

Sezione Speciale - Cambiamento climatico e inquinamento: effetti sulle foreste meridionali

(Guest Editor: Elena Paoletti)

Elevate concentrazioni di ozono nell'Italia mediterranea: una sfida alle foreste?

Paoletti E* ⁽¹⁾, Petriccione B ⁽²⁾, Rocalbuto S ⁽³⁾

(1) Istituto per la Protezione delle Piante, Consiglio Nazionale delle Ricerche, v. Madonna del Piano, 50019 Sesto Fiorentino (FI); (2) Corpo Forestale dello Stato, Ispettorato Generale, v. Sallustiana 10 - 00187 Roma; (3) Ente per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente, Unità Inquinamento Atmosferico, v. Anguillarese 301, 00060 S.Maria di Galeria (RM). - * Corresponding author: Elena Paoletti, e.paoletti@ipp.cnr.it

Abstract: *Elevated ozone concentrations in the Mediterranean Italy: a threat to forests?* Tropospheric ozone pollution has changed from local phenomenon to global issue, because of a continuous rising - especially in developing countries - and intercontinental transport. Ozone ground levels, however, are higher in the world regions with strong photochemical activity, like the Mediterranean basin. The aim of this work is to review available data on ozone ground levels and damages to forests in Italy, with focus on the areas exposed to the highest concentrations, i.e. Southern Italy. Data from both ozone monitors and passive samplers suggest that ozone levels increase North to South in Italy. Therefore, an increase in ozone damages to forests is likely across this gradient. Conversely, the reports (presence/absence) of visible ozone-like foliar injury do not show a clear geographic trend, although they are still limited in number. Preliminary investigations suggest that ozone tolerance in evergreen sclerophylls and Southern provenances is higher than in mesophilic species and Northern provenances. The higher tolerance is due both to avoidance, i.e. stomatal closure, and to an active antioxidant pool. This would suggest AOT40 is modified on the basis of both stomatal conductance and antioxidant capacity. Available data are still not enough to determine the effect of present ozone regimes on Italian Mediterranean forests. Future investigations should aim at: (1) filling the gap on ozone levels in Italian remote areas, by using passive samplers and/or biomonitoring; (2) establishing ozone responses in the most typical Italian vegetation, for both O₃ uptake and detoxification, in realistic conditions and in interactions with other factors, mainly drought and the increase in atmospheric CO₂ concentrations; (3) extensive monitoring and quantification of ozone-like foliar injury across Italy. Confirmation of higher ozone tolerance in the Mediterranean vegetation might imply differing ozone critical levels across Europe.

Keywords: AOT40, Foreste mediterranee, Livelli critici per l'ozono, Ozono troposferico, Sclerofille.

Received: Jan 10, 2004 - Accepted: Feb 21, 2005

Citation: 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/>

L'ozono troposferico

L'ozono (O₃) presente negli strati più bassi dell'atmosfera, la troposfera, è un così detto inquinante secondario perché non viene emesso direttamente dalle fonti, ma si forma a partire da precursori. La chimica troposferica dell'O₃ è molto complessa e ancora non del tutto chiarita. In sintesi, l'O₃ si forma naturalmente in presenza di luce a partire dall'ossigeno, ma naturalmente e rapidamente de-

grada di nuovo ad ossigeno. Ecco dunque che l'O₃ manifesta delle dinamiche classiche di formazione: è più elevato nelle ore centrali del giorno e nei mesi più caldi perché sono questi i periodi in cui si ha maggiore radiazione luminosa. Quando nell'atmosfera si trovano anche altri composti, in particolare ossidi di azoto (NO_x) e composti organici volatili (COV), l'equilibrio si sposta verso la formazione dell'O₃.

L'inquinamento da ozono è un fenomeno diffuso soprattutto nei paesi industrializzati, ma in espansione anche in quelli in via di sviluppo (Vingarzan 2004), per cui la percentuale di foreste mondiali esposte a concentrazioni potenzialmente dannose è andata continuamente crescendo negli ultimi 50 anni e si prevede raggiungerà il 50% durante il 2100 (Fowler et al. 1999). Inoltre, recentemente è stato dimostrato il trasporto intercontinentale dell'O₃ dal Nord-America e l'Asia verso l'Europa (Volz-Thomas 2003). Ciò significa che i livelli di ozono in Europa non dipendono solo dalla nostra politica di emissioni, ma anche da quella di altri continenti (Derwent et al. 2004), per cui l'inquinamento da O₃ è passato dalla scala locale a quella globale. In base agli scenari di emissione dei suoi precursori, NO_x e COV, si prevede che la concentrazione media globale di O₃ aumenterà dello 0,5-2% ogni anno (Vingarzan 2004). E questo nonostante siano stati fatti notevoli progressi nel controllo dei suoi precursori, grazie a limitazioni normative e soprattutto grazie al progresso tecnologico che ha portato, ad es., all'introduzione delle marmitte catalitiche. Basti pensare che negli anni '70 nell'aria di Los Angeles si registravano picchi di 580 ppb (parti per miliardo), picchi che sono gradualmente diminuiti nonostante l'aumento della popolazione e del traffico veicolare (Baird 1997). A scala mondiale, si assiste ad una riduzione generalizzata dei picchi di concentrazione e ad un aumento dei livelli medi (EEA 2003, Manning 2004). In Europa, l'esposizione della popolazione urbana all'O₃ è aumentata costantemente nello scorso decennio (EEA 2002), per cui è stata varata una norma più restrittiva, la Direttiva 2002/3/CE, che fissa il valore da raggiungere per evitare effetti dannosi alla salute umana a 120 µg m⁻³ (per l'O₃, 1 ppb = 1,96 µg m⁻³ a 20°C e 101.325 kPa), come media delle otto ore giornaliere, da non superare per più di 25 giorni per anno (il valore da raggiungere per la protezione della vegetazione è invece di 18000 µg m⁻³ h). La soglia di allarme è definita come valore medio orario di 240 µg m⁻³. L'Italia, dove la Direttiva 2002/3/EC è stata recepita con D. L. gvo n. 183 del 21/05/2004, è l'unico Paese europeo che nel 2004 ha superato questa soglia per quasi tutta la stagione vegetativa, da Maggio a Settembre inclusi (ETC/ACC 2004). Non c'è dubbio, infatti, che l'inquinamento da O₃ sia un fenomeno più grave nelle regioni con alta attività fotochimica, come appunto il bacino mediterraneo (Lorenzini et al. 1994). In previsione della prossima applicazione della Dir. 2002/3/CE in Italia, prevista a regime per la fine del 2006, è quindi indispensabile

aumentare le nostre conoscenze sui livelli di ozono e sui suoi reali effetti sulla vegetazione.

L'obiettivo di questo lavoro è quindi quello di censire i dati disponibili sui livelli di ozono ed i danni da O₃ alle foreste in Italia, con particolare riferimento alle aree esposte alle concentrazioni più elevate, cioè le regioni meridionali.

La misura dell'ozono

Per misurare le concentrazioni di O₃ a livello del suolo generalmente si usano tre tipi di tecniche: analitiche, da passivo, o biologiche. Il nostro obiettivo non è quello di descriverne i dettagli tecnici, ma di delinearne le potenzialità nel monitoraggio a larga scala spaziale. Le centraline automatiche di monitoraggio contengono sofisticate strumentazioni analitiche che misurano non solo l'O₃, ma anche altri inquinanti (ossidi di azoto, polveri, ecc.). I monitor per l'O₃ generalmente usano l'assorbimento nell'UV, che è selettivo per l'O₃ e fornisce informazioni veloci, affidabili e sicure. Tramite i dati in continuo delle centraline, si può calcolare l'indice di esposizione all'O₃ oggi più adottato a livello internazionale, la così detta AOT40 (de Leeuw & van Zantvoort 1997), cioè la sommatoria delle concentrazioni orarie che eccedono le 40 ppb, e sulla cui base è stato definito il livello critico per le foreste, che è oggi di 10000 ppb h come media di 5 anni nelle ore di luce della stagione vegetativa (Kärenlampi & Skärbi 1996, Fuhrer et al. 1997, SAEFL 1999), recentemente dimezzato (5000 ppb h) ma solo per le specie più sensibili e per le condizioni più favorevoli all'assorbimento di O₃ (Karlsson et al. 2003). La regione Lombardia ha una rete di centraline sufficientemente sviluppata per mappare l'AOT40 sul territorio regionale (Gerosa & Ballarin Denti 2002), da cui risulta che il livello critico per le foreste è superato costantemente. A livello nazionale, l'elaborazione dei dati di concentrazione di O₃ delle centraline di monitoraggio di qualità dell'aria ha portato l'ENEA a elaborare una mappa dell'AOT40 per le foreste che mostra il superamento del limite per le foreste su tutto il territorio nazionale (fig. 1a). Per il calcolo dell'AOT40 sono stati utilizzati i dati orari di concentrazione di O₃ provenienti dalle centraline rurali e suburbane, dal 1996 al 2000, di tutte le reti di monitoraggio presenti sul territorio nazionale. La mappa, relativa al 1999 cioè all'anno con il maggior numero di dati, è stata ottenuta spazializzando i valori puntuali degli indici di livello critico dell'O₃ su tutto il territorio italiano, con opportuni metodi statistici e tenendo conto dell'uso del suolo. La mappa ottenuta va tuttavia interpretata

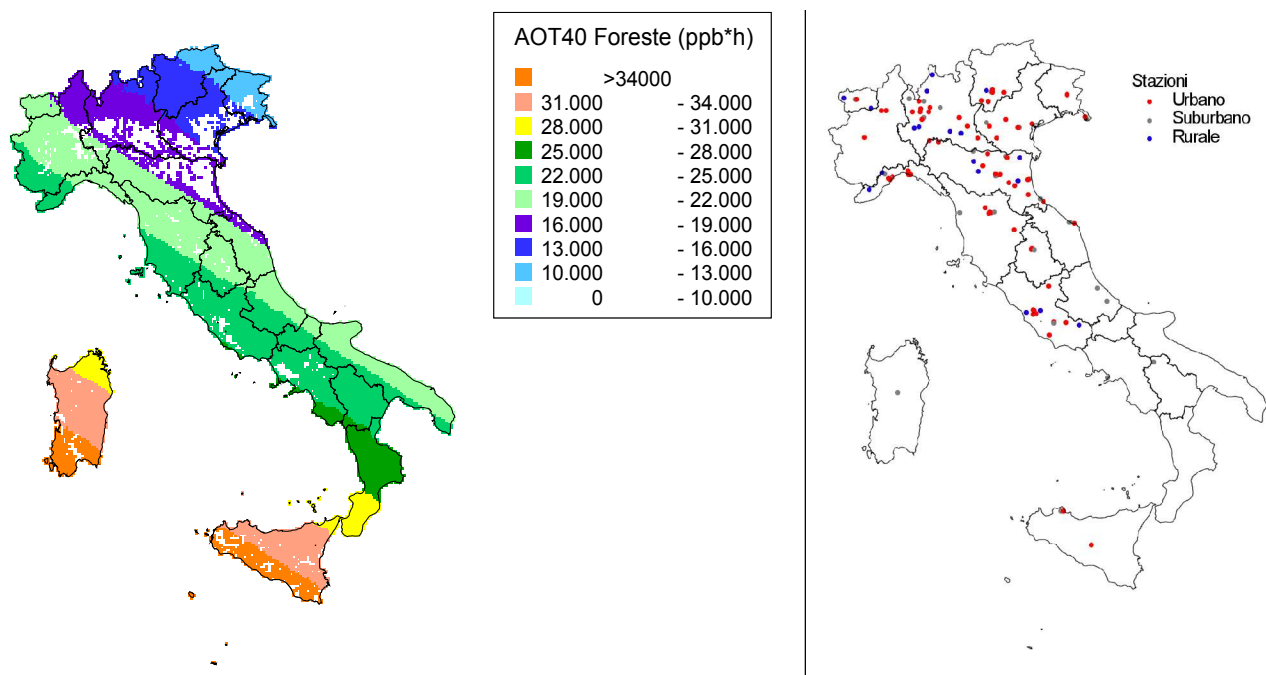


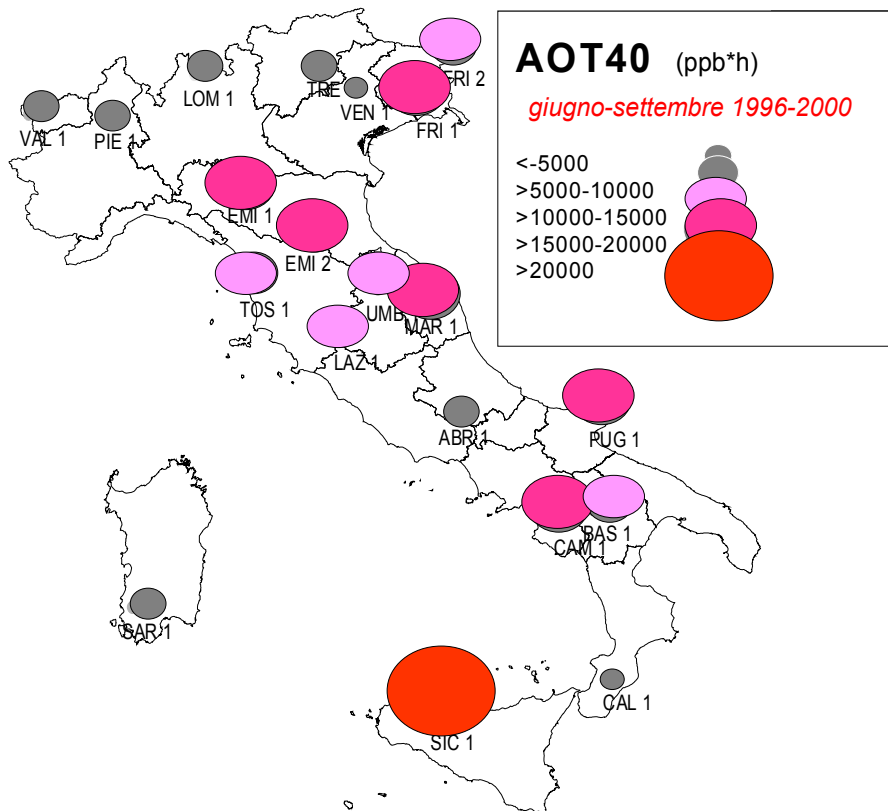
Fig. 1 - Mappa dell'AOT40 per le foreste italiane nell'anno 1999 (a sinistra) e stazioni di rilevamento (a destra) (da Racalbutto & Vialetto 2003).

alla luce dei vari limiti della rete nazionale di rilevazione dell' O_3 , sia per la non omogenea distribuzione delle centraline di monitoraggio sia per la mancanza di centraline in aree rurali. Infatti, la maggior parte delle nostre centraline è collocata in stazioni urbane (fig. 1b), sia perché sono alimentate a corrente e quindi non possono essere posizionate in mezzo a un bosco, sia perché l'interesse è concentrato sugli effetti degli inquinanti sulla popolazione e questa vive prevalentemente in città. Tuttavia, la predominanza di stazioni di rilevamento cittadine non fornisce informazioni utili a comprendere l'esposizione all' O_3 delle nostre foreste. Anche perché in genere le concentrazioni di O_3 sono più basse in città che non in aree remote, un fenomeno che a New York è stato considerato il maggior responsabile della migliore crescita delle piante rispetto alle zone rurali limitrofe (Gregg et al. 2003). Un simile effetto può sembrare paradossale, ma bisogna considerare che l' O_3 è un inquinante secondario (e quindi la sua formazione richiede un certo tempo dopo l'emissione dei precursori) e che l'elevato inquinamento urbano favorisce le reazioni di ritorno che portano alla sua degradazione (Lorenzini 1999). Inoltre le piante (in modo diverso a seconda delle specie) liberano composti organici volatili (soprattutto isoprenoidi) che stimolano la produzione di O_3 (Paoletti et al. 2004). Questi composti proteggono le membrane vegetali contro gli stress ossidativi, incluso l' O_3 . Tuttavia, per quanto

le quantità emesse siano molto basse, queste sostanze entrano nella chimica troposferica dell' O_3 e ne favoriscono la produzione. Tanto che ad esempio si suggerisce che la scelta delle specie per l'arredo urbano favorisca quelle che presentano un basso potenziale di ozono formazione (Benjamin & Winer 1998).

Per conoscere il livello di O_3 in ambienti rurali, si può ricorrere ai campionatori passivi o al biomonitoraggio. Per biomonitoraggio si intende l'uso di un organismo per ottenere informazioni sulla qualità dell'ambiente (Matthews et al. 1982). La misura fisico-chimica dei livelli di inquinamento è un metodo oggettivo ed accurato, mentre la risposta delle piante agli inquinanti è modificata dagli altri fattori ambientali e dal loro stesso stato fisiologico. Tuttavia, il biomonitoraggio valuta gli effetti integrati di tutti questi fattori e dell'inquinamento, mentre i metodi fisico-chimici non forniscono sufficienti informazioni sul rischio biologico associato all'esposizione. Il biomonitoraggio è in genere meno costoso degli altri metodi ed è quindi idoneo a studi di lungo periodo su grandi aree senza l'uso di attrezzature sofisticate e ad alto costo di acquisto e manutenzione. Inoltre, i dati biologici possono essere raccolti periodicamente invece che in continuo. Il biomonitor oggi più diffuso a livello internazionale è una cultivar di una specie di trifoglio (*Trifolium repens* cv Regal) con due suoi cloni: NC resistente e NC

Fig. 2 - Stima degli AOT40 nel periodo 1996-2000 nelle aree permanenti del Programma Nazionale CONECOFOR (ridisegnata, da Ferretti et al. 2003a).



sensibile (<http://icpvegetation.ceh.ac.uk/>). Purtroppo questo trifoglio non sta dando ottimi risultati da noi perché non si adatta bene al clima mediterraneo e soffre di numerose avversità parassitarie. Il biomonitor più classico è *Nicotiana tabacum* cv Bel-W3, grazie al quale la provincia di Firenze realizza delle mappe di distribuzione spaziale dell'O₃ a partire dall'anno 2000 (<http://www.provincia.fi.it/acp1/ambiente/ozono.htm>). Al momento, non sono disponibili inventari nazionali di biomonitoraggio dell'ozono in Italia.

Esistono diversi tipi di campionatori passivi per l'O₃. All'interno dei campionatori si trova un composto che reagisce in modo specifico con l'O₃. In laboratorio si determina la quantità di composto che ha reagito e, quindi, la concentrazione dell'inquinante nel periodo in cui il campionatore è stato esposto all'aria (in genere 15 giorni). Il campionamento da passivo, quindi, fornisce un dato cumulato (giorno e notte nel periodo di esposizione). Recentemente, sono state sviluppate delle tecniche che permettono con buona approssimazione di derivare l'AOT40 anche dai campionatori passivi (Tuovinen 2002). Un'indagine condotta nell'ambito del Programma Nazionale per il CONTROLLO degli ECOSISTEMI Forestali (CONECOFOR) tramite campionatori passivi ha consentito di calcolare l'AOT40 in 20 delle attuali 31

aree permanenti, nelle quali il Programma gestito dal Corpo Forestale dello Stato rileva numerosi parametri, inclusi gli inquinanti atmosferici (Ferretti et al. 2003a). I dati, calcolati per il periodo 1996-2000, mostrano valori più ridotti sulle Alpi, generalmente superiori al livello critico per le foreste nella penisola, altissimi in Sicilia (45000 ppb h, fig. 2).

Sia i dati da passivo che quelli analitici finora disponibili per l'Italia indicano dunque un aumento del livello di inquinamento da O₃ al diminuire della latitudine. Ci si aspetterebbe quindi un aggravamento dei danni da ozono alle foreste secondo un gradiente da Nord verso Sud.

Effetti dell'ozono

Gli effetti dell'O₃ sulle piante sono documentati da una vastissima letteratura (v. Reich 1987, Krupa & Manning 1998, Legge et al. 1991, Kolb & Matyssek 2001). In estrema sintesi, si possono suddividere in visibili e invisibili. Gli effetti visibili consistono essenzialmente nella riduzione della crescita vegetale e quindi della biomassa, e nell'espressione di sintomi fogliari. Gli effetti invisibili includono tutto ciò che porta all'espressione di danni visibili, cioè alterazioni a livello molecolare, biochimico e fisiologico.

Danni visibili da ozono

Gli effetti biologici dell'ozono sulla crescita vegetale sono stati ampiamente studiati per più di 50 anni. La maggior parte dei primi studi consisteva in esperimenti dose-risposta a breve termine, condotti in camere di esposizione controllata (Manning & Krupa 1992). Soprattutto a causa dello spazio limitato, successivamente sono stati ideati sistemi sperimentali a maggiore capacità, come le camere open-top (OTC) (Heagle et al. 1973). Le dimensioni delle OTC e la possibilità di controllare la concentrazione dell'aria in esse insufflata sono ideali per condurre esperimenti dose-risposta. Tuttavia le OTC presentano tutta una serie di problemi che rendono difficile estrapolare i risultati alle condizioni di campo (Last 1982, Manning et al. 2004). In particolare, la ventilazione forzata entro le OTC riduce il tempo in cui il fogliame sarebbe normalmente bagnato in campo (Last 1982). Questo ed altri effetti microclimatici ("effetto camera") alterano i processi di sviluppo vegetale (Grünhage et al. 1999). L'etilendiurea (EDU), descritta per la prima volta da Carnahan et al. (1978), è un prodotto di sintesi che ha trovato un vasto impiego per proteggere le piante dall'O₃, sebbene le basi biochimiche della sua azione antiossidante non siano ancora note (Manning 2000). L'EDU è stata impiegata con successo in esperimenti di campo volti a verificare l'effetto dell'O₃ ambiente su piante trattate e non trattate con EDU (Toivonen et al. 1982). Tuttavia, le difficoltà di somministrazione dell'EDU ad alberi adulti e l'inadeguatezza dei test tossicologici preliminari hanno portato spesso a risultati contraddittori (Aisworth et al. 1996). Studi di campo attentamente pianificati costituiscono un'alternativa ideale che permette l'esposizione delle piante alle condizioni ambientali e all'O₃ dell'ambiente, anche se l'interpretazione e la ripetibilità dei dati sono problematiche a causa delle variazioni climatiche naturali (Manning 2000). Il monitoraggio a lungo termine delle condizioni delle chiome può fornire informazioni importanti per valutare gli effetti dell'O₃ sulle foreste, anche se in genere questi programmi non sono portati avanti specificatamente per l'O₃ e quindi soffrono di lacune di impostazione che si riflettono sull'accuratezza dei risultati (Eberhardt & Thomas 1991). L'indicatore più comunemente utilizzato in Europa è la defogliazione (trasparenza delle chiome) che è tipicamente aspecifico e dipende da una molteplicità di fattori, quali la specie, il genotipo, le proprietà del suolo e del clima, la gestione forestale, la competizione per le risorse (Ferretti et al. 2003b). I ri-

sultati di 10 anni di monitoraggio lungo una griglia 16x16 km in Europa mostrano che la defogliazione aumenta al crescere del livello di O₃ e che questo aumento è più marcato in una specie mesofila come il Faggio che non in una xerotollerante come il Leccio (Klap et al. 2000). Risultati analoghi sono stati (sorprendentemente) ottenuti in una nazione tradizionalmente caratterizzata da basso inquinamento da O₃, la Gran Bretagna (Innes & Boswell 1988). In Italia, uno studio condotto nelle aree CONECOFOR mostra che la defogliazione aumenta all'aumentare dell'AOT40 nel Faggio, ma non nell'Abete rosso (Ferretti et al. 2003b). Tuttavia, la maggior parte della varianza dei dati (90%) è spiegata dai fattori stazionali, il che riduce notevolmente l'impatto potenziale dell'O₃. Un'analisi della variazione geografica delle condizioni delle chiome riporta che i maggiori valori di defogliazione si osservano nelle regioni meridionali, in particolare per il Faggio, ma attribuisce questa risposta all'adattamento allo stress idrico (Bussotti et al. 2001a). Sempre Ferretti et al. (2003b) hanno analizzato la variazione dell'incremento di area basimetrica (BAI), che è l'indicatore più prossimo a quello usato per definire i livelli critici per l'O₃, cioè i cambiamenti della biomassa (Karls-son et al. 2003). I valori di BAI diminuiscono significativamente al crescere dell'AOT40 nell'Abete rosso e nelle Querce decidue, ma non nel Faggio. In pratica, 50 anni di studi non sono stati sufficienti a definire con certezza gli effetti dell'ozono sulla crescita delle foreste *in situ* (Manning 2004).

Oggi l'attenzione sugli effetti visibili dell'O₃ si concentra sui così detti danni fogliari tipo-ozono (Paoletti & Schaub 2002). La variabilità dei sintomi facilita gli errori diagnostici, per cui è corretto riferirsi solo a sintomi attribuibili ad O₃ (appunto "tipo-ozono" o *ozone-like*). Il danno tipo-ozono si esprime usualmente come una punteggiatura scura (più piccola di 1 mm) sulla pagina superiore della foglia oppure come una pigmentazione diffusa sulla pagina superiore, che può consistere in una bronzatura o in un arrossamento (fig. 3). In ogni caso, la pagina inferiore della foglia è esente da sintomi. Solo verso la fine della stagione, il danno da O₃ può manifestarsi anche sulla pagina inferiore. I sintomi non sono mai presenti sulle nervature, mostrano un effetto età ed un effetto ombra. L'effetto età fa sì che le foglie più giovani siano esenti da sintomi, mentre le foglie più vecchie sono maggiormente danneggiate, forse perché sono state esposte più a lungo ma probabilmente vi sono anche ragioni di



Fig. 3 - Classico effetto ombra su foglie di vitalba con sintomi tipo-ozono (foto Della Rocca). Le zone fogliari ombreggiate risultano asintomatiche.

ordine fisiologico e biochimico. L'effetto ombra impedisce il manifestarsi dei sintomi sulla parte ombreggiata della foglia sottostante (fig. 3).

Manuali fotografici per il riconoscimento dei sintomi sono oggi disponibili anche on-line (<http://www.gva.es/ceam/ICP-forests/>, <http://www.ozone.wsl.ch>), oltre al tradizionale supporto cartaceo (Sanz et al. 2001, Innes et al. 2001). Al momento, il rilievo dei sintomi tipo-ozono in campo fornisce ancora dati solo qualitativi, cioè vengono indicati la presenza/assenza dei sintomi e le specie sintomatiche. Nel 2004, nel Submanual for the Assessment of Ozone Injury on European Forest Ecosystems (<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>) dell'UN/ECE ICP Forests sono state introdotte delle modifiche allo scopo di consentire una valutazione quantitativa dei sintomi e favorire quindi i confronti fra siti e nel corso del tempo. In fig. 4 si riassumono le segnalazioni di sintomi tipo-ozono (presenza/assenza) finora disponibili per l'Italia, da cui emerge immediatamente la mancanza di una tendenza crescente da Nord a Sud di espressione dei sintomi, come invece

ci saremmo aspettati in base ai calcoli dell'AOT40. Un esempio di ulteriore discrepanza è relativo alla stazione CONECOFOR VEN1 (Cansiglio, Veneto), che, a fronte di basse concentrazioni di O_3 , è la sola a mostrare sintomi sul faggio tra le varie faggete investigate (Bussotti et al. 2003). La spiegazione fornita dagli autori è che questa stazione presenta una grande disponibilità di acqua. In caso di stress idrico, infatti, gli stomi tendono a chiudersi, limitando così anche l'assunzione dell' O_3 , dato che essi rappresentano l'unica via di assorbimento dell'ozono all'interno della pianta. In ambiente mediterraneo, inoltre, gli stomi mostrano una depressione di mezzogiorno, cioè tendono a chiudersi nelle ore più calde del giorno (per limitare le perdite idriche) che sono anche le ore a più elevate concentrazioni di O_3 (fig. 5). Una possibile spiegazione alla minor presenza di sintomi nelle foreste meridionali caratterizzate dai più alti livelli di O_3 è dunque proprio l'evitanza, cioè gli stomi si chiudono in risposta allo stress idrico e evitano anche l'assorbimento di O_3 . Per questo, a livello internazionale, è stato proposto di modificare l'AOT40, che è solo un indice di esposizione, in base alla conduttanza stomatica, deri-



Fig. 4 - Segnalazioni di sintomi tipo-ozono finora disponibili in Italia (da Fumagalli et al. 1989, Gravano et al. 1999, Cozzi et al. 2000, Soda et al. 2000, Bussotti et al. 2001a, Gravano et al. 2002, Bussotti et al. 2003, Cozzi et al. 2003, Paoletti et al. 2003, Bussotti et al. 2004). In rosso le regioni in cui i vari rilievi hanno sempre individuato sintomi; in verde quelle per cui i rilievi non hanno riportato sintomi; in rosso e verde quelle in cui i rilievi hanno dato sia esito positivo che negativo.

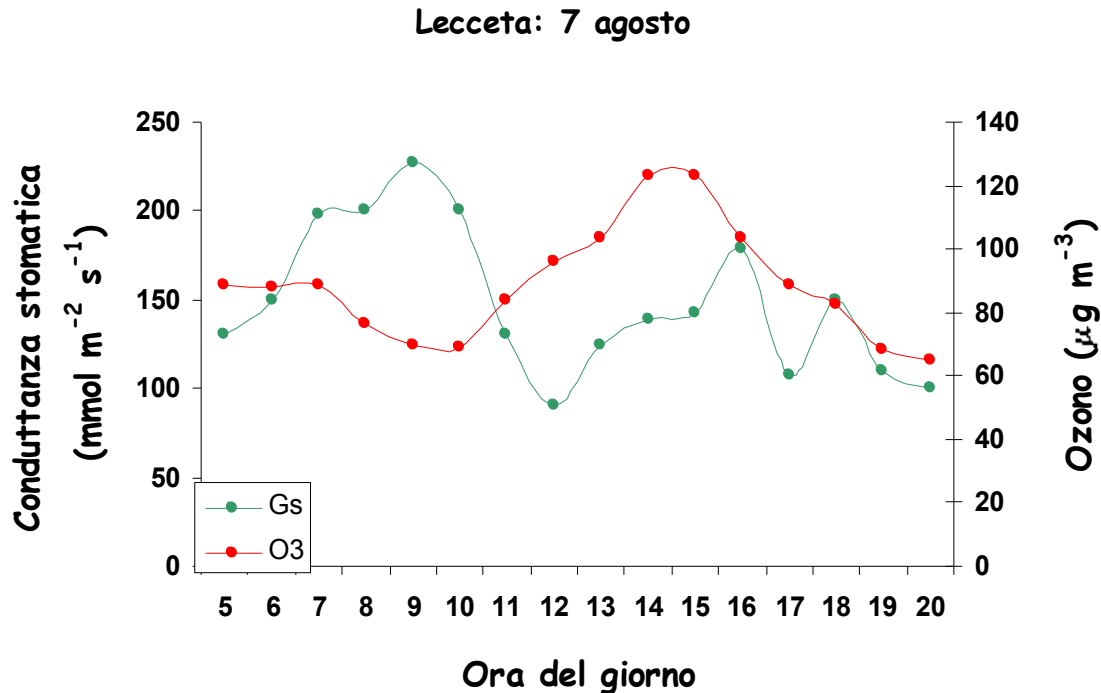


Fig. 5 - Conduttanza stomatica in foglie di leccio e concentrazioni atmosferiche di ozono in una giornata d'agosto (stazione CONECOFOR TOS2 – Cala Violina).

vandone un indice di assorbimento g_{sto} , flusso potenziale di ozono effettivamente assorbito (UN 2004). A parte le difficoltà tecniche nel mettere in pratica un simile approccio, non esiste la certezza che questa sia realmente la strada giusta da percorrere.

Risposte fisiologiche e biochimiche all'ozono in sempreverdi mediterranee

A più riprese, la comunità scientifica internazionale ha chiesto una maggiore attenzione agli ecosistemi dell'Europa meridionale e alla loro risposta all'O₃ (Ashmore 2002). La foresta di latifoglie sempreverdi costituisce la formazione vegetale più tipica della regione mediterranea (De Tommaso 1992). Le sclerofille sempreverdi (tipo Corbezzolo e Fillirea) riducono le perdite idriche grazie a radici profonde e foglie coriacee. Le laurifille sempreverdi (come l'Alloro) sfuggono lo stress idrico occupando siti freschi e ombreggiati. Nali et al. (2004) hanno esposto tre latifoglie sempreverdi mediterranee, scelte secondo un gradiente di xerofilia (dalla Fillirea, *Phillyrea latifolia*, più xerotollerante, all'Alloro, *Laurus nobilis*, più igrofilo, passando per il Corbezzolo, *Arbutus unedo*), a 0, 55 o 110 ppb di O₃ per i tre mesi primaverili, fino a raggiungere una volta e mezzo oppure più di tre volte il livello critico per le foreste. Dosi dunque massicce anche se le concentrazioni sono del tutto

realistiche. In una stazione rurale di monitoraggio dell'O₃, 55 è il valore medio orario in primavera (Chini, com. pers.), e 110 è dunque un livello 2x ambiente. I risultati mostrano che il livello ambientale di O₃ non danneggia gli scambi fotosintetici, mentre il livello 2x ambiente riduce significativamente la fotosintesi del Corbezzolo e ancor più dell'Alloro, ma non della Fillirea, nonostante questa specie mostri gli scambi (fotosintesi e conduttanza stomatica) più elevati. Questo dato è sorprendente perché se la Fillirea ha la maggiore conduttanza stomatica dovrebbe assorbire più O₃ e quindi dovrebbe essere più danneggiata. Per questo sono stati indagati alcuni metaboliti ed enzimi ad attività antiossidante, da cui si evince che il contenuto costitutivo di alcuni antiossidanti (soprattutto la superossido dismutasi) e la loro risposta all'O₃ (sia per la superossido dismutasi che per il glutatione) possono concorrere a spiegare il gradiente di risposta all'ozono tra le tre specie. In pratica, la xerotollerante Fillirea può permettersi di tenere aperti gli stomi e di assorbire O₃ perché ha un efficace sistema di detossificazione. Un mero meccanismo di evitanza in effetti non spiegherebbe come mai le provenienze meridionali di Faggio (Paludan-Müller et al. 1999) e Abete bianco (Larsen et al. 1990) siano meno sensibili all'O₃ delle provenienze dell'Europa settentrionale. L'esistenza

di meccanismi intrinseci che attribuiscono una resistenza specie-specifica all'O₃ aprirebbe la possibilità di diversificare i livelli critici di O₃ in base sia all'assorbimento g_{stom}, sia alla capacità di detossificazione del mesofillo. Ma ovviamente sono ancora necessarie ulteriori indagini. Una complicazione deriva dal fatto che l'esposizione all'O₃ rende gli stomi più lenti nell'aprirsi e soprattutto nel chiudersi in risposta agli stress (Paoletti 2005). Le attività umane che favoriscono la produzione di O₃ determinano anche l'aumento della concentrazione atmosferica di anidride carbonica (CO₂). L'accumulo di gas serra (inclusi CO₂ e O₃) incrementa la temperatura globale media della Terra. Le comunità vegetali del Mediterraneo possono così trovarsi a fronteggiare condizioni di siccità più severe per il contemporaneo aumento delle temperature e decremento delle precipitazioni (Wigley et al. 1984). Una chiusura ritardata degli stomi in risposta ad un sempre più frequente stress idrico comporta un aggravamento del deficit idrico vegetale ed un'alterazione dei bilanci idrologici e di flusso di ozono a livello territoriale.

Conclusioni

Per una corretta valutazione dei reali effetti dell'ozono sulle foreste dell'Italia meridionale, è indispensabile migliorare la conoscenza dei livelli di inquinamento da O₃ in aree remote italiane (tramite campionatori passivi e/o biomonitoraggio), e delle risposte all'O₃ nella vegetazione più tipicamente italiana, sia attraverso esperimenti in condizioni controllate che in campo. Un passo cruciale, infatti, è verificare in condizioni naturali i dati ottenuti nei sistemi di esposizione artificiale. In particolare, sono necessarie più informazioni per determinare le risposte difensive delle piante all'O₃, in quanto la complessità della capacità antiossidativa delle piante rende ancora difficile determinarne il potere antiossidante totale (de Temmermann et al. 2002).

Sulla base dei pochi dati finora disponibili, gli attuali livelli di inquinamento da O₃ non sembrano rappresentare un rischio gravissimo per le foreste mediterranee italiane, soprattutto per quelle di sclerofille, ben adattate a fronteggiare un altro stress di natura ossidativa come la siccità. Questa capacità di autodifesa sembra legata sia all'evitanza, cioè alla chiusura degli stomi, sia al pool antiossidante, il che suggerirebbe di modificare l'AOT40 sulla base sia della conduttanza stomatica sia della capacità antiossidante. Il quadro comunque non è del tutto rassicurante perché l'O₃ rallenta la risposta degli stomi agli stress, il che in definitiva può peggiorare il

controllo delle perdite idriche, con tutto ciò che questo comporta nel quadro dei cambiamenti climatici in atto. La valutazione degli effetti del Cambiamento Globale sugli ecosistemi forestali mediterranei deve quindi considerare gli effetti a lungo termine dell'O₃ sulle risposte vegetali al variare delle altre condizioni ambientali e dei fattori di stress interagenti, in particolare siccità e incremento della CO₂ atmosferica.

Informazioni utili a definire l'impatto dell'O₃ sulle nostre foreste possono derivare dal monitoraggio estensivo dei danni fogliari tipo-ozono, purché condotto secondo le nuove procedure che consentono la quantificazione e quindi la confrontabilità dei risultati.

La conferma della maggiore tolleranza all'ozono delle formazioni vegetali mediterranee potrebbe porre le necessarie basi scientifiche per diversificare i livelli critici per l'ozono in Europa.

Ringraziamenti

Lavoro eseguito nell'ambito del progetto OZONIT, coordinato dal prof. Fausto Manes del Dipartimento di Biologia Vegetale dell'Università "La Sapienza" di Roma e finanziato dal Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio. Si ringrazia Gianni Della Rocca, IPP-CNR, per le foto di fig. 3, e Marco Chini, ARPAT Livorno, per i dati di ozono della stazione di Gabbro.

Bibliografia

- Ainsworth N, Fumagalli I, Giorcelli A, Mignanego L, Schenone G, Vietto L (1996). Assessment of EDU stem injections as a technique to investigate the response of trees to ambient ozone in field conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 59: 33-42.
- Ashmore M (2002). How well can we model ozone fluxes? Background paper General, Workshop *Establishing ozone critical levels II*, Göteborg, Sweden, 19-22 November 2002, pp. 7-15.
- Baird C (1997). *Chimica ambientale*. Zanichelli, Torino, 273 pp.
- Benjamin MT, Winer AM (1998). Estimating the ozone-forming potential of urban trees and shrubs. *Atmospheric Environment* 32: 53-68.
- Bussotti F, Cozzi A, Bettini D (2003). Ozone-like visible foliar symptoms at the permanent monitoring plots of the CONECOFOR programme in Italy. In: *Ozone and forest ecosystems in Italy* (Ferretti M, Bussotti F, Fabbio G, Petriccione B eds), *Ann. Ist. Sper. Selv.*, 30 (suppl. 1): 99-106.
- Bussotti F, Gerosa G, Cenni E, Cozzi A, Ferretti M, Bettini D, Nibbi R (2001a). Le condizioni delle chiome nei boschi

- italiani. Risultati 1997-2000. Tipografia Coppini, Firenze, 16 pp.
- Bussotti F, Gravano E, Gerosa G, Ballarin-Denti A, Schaub M, Kräuchi N, Skelly JM, Sanz MJ, Calatayud V (2001b). Ozone air pollution and effects on native plants in Southern Europe. 33rd Air Pollution Workshop, Riverside (CA, USA), April 9-12, 2001 (poster).
- Bussotti F, Mazzali C, Cozzi A, Ferretti M, Gravano E, Gerosa G, Ballarin-Denti A (2004). Ozone exposition and injury symptoms on vegetation in an alpine valley (North Italy). In: Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millennium (Karnosky et al. eds), *Developments in Environmental Science* 3, Elsevier, Amsterdam, pp. 269-276.
- Carnahan JE, Jenner EL, Wat EKW (1978). Prevention of ozone injury to plants by a new protectant chemical. *Disease Control and Pest Management* 68: 1225-1229.
- Cozzi A, Ferretti M, Grohmann F, Savini P (2003). Identificazione e quantificazione di sintomi fogliari *ozone-like* al sito sperimentale del progetto TRASFORM in Umbria, Italia centrale. Atti III Congresso Nazionale SISEF "Alberi e foreste per il nuovo millennio", 15-18 ottobre 2001, Viterbo, pp. 253-258.
- Cozzi A, Ferretti M, Innes JL (2000). Sintomi fogliari visibili attribuibili ad ozono sulla vegetazione spontanea in Valtellina. *Monti e Boschi* 3-4: 42-49.
- de Leeuw FAAM, van Zantvoort EDG (1997). Mapping of exceedances of ozone critical levels for crops and forest trees in the Netherlands: preliminary results. *Environmental Pollution* 96: 89-98.
- de Temmerman L, Vandermeiren K, D'Haese D, Bortier K, Asard H, Ceulemans R (2002). Ozone effects on trees, where uptake and detoxification meet. *Dendrobiology* 47: 9-19.
- De Tommaso PG (1992). *Geobotanica*. CUSL, Firenze, 285 pp.
- Derwent RG, Stevenson DS, Collins WJ, Johnson CE (2004). Intercontinental transport and the origins of the ozone observed at surface sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38: 1891-1901.
- Eberhardt LL, Thomas JM (1991). Designing environmental field studies. *Ecological Monography* 61: 53-73.
- European Environment Agency, EEA (2002). Environmental signals 2002 – Benchmarking the millennium. Environmental assessment report N.9. EEA, Copenhagen.
- European Environment Agency, EEA (2003). Air pollution by ozone in Europe in summer 2003. Overview of exceedances of EC ozone threshold values during the summer season April–August 2003 and comparisons with previous years. Topic report 3/2003.
- European Topic Centre on Air and Climate Change, ETC-ACC (2004). Summer ozone exceedances: Summer Season 2004. [online] URL: http://air-climate.eionet.eu.int/databases/o3excess/o3_excess2004.html
- Ferretti M, Bussotti F, Fabbio G, Petriccione B (2003a). Ozone and forest ecosystems in Italy. Second report of the Task Force on Integrated and Combined (I&C) evaluation of the CONECOFOR programme. *Ann. Ist. Sperim. Selv. Arezzo, special issue*, 30 (suppl.1), pp. 128.
- Ferretti M, Gerosa G, Bussotti F, Fabbio G (2003b). Ozone exposure, crown transparency and basal area increment at the permanent monitoring plots of the CONECOFOR programme in Italy. In: Ozone and forest ecosystems in Italy. Second report of the Task Force on Integrated and Combined (I&C) evaluation of the CONECOFOR programme (Ferretti M, Bussotti F, Fabbio G, Petriccione B eds), *Ann. Ist. Sperim. Selv. Arezzo, special issue*, 30 (suppl.1), pp. 107-120.
- Fowler D, Cape JN, Coyle M, Flechard C, Kuulenstierna J, Hicks K, Derwent D, Johnson C, Stevenson D (1999). The global exposure of forests to air pollutants. *Water, Air and Soil Pollution* 116: 5-32.
- Fuhrer J, Skärby L, Ashmore MR (1997). Critical levels for ozone, effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution* 97: 91-106.
- Fumagalli I, Matteucci G, Schenone G, Botteschi G, Buffoni A (1989). Effetti dell'inquinamento atmosferico su un pioppo ibrido in un sito rurale padano. *Cellulosa e Carta* 40: 7-12.
- Gerosa G, Ballarin Denti A (2002). Ozono e foreste: verso una valutazione di II livello. In: Ozono e Foreste (Paoletti E, Lorenzini G eds), *Informatore Fitopatologico LII* (3): 41-47.
- Gravano E, Bussotti F, Grossoni P (2002). Strategie di risposta e struttura fogliare in specie arboree esposte ad ozono. In: Ozono e Foreste (Paoletti E, Lorenzini G eds), *Informatore Fitopatologico LII* (3): 21-26.
- Gravano E, Ferretti M, Bussotti F, Grossoni P (1999). Foliar symptoms and growth reduction of *Ailanthus altissima* Desf. in an area with high ozone and acidic deposition in Italy. *Water Air and Soil Pollution* 116: 267-272.
- Gregg JW, Jones CG, Dawson TE (2003). Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York city. *Nature* 424: 183-187.
- Grünhage L, Jäger HJ, Haenel HD, Löpmeier FJ, Hanelwald K (1999). The European critical levels for ozone: improving their usage. *Environmental Pollution* 105: 163-173.
- Heagle AS, Body DE, Heck WW (1973). An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. *Journal of Environmental Quality* 2: 365-368.

- Innes JL, Boswell RC (1988). Forest health survey 1987. part 2: analysis and interpretation. Forestry Commission Bulletin 79, HMSO, London, 52 pp.
- Innes JL, Skelly JM, Schaub M (2001). Ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. Paul Haupt, Berne, 136 pp.
- Kärenlampi L, Skärbi L (1996) critical levels for ozone in Europe. Testing and finalizing the concepts. UN-ECE Workshop report, University of Kuopio, Dept. Ecology and Environmental Science, 363 pp.
- Karlsson PE, Selldén G, Pleijel H (eds) (2003) Establishing ozone critical level II. UN-ECE Workshop report, IVL report B 1523, IVL Swedish Environmental research Institute, Gothenburg, Sweden.
- Klap JM, Voshaar JHO, de Vries W, Erisman JW (2000). Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: statistical analysis of relationships. Water, Air, and Soil Pollution 119: 387-420.
- Kolb TE, Matyssek R (2001). Limitations and perspectives about scaling ozone impacts in trees. Environmental Pollution 115: 373-393.
- Krupa SV, Manning WJ (1998). Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation. Environmental Pollution 50: 101-137.
- Larsen JB, Yang W, Tiedemann AV (1990). Effects of ozone on gas exchange, frost resistance, flushing and growth of different provenances of European silver fir (*Abies alba* Mill.). European Journal of Forest Pathology 20: 211-218.
- Last FT (1982). Towards an understanding of plant responses to pollutants. In: Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture (Unsworth MH, Omrod DP eds), Butterworth, London, pp. 437-446.
- Legge AH, Nosal M, McVehil GE, Krupa SV (1991). Ozone and the clean troposphere: ecological implications. Environmental Pollution 70: 157-175.
- Lorenzini G (1999). Le Piante e l'Inquinamento dell'Aria. Edagricole, Bologna, 335 pp.
- Lorenzini G, Nali C, Panicucci A (1994). Surface ozone in Pisa (Italy): a six-year study. Atmospheric Environment 38B: 51-59.
- Manning WJ (2000). Use of protective chemicals to assess the effects of ambient ozone on plants. In: Environmental Pollution and Plant Responses (Agrawal BS, Agrawal M eds), Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 247-258.
- Manning WJ (2004). Assessing plant response to ambient ozone: establishing a cause and effect relationship for forest and tree growth in the forest. Abstract IUFRO 7.04.00 meeting "Forests under changing climate, enhanced UV and air pollution", August 25-30, 2004, Oulu, Finland.
- Manning WJ, Cooley DR, Tuttle AF, Frenkel MA, Bergweiler CJ (2004). Assessing plant response to ambient ozone: growth of young apple trees in open-top chambers and corresponding ambient air plots. Environmental Pollution 132: 503-508.
- Manning WJ, Krupa SV (1992). Experimental methodology for studying the effects of ozone on crops and trees. In: Surface level ozone exposures and their effects on vegetation (Lefohn AS ed), Lewis Publishers Inc., Chelsea, USA, pp. 93-156.
- Matthews RA, Buikema Jr AL, Cairns Jr J, Rodgers Jr JH (1982). Biological monitoring. Part IIA. Receiving system functional methods, relationships and indices. Water Research 16: 129-139.
- Nali C, Paoletti E, Marabottini R, Della Rocca G, Lorenzini G, Paolacci AR, Ciaffi M, Badiani M (2004). Ecophysiological and biochemical strategies of response to ozone in Mediterranean broadleaf evergreen species. Atmospheric Environment 38: 2247-2257.
- Paludan-Müller G, Saxe H, Leverenz JW (1999). Responses to ozone in 12 provenances of European beech (*Fagus sylvatica*): genotypic variation and chamber effects on photosynthesis and dry-matter partitioning. New Phytologist 144: 261-273.
- Paoletti E (2005). Ozone slows stomatal response to light and leaf wounding in a Mediterranean evergreen broadleaf, *Arbutus unedo*. Environmental Pollution 134: 439-445.
- Paoletti E, Karnosky DF, Percy KE (2004). Urban trees and air pollution. In: Forestry Serving Urbanised Societies (Konijnendijk CC, Schipperijn J, Hoyer KK eds), IUFRO World Series Vol. 14, pp. 129-154.
- Paoletti E, Schaub M (2002). Danni tipo-ozono su latifoglie. Sherwood, 76 (marzo): 25-26.
- Paoletti E, Tagliaferro F, Ferrara AM, Della Rocca G (2003). Macro- e micro-osservazioni in Frassini con sintomi tipo-ozono in Piemonte. Atti III Congresso Nazionale SISEF "Alberi e foreste per il nuovo millennio", 15-18 ottobre 2001, Viterbo, pp. 259-262.
- Racalbuto S, Vialetto G (2003). Cap. 4. In: L'inquinamento transfrontaliero e la qualità dell'aria, ENEA-Rapporto Energia Ambiente.
- Reich PB (1987). Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. Tree Physiology 3: 63-91.
- SAEFL (1999). Critical Levels for Ozone - Level II. Environmental Documentation No. 115.
- Sanz MJ, Sanchez G, Calatayud V, Minaya MT, Cerverò J (2001). La contaminación atmosférica en los bosques: guía para la identificación de danos visibles causados por ozono. Organismo Autonomo de Parques Nacionales, Madrid, 163 pp.
- Soda C, Bussotti F, Grossoni P, Barnes J, Mori B, Tani C (2000). Impacts of urban levels of ozone on *Pinus halepensis* foliage. Environmental and Experimental

- Botany 44: 69-82.
- Toivonen PMA, Hofstra G, Wukash RT (1982). Assessment of yield losses in white bean due to ozone using the antioxidant EDU. *Canadian Journal of Plant Pathology* 4: 381-386.
- Tuovinen JP (2002). Assessing vegetation exposure to ozone: is it possible to estimate AOT40 by passive sampling? *Environmental Pollution* 119: 203-214.
- UN, United Nations (2004). The scientific basis for the new flux-based critical levels for ozone. Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, ECE, EB.AIR/WG.1/2004/8, 7 June 2004.
- Vingarzan R (2004). A review of surface O₃ background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38: 4383-4402.
- Volz-Thomas A (2003). Tropospheric ozone and its control. In: *Towards Cleaner Air for Europe - Science, Tools and Applications* (Midgley P, Reuther M eds), Margraf Publishers, Weikersheim, Germany, Chapter 3.
- Wigley TM, Briffa KR, Jones PD (1984). Predicting plant productivity and water resources. *Nature* 312: 102-103.