

Inquinamento atmosferico e deperimento delle piante forestali

Romano Gellini *

Fino a poco tempo fa per spiegare i danni forestali di nuovo tipo venivano avanzate, soprattutto dagli Autori tedeschi, diverse ipotesi:

- ipotesi della tossicità da alluminio dovuta all'acidificazione dei suoli,
- ipotesi dell'ozono,
- ipotesi della deficienza di magnesio,
- ipotesi da stress,
- ipotesi dell'eccesso di sostanze nutritive e di azoto,
- ipotesi delle sostanze organiche alteranti la crescita trasportate dall'atmosfera.

A queste si sono aggiunte altre ipotesi che si rifanno alla radioattività, alle microonde, all'effetto della circolazione aerea e di nuovo alla deposizione acida che agirebbe in modo diretto. C'è chi continua a sostenere che tale fenomeno sia dovuto all'ipervirulenza di determinate fitopatie o sia connesso a difficili condizioni ambientali come danni da freddo o da siccità o da altri fattori abiotici.

Ultimamente (Koch, 1986; Fluckiger et al., 1986) va sempre più accreditandosi l'idea che molti fattori possano contribuire al declino arrecato alla foresta, ma l'aumentata concentrazione degli inquinanti nell'atmosfera (prevalentemente ozono e deposizioni acide) rappresenti la causa prima.

Il Prof. H. U. Moosmayer dell'Istituto di ricerche forestali del Baden Wurttemberg Friburgo in Bressgovia — vede il fattore scate-

* Prof. ordinario di Botanica Forestale, Laboratorio di Botanica Forestale, Dipartimento di Biologia vegetale, Università di Firenze.

nante del Waldsterben in un complesso di cause composto da fattori biotici ed abiotici temporalmente e spazialmente diversi il cui peso cambia in continuazione. Agli inquinanti atmosferici in particolare all'anadride solforosa ed agli ossidi di azoto con i loro prodotti secondari spetterebbe nell'ambito di tali fattori un'importanza tale che senza la loro azione sarebbe impossibile una spiegazione dei danni forestali. Un risanamento del bosco, conclude l'Autore, potrebbe aver luogo dunque solo a seguito di una riduzione delle concentrazioni delle sostanze inquinanti dell'atmosfera.

L'inquinamento atmosferico è un male sociale, generato principalmente dall'attività umana e influenzante negativamente la sua salute e il suo benessere. È anche un problema globale che trascende le nazionalità naturali e politiche per estendersi dalle aree densamente popolate e industrializzate in quelle più remote e scarsamente popolate.

Durante gli ultimi 30 anni, la rapida crescita economica che è avvenuta negli USA e in Canada e in molti altri Paesi europei ed asiatici, si è manifestata con un esplosivo aumento nel valore e nella diversità dei beni e dei servizi messi a disposizione della collettività. Questo aumento di beni e servizi è stato accompagnato da sottoprodotti generati nei processi di produzione e di consumo. Avendo poco o nessun valore economico, la maggior parte di questi sottoprodotti sono stati letteralmente scaricati nell'ambiente allo scopo di minimizzare i costi di produzione e di distribuzione da parte degli operatori economici. Non essendoci una legislazione preparata allo scopo, questa è intervenuta al momento che i guasti all'ambiente erano già stati prodotti e, in alcuni Paesi, come l'Italia, si può dire che non è entrata mai in funzione con l'eccezione dei cosiddetti « pretori d'assalto ».

Prima del 1950 la ricerca sugli effetti della polluzione atmosferica sulla vegetazione, era limitata agli effetti acuti della SO_2 , dei fluoruri, dell'etilene, dei cloruri, ecc., inquinanti primari emessi dalle fonti industriali ed agenti sulla vegetazione in vicinanza delle sorgenti di emissione.

L'automobile, quando ha raggiunto la sua diffusione maggiore, ha generato più tardi un'altra era di inquinamento: quella degli ossidi di azoto, dei metalli pesanti e degli idrocarburi indecomposti, oltre agli ossidi di carbonio (una macchina produce annualmente 2,5 Kg di SO_2 , 50 Kg di ossidi di azoto, 2000 Kg di ossidi di carbonio, 20 Kg di idrocarburi e 1,2 Kg di piombo, oltre a notevole materiale

particellare). Alcune di queste sostanze possono avere anche altra origine, come il riscaldamento, le industrie, ecc.

Dopo il grosso incidente dello smog che avvenne nel bacino di Los Angeles intorno al '50 e, quasi 10 anni dopo negli Stati Uniti del Nord-est, gli ossidanti fotochimici come l'ozono divennero gli inquinanti di maggiore interesse.

Alla metà del '70, un altro tipo di inquinamento, che non è altro che l'estrinsecazione dell'alto grado di impurezze esistenti nell'atmosfera è venuto alla ribalta: la deposizione acida che ha ricevuto sempre più una crescente attenzione fino al momento attuale.

Con le ricerche sulle « piogge acide » si è reso evidente il trasporto a grandi distanze degli inquinanti atmosferici, fenomeno che implica numerose differenti sostanze chimiche (SO_2 , NO_x , HCL , elementi in tracce, ecc.).

Trattasi di entità notevoli: l' SO_2 è la principale causa responsabile delle piogge acide, e vorrei qui ricordare che nel 1982 le 26 nazioni europee (compresa la Russia) hanno scaricato nell'atmosfera più di 65 milioni di tonnellate di SO_2 , rispetto a circa i 60 milioni del 1972. Tra queste nazioni è compresa anche l'Italia che ha prodotto 3,10 milioni di tonnellate, pari a circa il 5%. In termini di produzioni pro capite di SO_2 , i tedeschi orientali sono i maggiori inquinanti dell'Europa e forse del mondo. Hanno prodotto, nel 1982, 239 Kg di SO_2 per abitante; li seguivano la Cecoslovacchia con 220 Kg, la Russia con 96,7, la Romania 89, Gran Bretagna 76, Polonia 70, Svezia 60, Germania occidentale 57, Italia e Francia 54.

È opinione generale che l'unico modo per ridurre sostanzialmente le precipitazioni acide è ridurre le emissioni di zolfo. La Svezia per es. ha ricevuto 1.100.000 tonnellate di deposizioni acide di cui meno della metà è stata prodotta all'interno del Paese. L'Italia sembra un Paese che scarica (produce, cioè, più SO_2 di quanta ne riceva) 1.081.000 ton. La Svizzera che ha denunciato più danni alle foreste di noi, riceve 137.000 ton. di SO_2 . Un altro dato sulle emissioni è disponibile per la Svizzera, nel 1950 in questo Paese le emissioni di azoto erano stimate 8.000 ton. e nel 1985 57.000 ton.

Da questi ultimi dati si ricavano anche altre prerogative dell'inquinamento atmosferico odierno: questo non ha più confini, interessando anche altri Paesi non rientranti in quelli industrializzati veri e propri, come succede in alcune regioni del Messico, nel Punjab (India), in Nuova Zelanda, nel Sud Africa e in Cina; nessuna nazione da sola può ridurre in misura sensibile la quantità di in-

quinanti che riceve, anche se riduce le proprie emissioni; le concentrazioni degli inquinanti non solo non diminuiscono, né si stabilizzano, ma vanno sempre più aumentando su scala logaritmica e agiscono ormai con basse e croniche concentrazioni.

A questi inquinanti, stante la sempre maggiore incidenza di « incidenti » più o meno volontari, va aggiunta anche la radioattività generata in scala massiccia dalle esplosioni nucleari e anche dalla attivazione di centrali nucleari per la produzione di energia oltre ai rifiuti radioattivi prodotti da ospedali, laboratori, industrie ecc. in circa 2500 m³ ogni anno. Reichelt (1984) ha riscontrato una correlazione significativa tra radioattività emessa da una centrale nucleare e danni alla foresta circostante mediante foto all'infrarosso. Ma secondo Trankner (1986) tale correlazione non può venir dimostrata, come anche attestato da Bosch e al. (1986).

Numerose osservazioni e studi nelle aree industriali nel Nord America e in alcune regioni dell'Europa riguardano la suscettibilità degli alberi forestali all' SO_2 , all' HF , agli ossidanti e alle precipitazioni acide (Miller e McBride, 1975). Nell'area della Rhur in Europa, l'influenza di lunga durata di concentrazioni relativamente alte di SO_2 ha influenzato l'area di distribuzione del Pino di Scozia (Knabe, 1970a e b). È stato anche possibile correlare la scarsità di questa specie arborea con la concentrazione di SO_2 nella zona industriale dei M. Pennini in Inghilterra (Farrar et al., 1977).

La specie arborea, forse più sensibile, che ha sofferto severe perdite in Europa nelle ultime decadi è l'Abete bianco. Secondo Wentzel (1979), l'inquinamento atmosferico è la causa principale della sua aumentata mortalità. Le osservazioni fatte da Materna (1984) nei Beschidi in Cecoslovacchia, mostrano che il deperimento di questa specie incomincia a una media concentrazione a lunga durata di circa 20 $\mu g/m^3$ di SO_2 . L'esposizione a tali concentrazioni aumenta la suscettibilità dell'albero ai danni da freddo.

In una foresta montana dove sono dominanti fitocenosi composte da Abete bianco, Abete rosso e Faggio, l'Abete bianco è soprattutto importante per il suo sistema radicale profondo e per l'alta produzione di biomassa, caratteristiche queste che lo rendono essenziale alla stabilità e alla produttività dell'intero ecosistema. Purtroppo però è la prima specie ad accusare dei danni. Un aumento ulteriore di concentrazione di SO_2 fino a 50-70 $\mu g/m^3$ come media a lungo termine, influenza anche l'Abete rosso, causando il suo graduale declino (Materna, 1973). Viene così compromessa

anche la stabilità della risultante foresta di Faggio, a causa della ridotta capacità riproduttiva di quest'ultima specie arborea in siffatte condizioni.

Nella foresta montana di *Picea*, dove l'abete rosso è di grande importanza economica, l'influenza dell'inquinamento è più pronunciata. Nonostante la sua capacità competitiva in ambiente inquinato, sempre secondo Materna (1984), con concentrazioni superiori a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la *Picea* è sparita in alcune regioni dell'Europa centrale (Polonia e Cecoslovacchia).

Altre specie vegetanti in questo ecosistema come *Betula verrucosa*, *Fraxinus excelsior* e *Sorbus aucuparia*, che sono più tolleranti della specie precedente alla SO_2 sono diventate dominanti nei nuovi ecosistemi.

Alle altitudini di 1200 m, sono stati osservati danni molto gravi agli alberi con concentrazioni di $20-30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per periodi lunghi, rispetto alle concentrazioni di SO_2 più elevate di $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rilevate ad altitudini di 450 m dove i danni erano notevolmente minori. Tale andamento di aumentata suscettibilità degli alberi con l'altitudine, conferma il fatto che il danno risultante è un effetto integrato della polluzione aerea e altri fattori di stress. (Linzon, 1978; Huttunen, 1980; Treshow, 1980).

Gli stadi finali della distruzione totale dell'intero ecosistema non è comune, ma può accadere quando si trovano insieme alti livelli di SO_2 , HF, NO_x , o polvere di magnesite (Sokolowski, 1971; Hajdúk, 1965).

Sull'influenza della deposizione acida e di altri inquinanti si è giunti alle seguenti conclusioni:

- sono stati dimostrati impatti diretti sulla vegetazione arborea con danni ai tessuti e alterazione dei processi fisiologici in situazioni sperimentali artificiali con trattamenti con concentrazioni di acidità significativamente bassa, ma corrispondenti a quelle che oggi si ritrovano nelle fini piovigginie e nelle nebbie. Waldmann (1985) afferma che l'acqua di nebbia è 10-100 volte più acida dell'acqua di pioggia e che l'evaporazione successiva dell'acqua di nebbia produce soluzioni con *pH* inferiori a 2. Nella nebbia della regione di Zurigo si sono registrati, *pH* da 4,6 a 2,3 (Flückiger, 1986);
- se ci sono interazioni con l'ozono l'acqua di pioggia risulta nociva anche a *pH* meno acidi;

- l'input dalla deposizione atmosferica delle sostanze nutritive, particolarmente azoto, è aumentato grandemente;
- l'impatto indiretto si manifesta nell'intensificazione del liscivamento di sostanze nutritive dal fogliame, soprattutto il K^+ ;
- si sono avuti effetti negativi sugli organismi simbiotici (micorrize e batteri);
- si è dimostrata una alterazione della suscettibilità agli altri stress ambientali e ai parassiti;
- si ha una diminuzione delle capacità delle radici a funzionare normalmente;
- si può avere una mobilitazione di elementi tossici come l'A1;
- il fenomeno della deposizione acida è associato con un aumento notevole della deposizione di metalli pesanti (*Pb, Zn, Cu, Cd, V, Cr, Ni*, ecc.) dovuto a una immissione atmosferica superiore di queste sostanze e a una alterazione nella mobilità di questi metalli indotta dall'acidità.

Meccanismo di azione degli inquinanti atmosferici

Quando la composizione dell'ambiente oltrepassa i limiti di adattamento e tolleranza, viene imposto alla pianta uno stato di stress e i componenti più sensibili del sistema cominciano a mal funzionare.

Per quanto riguarda l'inquinamento atmosferico, l'impatto implica invariabilmente interazioni con uno o più processi biochimici. Dapprima sono esposte le superfici protettive esterne (cere e cuticole), poi gli stomi e le cellule di guardia. Il gas passa poi negli spazi intercellulari per essere disciolto nelle superfici interne umide, dove agisce controllando o alterando le membrane e il *pH* cellulare. Un inquinante che penetri le membrane citoplasmatiche è anche capace di attaccare gli organuli e può anche reagire con i metaboliti delle piante.

In generale vengono alterate le permeabilità delle membrane (quando il *K* è scarso), le reazioni fotosintetiche della fotofosforilazione e della carbossilazione, il trasporto degli elettroni e la respirazione.

Le concentrazioni a cui gli inquinanti classici possono arrecare danni alle piante sono piuttosto bassi: 0,11 ppm di SO_2 riducono

significatamente la crescita di alcune graminacee; sempre per l' SO_2 con 0,035 ppm viene ridotta la fotosintesi in *Vicia faba*; le piante altamente sensibili sono danneggiate a $20 \mu g/m^3$ di HF per 24 ore, il pino strobo a 5ppm di ozono, il PAN è ancora più deleterio (0,08 ppm per il *Pinus ponderosa*).

Lathocha (1983) ha però dimostrato che il limite sotto il quale il danno è zero è stato rivisto e appare essere ben al disotto di $0,025 mg/m^3$ (media annuale) per molte specie arboree e che gli standard normali per molti Paesi europei sono molto al di sopra di tale valore.

Se gli inquinanti si trovano in mescolanza o in sequenza i risultati dei loro effetti sulla vegetazione possono manifestarsi in maniera addittiva o addirittura sinergica. Effetti sinergici sono stati riportati per il *Populus tremuloides* con danni a livelli di SO_2 e O_3 che erano al di sotto dei limiti soglia, agendo sia con danni visibili sia con danni a livello biochimico. Effetti sinergici furono osservati su *Picea abies* tra O_3 , SO_2 e NO_2 che provocarono necrosi, clorosi e abscissione prematura delle foglie e ridotta produzione di biomassa.

L'attività della ribulosio difosfatocarbossilasi veniva ridotta mentre era aumentata quella delle perossidasi in seguito a esposizione delle piante arboree e miscele di gas contenenti da 0-20 ppm di SO_2 e 0-0,1 ppm di NO_x . Lo stesso si può dire per gli effetti tra ozono e NO_2 che danno luogo a interazioni significative aumentando i danni su *Liquidambar styraciflua* e *Fraxinus americana* (Kress, 1980).

La maggior parte dei più recenti lavori in laboratorio sulla moria del bosco riportano con sempre maggiore evidenza che i danni agli alberi si verificano quando il trattamento con piogge acide simulate (pH 3) è seguito da esposizione a basse concentrazioni di O_3 ($100 \mu g/m^3$) (Schultz, 1986, Blank e Roberts, 1985).

A questi esempi più o meno conosciuti vanno aggiunti gli effetti degli elementi in traccia (chiamati anche metalli pesanti) che sono stati sempre rilevati a dimostrazione dello stato di inquinamento ambientale ma tenendo presente le ripercussioni che potevano avere sulla vita animale e non su quella vegetale. È infatti solo dagli anni '70 che si conoscono gli effetti nocivi di alcuni di questi elementi anche sulle piante.

La tossicità dell'Alluminio è manifestata dalla crescita radicale anomala e limitata, clorosi del margine fogliare e defogliazione (Ormrod, 1978). L'Alluminio normalmente non è disponibile nel terreno ma può essere liberato in considerazione della possibilità

di acidificazione della rizosfera con conseguenti stress delle micorrize e delle radici fini. Danni radicali a semenzali di faggio vengono descritti in Svizzera da Metzler e Oberwinkler (1986) come dovuti a acidificazione e tossicità da alluminio.

La vegetazione in vicinanza di fonderie secondarie di Piombo può essere contaminata dall'arsenico, presente in piccole quantità nella produzione di pezzi di batterie. La presenza di tale elemento è associata con abscissione fogliare e morte di radici fini di certe conifere, impedimento della crescita vegetale e scarso sviluppo delle micorrize (Ormrod, 1978).

Il Cadmio è conosciuto principalmente perché può causare irregolarità cardiovascolari e ipertensione negli animali. È liberato dalle industrie di fonderie e dagli scarichi delle macchine con motore diesel, da impurezze di certi fertilizzanti come i fosfati e da pesticidi. Le particelle di *Cd* vengono emesse nella atmosfera e depositate sulla superficie del terreno e delle piante, sia come deposizione secca sia con la pioggia o la neve (deposizione umida). L'acqua di pioggia in determinati luoghi contiene concentrazioni relativamente alte di *Cd* e altri metalli pesanti; negli anni recenti, la deposizione media umida di *Cd* nella Germania federale ha raggiunto valori di 3 g/ha/anno (Nürnberg et al., 1983).

Le « piogge acide » con valori di *ph* intorno a 3 e con alti contenuti di ioni giocano un ruolo importante nel riciclaggio del *Cd* in vari ecosistemi, aumentando la sua solubilità, la sua capacità di scambio e la sua disponibilità per le piante (Hagemeyer et al., 1986).

I sintomi da tossicità di *Cd*, determinati in varie esperienze di nutrizione minerale con 2,5 - 5 ppm, includono ridotta crescita delle piante, clorosi e anche fotosintesi ridotta (inibisce il fotosistema II e cambia la concentrazione e la composizione dei pigmenti), ma soprattutto è la traspirazione che viene estremamente diminuita (Bazzaz et al., 1974). Può anche inibire l'attività nitrogenasica e la nodulazione negli ontani.

I danni fogliari da *Cd* sono in genere conseguenti a quelli alle radici così da far ritenere che il *Cd* interferisca con l'assorbimento di alcuni elementi essenziali.

Anche per il cromo esistono prove che dimostrano la sua tossicità (Ormrod, 1978).

Il rame pur essendo un elemento essenziale per le piante, a livelli tossici causa ritardi nella crescita che si notano soprattutto in vicinanza di aree urbane (Burton e John, 1977).

Il piombo deriva soprattutto dalle benzine, ma anche da pesticidi, fertilizzanti fosfatici, colori, ecc. Il piombo viene assorbito generalmente dalle radici e immobilizzato dalle vescicole dei dattiosomi e depositato nella parete cellulare. I dattiosomi del citoplasma hanno una più alta affinità per il *Pb* che i mitocondri. Alti valori di *Pb* fino a 3 ppm sono stati ritrovati anche in foglie di faggio di località della Svizzera lontane da insediamenti e secondo Flückiger e al. (1986) una reazione acida del terreno rende possibile una maggiore assunzione dell'elemento da parte delle piante.

Concentrazioni di *Pb* di 7 ppm inibiscono fotosintesi e respirazione. Basse concentrazioni di *Pb*, *Cd*, *Ni* e *Tl* inibiscono fotosintesi e traspirazione perché interferiscono con il funzionamento degli stomi. Il Tallio è il più efficace probabilmente a causa della sua similitudine con il *K*.

Inibizione del trasporto degli elettroni nella fotosintesi da sali di Piombo è stato dimostrato perché inibiscono il sito di ossidazione del fotosistema II. Inibizione della fissazione di *N* per aggiunta di 1 ppm di *Cu* e *Zn* fu dimostrato per Meliloto; di *Cd*, *Cu*, *Zn* per Medica, di *Cd* e *Zn* per il Glicine (Sheridan, 1979).

La tossicità generalmente varia grandemente tra gli elementi in traccia e la sequenza di tossicità che si può determinare è la seguente $Hg > Pb > Cu > Cd > Ni > Zn$ |.

Anche nel caso di questi inquinanti possono esistere interazioni con O_3 e SO_2 che facilitano l'assorbimento dei metalli pesanti (Krause e Kaiser, 1977) e che sono favoriti in genere anche dalla deposizione acida.

Interazioni di malattie e altri fattori da stress con la polluzione atmosferica

Gli inquinanti atmosferici possono avere effetti deleteri, (talvolta anche benefici), oppure mostrare altre interazioni con gli altri componenti da stress sia biotici che abiotici.

È stato dimostrato per es. che possono ridurre la resistenza delle piante al freddo e alla siccità. Negli anni più recenti si sono aggiunti gli effetti da stress dovuti all'aumentata acidità ambientale come interazioni addizionali.

Batteri fissatori di azoto e nitrificanti ad es., sono molto sensibili all'acidità. La loro attività declina rapidamente quando diminuisce il *pH* del suolo (Kallio, 1976). Shriner (1977) trovò che

Pseudomonas phaseicola non infettava il fagiolo dopo un trattamento con piogge acide.

Martin e Juniper (1970) hanno studiato l'alterazione delle cere epicuticolari delle superfici fogliari da parte della pioggia. I dati suggeriscono che l'intensità del danneggiamento può essere una funzione dell'acidità delle precipitazioni.

La normale degradazione dei microtubuli cerosi delle cavità epistomatiche che avviene naturalmente nell'Abete rosso dopo 7-14 anni, viene rapidamente accelerata negli aghi di 1-2 anni sia su alberi sofferenti per inquinamento sia da piogge acide simulate a pH 3 (Sauter e Voss, 1986; Rinallo et al. 1986). In questo modo viene alterato il normale funzionamento della traspirazione e viene facilitata la penetrazione di sostanze nocive e di patogeni.

Normalmente il patogeno è tamponato dai tessuti dell'ospite ed è perciò dipendente dal metabolismo della pianta ospite. L'inquinamento ha effetto nel cambiamento o nella riduzione della capacità difensiva generale delle cellule dell'ospite, principalmente agendo attraverso il metabolismo degli acidi organici che possono aumentare o diminuire le possibilità di colonizzazione del patogeno.

Anche la variazione genetica di molti costituenti secondari importanti nella resistenza dell'ospite è molto ampia. Tobolski e Hannover (1971) trovarono una sostanziale variazione genetica nei monoterpeni di *Pinus sylvestris* var. *lapponica* che ha un elevato contenuto in Δ_3 carene, sostanza ritenuta capace di indurre repellenza nella pianta e quindi capace di sfuggire al morso del bestiame. La concentrazione di questa sostanza è influenzata grandemente dall'inquinamento atmosferico in molte conifere (Lehtio, 1981). Grill et al. (1975) trovarono che il contenuto totale di fenoli negli aghi di Abete rosso veniva aumentato se la pianta era sottoposta anche a basse concentrazioni di SO_2 .

Anche l'attività perossidasi e catalasi aumentano con l'inquinamento da metalli pesanti e da deposizione acida (Keller, 1974; Flückiger et al., 1978) e le perossidasi sono state stabilite come uno dei più sensibili indicatori degli effetti della polluzione (Horsman e Wellburn, 1977; Manes e al., 1986).

Può succedere che l'incidenza dei funghi patogeni come *Microsphaera alni*, *Hypodermella laricis*, *Lophodermium pinastri*, *Venturia inaequalis*, ecc. viene ridotta dall' SO_2 prodotta da industrie vicine.

L'ecologia di *Rhytisma acerinum* è uno degli esempi meglio conosciuti di interazione tra inquinamento e patogeni. L'incidenza

del fungo è correlata con livelli in diminuzione di SO_2 : sopra $90 \mu g/m^3$ non si ritrova. Questo fungo, insieme ai licheni, è divenuto infatti un indicatore biologico da inquinamento da SO_2 .

La ruggine *Puccinia aegopodii* è più abbondante invece nelle aree con alta polluzione probabilmente perché la natura nitrofila del fungo lo spinge nelle aree ricche di azoto (Dolfert e Braun, 1979).

Anche *Lophodermium pinastri* è comune nelle aree molto inquinate (Huttunen, 1979). Le aree con SO_2 superante 30 e $60 \mu g/m^3$ mostrano tipiche infezioni del fungo dopo stress cronici da inquinamento.

Anche *Armillaria mellea*, *Rhizosphaera kalkhoffii*, *Hirschioporus abietinus*, *Nectria* sp., *Stereum pini*, e altre specie hanno la loro patogenicità aumentata da emissioni industriali (Huttunen, 1984). L'*Armillaria* è considerata un debole parassita il cui accrescimento è favorito da diverse forme di sostanze organiche come NH_4 , aminoacidi, etanolo, ecc. (Weinhold e Garraway, 1965).

Molti studi stanno a indicare che l'interazione di funghi con l'inquinamento atmosferico è di carattere sinergico.

Grzywacz (1973) ha affermato che anche *Fomes annosus* è una specie sensibile alla SO_2 . Egli trovò che anche basse concentrazioni ($0,01$ e $1 \mu g/m^3$ di SO_2), quando persistenti per periodi prolungati, stimolavano la crescita del micelio.

La recente informazione sugli effetti indiretti dell'inquinamento atmosferico nell'aumentare l'acidificazione dell'ambiente suggerisce che anche molto piccole quantità di inquinanti e l'acidità possono aumentare la suscettività dell'ospite a questi agenti nocivi, alterando la capacità delle piante a tollerare malattie o alterando la virulenza dei patogeni.

Interazione con gli insetti

Bennet (1964) ha correlato l'intensità dell'attacco dell'insetto *Exoteleia piniforella* con il numero e la dimensione dei canali resiniferi in diverse specie di pini a 3 aghi. Plank e Gerhold (1955) riportano che alberi resistenti di *Pinus monticola* avevano un numero più grande di canali resiniferi corticali esterni rispetto al Pino strobo che è più sensibile agli attacchi di insetti. La possibilità degli inquinanti di danneggiare i canali resiniferi degli aghi è stata dimostrata da Huttunen (1975).

L'effetto della polluzione aerea nella morfologia della foglia e degli aghi e sulle cere cuticolari e sulla cuticola è stata dimostrata da molti Autori e in molte piante (Huttunen, 1984). Lo strato ceroso è eroso dalla polluzione aerea e dalle « piogge acide » provocando anche la decomposizione chimica delle cere (Godzik, 1978; Huttunen e Laine, 1981). Danni a questi organi possono influenzare l'attrazione degli insetti alterando la composizione e le proprietà delle oleoresine.

Nel discutere gli effetti dei disturbi stomatici nelle relazioni ospite-parassita, devono essere tenuti presenti gli effetti sul bilancio idrico. Basse concentrazioni di SO_2 stimolano l'apertura degli stomi anche quando devono star chiusi (Noland e Kozlowski, 1979).

L'inquinamento atmosferico induce i danni o altri disturbi al bilancio idrico delle piante specialmente conifere. L'inquinamento può modificare il metabolismo delle specie ospiti fertilizzandole (NO_x , ammonio) o riducendone la crescita (SO_2 , fluoruri). Composti azotati di origine atmosferica hanno effetti concimanti nella vegetazione: gli aghi di conifere divengono più mesomorfici contenendo più acqua nelle aree interessate da ossidi di azoto. Questi aspetti possono aumentare l'attacco degli insetti a causa dell'alterato bilancio idrico della pianta, dell'aumentata fertilizzazione con N, e dell'accentuato liscivamento del K^+ operato dalle piogge acide. Un rapporto alto N/K (3:1) è interpretato oggi come minor resistenza della pianta agli attacchi parassitari, e al freddo, tenendo presente che il K viene più dilavato quanto maggiore è l'acidità delle piogge (Flückiger et al., 1986).

L'inquinamento aereo influenza la composizione delle oleoresine nelle conifere. Lehtiö (1981) trovò che l'olio volatile del carene diminuiva dove c'era polluzione e gli aghi di *Picea abies* venivano danneggiati dove esisteva polluzione da SO_2 , NO_x e HF. Cobb e al. (1972) notarono che il metil cavicolo diminuiva negli alberi di *Pinus ponderosa* danneggiato da polluzione fotochimica, così come il contenuto di terpeni di *Picea abies* esposto a inquinanti atmosferici viene modificato (Dässler, 64). Così le sostanze fenoliche, che aumentano come conseguenza dell'inquinamento, possono estrinsecare effetti nocivi nella relazione ospite-parassita.

Danni da *Matsococcus* furono riscontrate in piante del genere *Pinus*, ma non furono ritenuti la causa primaria del danno (Rice et al., 1986).

Templin (1962) ha riportato che gli insetti minatori *Rhyacio-*

nia buoliana e *Exoteleia dodecella* sono sempre presenti in aree danneggiate da inquinamento e che il loro ritrovamento diminuiva con la distanza dalla fonte inquinante. La ragione dell'aumento di queste popolazioni secondo alcuni è il disturbo delle relazioni idriche nelle foreste di Pino.

Sierpinski (1980) riportò che la polluzione esercita una grande influenza sulla densità di popolazione di varie malattie del bosco come *Exotelia dodecella* e *Rhiacionia buoliana*.

Piantagioni stressate da lungo tempo dall'inquinamento mostrano una accentuata incidenza di foliofagi come *Limanthria monacha*, *Acantholyda nemoralis*, cambiofagi e xilofagi come *Pissodes piniphilus*, *Blastophagus piniperda*, *Sirex* sp. ecc. (Sierpinski, 1980).

Simile relazione fu trovata tra attacco di *Adelges abietis* e intensità del danno da gas nell'Erzegebirge (Huttunen, 1984).

Nelle aree urbane, il ritrovamento di afidi sembra seguire lo stress indotto dall'inquinamento. *Betula verrucosa* e *pubescens* e *Tilia cordata* sono molto attaccati dagli afidi e da acari nelle aree urbane più inquinate. Huttunen e al. (1979) notarono nelle stesse condizioni anche attacchi di Ragno rosso. In Svizzera piante alimentate con gas provenienti dall'autostrada erano molto più infestate da afidi rispetto alle piante alimentate con aria depurata (Flückiger e al. 1986).

Interazioni con fattori non biotici

Lo stress è stato definito come qualsiasi fattore ambientale che è potenzialmente sfavorevole agli organismi viventi; la resistenza allo stress di una pianta è la sua capacità a sopravvivere a tale fattore sfavorevole. Tra gli stress di natura abiologica ci sono i fattori fisicochimici come estremi di temperatura, di acqua, la radiazione, le sostanze chimiche, la pressione del vento, ecc.

Una delle prime manifestazioni della risposta delle piante ad ambienti inquinati è la riduzione della resistenza al freddo negli alberi forestali. Queste piante sono più sensibili alla SO_2 durante l'inverno che durante l'estate ed è stata notata anche una riduzione della resistenza alla siccità.

Un cambiamento indotto dalla polluzione atmosferica è il contenuto in zuccheri delle foglie. Materna (1972) ha trovato che le concentrazioni di glucosio e saccarosio diminuivano negli aghi di

Picea esposti agli inquinanti. Huttunen et al. (1981) trovarono che il contenuto totale di zuccheri era più alto negli aghi sottoposti a inquinamento che in quelli sani di *Picea abies*, ma in autunno le cose cambiavano con contenuto maggiore negli aghi non inquinati. Non vengono date spiegazioni sulle cause di questo cambiamento, ma si capisce che le piante con minor contenuto in zuccheri sono più sensibili al freddo.

È ovvio che l'accumulo di inquinanti sulle superfici verdi degli aghi in inverno causa minor efficienza fotosintetica e maggior facilità di attacco dagli agenti meteorici. Gli aghi di *Pinus sylvestris* muoiono in seguito all'erosione di cera dagli stomi.

Nel caso dell'Abete rosso, la resistenza al freddo è ridotta a causa dell'inquinamento. In inverno normalmente le conifere tollerano temperature molto più fredde di quelle che si registrano (Larcher, 1975), ma disturbi in inverno possono essere associati con siccità invernale o con proprietà tossiche di inquinanti accumulati che influenzano le membrane dell'apparato fotosintetico o il metabolismo energetico (Huttunen, 1982). In presenza di composti azotati la resistenza al freddo sembra essere disturbata in molti modi, mentre nel caso della SO_2 la situazione è più chiaramente connessa con la tossicità della concentrazione dell'inquinante.

Il contenuto in solfo è stato usato come indicatore del contenuto in inquinanti (cfr. Alfani, 1985).

In conclusione i fattori non biotici possono essere influenzati anche dagli inquinanti ed è accertato che i danni da freddo sono più accentuati in presenza di inquinazione atmosferica.

Inquinamento in Italia

Dagli studi compiuti principalmente nell'Europa centrale e in America è, in conclusione, risultato che gli inquinanti, alle concentrazioni ritrovate ma principalmente in base alle loro azioni sinergiche, possono influenzare gli ecosistemi a vari livelli, accumulandosi nelle piante, nel suolo o nell'acqua del terreno, danneggiare i consumatori, alterare la competizione, interrompere i cicli biogeochimici, rompere la stabilità dell'ecosistema, distruggere soprassuoli e biocenosi espandendo le zone desertiche.

A questo punto viene da chiedersi come stiamo in Italia in fatto di inquinamento atmosferico?

Purtroppo nel nostro Paese le notizie sulle condizioni dell'inquinamento in genere e in particolare di quello atmosferico, non sono molto diffuse ed i risultati delle ricerche che sono state fatte non sono state coordinate tra loro. Mi sembra opportuno fare qualche riferimento concreto ai risultati di recenti ricerche proprio in questa sede dove la maggioranza dei presenti non ha, con molta probabilità una specifica competenza del problema.

Riportiamo pertanto alcuni dati rilevati in Toscana o da Istituti universitari o da enti pubblici, tenendo presente che nelle regioni del nord i livelli di inquinamento sono irrimediabilmente al di sopra di tutti « i tetti » previsti dalla normativa CEE.

A Firenze sia per quanto riguarda le particelle solide sospese ($81-408 \mu\text{g}/\text{m}^3$; media $226 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sia per il piombo ($1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3-4,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$; media $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e l'ossido di carbonio ($13-47 \mu\text{g}/\text{m}^3$), i dati rilevati dall'Assessorato all'Igiene nell'autunno 1986 stanno a indicare che siamo in molti casi al di sopra dei valori massimi accettabili, indicati dal DPCM 28.3.83, e che risulta un grande incremento nella concentrazione di ossido di carbonio che è circa quadruplicato, un aumento del 50% delle polveri e del 100% del tasso di piombo rispetto alle analisi effettuate nel 1981.

Altri dati in nostro possesso sono quelli elaborati dall'Ufficio dell'Amministrazione provinciale di Firenze e interessanti il comprensorio Firenze-Prato per la campagna 1985-86. Per la SO_2 si ritrovano valori sempre superiori a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ che arrivano anche a 113 nell'area di Prato. Le conclusioni a cui giunge la relazione riportano che esiste un superamento degli standard fissati dalla legge per l'ossido di carbonio e per gli ossidi di azoto.

Altre analisi sono state effettuate nel febbraio 1987 dalla Prof. Desideri dell'Istituto Buzzi di Prato, alla periferia della città ma già in aperta campagna.

I risultati per la SO_2 mostrano che esiste una mediana di $172,600 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valore superiore sia a quello registrato dall'Assessorato ambiente nel 1986, sia a quello ritrovato sempre nello stesso luogo di rilevazione dalla Prof. Desideri nel 1977 e che si aggirava sui $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questi dati dimostrano che, a Prato, nonostante la crescente metanizzazione, la concentrazione di SO_2 continua ad aumentare. Per il biossido di azoto si è riscontrato un valore massimo di $3,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e un valore minimo di $0,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con una media di $1,78 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Per quanto riguarda il materiale particellare siamo in presenza

di 151 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con punte di 445; per *Pb* si rilevano concentrazioni medie di 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con punte di 2,55.

Il materiale particellare è stato successivamente analizzato mediante spettrometria a raggi X per bombardamento protonico eseguito presso il Dipartimento di Fisica dell'Università di Firenze. Dall'indagine è risultato che nello spettro analizzato, che non comprende gli elementi più leggeri del *Si* e quelli più pesanti dello Zirconio, (ma non è detto che non ci siano) sono stati ritrovati 18 elementi (*Si, S, Cl, Ar, K, Ca, Ti, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Gallio, Pb, Br, Stronzio, Ittio e Zirconio*).

Di questi appaiono fuori norma specialmente i quantitativi di *Pb* (1,42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), *Br* (0,50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Titanio e Vanadio. Quest'ultimo proviene principalmente dalle nafte e dai combustibili e mordenti dalle tinture, è ritenuto molto pericoloso e si dimostra fitotossico interferendo con le funzioni enzimatiche, formando chelati o precipitati stabili e alterando la permeabilità cellulare.

Per quanto riguarda l'ambiente montano esistono i rilevamenti effettuati dall'Enel a Vallombrosa nel 1984 che registrano il verificarsi di episodi di inquinamento da ossidi di azoto (con valori superiori a 200 *ppb*) e ozono (fino a 100 *ppb*) per la durata di diversi giorni e sicuramente nocivi per la vegetazione. Si registrano infatti danni fino a 80 *ppb* (156 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per l'ozono e 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per NO_x). Secondo Ashmore e al. (1985) non esiste dubbio che alle nostre latitudini si raggiungono concentrazioni fitoattive di ozono. Secondo Berry e Ripperton (1963) 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per 4 ore provocano danni agli aghi di *Pinus strobus* e Seufert et al. (1985) hanno potuto registrare una riduzione netta della fotosintesi nell'Abete bianco son soli 50 *ppb* di O_3 per 7 ore giornaliere.

In mancanza di una adeguata rete di monitoraggio degli inquinanti, anche in Italia si è ricorso all'uso dei bioindicatori (Celli e al., Lorenzini e al., 1987) per il rilevamento del piombo, dell'ozono, dei fluoruri e di alcuni metalli pesanti nelle provincie di Pisa, Arezzo e Firenze.

Dall'esame compiuto sul miele è risultato che il *Pb* è ubiquitario nelle tre provincie e in concentrazione media (0,435 *ppm*), doppia rispetto al limite massimo proposto per determinarne la consumabilità.

Interessanti ai nostri fini sono i risultati ottenuti con l'impiego di piante indicatrici. Per quanto riguarda l'ozono sono stati superati i livelli delle piante indicatrici riferibili a concentrazioni di 40

ppb. Quando monitorato da un apparecchio automatico si è visto che l'ozono supera normalmente i 100 *ppb*, livello massimo fissato per un'ora. Il *Pb* si è accumulato fino a 15 volte in un mese nelle piante esposte all'aria urbana rispetto a quelle cresciute in aria filtrata.

Noi stessi siamo ricorsi all'uso del bioindicatore dell'ozono Tabacco Bel W3 che portavo a Vallombrosa e dislocato in vari punti della foresta ha denotato gravi lesioni sul fogliame che stanno a testimoniare concentrazioni di ozono sicuramente dannose per la vegetazione. Tali manifestazioni dannose si sono prolungate per tutto il mese di luglio e agosto.

Dati più numerosi rilevati per alcuni anni e per diversi ambienti, esistono per le deposizioni acide. Piogge acide sono state rilevate in diverse località della Toscana (Vallombrosa, Firenze e S. Rossore) da Pantani e Coll. (1984, 1985).

A Vallombrosa nel 1983 e 84, il valore di fondo dell'acidità di eventi piovosi si situa intorno a *pH* 4,5, ma nella maggior parte dei casi il *pH* si ritrova inferiore per acidità libera imputabile essenzialmente a dilavamento locale. In condizioni di fini piovigginini o di nebbie il *pH* può scendere fino a 3,5 e negli stem-flow fino a 3.

Il dilavamento della chioma vegetale comporta un aumento di tutti gli ioni rispetto all'acqua di pioggia tal quale, ma il fenomeno è particolarmente evidente per il K^+ . Tale lisciviamento è accentuato quanto più acida la pioggia e secondo Fluckiger (*l. c.*) l'aumento di *N* e la diminuzione di *K* aumenta la predisposizione alle malattie, riduce la resistenza al gelo e la tolleranza all'aridità.

A Firenze le precipitazioni hanno un *pH* intorno a 4; nelle fini piovigginini anche 3,3 e *Pb* e *Zn* in concentrazioni di 0,1-0,2 *mg/l*.

Da registrare che l'ultima nevicata a Firenze del 16.3.87, prelevata dopo un'ora dall'inizio dell'evento, aveva un *pH* di 3,8.

A San Rossore, all'interno della pineta, abbiamo riscontrato acidità fortissime con *pH* fino a 1,4, forse dovuta alla ricaduta dei fumi di un inceneritore e contenenti ingenti quantità di acido cloridrico, piombo (840 *mg/l*) e cadmio (130 *mg/l*). Tali acidità hanno dato luogo a danni evidenti e diretti su foglie di ailanto, come hanno dimostrato le analisi strutturali che hanno rilevato lesioni evidenti e consistenti in profonde spaccature della cuticola e asportazione di tratti dell'epidermide.

Il significato di questo carico di inquinanti per le nostre piante

forestali non può essere sottovalutato, anzitutto a causa degli effetti sinergici e a causa delle deposizioni acide.

Un lavoro molto interessante è stato fatto da Wittig (1986) dell'Università di Dusseldorf nelle foreste di faggio dell'Europa.

Egli ha notato che avvengono alcuni fenomeni che stanno ad indicare un'acidificazione del suolo, e cioè che:

- nelle foreste di faggio vegetanti in suoli tamponati, gli indicatori acidi sono in aumento,
- gli indicatori basici o anche debolmente acidi intorno alla base del tronco di faggio sono rimpiazzati da indicatori fortemente acidi.

È ben conosciuto che la base dei tronchi riceve 5 volte di più acqua di pioggia rispetto al resto del terreno della foresta (Mayer e Ulrich, 1976) e che l'acqua che scorre lungo il tronco ha un pH più basso di quello sgocciolante dalla chioma (Jochheim, 1985).

L'abbassamento del pH , l'aumento di indicatori acidi, e la diminuzione di quelli basici nell'area basale del tronco potrebbe essere dovuta a cause naturali o essere una conseguenza della deposizione acida più alta dovuta all'immissione o a una combinazione delle due cause. Se la teoria delle cause naturali contribuenti all'acidificazione della base del tronco è corretta, simili fenomeni dovrebbero anche avvenire in tutte le stazioni di faggio aventi uguale o più alti livelli di precipitazione. Se, tuttavia, le deposizioni (acide) sono la causa di quello che succede, tali fenomeni dovrebbero solo esistere nelle regioni sottomesse ad un certo carico di deposizione.

Allo scopo di rispondere alle cause di questa particolare situazione nelle basi dei tronchi di faggio, boschi di questa specie furono studiati in Spagna, Grecia e Italia, paesi che sono ritenuti meno esposti, sulla base della struttura economica e della prevalente direzione dei venti, alle precipitazioni acide rispetto all'Europa centrale.

Gli studi in Italia sono stati compiuti da Werner, Venanzoni e Wittig (1987) che hanno studiato il caso delle foreste di faggio delle foreste casentinesi, del M. Amiata, in Abruzzo e nella foresta umbra nel Gargano.

Questi Autori hanno trovato che nelle foreste del M. Amiata e del Casentino vi sono:

- evidenti cambiamenti nell'area della base del tronco in favore

dello scambiatore *Al* e *Al/Fe*. La deposizione dell'acqua dello stem-flow di faggi ha così l'effetto di ridurre chiaramente il *pH* alla base del tronco dei suoli più scarsamente tamponati;

- in accordo colla frequenza dei *pH* riscontrati, queste stazioni manifestano anche concentrazioni più basse di basi cationiche scambiabili e i cationi acidi, in particolare *Al*, *H*, *Fe*, aumentano nella concentrazione;
- nell'area basale del tronco il cambiamento nella saturazione di scambio cationico è considerevolmente più drastico, il che è associato con una capacità tampone ridotta dei terreni;
- la proporzione di *Al* all'Amiata sale dal 12 nel terreno normale, al 33% nel terreno interessato dallo stem-flow; nel Casentino questo innalzamento è ancora più grande, andando dal 9% al 52%;
- accumulo di *Pb* e *Cu* scambiabile nel suolo;
- aumento della concentrazione di *K* nel suolo influenzato dallo stem-flow e proveniente dal lisciviamento delle foglie.

Nel Parco nazionale d'Abruzzo si registra solamente accumulo di *Zn* nel terreno, la foresta umbra invece non mostra simili manifestazioni nel potere tampone, nella composizione ionogenica e nella saturazione dello scambio cationico e dei metalli pesanti.

Gli Autori di questa ricerca concludono affermando che le foreste di faggio del Casentino e del M. Amiata possono essere considerate con alti effetti di acidificazione e un marcato accumulo di metalli pesanti alla base del tronco, condizioni queste comparabili con quelle del centro Europa, e perciò influenzate da un carico di immissioni di inquinanti caratteristico delle regioni industrializzate del nord.

A riprova di quanto riscontrato dagli Autori tedeschi, nelle foreste casentinesi le ricerche finanziate dalla Regione Toscana, hanno rilevato su 2500 ha, il 60% di piante mostranti la classica sintomatologia delle faggete deperenti del centro Europa. I danni sono stati rilevati su tutte le specie: quella più danneggiata è il castagno. L'80% del faggio è risultato danneggiato. Non siamo lontani dai danni riscontrati in Svizzera dove i faggi danneggiati erano il 41% nel 1985, il 71% nel 1986. Nel Baden Wuttenberg nel 1985 il 70% di faggio è risultato danneggiato.

A conferma di quanto detto in precedenza, è fortemente sintomatico quanto è avvenuto in Giappone. Nel territorio di Koshima a nord di Tokio, un porto artificiale sulla costa del Pacifico, verso il 1970 cominciarono a funzionare alcune grandi centrali a petrolio. Qualche anno dopo si cominciarono a manifestare danni ai boschi vicini. In questi furono dimostrate anche significative riduzioni di crescita per mezzo di metodi biochimici e dendrometrici.

Furono presi immediati provvedimenti che consistarono nel dotare tutti gli impianti di appositi depuratori. Le piante prima ammalate guarirono immediatamente.

Secondo il Dr. Makoto Yokobori, Direttore dell'Istituto di ricerche forestali di Naka Iboraki (Tokio), la cessazione dei danni ai boschi in Giappone è stata favorita dall'aver deciso una rapida riduzione delle emissioni nell'aria. Nel giro di 10 anni l'emissione totale di SO_2 è stata ridotta ad un quarto di quella del 1970 e nelle zone ad alta concentrazione industriale addirittura al 15% del valore iniziale.

Già nel 1982 erano stati installati 1350 impianti di depurazione dei fumi e lavoravano già 175 impianti di denitrificazione, dei quali 14 in centrali a carbone in un periodo in cui in Germania se ne discuteva solamente. Dalla metà degli anni '70 in Giappone anche la benzina è senza piombo.

Mi sembra questa la miglior risposta a chi trova nel disquinamento dell'ambiente ostacoli insormontabili anche di natura economica.

BIBLIOGRAFIA

- ALFANI A., (1986), *Indagini preliminari sulla dinamica dell'accumulo dello zolfo nelle foglie di alcune Gimnosperme esposte all'inquinamento urbano*, Atti Soc. Tosc. Sc. Nat. Memorie Serie B 93, 57-66.
- ASHMORE M., BELL N., RUTTER J. (1985), *The role of ozone in forest damage in West Germany-Ambio* 14 (2): 81-87.
- BAZZAZ M. B., GOVINDJEE (1974), *Effects of cadmium nitrate on spectral characteristics and light reactions of chloroplast*, Environ. Lett. 6: 1-12.
- BENNETT W. H. (1954), *The effect of needle structure upon the susceptibility of hosts of Pine-needle miner (Exotelia piniforiella Chamb.)*, Can. Entomol., 86: 49-54.
- BERRY C. R., RIPPERTON L. A. (1963), *Ozone, a possible cause of white Pine emergence tipburn*, Phytopath, 53: 552-557.
- BLANK L. W., ROBERTS T. M. (1985), *Response of Sitka Spruce to long term fumigation with realistic mixtures of SO_2 NO_2 and ozone*, F.A. 4695, 1986.
- BÖSCH B., HEUGEL H., KIHM G. (1986), *Statistische Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Waldschäden und Radioaktivität*. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 105 (2), 86-98.

- BURTON K. W., JOHN E. (1977), *A study of heavy-metal contamination in the Rhondda Fawr, South Wales*. Water, Air, Soil Pollution 7: 45-68.
- CELLI G. e PORRINI C., *Api e piombo in città. In qualità dell'aria indicatori biologici api e piante*, Nuova Grafica Fiorentina.
- COBB F. W., ZAVARIN E., BERGOT J. (1972), *Effect of air pollution on the volatile oil from leaves of Pinus ponderosa*, Phytochemistry 11: 1815-1818.
- DASSLER H. G. (1964), *Der Einfluss des Schwefeldioxids auf den Terpenegehalt von Fichtennadeln*, Flora, 154: 376-382.
- DORFELT H., BRAUN U. (1979), *Untersuchungen zur Biondication durch Pilze in der Dübener Heide (DDR). In Abstracts of the International Workshop on problems of Bioindication*, Ed. Schubert e Weinert, Halle.
- FERRAR J. F., RELTON J., RUTTER A. J. (1977), *Sulphur dioxide and the scarcity of Pinus silvestris in the industrial Pennines*, Environ. Poll. 14: 63-68.
- FLÜCKIGER W., BRAUN S., FLÜCKIGER-KELLER H., LEONARDI S., ASCHE N., BUHLER U., LIER M. (1986), *Untersuchungen über waldschaden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug*, Zeitschrift für Forstwesen 137, 11: 917-1010.
- FLÜCKIGER W., FLÜCKIGER-KELLER H., OERTLI J. J. (1978), *Der Einfluss werkbedingter Luftverunreinigungen auf die Peroxydaseaktivität, das ATP-Bildungsvermögen isolierter Chloroplasten und das Längenwachstum von Mais*, Z. Pfl. Krankh., 85 (1): 41-47.
- GODZIK S. (1978), *External needle waxes of Pinus sylvestris and their modification by air pollution*, 3th Int. Congress of Plant Pathology, München Ed. Paul Parey, Hamburg.
- GLATZEL G. (1985), *Heavy metal damage to forests in the vicinity of a smelter in Brunlegg, Austria Tirol, Part 2. Growth and mineral nutrition of Norway spruce in litter polluted with heavy metals*, da Forestry Abstracts 4098, n. 7. 1985.
- GRILL D., ESTERBAUER H., BECK G. (1975), *Untersuchungen an phenolischen Substanzen und glucose in SO₂, geschädigten Fichtennadeln*, Phytopath. Z. 82: 182-184.
- GRZYWACZ A. P., (1973), *Sensitivity of Fomes annosus Fr. Cocks and Schizophyllum commune Fr. to air pollution with sulphur dioxide*, Acta Soc. Bot. Poloniae, XLII (3): 347-360.
- HAGEMEYER J., KAHLE H., BRECKLE S. W., WAISEL Y. (1986), *Cadmium in Fagus sylvatica L. trees and seedlings: leaching, uptake and interconnection with transpiration*, Water Air and Soil Pollution 29: 247-359.
- HAJDUK J. (1965), *The influence of magnesite dust on vegetation and soil*, 31-38 in «Problems of Air Pollution», SAV, Bratislava.
- HORSMAN D. C., WELBURN A. R. (1977), *Effect of SO₂ polluted air upon enzyme activity in plants originating from areas with different annual mean atmospheric SO₂ concentrations*, Environ. Pollut., 13: 33-39.
- HUTTUNEN S. (1975), *The influence of air pollution on the forest vegetation around Oulu*, Acta Univ. Oul. Series A, 33, Biol., 2: 73.
- HUTTUNEN S. (1979), *Report on the effects of air pollution in Jämsänkoski. From Author Summary in Biological Abstracts*, 1980.
- HUTTUNEN S. (1980), *The integrative effects of airborne pollutants on boreal ecosystems: 111-134*, in «Effects of airborne pollution on vegetation», Econ. Comm. Europe, Varsavia.
- HUTTUNEN S. (1982), *Air Pollution induced stresses in forest ecosystems*, From Author Summary, Forestry Abstracts 1983.
- HUTTUNEN S. (1984), *Interactions of disease and other stress factors with atmospheric pollution*, in *Air Pollution and Plant Life*, John Wiley e Sons Ltd.
- HUTTUNEN S., MANNINEN J., LAINE K., FORSTEN P., PAKONEN T., TORMÄLEHTO H., (1971), *Dispersion of sulphur compounds and their effects on vegetation in Pori*, From Author Summary in Biological Abstracts 1980.
- HUTTUNEN S., KARENLAMPI L., KOLARI K. (1981), *Changes of osmotic values and some related physiological variables in polluted coniferous needles*, Ann. Bot. Fenn. 18: 63-71.

- HUTTUNEN S., LAINE K. (1981), *The structure of pine needle surface (Pinus sylvestris L.) and the deposition of airborne pollutants*, Archivum Ochromy Srodowiska 24: 29-38.
- JOCHEIN H. (1985), *Der Einfluss des Stammblaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldbästande Ber*, Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Univ. Göttingen, 13: 1-226.
- KALLIO S. (1976), *Studies on elemental nitrogen fixation in lichens in North Finland*, Academic Dissertation, University of Turku, Finland.
- KELLER T. (1974), *The use of peroxidase activity for monitoring and mapping air pollution areas*, Eur. J. For. Path. 4 (1): 11-19.
- KNABE W. (1970a), *Air quality criteria and their importance for forest*, Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst (Wien) 92: 129-150.
- KNABE W. (1970b), *Kiefernwaldverbreitung und Schwefeldioxid Immissionen in Ruhrgebiet*, Staub, 30 (1): 32-35.
- KOCH W. (1986), *Ist die Waldsterbensforschung auf dem richtigen Weg?* Holz Zentralblatt, 112 (115): 1585-1594.
- KRAUSE G. H. M., KAISER H. (1977), *Plant response to heavy-metals and sulphur dioxide*, Environ. Pollut., 12: 63-71.
- KRESS L. W. (1980), *Effect of O₃ and O₃ + NO₂ on growth of tree seedlings*, in Proceed. of Symposium of Effects of Air Pollutants on mediterranean and temperate forest ecosystems, Berkley, California.
- LARCHER W. (1975), *Physiological Plant Ecology*, Springer Verlag Berlin.
- LATOCHA E. (1983), *Attempts to determine the toxicity treshold of sulphur dioxide for coniferous stands*, Da Forestry Abstracts n. 236, 1987.
- LEHTIO H. (1981), *Effect of air pollution on the volatile oil from needles of Scots Pine (Pinus sylvestris L.)*, Silva Fennica 15 (2): 122-129.
- LINZON S. N. (1978), *Effects of airborne sulphur pollutants on plants: 110-162*, in « Sulphur in the Environment » II, John Wiley e Sons, New York.
- LORENZINI G., PANATTONI A., GUIDI L. (1987), *Rilevamento biologico di ozono e metalli pesanti a Firenze, Arezzo e Pisa nell'estate 1986 con l'impiego di piante accumulatrici e indicatrici*. IN QUALITÀ DELL'ARIA, Indicatori Biologici, Api e Piante, Nuova Grafica Fiorentina.
- MANES F., FEDERICO R. and BRUNO F. (1986), *Peroxidase activity in Nicotiana tabacum L. leaves treated with simulated acid rain*, Phytopath. med. 25: 76-79.
- MARTIN J. T., JUNIPER B. E. (1970), *The cuticles of plants*, St. Martin's Press, New York.
- MATERNA J. (1972), *Einfluss niedriger Schwefeldioxydkonzentrationen auf die Fichte*, Mitt. Forst. Bundes Austalt. 97: 219-232.
- MATERNA J. (1973), *Relationship between SO₂ concentration and damage of forest trees in the region of Slavkor forest*, Prace VULHM, 43: 169-80.
- MATERNA J. (1984), *Impact of atmospheric pollution on natural ecosystem*, 397-416, in « Air Pollution and Plant life », Ed. M. Treshow John Wiley e Sons. Ltd.
- MAYER R., ULRICH B. (1976), *Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulphur and nitrogen compounds, its role in the element-balance and effect on soil*, in Proc. Ist. Int. Simp. on Acid precipitation, Ohio.
- METZLER B., OBERWINKLER F. (1986), *Charakteristische Meristemschäden in Fichtenwurzeln durch medrigen pH-Wert und Aluminium-Ionen-ALLG*. Forstzeitschrift 41. (25/26): 649-651.
- MILLER P. R., MCBRIDE J. R. (1975), *Effects of air pollutants in forests: 195-236*, in *Responses of Plant to air pollution*, Academic Press, New York.
- NOLAND T. L., KOSZLOWSKI T. T. (1979), *Effect of SO₂ on stomatal aperture and sulphur uptake of woody angiosperm seedlings*, Canad. J. For. Res. 9 (1): 57-62.
- NÜRNBERG H. W., VALENTA P., NGUYEN V. D. (1983), *The wet deposition of heavy metals from the atmosphaera in the F.R.G.*, Int. Con. on Heavy metals in the Environment, Heidelberg.

- ORMROD D. P. (1978), *Pollution in Horticulture*, Elsevier Amsterdam, The Netherlands.
- PANTANI F., BARBOLANI E., DEL PANTA S., BUSSOTTI F. (1984), *Rilevamento di piogge acide in comprensori della Toscana*, Rass. Chim. 36: 135-141.
- PANTANI F., BARBOLANI E., DEL PANTA S., GELLINI R. (1985), *Sulla deposizione acida nella foresta di Vallombrosa*, Inform. Bot. Ital., 17, n. 2-3: 75-86.
- PLANK G. H., GERHOLD H. D. (1965), *Evaluating host resistance to the white-pine weevil*, *Pissodes strobi*, using feeding preference tests, Ann. Entomol. Soc. Am., 58: 527-532.
- REICHELT G. (1984), *Zur Frage des Zusammenhanges zwischen Waldschäden und dem Betrieb von Atornanlagen-Vorläufige Mitteilung*, Forstwissenschaftliches Centralblatt 103 (4/5): 290-297.
- REICH P. B. (1983), *Effects of low levels of ozone and sulphur dioxide on growth and physiology of hybrid poplar and soybean*, Dissert. Abstracts Intern, B, (44): 6.
- RICE P., CARLSON C. E., BROMENSHENK J. J., GORDON C. C., TOURANGEAU P. C. (1986), *Basal injury syndrome of Pinus needles*, Canad. Journ. Bot. 64 (3): 632-642.
- RINALLO C., RADDI P., GELLINI R., DI LONARDO V. (1986), *Effects of simulated acid deposition on the surface structure of Norway spruce and silver fir needles*, Eur. J. For. Path. 16: 440-446.
- SAUTER J. J., VOSS V. (1986), *SEM observations on the structural degradation of epistomatal waxes in Picea abies (L.) Karst and its possible role in the «Fichtensterben»*, Europ. Journ. For. Path., 16: 408-423.
- SCHULTZ R. (1985), *Differences in heavy metal inputs in beech and Norway spruce forest at exposed and sheltered sites*, F.A., 4696, 1986.
- SEUFERT G., ARNDT U., KAUFMANN M. (1985), *Open-tops chambers for the study of forest dieback in West Germany*, Allgemeine Forstzeitschrift n. 1/2: 13-20.
- SHERIDAN P. P. (1979), *Effects of airborne particulates on nitrogen fixation legumes and algae*, Phytopathology, 69: 1011-1018.
- SHIRNER D. S., (1977), *Effects of simulated rain acidified with sulphuric acid on host-parasite interactions*, Water, Air and Soil Pollution 8: 9-14.
- SIERPINSKI Z. (1980), *Noxious insects in pine stands in industrial areas in Poland*, Proc. Sympos. Effects of airborne pollution on vegetation, Warszawa, Polonia.
- SKEFFINGTON R., ROBERTS M. (1985), *Effect of ozone and acid mist on Scots pine and Norway sprucean experimental study*, F. A., 4698-1986.
- SOKOLOWSKI A. (1971), *The influence of forest plants of emissions from the nitrogen industrial plants of Pulawy in Polish*, Sylwan 3: 47-56.
- TEMPLIN E., (1962), *Zur Populationsdynamik einiger Kiefernshadeinsekten in rauchgechädigten Beständen*, Wiss Z. TU. Dresden 11 (3): 631-637.
- TOBOLSKI J. J., HANOVER J. W. (1971), *Genetic variation in the monoterpenes of Scotch Pine*, Forest Sci. 17 (3): 293-299.
- TRÄNKNER H. (1986), *Radioaktivität und Waldschaden*, Fortwissenschaftliches Centralblatt 105 (2): 98-104.
- TRESHOW M. (1980), *Pollution effects on plant distribution*, Environ. Conserv. 79: 279-86.
- WEINHOLD A. R., GARRAWAY M. O. (1965), *Nitrogen and carbon nutrition of Amillaria mellea in relation to growth promoting effects of ethanol*, Phytopathology 56: 108-112.
- WENTZEL K. F. (1979), *Waldbauliche Erfahrungen über die Immissions. Empfindlichkeit der Tanne (Abie alba Mill.)*, Bericht. X. Fachagung. IVFRO (Lubiana), 1: 119-211.
- WERNER W., VENANZONI R., WITTIG R. (1987), *Trunk base phenomena in Italian beech forests. A comparison with Central European conditions* (in litteris).
- WITTIG R. (1986), *Acidification phenomena in beech (Fagus sylvatica) forest of Europe*, Water, Air and Soil Pollution 31: 317-323.
- YOKOBORI M. (1986), *Holz Zentralblatt* 12: 133.