



## Impact of ground-level ozone on Italian forests: application of innovative monitoring methodologies in the forest

### Impatto dell'ozono troposferico sulle foreste italiane: applicazione di metodologie innovative per il monitoraggio in foresta

Jacopo Manzini <sup>(a)(b)(\*)</sup> - Yasutomo Hoshika <sup>(a)</sup> - Barbara Baesso Moura <sup>(a)(b)</sup> - Elena Paoletti <sup>(a)</sup>

<sup>(a)</sup> Istituto di Ricerca sugli Ecosistemi Terrestri (IRET), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino, Italia.

<sup>(b)</sup> DAGRI, Università degli Studi di Firenze, Piazzale delle Cascine 18, 50144 Firenze, Italia.

<sup>(\*)</sup> Corresponding Author; jacopo.manzini@iret.cnr.it

**Abstract:** Ground-level ozone ( $O_3$ ) is one of the main atmospheric pollutants and can cause serious damage to forest ecosystems due to its high phytotoxic effect. Therefore,  $O_3$  forest monitoring is crucial to study its harmful effect on vegetation and establish new critical levels for the forest protection. Results of the application of innovative active monitoring stations in the forest, installed as part of the European project LIFE MOTTLES (MONitoring ozone injury for seTTing new critical LEvels) are shown. The experimental areas were selected within the CON.ECO.FOR network, where two different cumulative indices based on exposure to  $O_3$  in the atmosphere (AOT40) and on the stomatal flow of  $O_3$  ( $POD_{\text{st}}$ ) were estimated. These metrics were correlated with forest health indicators such as visible foliar injury and crown defoliation assessed both inside the plot (ITP) and along the forest edge (LESS), to derive exposure-based (CLec) and flow-based (CLef) critical levels. Results suggest CLec and CLef of 17,000 and 19,000 ppb h AOT40 and 12 and 5 mmol m<sup>-2</sup>  $POD_{\text{st}}$ , respectively, for coniferous and broadleaved species. Active monitoring system allows to assess and steadily updates critical levels and legislative standards for the forests protection. Moreover, an active monitoring system resulted also more sustainable from an environmental, economic and social point of view in the long period than a traditional passive one.

**Key words:** tropospheric ozone; forest monitoring; phytotoxic ozone dose; forest health indicators.

**Citation:** Manzini J., Hoshika Y., Moura B.B., Paoletti E., 2022 - *Impatto dell'ozono troposferico sulle foreste italiane: applicazione di metodologie innovative per il monitoraggio in foresta*. L'Italia Forestale e Montana, 77 (5): 185-195. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1078>

**Received:** 28/10/2022 **Revised version:** 09/11/2022 **Published online:** 02/12/2022

#### 1. INTRODUZIONE

L'ozono ( $O_3$ ) è un gas che può trovarsi sia nei livelli più alti dell'atmosfera come naturale componente della stratosfera, dove riveste un

ruolo benefico schermando e assorbendo le radiazioni ultraviolette ad alta energia, che nel sottostante livello troposferico (Saitanis *et al.*, 2020). L' $O_3$  troposferico, principale componente dello *smog fotochimico* (Yasmen e Sinan,

2012), è, invece, un inquinante secondario che si origina a causa dell'interazione fra radiazioni solari e precursori quali ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), idrocarburi organici volatili (VOC) di origine antropica o naturale, e monossido di carbonio (CO), provenienti principalmente dalla combustione di fonti fossili (Paoletti, 2007; Karmakar *et al.*, 2022). L'O<sub>3</sub> è, inoltre, un gas ad effetto serra (Ainsworth *et al.*, 2012) e i fenomeni associati ai cambiamenti climatici, quali il rilevante aumento della temperatura e dell'irraggiamento, non fanno altro che promuovere l'incremento delle concentrazioni atmosferiche di questo inquinante, in presenza dei suoi precursori (Lorenzini *et al.*, 1995; Paoletti *et al.*, 2005; Paoletti 2006 e 2007). L'O<sub>3</sub> costituisce, pertanto, uno dei maggiori problemi di qualità dell'aria nelle aree urbane e periurbane ma desta forte preoccupazione anche per il suo comprovato effetto nocivo sulla vegetazione forestale. Data la facilità di spostamento dei suoi precursori verso le aree rurali (Paoletti, 2007; Sicard *et al.*, 2013), può provocare, infatti, ingenti danni anche alle foreste andando ad inficiarne importanti servizi ecosistemici quali lo stoccaggio del carbonio atmosferico e la conservazione della biodiversità (Sicard *et al.*, 2017 e 2020; Agathokleous *et al.*, 2020). Penetrando all'interno delle foglie, attraverso i processi di scambi gassosi che regolano la fotosintesi e la traspirazione, l'O<sub>3</sub> determina tipiche clorosi, bronzature e necrosi internervali che si formano in seguito all'ossidazione dei tessuti vegetali (Calatayud *et al.*, 2007; Paoletti *et al.*, 2009; Moura *et al.*, 2018). La sua azione fitotossica comporta la riduzione dell'attività fotosintetica e l'alterazione della fisiologia stomatica (Hoshika *et al.*, 2017 e 2020) con una conseguente riduzione della crescita (Proietti *et al.*, 2016) e della produttività (Li *et al.*, 2018; Mills *et al.*, 2018) con potenziali perdite economiche stimate per le foreste italiane fra 31,6 e 57,1 milioni di € all'anno (Sacchelli *et al.*, 2021).

Pertanto, per proteggere il nostro patrimonio boschivo, già a partire dal 1985 è stato lanciato il programma di monitoraggio della deposizione di inquinanti atmosferici sulla vegetazione forestale (ICP Forests) nell'ambito della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza (CLRTAP) della Commissione economica per l'Europa delle Nazioni Unite (UNECE) in risposta all'ampia preoccupazione, da parte di opinione pubblica e politica, per i vasti danni alle foreste che erano stati osservati in Europa ad inizio anni '80. Il monitoraggio della qualità dell'aria in foresta permette, infatti, di conoscere le concentrazioni di inquinanti nell'atmosfera, di quantificarne gli effetti negativi sugli alberi e di valutare l'efficacia delle precauzioni legislative adottate. In Italia, il programma CON.ECO.FOR svolge le attività della rete ICP Forests sotto l'egida dell'Arma dei Carabinieri (Comando Unità Forestali, Ambientali e Agroalimentari - CUFAA).

Le attuali direttive europee per la protezione delle foreste dall'O<sub>3</sub> (EU Directive 2008/50/EC) si basano sull'indice AOT40, la sommatoria delle concentrazioni orarie di O<sub>3</sub> eccedenti i 40 ppb nelle ore di luce (8-20) durante la stagione vegetativa. Tuttavia, gli effetti dell'O<sub>3</sub> sulla vegetazione non dipendono solo dalle concentrazioni atmosferiche, ma derivano principalmente dal suo assorbimento attraverso gli stomi (Musselman *et al.*, 2006; Anav *et al.*, 2016). Tenendo conto di ciò, negli ultimi anni, l'Unione Europea, supportata dal CLRTAP, si è mossa verso il POD<sub>y</sub>, un nuovo indice definito come il flusso di O<sub>3</sub> accumulato che entra nelle foglie attraverso gli stomi, oltre una soglia Y di detossificazione.

Il progetto MOTTLES (MONitoring ozone injury for seTTing new critical LEvelS - LIFE15 ENV/IT/000183) promosso dal programma LIFE, lo strumento di finanziamento dell'Unione Europea attivo dal 1992 per azio-

ni sull'ambiente ed il clima, ha realizzato una nuova rete di monitoraggio forestale in tre paesi Europei quali Italia, Francia e Romania dove, grazie all'installazione di innovative stazioni di rilevamento in campo aperto (*Open field* - OFD), è stato possibile effettuare una precisa valutazione del flusso stomatico di  $O_3$  con l'obiettivo di definire nuovi standard legislativi biologicamente significativi basati sul  $POD_Y$ . Durante il corso del progetto sono stati, infatti, monitorati e messi in correlazione con AOT40 e  $POD_Y$ , i principali indicatori dei danni da  $O_3$  sulla vegetazione (danni visibili fogliari, defoliazione della chioma e crescita radiale) sia all'interno della foresta (*In The Plot* - ITP) che lungo un sito di campionamento esposto alla luce (*Light Exposed Sampling Site* - LESS).

L'obiettivo del presente lavoro è quello di descrivere le innovative metodologie di monitoraggio messe in atto e riportare i risultati ottenuti relativi a: i) correlazione fra AOT40 e  $POD_1$  con indicatori di salute forestale; ii) definizione dei livelli critici, per conifere e latifoglie, basati sia sull'esposizione all' $O_3$  che sul suo flusso stomatico; iii) valutazione della sostenibilità del monitoraggio attivo rispetto a quello tradizionale passivo.

## 2. OBIETTIVI DEL PROGETTO E METODOLOGIE IMPIEGATE

Per l'Italia sono stati selezionati 9 siti forestali (Tabella 1) corrispondenti a 3 aree biogeografiche (alpina, continentale e mediterranea) e caratterizzati dalla presenza di popolamenti forestali che spaziano dalle sclerofille mediterranee di Castelporziano alle peccete alpine del Trentino. Le specie dominanti (6 in tutto, 4 latifoglie e 2 conifere) sono le specie arboree più abbondanti in ciascun sito e ne rappresentano il tipo di foresta.

Il progetto MOTTLES si è posto come scopo quello di mettere a punto un'originale strategia di monitoraggio dell' $O_3$  al fine di stimare nuovi livelli critici scientificamente validi e più adatti alla protezione delle foreste europee ed italiane in uno scenario di cambiamento climatico. In primo luogo, un punto di forte innovazione apportato da MOTTLES è stato quello di misurare le concentrazioni di  $O_3$  non con i tradizionali sensori passivi che forniscono valori cumulati ogni 2-3 settimane, ma in *real-time* grazie a sensori attivi, posti in OFD in prossimità dei siti forestali selezionati, riuscendo a registrare dati in continuo con cadenza oraria, per 365 giorni all'anno. In aggiunta, ogni stazione OFD, alimentata grazie a pannelli solari o alla rete elettrica, è stata equipaggiata con sensori, installati a 2 metri dal suolo, in grado di misurare le variabili meteorologiche quali: temperatura e pressione dell'aria, velocità del vento, umidità relativa, radiazione solare e quantità di piovge. Nell'ITP, distante mediamente 600 m dall'OFD, è stata registrata, invece, l'umidità del suolo con sensori posti a 10 cm di profondità e a 1 m di distanza dai tronchi degli alberi.

Le concentrazioni di  $O_3$  registrate in tempo reale combinate con i parametri fisici e meteorologici misurati hanno permesso di calcolare sia l'AOT40 che il  $POD_Y$  (Tabella 2).

L'AOT40 (*Accumulated exposure Over Threshold of 40 ppb*) si basa sulle concentrazioni di  $O_3$  presenti nell'aria ed eccedenti le 40 ppb durante le ore di luce con radiazione solare maggiore di  $50 \text{ Wm}^{-2}$  ed è definito dalla seguente formula:

$$AOT40 \text{ (ppb} \cdot \text{h)} = \sum_{i=1}^n \max([O_3]_i - 40, 0)$$

Questo indice risulta essere limitato dal fatto che non può considerare differenze specie-specifiche, tipologie forestali, condizioni del sito e non tiene conto dei processi fisici,

Tabella 1 - Caratteristiche dei siti forestali italiani coinvolti nel progetto MOTTLES.

Sito	Codice	Coordinate	Altitudine	Specie dominante	Aree biogeografiche
Selva Piana	ABR1	41.86064 N - 13.57482 E	1500	<i>Fagus sylvatica</i>	alpino
Castelporziano	CPZ1	41.70423 N - 12.35719 E	0	<i>Quercus ilex</i>	mediterraneo
Castelporziano	CPZ2	41.70429 N - 12.35732 E	0	<i>Phyllirea latifolia</i>	mediterraneo
Castelporziano	CPZ3	41.68068 N - 12.39084 E	0	<i>Pinus pinea</i>	mediterraneo
Carrega	EMI1	44.71998 N - 10.20345 E	200	<i>Quercus petraea</i>	continentale
Acquapendente	LAZ1	42.82746 N - 11.89817 E	690	<i>Quercus cerris</i>	mediterraneo
Val Sessera	PIE1	45.68374 N - 8.06994 E	1150	<i>Fagus sylvatica</i>	alpino
Passo Lavazè	TRE1	46.35825 N - 11.49405 E	1800	<i>Picea abies</i>	alpino
Pian Cansiglio	VEN1	46.06335 N - 12.38810 E	1100	<i>Fagus sylvatica</i>	alpino

Tabella 2 - Valori medi  $\pm$  deviazione standard registrati nei 9 siti forestali italiani e relativi a temperatura oraria (T), umidità relativa oraria (RH), deficit pressione di vapore orario (VPD), radiazione fotosinteticamente attiva oraria (PAR), contenuto idrico del suolo orario (SWC), pioggia annua, concentrazione giornaliera di O<sub>3</sub>, POD<sub>1</sub> annuo e AOT40 annua. I dati riportati si riferiscono al periodo 2018-2021.

Sito	T (°C)	RH (%)	VPD (kPa)	PAR ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )	SWC (%)	Pioggia (mm)	O <sub>3</sub> (nmol mol <sup>-1</sup> )	POD <sub>1</sub> (mmol m <sup>-2</sup> )	AOT40 (ppb h)
ABR1	7,42 $\pm$ 0,25	0,78 $\pm$ 0,04	0,27 $\pm$ 0,03	365,73 $\pm$ 15,90	29,33 $\pm$ 3,16	991,58 $\pm$ 319,6	51,60 $\pm$ 5,19	10,5 $\pm$ 5,3	32174 $\pm$ 11044
CPZ1	16,07 $\pm$ 0,20	0,79 $\pm$ 0,01	0,43 $\pm$ 0,05	400,36 $\pm$ 20,17	13,72 $\pm$ 1,17	723,64 $\pm$ 198,1	31,38 $\pm$ 3,09	8,0 $\pm$ 3,0	28371 $\pm$ 7708
CPZ2	16,07 $\pm$ 0,20	0,79 $\pm$ 0,01	0,43 $\pm$ 0,05	400,36 $\pm$ 20,17	13,72 $\pm$ 1,17	723,64 $\pm$ 198,1	31,38 $\pm$ 3,09	2,5 $\pm$ 1,2	28371 $\pm$ 7708
CPZ3	16,07 $\pm$ 0,20	0,79 $\pm$ 0,01	0,43 $\pm$ 0,05	400,36 $\pm$ 20,17	18,35 $\pm$ 2,15	732,14 $\pm$ 182,1	31,38 $\pm$ 3,09	10,3 $\pm$ 5,6	28371 $\pm$ 7708
EMI1	12,19 $\pm$ 1,59	0,75 $\pm$ 0,02	0,43 $\pm$ 0,08	299,82 $\pm$ 6,39	15,69 $\pm$ 0,38	871,34 $\pm$ 169,6	34,88 $\pm$ 3,62	13,0 $\pm$ 3,7	26542 $\pm$ 5715
LAZ1	13,30 $\pm$ 0,19	0,75 $\pm$ 0,03	0,47 $\pm$ 0,08	358,78 $\pm$ 10,04	18,02 $\pm$ 0,80	1460,25 $\pm$ 747,5	44,93 $\pm$ 3,55	11,4 $\pm$ 1,9	24222 $\pm$ 5233
PIE1	7,72 $\pm$ 1,39	0,75 $\pm$ 0,03	0,28 $\pm$ 0,02	294,72 $\pm$ 6,64	28,41 $\pm$ 3,67	1965,60 $\pm$ 783,9	49,40 $\pm$ 1,88	17,8 $\pm$ 3,4	25199 $\pm$ 5555
TRE1	4,76 $\pm$ 0,62	0,71 $\pm$ 0,02	0,27 $\pm$ 0,03	341,57 $\pm$ 19,77	40,02 $\pm$ 10,72	884,53 $\pm$ 219,0	45,47 $\pm$ 5,99	29,8 $\pm$ 3,4	25295 $\pm$ 19121
VEN1	7,23 $\pm$ 0,52	0,87 $\pm$ 0,02	0,16 $\pm$ 0,05	315,87 $\pm$ 8,13	40,40 $\pm$ 1,10	1953,18 $\pm$ 389,3	34,15 $\pm$ 2,37	25,5 $\pm$ 2,8	20750 $\pm$ 3213

biologici e meteorologici che controllano il passaggio dell'O<sub>3</sub> dall'atmosfera al mesofillo fogliare. Il POD<sub>Y</sub>, invece, integra gli effetti di molteplici fattori climatici e caratteristiche della vegetazione sull'assorbimento di O<sub>3</sub>. POD<sub>Y</sub> (*Phytotoxic Ozone Dose*, espresso in mmol m<sup>-2</sup>) è stato calcolato grazie ai dati orari come:

$$POD_Y = \int_{i=1}^n [((gsto \times [O_3]) - Y), 0] dt$$

dove gsto è la conduttanza stomatica effettiva stimata tramite il modello DO<sub>3</sub>SE che, come raccomandato dal manuale CLRTAP (2017), tiene conto di conduttanza stomatica massima e minima, fenologia, temperatura, luce, deficit di pressione di vapore (VPD) e contenuto idrico del terreno (SWC), il quale si è rivelato un parametro essenziale nella stima del POD<sub>Y</sub>, in particolare per gli ambienti caratterizzati da elevati periodi siccitosi. [O<sub>3</sub>] è, invece, la concentrazione oraria di O<sub>3</sub> (espressa in ppb) mentre dt viene posto uguale ad 1 ora. POD<sub>Y</sub> è accumulato lungo la stagione vegetativa, tradizionalmente dal 1° aprile al 30 settembre, dalle 8 alle 20, come raccomandato dalla Direttiva CE sulla qualità dell'aria. Nell'ambito del progetto MOTTLES è stato, tuttavia, aggiunto un ulteriore livello di dettaglio prendendo in considerazione per la stima del POD<sub>Y</sub> proprio il periodo intercorso fra l'entrata e l'uscita dall'attività vegetativa.

Gli indicatori di salute forestale, valutati annualmente nel periodo fine agosto-inizio settembre da un team composto da due esperti appositamente formati, sono i danni visibili fogliari e la defogliazione della chioma. Molte specie vegetali rispondono, infatti, all'inquinamento da O<sub>3</sub> manifestando lesioni fogliari tipiche, non causate da altri fattori di stress abiotico o biotico, che possono essere rapidamente diagnosticate sul campo (Figura 1).

Le conifere, ad esempio, sviluppano macchie clorotiche che nei casi più gravi possono degenerare in necrosi mentre le latifoglie



Figura 1 - Sintomi visibili fogliari osservati su *Fagus sylvatica* durante i rilievi 2021 nel sito PIE1.

sviluppano una vasta gamma di sintomi che interessano le aree internervali soprattutto sulla superficie adassiale della foglia. Il campionamento è stato condotto nell'ITP sulle specie arboree dominanti (sugli stessi 5 alberi selezionati all'inizio del progetto) e nel LESS (Figura 2) su tutte le specie legnose seguendo i protocolli di valutazione proposti dall'ICP Forests. Per quanto riguarda il LESS, seguendo la definizione del manuale ICP Forests, è stata stabilita una lunghezza di 50 metri che si delinea lungo il bordo forestale attorno alla stazione OFD. Dopo aver determinato il punto di inizio e di fine del LESS, la superficie è stata suddivisa in 25 aree adiacenti e non sovrapposte di 2 metri quadrati ciascuna, escludendo casualmente dal campionamento cinque riquadri come suggerito da Schaub *et al.* (2016).

La defogliazione della chioma è stata stimata visivamente su 20 alberi selezionati nell'ITP (Figura 3), ed esprime la perdita di foglie/ aghi di un albero rispetto ad un albero di ri-



Figura 2 - Valutazione di sintomi visibili fogliari all'interno del LESS (sito TRE1 anno 2021).

ferimento della stessa specie con chioma compatta, identificabile nelle immediate vicinanze del sito di campionamento o su un'immagine fotografica. La chioma valutabile comprende solo quelle parti che non sono influenzate dall'ombreggiatura del fogliame di altri alberi adiacenti e l'intensità di defogliazione è stata registrata con incrementi del 5% secondo quanto riportato nel protocollo ICP Forests.

Infine, è stata valutata la sostenibilità del monitoraggio attivo rispetto a quello passivo tramite l'analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Analysis - LCA*) di entrambi i sistemi prendendo in considerazione le seguenti categorie di impatto (Tabella 3) considerate più rilevanti e collegate all'inquinamento ambientale in foresta.

### 3. PRINCIPALI RISULTATI

Per la prima volta è stato dimostrato che il monitoraggio attivo è maggiormente soste-

nibile rispetto a quello effettuato con sensori passivi (Carrari *et al.*, 2021). Utilizzando i dati raccolti sul campo, infatti, sono stati analizzati i costi ambientali, economici e sociali legati all'utilizzo di questa tecnologia. Lo studio ha preso in considerazione siti di monitoraggio posizionati a tre distanze da un centro di ricerca di riferimento (30, 400 e 750 km), due tipi di foresta (decidua e sempreverde mediterranea) e tre finestre temporali (5, 10 e 20 anni di monitoraggio). Per quanto riguarda il "costo ambientale", i risultati dell'analisi LCA hanno mostrato come l'utilizzo di sensori attivi abbia fatto registrare le migliori performance per quanto riguarda il potenziale di creazione di  $O_3$  fotochimico (POCP), il potenziale di riscaldamento globale (GWP100) e il potenziale di esaurimento dello strato di  $O_3$  (ODP) sia sul breve che sul lungo periodo suggerendo che il monitoraggio passivo non è sostenibile, dal punto di vista ambientale, soprattutto per lunghi periodi di tempo. Va, comunque, sottolineato che il monitoraggio passivo risulta conveniente sul breve periodo se si considerano altre categorie di impatto quali potenziale di tossicità umana (HTP), potenziale di acidificazione (AP) e potenziale di eutrofizzazione (EP). Tenendo invece conto della sfera economica, l'utilizzo di sensori attivi, nonostante gli alti costi di installazione, ha comportato risparmi economici quantificabili in un minimo di 9650 € dopo 5 anni per le foreste decidue fino a 94796 € in 20 anni nelle foreste sempreverdi dove i sensori passivi devono essere sostituiti anche nel periodo invernale (alto costo del personale per la raccolta dati). Infine, il costo sociale è stato ottenuto valutando gli effetti economici (perdita di produttività e impatti sulla salute) causati dal rilascio in atmosfera di una tonnellata aggiuntiva di anidride carbonica equivalente ( $CO_2eq.$ ). Anche in questo caso, i risultati hanno messo in evidenza come il sistema di monitoraggio attivo sia più conve-



Figura 3 - Valutazione defogliazione della chioma all'interno dell'ITP (sito PIE1 anno 2019).

Tabella 3 - Categorie di impatto e relative unità di misura prese in considerazione nella *Life Cycle Analysis*.

Categorie di impatto	Unità di misura
<i>Global Warming Potential</i> (GWP100)	kg CO <sub>2</sub> eq.
<i>Acidification Potential</i> (AP)	kg SO <sub>2</sub> eq.
<i>Eutrophication Potential</i> (EP)	kg Fosfato eq.
<i>Human Toxicity Potential</i> (HTP)	kg DCB eq.
<i>Ozone Layer Depletion Potential</i> (ODP)	kg R11 eq.
<i>Photochemical Ozone Creation Potential</i> (POCP)	kg Etene eq.

Nota: DCB = Diclorobenzene; R11 = Triclorofluorometano.

niente in termini di costi sociali per entrambe le tipologie forestali considerate dopo 5 anni ed andando sempre più ad incrementare dopo 10 e 20 anni.

Passando ad analizzare gli indici di O<sub>3</sub> considerati (AOT<sub>40</sub> e POD<sub>1</sub>), Paoletti *et al.* (2019) hanno messo in evidenza come a valori elevati di AOT<sub>40</sub> corrispondessero bassi valori di POD<sub>1</sub> e viceversa. Tale correlazione negativa suggerisce che le condizioni ambientali che favoriscono elevate concentrazioni di O<sub>3</sub> e, di conseguenza, alti valori di AOT<sub>40</sub> compor-

tano anche una chiusura stomatica e, quindi, un POD<sub>1</sub> basso. Anche altri autori (De Marco *et al.*, 2015; Anav *et al.*, 2016) hanno riscontrato la stessa situazione e, perciò, mettono in guardia sull'utilizzo dell'AOT<sub>40</sub> come unico indice per la protezione delle foreste dall'O<sub>3</sub>. A conferma del fatto che l'AOT<sub>40</sub> possa fornire risultati erranei, nessuna correlazione statisticamente significativa (a differenza del POD<sub>1</sub>) è stata riscontrata con i danni visibili fogliari imputabili all'O<sub>3</sub> e rinvenuti nel LESS e nell'ITP.



Figura 4 - Sintomatologia imputabile all' $O_3$  riprodotta artificialmente su *Alnus glutinosa* nel FO<sub>3</sub>X di Sesto Fiorentino (anno 2018).

Va comunque sottolineato che è stata rilevata una minore severità dei danni fogliari nell'ITP rispetto al LESS e pertanto una valutazione ristretta soltanto all'interno del plot forestale potrebbe sottostimare l'effetto dannoso dell' $O_3$  sulla vegetazione (Sicard *et al.*, 2021). Quanto osservato può essere in primo luogo spiegato dal limitato campionamento di foglie (5 rami casuali esposti alla luce) rispetto alle grandi dimensioni della chioma degli alberi adulti presenti nell'ITP. Inoltre, è noto che alberi giovani, più frequenti ai margini delle foreste e quindi nel LESS, siano più sensibili al danno da  $O_3$  rispetto agli alberi adulti (Nunn *et al.*, 2005) e che l'elevato numero di specie presenti nel LESS aumenti drasticamente la possibilità di campionare specie  $O_3$ -sensibili (Paoletti *et al.*, 2019).

I risultati ottenuti suggeriscono, quindi, di effettuare il monitoraggio dei sintomi visibili fogliari  $O_3$ -like all'interno del LESS dato che è un approccio più semplice che richiede meno tempo ed offre risultati migliori rispetto alla valutazione visiva all'interno del sito forestale. Inoltre, per favorire la diffusione del metodo di analisi delle lesioni fogliari e renderla quanto più oggettiva possibile, durante il corso del progetto è stato realizzato un atlante ([https://](https://mottles-project.wixsite.com/life/atlas-ozone-injury)

[mottles-project.wixsite.com/life/atlas-ozone-injury](https://mottles-project.wixsite.com/life/atlas-ozone-injury)) contenente una raccolta fotografica di lesioni visibili fogliari che sono state rilevate nei siti della rete di monitoraggio MOTTLES. Per alcune specie, quali ad esempio, *Vaccinium myrtillus* e *Alnus glutinosa*, le lesioni sono state, inoltre, riprodotte artificialmente presso la struttura FO<sub>3</sub>X, un FACE (*Free-Air Controlled Experiment*) di  $O_3$  situato nei campi sperimentali del CNR sede di Sesto Fiorentino (Figura 4) (Paoletti *et al.*, 2017).

Sicard *et al.* (2020) ha segnalato come l'AOT40, al contrario del POD<sub>1</sub>, sia un indice con una maggiore correlazione con la defogliazione della chioma piuttosto che con i danni visibili fogliari. Seguendo la metodologia stabilita da Sicard *et al.* (2016), AOT40 e POD<sub>1</sub> sono quindi stati correlati, rispettivamente, con defogliazione della chioma e danni visibili fogliari per derivare i livelli critici basati sull'esposizione (CLec) o sul flusso (CLef). Il CLec è stato fissato rispettivamente in 17000 e 19000 ppb h di AOT40 per conifere e latifoglie, due valori ben superiori al limite di 5000 ppb h fissato come protezione delle foreste dall'UNECE (2010). I CLef di  $O_3$  che possono causare un effetto fitotossico sulle piante forestali con comparsa dei danni visibili fogliari sono stati stimati, invece, in 5 e 12 mmol m<sup>-2</sup> POD<sub>1</sub> per le latifoglie e le conifere. Questi valori rappresentano livelli critici realistici per la protezione delle foreste e forniscono informazioni più accurate per la valutazione degli effetti negativi di questo temibile inquinante aereo, dal momento che sono stati derivati da condizioni reali di campo e non durante prove sperimentali.

#### 4. CONCLUSIONI

I risultati raggiunti consentono di affermare che un monitoraggio attivo a lungo termine,

oltre che essere più sostenibile di quello passivo sia sul piano ambientale, economico e sociale, permette di definire e aggiornare costantemente i livelli critici (CLec e CLef) per la protezione della vegetazione forestale dall'O<sub>3</sub> troposferico. In particolare, il POD<sub>Y</sub> si è rivelato un indice particolarmente interessante che permette di conoscere con maggiore livello di dettaglio, rispetto all'AOT40, le relazioni che intercorrono tra concentrazione di O<sub>3</sub> e danni alle foreste e potrebbe pertanto essere utilizzato come riferimento per lo sviluppo di nuovi standard legislativi europei. Va, infine, considerato che le stazioni di monitoraggio attivo sviluppate da MOTTLES fanno oggi parte del progetto MODERn (NEC) (LIFE20/GIE/IT/000091), coordinato dal CUFAA dei Carabinieri, e permettono di disporre di dati in tempo reale che consentono di valutare più rapidamente e puntualmente eventuali sforamenti dei limiti alle emissioni nazionali imposti dalla Direttiva *National Emission Ceiling* (NEC) dell'UE ed intraprendere azioni per l'abbattimento delle emissioni dei precursori di O<sub>3</sub>.

### *Ringraziamenti*

Si ringraziano i progetti LIFE MOTTLES (LIFE15 ENV/IT/000183) e MODERn NEC (LIFE20/GIE/IT/000091) ed in particolare modo Elisa Carrari, i Carabinieri Forestali del Comando Unità Forestali, Ambientali e Agroalimentari (CUFAA) per il coordinamento, la manutenzione delle stazioni e la collaborazione alle attività di monitoraggio e tutti i partecipanti al progetto che hanno fornito supporto tecnico e scientifico permettendo la realizzazione di questo lavoro.

### RIASSUNTO

L'ozono troposferico (O<sub>3</sub>) è uno dei principali inquinanti atmosferici e può arrecare gravi danni agli ecosistemi forestali a causa del suo elevato potenziale fitotossico. Il monitoraggio dell'O<sub>3</sub> in foresta è, pertanto, fondamentale per poterne studiare l'effetto nocivo sulla vegetazione e stabilire i livelli critici per la protezione del patrimonio boschivo. In questo lavoro sono riportati i risultati dell'applicazione di innovative stazioni di monitoraggio attivo in foresta, installate nell'ambito del progetto europeo LIFE MOTTLES (MONitoring ozone injury for seTTing new critical LEvelS). Le aree sperimentali sono state selezionate all'interno della rete CON.ECO.FOR, e in esse sono stati stimati due diversi indici cumulati basati sull'esposizione all'O<sub>3</sub> in atmosfera (AOT40) e sul flusso stomatico di O<sub>3</sub> (POD<sub>Y</sub>), poi correlati ad indicatori di salute della vegetazione quali sintomi visibili fogliari e defogliazione della chioma, valutati sia all'interno (ITP) che lungo il margine della foresta (LESS), per derivare i livelli critici basati sull'esposizione (CLec) e sul flusso (CLef). I risultati suggeriscono CLec e CLef rispettivamente di 17000 e 19000 ppb h AOT40 e 12 e 5 mmol m<sup>-2</sup> POD<sub>1</sub> per conifere e latifoglie. Il monitoraggio attivo consente di poter definire e aggiornare regolarmente livelli critici e standard legislativi per la protezione delle foreste ed inoltre, rispetto al tradizionale monitoraggio passivo, è risultato essere anche maggiormente sostenibile da un punto di vista ambientale, economico e sociale sul lungo periodo.

### BIBLIOGRAFIA

- Agathokleous E., Feng Z., Oksanen E., Sicard P., Wang Q., Saitanis C. J., Araminiene V., Blande J.D., Hayes F., Calatayud V., Domingos M., Veresoglou S.D., Peñuelas J., Wardle D.A., De Marco A., Li Z., Harmens H., Yuan X., Vitale M., Paoletti E., 2020 - *Ozone affects plant, insect, and soil microbial communities: A threat to terrestrial ecosystems and biodiversity*. *Science Advances*, 6 (33): 1-17. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc1176>
- Ainsworth E.A., Yendrek C.R., Sitch S., Collins W.J., Emberson L.D., 2012 - *The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change*. *Annual review of plant biology*, 63 (1): 637-661. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042110-103829>

- Anav A., De Marco A., Proietti C., Alessandri A., Dell'Aquila A., Cionni I., Friedlingstein P., Khvorostyanov D., Menut L., Paoletti E., Sicard P., Sitch S., Vitale M., 2016 - *Comparing concentration-based (AOT40) and stomatal uptake (PODY) metrics for ozone risk assessment to European forests*. *Global Change Biology*, 22 (4): 1608-1627. <https://doi.org/10.1111/gcb.13138>
- Calatayud V., Cerveró J., Sanz M. J., 2007 - *Foliar, Physiological and growth responses of four maple species exposed to ozone*. *Water Air and Soil Pollution*, 185: 239-254. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9446-5>
- Carrari E., De Marco A., Laschi A., Badea O., Dalstein-Richier L., Fares S., Leca S., Marchi E., Sicard P., Popa I., Hoshika Y., Materassi A., Pallante G., Pitar D., Paoletti E., 2021 - *Economic and Life Cycle Analysis of Passive and Active Monitoring of Ozone for Forest Protection*. *Environments*, 8, 104. <https://doi.org/10.3390/environments8100104>
- CLRTAP, 2017 - *Mapping Critical Levels for Vegetation, Chapter III of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*. Accessed on 01<sup>st</sup> July 2022 on Web at [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)
- De Marco A., Sicard P., Vitale M., Carriero G., Renou C., Paoletti E., 2015 - *Metrics of ozone risk assessment for Southern European forests: canopy moisture content as a potential plant response indicator*. *Atmospheric Environment*, 120: 182-190. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.071>
- European Council Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the council of 21<sup>st</sup> May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. *Official Journal*, L, 152 (2008): 1-44.
- Hoshika Y., Fares S., Savi F., Gruening C., Goded I., De Marco A., Sicard P., Paoletti E., 2017 - *Stomatal conductance models for ozone risk assessment at canopy level in two Mediterranean evergreen forests*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 234: 212-221. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.005>
- Hoshika Y., Carrari E., Mariotti B., Martini S., De Marco A., Sicard P., Paoletti E., 2020 - *Flux-Based Ozone Risk Assessment for a Plant Injury Index (PII) in Three European Cool-Temperate Deciduous Tree Species*. *Forests*, 11 (82): 1-12. <https://doi.org/10.3390/f11010082>
- Karmakar S.P., Das A.B., Gurung C., Ghosh C., 2022 - *Effects of Ozone on Plant Health and Environment: A Mini Review*.
- Li P., De Marco A., Feng Z., Anav A., Zhou D., Paoletti E., 2018 - *Nationwide ground-level ozone measurements in China suggest serious risks to forests*. *Environmental Pollution*, 237: 803-813. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.002>
- Lorenzini G., Nali C., Biagioni M., 1995 - *Long range transport of photochemical ozone over the Tyrrhenian Sea demonstrated by a new miniaturized bioassay with ozone-sensitive tobacco seedlings*. *The Science of the Total Environment*, 166: 193-199. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04531-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04531-5)
- Mills G., Pleijel H., Malley C.S., Sinha B., Cooper O.R., Schultz M.G., Neufeld H.S., Simpson D., Sharps S., Feng Z., Gerosa G., Harmens H., Kobayashi K., Saxena P., Paoletti E., Sinha V., Xu X., 2018 - *Tropospheric Ozone Assessment Report: present-day tropospheric ozone distribution and trends relevant to vegetation*. *Elementa Science of the Anthropocene*, 6. <https://doi.org/10.1525/elementa.302>
- Moura B.B., Alves E.S., Marabesi M.A., Ribeiro de Souza S., Schaub M., Vollenweider P., 2018 - *Ozone affects leaf physiology and causes injury to foliage of native tree species from the tropical Atlantic Forest of southern Brazil*. *Science of Total Environment*, 610-611: 912-925. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.130>
- Musselman R.C., Lefohn A.S., Massman W.J., Heath R.L., 2006 - *A critical review and analysis of the use of exposure-and flux-based ozone indices for predicting vegetation effects*. *Atmospheric Environment*, 40 (10): 1869-1888. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.064>
- Nunn A.J., Kozovits A.R., Reiter I.M., Heerdt C., Leuchner M., Lutz C., Liu X., Low M., Winkler J.B., 2005 - *Comparison of ozone uptake and sensitivity between a phytotron study with young beech and a field experiment with adult beech (Fagus sylvatica)*. *Environmental Pollution*, 137: 494-506. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.036>
- Paoletti E., Petriccione B., Rocalbuto S., 2005 - *Elevate concentrazioni di ozono nell'Italia mediterranea: una sfida alle foreste?* *Forest@*, 2 (1): 130-140. [online] URL: <http://www.sisef.it/>. <https://doi.org/10.3832/efor0269-0020130>
- Paoletti E., 2006 - *Ozone impacts on Mediterranean forests: A review*. *Environmental Pollution*, 144: 463-474. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.051>

- Paoletti E., 2007 - *L'ozono ed i suoi effetti sulle foreste mediterranee*. *Forest@*, 4 (4): 478-487. [online] URL: <http://www.sisef.it/forest@/>. <https://doi.org/10.3832/efor0490-0040478>
- Paoletti E., 2009 - *Ozone and urban forests in Italy*. *Environmental pollution*, 157 (5): 1506-1512. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.019>
- Paoletti E., Materassi A., Fasano G., Hoshika Y., Carriero G., Silaghi D., Badea O., 2017 - *A new-generation 3D ozone FACE (Free Air Controlled Exposure)*. *Science of the Total Environment*, 575: 1407-1414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.217>
- Paoletti E., Alivernini A., Anav A., Badea O., Carrari E., Chivulescu S., Conte A., Ciriani M.L., Dalstein-Richer L., De Marco A., Fares S., Fasano G., Giovannelli A., Lazzara M., Leca S., Materassi A., Moretti V., Pitar D., Popa I., Sabatini F., Salvati L., Sicard P., Sorgi T., Hoshika, Y., 2019 - *Toward stomatal-flux based forest protection against ozone: The MOTTLES approach*. *Science of the Total Environment*, 691: 516-527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.525>
- Proietti C., Anav A., De Marco A., Sicard P., Vitale M., 2016 - *A multi-sites analysis on the ozone effects on Gross Primary Production of European forests*. *Science of the total environment*, 556: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.187>
- Sacchelli S., Carrari E., Paoletti E., Anav A., Hoshika Y., Sicard P., Screpanti A., Chirici G., Cocozza C., De Marco A., 2021 - *Economic impacts of ambient ozone pollution on wood production in Italy*. *Scientific reports*, 11: 154. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80516-6>
- Saitanis C.J., Sicard P., De Marco A., Feng Z., Paoletti E., Agathokleous E., 2020 - *On the atmospheric ozone monitoring methodologies*. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 18: 40-46. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.07.004>
- Schaub M., Calatayud V., Ferretti M., Brunialti G., Lövblad G., Krause G., Sanz M.J., 2016 - *Part VIII: Monitoring of Ozone Injury*. In: *UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed) Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Eberswalde, Germany: Thünen Institute of Forest Ecosystems, 14 p. + annex.
- Sicard P., De Marco A., Troussier F., Renou C., Vas N., Paoletti E., 2013 - *Decrease in surface ozone concentrations at Mediterranean remote sites and increase in the cities*. *Atmospheric Environment*, 79: 705-715. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.042>
- Sicard P., De Marco A., Dalstein-Richier L., Tagliaferro F., Renou C., Paoletti, E., 2016 - *An epidemiological assessment of stomatal ozone flux-based critical levels for visible ozone injury in Southern European forests*. *Science of the Total Environment*, 541: 729-741. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.042>
- Sicard P., Anav A., De Marco A., Paoletti E., 2017- *Projected global ground-level ozone impacts on vegetation under different emission and climate scenarios*. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17: 12177-12196. <https://doi.org/10.5194/acp-17-12177-2017>
- Sicard P., De Marco A., Carrari E., Dalstein-Richier L., Hoshika Y., Badea O., Pitar D., Fares S., Conte A., Popa I., Paoletti E., 2020 - *Epidemiological derivation of flux-based critical levels for visible ozone injury in European forests*. *Journal of Forestry Research*, 31 (5): 1509-1519. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01191-x>
- Sicard P., Hoshika Y., Carrari E., De Marco A., Paoletti E., 2021 - *Testing visible ozone injury within a Light Exposed Sampling Site as a proxy for ozone risk assessment for European forests*. *Journal of Forest Research*, 32: 1351-1359. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01327-7>
- UNECE, United Nations Economic Commission for Europe, 2010 - *Mapping critical levels for vegetation. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) Convention on Long range Transboundary Air Pollution*. Geneva, 254 p.
- Yasmen A.M., Sinan J.M., 2012 - *Measurement of ground level ozone at different locations*. *American Journal of Environmental Sciences*, 8 (3): 311. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2012.311.321>