992-8.
- National Inventory Submissions 2019, United Nations Framework Convention on Climate Change UNFCCC (2019).
- Ripa M. N., Muleo R., Recanatesi F., Speranza S., Mancinelli R., Ruzzi M. (2015). Sistemi vegetali e sostenibilit  energetica: effetti sul microclima urbano. Report Ricerca di Sistema Elettrico (ENEA)
- UNI 11235:2015. Criteria for design, execution, testing and maintenance of roof garden. 2015.
- UNI EN 1745:2020. Masonry and masonry products - Methods for determining thermal properties.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), 1997. Third session of the Conference of the Parties (COP 3), December 1997, Kyoto, Japan.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), 2008. Fourteenth session of the Conference of the Parties (COP 14), December 2008, Poznan, Poland.
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) 1992. June 1992, Rio de Janeiro, Brazil.
- United Nations (UN), 2018. 2018 Revision of World Urbanization Prospects.
- United Nations (UN), 2013. World Population Prospects, the 2012 Revision.

World Health Organization, 2021. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization.

World Meteorological Organization, WMO, 1983. Guide to Meteorological Instruments and Methods of observation. Weather, Climate, Water. Report N° 8

8.2 Sitografia

<https://gml.noaa.gov>

<https://imagej.nih.gov/ij>

<https://verdeprofilo.com>

<https://www.calacademy.org>

<https://www.carlstahl-architektur.com>

<https://www.geoplastglobal.com/it>

<https://www.ghd.com>

<https://www.greenpea.com>

<https://www.ingenio-web.it>