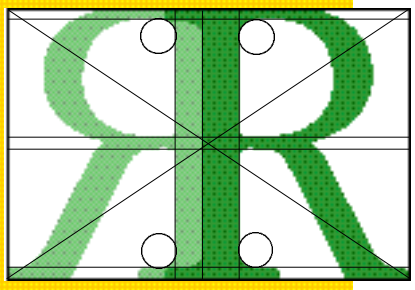
Fondazione Lombardia per l'Ambiente

RICERCHE & RISULTATI

Valorizzazione dei progetti di ricerca 1994/97

Monitoraggio delle foreste sotto stress ambientale



a cura di

Antonio Ballarin Denti
Sergio Mariano Cocucci
Francesco Sartori

Antonio Ballarin Denti, laureato in Fisica, è professore di "Controllo dell'inquinamento nei sistemi agro-forestali" presso il Dipartimento di Fisiologia delle Piante e Chimica Agraria dell'Università di Milano. Ha svolto attività di ricerca presso il CNR e l'Università di Torino nei settori della biofisica e biochimica vegetale, nutrizione minerale delle piante, uso e riciclo delle biomasse. Attualmente si occupa degli effetti degli inquinanti atmosferici e del suolo sui sistemi agro-forestali. È stato Visiting Professor all'Università di Yale (Stati Uniti). Dal 1992 è Coordinatore scientifico della Fondazione Lombardia per l'Ambiente.

Sergio Mariano Cocucci, già professore di Fisiologia e di Biochimica Agraria presso l'Università di Milano, è stato consulente dell'Ufficio Speciale di Seveso, membro di Comitati scientifici del Ministero della Sanità, di vari Istituti del CNR, del Comitato di consulenza di Agraria del Consiglio Nazionale Universitario e presidente della Società Italiana di Fisiologia Vegetale. È attualmente membro, all'interno del CNR, del Consiglio Scientifico del Centro di Microbiologia del Suolo e presidente del Consiglio Scientifico dell'Istituto per la Propagazione delle Piante Legnose. È autore di oltre 200 pubblicazioni su riviste nazionali e internazionali.

Francesco Sartori, è professore di Botanica Sistematica presso il Dipartimento di Ecologia del Territorio dell'Università di Pavia. È autore di numerose pubblicazioni scientifiche riguardanti la flora e la vegetazione dell'Italia settentrionale; si dedica a studi di geobotanica applicata alla pianificazione territoriale e alla valutazione di impatto ambientale. Partecipa a commissioni scientifiche per la gestione di aree protette. È membro delle principali associazioni scientifiche del settore botanico. Fa parte del comitato editoriale e dei revisori di riviste scientifiche. È attualmente responsabile del Progetto di ricerca *Per una cartografia tematica lombarda* promosso dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente.

Monitoraggio delle foreste sotto stress ambientale

a cura di

Antonio Ballarin Denti
Sergio Mariano Cocucci
Francesco Sartori

Fondazione Lombardia per l'Ambiente

Foro Bonaparte 12 - 20121 Milano
tel. +39(2)809169
fax +39(2)72002398
flanet@flanet.org
http: / / www.flanet.org

Consiglio di Amministrazione

Presidente: Giovanni Bottari
Vicepresidente: Achille Cutrera
Consiglieri: Giordano Cassetta, Massimo Donati, Salvatore Giannella, Paolo Mantegazza, Emilio Massa, Roberto Schmid

Comitato scientifico

Silvio Garattini, Angelo Cavallin, Renzo Compiani, Emilio Gerelli, Giorgio Guariso, Alfredo Liberatori, Gianfranco Mascazzini, Paola Vita Finzi

Coordinatore scientifico: Antonio Ballarin Denti

Programma editoriale ideato e curato da: Salvatore Giannella

Coordinamento editoriale: Rosa Maria Panattoni

Revisione: Diana Borio

Progettazione e fotocomposizione: Studio Tabloid, Milano
Stampa: Arti Grafiche by Juri Iodice, Sannazzaro (PV)

© 1998 Copyright Fondazione Lombardia per l'Ambiente
Proprietà letteraria riservata
Nessuna parte di questo volume può essere riprodotta o utilizzata sotto nessuna forma, senza permesso scritto, tranne che per brevi passaggi in sede di recensione e comunque citando la fonte.

Indice

Prefazione pag. 11

Introduzione 13

Premessa 15

Ringraziamenti 19

Capitolo 1

I DANNI FORESTALI

1.1 Introduzione - *Marco Ferretti* 22
1.1.1 Termini e concetti 22
1.1.2 Danni forestali e inquinamento atmosferico 26
1.1.3 Conclusioni 26
Bibliografia 27
1.2 Descrizione e valutazione dello stato delle foreste - *Marco Ferretti* 28
1.2.1 Introduzione 28
1.2.2 Descrizione e valutazione dello stato delle foreste 28
1.2.2.1 Monitoraggio estensivo e intensivo 29
1.2.2.2 Alcuni punti da considerare 30
1.2.2.3 Monitoraggio estensivo in Europa e in Italia 30
1.2.2.4 Alcune considerazioni sull'installazione di reti di monitoraggio estensivo delle condizioni degli alberi 31
1.2.2.5Sistema di campionamento 31
1.2.2.6Selezione degli alberi 31
1.2.2.7Indicatori da considerare 31
1.2.2.8 Monitoraggio intensivo 32
1.2.3 Qualità dei dati e loro confrontabilità 35
1.2.4 Conclusioni 35
Bibliografia 35
1.3 Protocolli e criteri adottati a livello internazionale - *Enrico Cenni* e *Marco Ferretti* 36

1.3.1 Introduzione pag. 36
1.3.2 La normativa comunitaria 37
1.3.2.1 Livello I - Monitoraggio estensivo delle condizioni delle foreste 39
1.3.2.2 Livello II - Monitoraggio intensivo delle condizioni delle foreste 42
1.3.2.3 Livello III - Analisi degli ecosistemi forestali 51
Bibliografia 52
1.4 Protocolli e criteri adottati in Lombardia come integrazione dei programmi internazionali - *Alberto Cozzi* e *Marco Ferretti* 52
1.4.1 Introduzione 52
1.4.2 Il processo per la selezione delle aree di saggio del progetto ECAFO 52
1.4.3 Applicazione delle procedure di *Quality Assurance* (*QA*) nelle attività del progetto ECAFO 56
Bibliografia 59

Capitolo 2

RILEVAMENTO DEL DANNO NEI SISTEMI FORESTALI

2.1 Rilevamento dello stato della copertura vegetale tramite telerilevamento - *Mario A. Gomarasca* e *Marco Marchetti* 62
2.1.1 Il telerilevamento 62
2.1.2 Telerilevamento e siti forestali 63
2.1.2.1 Gli strumenti di ripresa 64
2.1.3 Il monitoraggio forestale 67
2.1.4 Il contributo delle immagini ad alta risoluzione 68
2.1.5 Conclusioni 70
Bibliografia 71
2.2 Rilevamento del danno tramite l'analisi della biodiversità e del dinamismo delle comunità vegetali - *Mauro G. Mariotti* 71
2.2.1 Introduzione 71
2.2.2 I metodi 72
2.2.3 Esempio di studio di ambienti forestali planiziali 77
Bibliografia 81
Appendice 1 - Definizioni 81
Appendice 2 - Principali tipi fisionomici delle formazioni forestali lombarde e stima indicativa della loro naturalità e del loro degrado medio 82
2.3 La componente lichenica e l'inquinamento dell'aria - *Anna Maria Spinardi* 84
2.3.1 Introduzione 84
2.3.2 Licheni e inquinamento atmosferico 85
2.3.3 Utilizzo dei licheni come bioindicatori 86
2.3.3.1 Uso di mappe e carte 87
2.3.3.2 Uso degli indici ecologici 89
2.3.4 Utilizzo dei licheni come bioaccumulatori 92
Bibliografia 94

2.4 Rilevamento del danno a livello di organi e tessuti degli alberi pag. 95
2.4.1 Chioma - *Marco Ferretti, Filippo Bussotti, Alberto Cozzi* ed *Enrico Cenni* 95
2.4.1.1 Stato della chioma nel suo complesso - Indicatori visivi 96
2.4.1.2 Stato della chioma nel suo complesso - Indicatori non visivi 103
2.4.1.3 Stato del fogliame 106
2.4.1.4 Stato della ramificazione 114
2.4.1.5 Quality Assurance (Controllo di qualità dei dati) 120
Bibliografia 120
2.4.2 Anelli di accrescimento annuale del fusto - *Paola Nola* 123
2.4.2.1 Introduzione 123
2.4.2.2 Gli anelli di accrescimento annuale e la terminologia utilizzata 124
2.4.2.3 Metodi per lo studio delle possibili relazioni tra accrescimento annuale e sintomi visibili di deperimento forestale 125
2.4.2.4 Metodi dendroecologici per lo studio della storia del popolamento forestale 132
Bibliografia 141
2.4.3 Fenologia - *Giovanna Puppi Branzi* 142
Bibliografia 155
2.5 Rilevamento del danno istologico e ultrastrutturale nei vegetali - *Guido Violini* 156
2.5.1 Criteri diagnostici 156
2.5.2 Informazioni deducibili 157
2.5.3 Campo di applicazione 157
2.5.4 Parametri istologici, istochimici e ultrastrutturali per il rilevamento del danno 157
2.5.5 Discussione e conclusioni 161
Bibliografia 162
2.6 Rilevamento del danno genetico negli alberi forestali - *Giorgio Binelli, Ivan Scotti, Ryan Fink, Federica Magni* e *Mirella Sari-Gorla* 163
2.6.1 La biodiversità 163
2.6.2 Lo studio della biodiversità 164
2.6.3 Genetica di popolazioni delle specie forestali 164
2.6.4 L'analisi della variabilità 165
2.6.5 I marcatori molecolari 166
2.6.6 Misure della variabilità genetica 168
2.6.7 Le popolazioni di alberi forestali 170
Bibliografia 172
2.7 Analisi nutrizionale delle foglie - *Uta Biino* e *Cristina Tazzi* 173
2.7.1 Importanza delle analisi fogliari nei protocolli internazionali sulla valutazione delle foreste 173
2.7.2 Utilità e scopi dell'analisi fogliare 174
2.7.3 Procedure di campionamento 177
2.7.4 Metodiche analitiche 177
Bibliografia 178
2.8 Parametri fisiologici e biochimici - *Giuseppina Rabotti* 179

2.8.1 Introduzione pag. 179
2.8.2 Ruolo dei parametri fisiologici e biochimici per la valutazione del danno nei sistemi forestali 180
Bibliografia 189
2.9 Rilevamento del danno nel suolo 192
2.9.1 Microrganismi del suolo in foreste sotto stress ambientale - *Annamaria Ferrari* e *Luigi Allievi* 192
Bibliografia 196
2.9.2 Tossicità e fertilità dei suoli agro-forestali sotto stress ambientale - *Pier Luigi Genevini* 197
Bibliografia 199
2.9.3 Studio della soluzione circolante dei suoli - *Carmen Gigliotti* e *Pier Luigi Genevini* 200
Bibliografia 201

Capitolo 3

L'INQUINAMENTO QUALE POSSIBILE CAUSA DI STRESS IN AMBIENTE FORESTALE

3.1 Inquinamento dell'aria 204
3.1.1 Inquinanti atmosferici inorganici - *Giacomo Gerosa* e *Antonio Ballarin Denti* 204
3.1.1.1 Introduzione: il deperimento forestale e l'inquinamento atmosferico 204
3.1.1.2 Emissioni in atmosfera: sorgenti e inquinanti di interesse forestale 204
3.1.1.3 Monitoraggio degli inquinanti atmosferici 211
3.1.1.4 Effetti degli inquinanti atmosferici sulla vegetazione 220
Bibliografia 228
3.1.2 Inquinanti organici - *Renzo Bagnati, Marco Natangelo* e *Silvia Mangiapan* 229
Bibliografia 246
3.2 Deposizioni atmosferiche totali e carichi critici - *Raffaella Balestrini* e *Gianni Tartari* 249
3.2.1 Introduzione 249
3.2.2 Metodi 258
3.2.3 Discussione 262
3.2.3.1 Limiti d'uso 262
3.2.3.2 Stato della ricerche 263
Bibliografia 265
3.3 Azione dei metalli pesanti - *Alberto Rivetta* e *Maurizio Cocucci* 266
3.3.1 Assunzione e traslocazione dei metalli pesanti nelle piante 266
3.3.2 Metalli pesanti e degrado delle foreste 268
3.3.3 Monitoraggio forestale e analisi dei metalli 269
Bibliografia 270

Capitolo 4

ESEMPIO DI STUDIO: IL CASO VALTELLINA

4.1 Partecipanti alla ricerca e obiettivi pag. 274
4.1.1 Organizzazione della ricerca e partecipanti 274
4.1.2 Obiettivi 276
4.2 Descrizione delle aree di studio 277
4.2.1 Criteri di individuazione 277
4.2.2 Caratteristiche ambientali 279
4.3 Il danno rilevato tramite telerilevamento - *Amedeo Buffoni* 281
4.3.1 Riprese aeree Infra Rosso Falso Colore (IRFC) 281
4.3.2 Confronto fra le valutazioni delle chiome da terra e da foto IRFC 289
4.4 Il danno rilevato a livello di comunità vegetale - *Mauro G. Mariotti* 291
4.5 Inquinamento atmosferico rilevato mediante bioindicatori lichenici - *Roberta Maffescioni* e *Anna Maria Spinardi* 294
Bibliografia 302
4.6 Il danno rilevato a livello di chioma - *Flaminio Di Girolamo, Antonio Tagliaferri, Monica Guglini, Roberta Maffescioni, Sergio Poli* e *Alessandro Rapella* 302
4.6.1 Valutazione della trasparenza 302
4.6.2 Diagnostica fogliare 304
4.7 Il danno rilevato a livello di fusto 307
4.7.1 Parametri dendrometrici - *Flaminio Di Girolamo, Antonio Tagliaferri, Monica Guglini, Roberta Maffescioni, Sergio Poli* e *Alessandro Rapella* 307
4.7.2 Anelli di accrescimento annuale - *Paola Nola* 307
4.7.2.1 Materiali e metodi 307
4.7.2.2 Risultati 310
4.7.2.3 Considerazioni conclusive 311
4.8 Il danno rilevato a livello istologico e ultrastrutturale - *Guido Violini* 312
4.8.1 Metodologia e risultati 312
4.8.1.1 Esame visivo 312
4.8.1.2 Esame microscopico 312
4.8.2 Conclusioni 314
Bibliografia 315
4.9 Il danno rilevato a livello genetico - *Giorgio Binelli, Ivan Scotti, Ryan Fink, Federica Magni* e *Mirella Sari-Gorla* 315
4.9.1 Materiali e metodi 315
4.9.2 Risultati 321
4.9.3 Discussione 327
4.9.4 Prospettive future 327
Bibliografia 328
4.10 Rilevamento del danno a livello di analisi dei nutrienti fogliari - *Cristina Tazzi* e *Uta Biino* 328
4.10.1 Metodi di campionamento 328
4.10.2 Trattamento dei campioni 329

4.10.3 Metodi di analisi pag. 329
4.10.4 Risultati 329
4.10.5 Conclusioni 330
Bibliografia 335
4.11 Rilevamento del danno a livello biochimico - *Giuseppina Rabotti* 336
4.11.1 Il ruolo dell'ozono nel *novel forest decline* 336
4.11.2 Effetti dell'ozono sulla pianta 337
4.11.3 Studio delle risposte fisiologiche e biochimiche allo stress ossidativo su piante modello 337
4.11.4 Studio delle risposte fisiologiche e biochimiche allo stress ossidativo in ecosistemi forestali 339
4.11.5 Conclusioni 344
Bibliografia 345
4.12 Il danno rilevato nel suolo 345
4.12.1 Tossicità e fertilità dei suoli - *Pier Luigi Genevini* e *Carla Astori* 345
Bibliografia 357
4.12.2 Impiego delle resine a scambio ionico per lo studio degli elementi nutritivi nella soluzione circolante dei suoli - *Carmen Gigliotti* e *Pier Luigi Genevini* 357
Bibliografia 362
4.13 Inquinanti atmosferici inorganici - *Giacomo Gerosa* e *Antonio Ballarin Denti* 362
4.13.1 Materiali e metodi 362
4.13.2 Risultati 363
4.13.3 Conclusioni 366
Bibliografia 368
4.14 Inquinanti atmosferici organici (IPA ed NF) - *Renzo Bagnati, Marco Natangelo* e *Silvia Mangiapan* 369
4.14.1 Materiali e metodi 369
4.14.2 Risultati e commenti 370
4.14.3 Conclusioni 379
Bibliografia 381
4.15 Deposizioni atmosferiche - *Raffaella Balestrini* e *Gianni Tartari* 381
4.15.1 Materiali e metodi 381
4.15.2 Analisi 383
4.15.3 Risultati e discussione 383
4.16 Conclusioni 386

Sintesi delle attività del progetto 391

Gli Autori 417

Sigle e abbreviazioni 421

Indice analitico 423

Prefazione

Questo volume appartiene a una nuova serie di pubblicazioni, nuova nel contenut nella veste grafica, che la Fondazione Lombardia per l'Ambiente inaugura a conclu - sione del programma di valorizzazione dei risultati dei tre importanti progetti da es - sa promossi e finanziati fra il 1994 e il 1997. Si tratta di ricerche che, facendo perno sulla pre - valente collaborazione di istituti universitari e di altri enti di ricerca della nostra regione, sono state proposte e sostenute dalla Fondazione per affrontare importanti questioni di inquina - mento e degrado ambientale nel contesto del territorio regionale.

Le tematiche affrontate riguardavano rispettivamente:

1. *la gestione del territorio in relazione allo smaltimento dei rifiuti tossico-nocivi (coordina - tore prof. Giuseppe Marchetti, Università di Pavia);*
2. *gli effetti dell'inquinamento sui sistemi agricoli e forestali (coordinatore prof. Sergio Co - cucci, Università di Milano);*
3. *la qualità dell'aria nell'area metropolitana milanese e i suoi riflessi sulla salute dell'uomo (coordinatore prof. Paolo Beltrame, Università di Milano).*

I progetti, una volta conclusi, sono stati oggetto di un'attenta opera di valutazione al fine del trasferimento dei loro risultati e della valorizzazione del know how *maturato nel loro svolgi - mento. Questo processo è stato affidato a un gruppo di studio formato dai professori Demetrio Pitea (progetto 1), Francesco Sartori (progetto 2) e Bruno Rindone (progetto 3) e dall'avvoca - to Ada Lucia De Cesaris, esperta in diritto ambientale, per tutti gli aspetti relativi ai rapporti con la Pubblica Amministrazione.*

In questo ambito, infatti, si erano voluti individuare gli "utilizzatori finali" dell'azione di trasferimento, secondo una metodologia adottata in sede comunitaria europea, volta a trasmet -

tere i risultati della ricerca scientifica a coloro che sul piano istituzionale (e in seconda istanza anche professionale e produttivo) hanno responsabilità nelle decisioni in campo ambientale. Si è pertanto impostato un programma di auditing, *grazie anche al proficuo rapporto di collaborazione con l'Assessorato all'Ambiente della Regione Lombardia, con le strutture tecnico-amministrative e regionali, per mettere a punto contenuti e finalità del programma di ricerca.*

La pubblicazione di questo volume (accanto agli altri otto libri delle tre serie in pubblicazione) conclude questa fase di valorizzazione dei primi tre grandi progetti coordinati di ricerca che consideriamo di sicura rilevanza scientifica, sviluppati dalla nostra Fondazione.

Rivolgiamo un caloroso ringraziamento ai professori Demetrio Pitea, Bruno Rindone e Francesco Sartori e all'avvocato Ada Lucia De Cesaris che hanno diretto con impegno e competenza l'intero programma di valorizzazione insieme con il coordinatore scientifico della Fondazione prof. Antonio Ballarin Denti. Siamo altresì riconoscenti per l'efficace collaborazione fornita dai funzionari della Regione Lombardia, responsabili dei settori oggetto delle singole opere, e che ringraziamo più specificatamente nelle pagine introduttive dei vari volumi. Gli uni e gli altri hanno fornito un prezioso contributo al nostro programma di mostrando – in coerenza con un paradigma culturale della nostra Fondazione – che scienza e azione politico-amministrativa nel campo ambientale possono trovare un terreno serio e costruttivo di collaborazione e sviluppo comune.

Il Presidente
Giovanni Bottari

Introduzione

Terra, acqua, aria e luce solare sono considerati, fin dagli albori del pensiero scientifi gli elementi fondamentali della vita sul nostro pianeta. Di questi elementi, la sola lu ce solare è costantemente rinnovata; gli altri sono invece riutilizzati, attraverso pro cessi oltremodo complessi, sinteticamente descritti nel loro svolgersi dai grandi cicli biogeochi mici che attraversano la biosfera. L'esplosione demografica dell'uomo, favorita e affiancata dai prodotti dello sviluppo tecnologico e scientifico, ha perturbato i meccanismi ciclici e gli equili bri naturali sui quali si basa tutta la vita, compresa quella umana.

Non è casuale, quindi, che la Fondazione Lombardia per l'Ambiente abbia iniziato la sua at tività di promozione e sostegno della ricerca scientifica in campo ambientale volgendo la sua at tenzione ad alcuni aspetti dell'inquinamento del suolo, dell'aria, dell'acqua, con particolare ri ferimento alla situazione lombarda.

Il progetto di ricerca sull'inquinamento dell'aria e del suolo, valutato attraverso gli effetti provocati a livello di alcuni importanti sistemi agro-forestali, venne messo a punto e poi realiz zato dal prof. Sergio Cocucci, fisiologo e biochimico vegetale della Facoltà di Agraria dell'Uni versità di Milano, in qualità di coordinatore di un numeroso gruppo di ricercatori, afferenti a svariate discipline scientifiche e organizzati in dieci Unità Operative appartenenti ad altret tanti istituti universitari ed enti di ricerca.

Il progetto, discusso prima in sede di Comitato Scientifico della Fondazione, una volta com pletati gli studi di fattibilità, venne definitivamente esaminato e approvato dal Consiglio di Amministrazione nell'autunno del 1993 e si svolse nel biennio 1994/95. Un riassunto delle at tività svolte e dei risultati conseguiti dalle varie Unità Operative è riportato in appendice al vo lume. La relazione finale venne poi sottoposta a revisione da parte di tre referees. I risultati del la ricerca si concretizzarono in pubblicazioni su riviste scientifiche specializzate e in comuni cazioni a congressi scientifici nazionali e internazionali, redatte a opera dei ricercatori respon sabili delle indagini svolte.

Al fine di non limitare la diffusione dei risultati al solo ambito della comunità scientifica, il Consiglio di Amministrazione della Fondazione promosse nel corso del 1996 un'azione di valorizzazione e trasferimento del progetto, per dare una diffusione più ampia ai dati, ai risultati e alle metodologie acquisite con la ricerca.

Tale azione ha quindi preso lo spunto dallo scopo originario della ricerca, finalizzato alla messa a punto di metodi per il monitoraggio e il controllo dei sistemi agro-forestali sottoposti a stress ambientale. In particolare la ricerca aveva indagato sulle sostanze inquinanti presenti nelle componenti degli ecosistemi che veicolano e accumulano tali sostanze quando entrano all'interno dei grandi cicli biogeochimici: organismi viventi, acqua, aria, terra, valutando gli effetti di queste sostanze sugli organismi che popolano i sistemi studiati.

Oggetto specifico della ricerca erano stati i seguenti tre temi.

- *Tecniche biologiche di monitoraggio dell'inquinamento ambientale. Si sono studiate flora e fauna dei sistemi agricoli e forestali, con valutazione dei segnali che gli organismi viventi, presi singolarmente o in comunità o come strutture componenti il loro corpo, possono trasmettere per indicare lo stato dei sistemi che popolano in relazioni a specifiche situazioni di inquinamento: a questa area di studi fa riferimento il libro "Bioindicatori ambientali" (a cura di Francesco Sartori).*
- *Fattori di fertilità e di tossicità dei suoli in relazione all'impiego su di essi di biomasse derivanti da attività di smaltimento di reflui e rifiuti. Sono state analizzate le alterazioni che avvengono nella componente biologica e chimico-fisica del sistema suolo-pianta e i possibili veicoli di perturbazione dei cicli biogeochimici che nel suolo trovano il loro ambito di svolgimento. Poiché l'utilizzo del compost (oggi di rinnovata attualità alla luce di recenti politiche nazionali e locali sullo smaltimento dei rifiuti) entra comunque nella complessa rete di questi equilibri si sono ulteriormente sviluppate le ricerche del progetto affidate al prof. Pier Luigi Genevini dell'Università di Milano producendo il libro su "Compost e agricoltura" (a cura di Pier Luigi Genevini).*
- *Effetti dell'inquinamento dell'aria e dei suoli sugli alberi e sulle foreste. Si sono verificati e messi a punto nuovi protocolli di valutazione del deperimento forestale attraverso lo studio di una varietà di indicatori biologici e si sono parallelamente caratterizzate le principali variabili fisico-chimiche ambientali legate a particolari forme di inquinamento dell'aria e dei suoli, cercandone possibili relazioni con i sintomi visibili e microscopici di stress forestale. Da questa linea di ricerca è scaturito il volume "Monitoraggio delle foreste sotto stress ambientale"(a cura di Antonio Ballarin Denti, Sergio Mariano Cocucci e Francesco Sartori).*

Francesco Sartori
Università degli Studi di Pavia
Dipartimento di Ecologia
del Territorio e degli
Ambienti Terrestri

Premessa

Foreste di tutti i tipi e di tutti i continenti presentano, a seguito dei rilevamenti effettu negli ultimi anni, segni inequivocabili di trasformazione, in senso peggiorativo, di co lori, forme, strutture e composizione biologica. Il fenomeno, normalmente conosciuto come "declino del bosco" o "forest novel decline", è noto e studiato da alcuni decenni; ma, al momento, la scienza non è in grado di spiegarlo. Anzi, i ricercatori sono divisi sull'interpreta zione dei numerosi dati raccolti in molti Paesi. Alcuni studiosi propendono per una spiegazio ne che coinvolge colpevolmente e direttamente l'uomo e le sue attività inquinanti di suolo, ac qua e aria. Altri sono meno convinti di tale interpretazione e considerano le prove raccolte l'ef fetto dello svolgersi, per così dire, naturale degli eventi.

Il rapporto diretto causa-effetto tra sintomi di declino dei vegetali simili a quelli osservati in natura e agenti inquinanti è ampiamente dimostrato e accettato, usando materiale vegetale se lezionato e sensibile, sottoposto ad alte dosi di inquinanti. Sono altrettanto conosciuti e accet tati gli effetti devastanti sugli alberi di una fonte di inquinamento posta a ridosso di un bosco, ove investito dalle sostanze da essa emesse. Il legame tra causa del declino del bosco e agenti in quinanti è invece molto meno dimostrabile quando l'inquinamento è generalizzato e la fonte di inquinamento è diffusa sul territorio o è geograficamente lontana dal sistema forestale bersa glio. Tale situazione comporta un'azione nascosta ma "cronica" di inquinamento, che mostra i suoi effetti su tempi relativamente lunghi, più lunghi certamente di quelli sperimentali. Per tanto gli effetti osservati possono essere interpretati come la risposta a una serie complessa di stimoli – tali da creare una situazione prolungata di stress – in cui il ruolo e soprattutto il peso della o delle sostanze inquinanti può essere diversamente giudicato.

Infatti si hanno ancora scarse conoscenze sugli effetti di interazione talvolta anche sinergica che le diverse sostanze inquinanti hanno sui vegetali, collocati in condizioni ambientali non

controllate, come invece avviene nelle sperimentazioni di laboratorio o di serra. Infine, l'accertata e diversa sensibilità delle specie o anche degli individui di una stessa specie, o anche dello stesso individuo in condizioni ambientali o stagionali diverse è causa di ulteriori complicazioni. Anche accettando l'ipotesi che il cosiddetto declino del bosco sia un evento prevalentemente naturale, manifestazione del normale dinamismo interno della comunità, resta comunque compito del ricercatore osservare, descrivere e interpretare il fenomeno, con lo scopo di stabilirne, o di precisarne meglio, le condizioni di "normalità" per poter quindi valutare, con coerenti protocolli metodologici, il reale grado di deperimento dei sistemi forestali.

Il libro qui presentato affronta pertanto un problema attualmente non risolto, ma sul quale gli studi sono molti vivaci in tutto il mondo. I testi preparati dai ricercatori che hanno collaborato alla stesura del libro intendono offrire una panoramica delle ricerche e dei metodi di indagine scientifica percorribili per studiare e, soprattutto, controllare nel tempo le foreste italiane, in particolare lombarde. Tra le righe degli scritti si può anche cogliere come i diversi ricercatori cerchino di interpretare il problema e come si pongano rispetto alle posizioni di fondo prima individuate.

Pur nell'ampia varietà degli approcci disciplinari, il libro non esaurisce la gamma delle ricerche possibili nel settore. Tuttavia lo sforzo di aggregazione delle competenze è stato notevole: in sintonia anche con il carattere stesso di questo tipo di ricerche che possono essere condotte solo in un'ottica interdisciplinare. Ecco pertanto dialogare e confrontarsi figure molto diverse di ricercatori: ecologo di campagna e microscopista elettronico, florista e genetista, entomologo e biochimico, faunista e pedologo, citologo e chimico, fisiologo e fisico dell'atmosfera. Ricercatori di diversa formazione, non sempre abituati alla collaborazione interdisciplinare e quindi in primo luogo alla ricerca di un linguaggio comune, per confrontarsi e valutare collegialmente i risultati delle loro indagini. Questa attività trasversale, per parecchi degli Autori coinvolti nel libro è effettivamente avvenuta attraverso una comune esperienza di lavoro su un caso concreto, i cui risultati sono riportati nell'ultima parte del volume. Le ricerche svolte e i risultati conseguiti costituiscono certamente uno dei più completi e significativi tentativi effettuati in Europa per la comprensione delle possibili relazioni tra deperimento forestale e agenti inquinanti.

L'opera, come è stato detto nella Prefazione, è nata dai risultati conseguiti nell'ambito del progetto di ricerca della Fondazione Lombardia per l'Ambiente "Effetti dell'inquinamento sui sistemi agro-forestali: tecniche biologiche di monitoraggio e recupero", coordinato dal prof. S. M. Cocucci dell'Università di Milano che ha affrontato, in un articolato sottoprogetto, la problematica del rapporto tra deperimento forestale e inquinamento del suolo e dell'aria (vedi Sintesi delle attività del progetto). A sua volta questo Progetto era scaturito dai risultati di un'indagine epidemiologica sulle condizioni delle foreste lombarde promossa dall'Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia negli anni 1990/93 applicando su 60 aree di saggio (1600 alberi campione) delle foreste demaniali regionali i protocolli di valutazione stabiliti dall'International Cooperative Programme on Air Pollution in Forests (ICP-Forests) della Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite (UN-ECE) e adottati dai relativi regolamenti della Comunità Europea (3528/86, 2157/92 e 1091/94). Già a questa prima indagine, e successivamente al Progetto della Fondazione, si erano affiancati altri gruppi di ricerca interessati a specifici aspetti del problema del deperimento forestale, del suo monitoraggio e degli effetti sul -

le foreste delle deposizioni e dell'inquinamento atmosferico. All'inizio del Capitolo 4 è riportato un elenco completo di tutti i gruppi di ricerca partecipanti ai progetti prima menzionati, dei ricercatori coinvolti e delle rispettive affiliazioni e indirizzi.

È anche interessante ricordare che nell'ambito delle ricerche di questo Progetto si sono anche attivate varie borse di studio, sia all'interno delle Unità Operative di ricerca sia nell'ambito dei concorsi delle borse di formazione, banditi annualmente dalla Fondazione. Inoltre tali studi hanno costituito l'argomento di parecchie tesi di laurea discusse soprattutto nei corsi di laurea delle Facoltà di Agraria e di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali dell'Università degli Studi di Milano. Il Progetto ha pertanto costituito un'importante occasione di formazione e di addestramento alla ricerca scientifica e al lavoro di monitoraggio ambientale "in campo" per più di una trentina di giovani laureati che potranno ora trasferire le competenze acquisite nell'ambito della gestione dell'ambiente forestale e del controllo dei fattori di inquinamento.

Il Progetto prima ricordato ha anche avuto il merito di contribuire, grazie all'integrazione operativa delle varie competenze scientifiche di settore, all'avvio di due importanti progetti di monitoraggio intensivo del deperimento forestale in relazione ai fattori di inquinamento finanziati dalla Commissione dell'Unione Europea e gestiti dall'Azienda Regionale delle Foreste: ECAFO (Effetti della Contaminazione Atmosferica sugli Ecosistemi Forestali) sviluppato nel corso del 1995/96 ed ESPERIME (Esperimento sul terreno per migliorare le conoscenze sull'inquinamento atmosferico) tuttora in svolgimento. Questi progetti hanno permesso lo sviluppo delle tecniche di valutazione del deperimento forestale in termini intensivi (analisi di II livello) con la messa a punto e l'applicazione in campo di protocolli di indagine a un ampio numero di variabili morfologiche ed ecofisiologiche forestali, alla chimica fogliare e del suolo, alle deposizioni secche e umide e al monitoraggio degli inquinanti gassosi. Essi costituiscono pertanto il migliore e più tangibile esempio dello sforzo di trasferibilità delle ricerche promosse dalla Fondazione verso situazioni di controllo ambientale a opera di qualificati operatori tecnici e istituzionali.

Il presente volume è articolato in quattro capitoli.

Il primo capitolo si propone di definire il concetto di deperimento e danno forestale anche alla luce dei protocolli di valutazione adottati nell'ambito dei maggiori programmi di indagine a livello europeo e internazionale.

Il secondo capitolo prende in considerazione i sintomi di sofferenza, o comunque le alterazioni che comunità, popolazioni, organismi, o parti o funzioni degli organismi evidenziano in condizioni di stress ambientale. La successione dei temi trattati segue una logica espositiva di progressivo dettaglio: dapprima sono illustrati i danni percepibili con il telerilevamento dallo spazio o dall'aereo, seguono i danni percepibili visivamente dal ricercatore che percorre il sistema sotto controllo, infine si illustrano i danni che si manifestano all'interno degli organismi, fino ad arrivare a studiare le funzioni, le strutture e il metabolismo della cellula e degli organuli subcellulari.

Il terzo capitolo illustra gli agenti ambientali di carattere fisico e chimico che potrebbero essere coinvolti nelle alterazioni e in generale nello stato di salute delle foreste e delle coltivazioni: in particolare si analizzano gli inquinanti atmosferici gassosi inorganici e organici, la na-

tura del particolato atmosferico, le deposizioni secche e umide totali e i relativi carichi critici e il ruolo dei metalli pesanti nella fisiologia delle piante forestali.

Nel quarto e ultimo capitolo sono riassunti alcuni risultati della ricerca sugli ecosistemi forestali promossa dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente nell'ambito del già citato progetto sugli effetti dell'inquinamento sui sistemi agro-forestali. Questo insieme di indagini si era focalizzato su due aree campione delle foreste della Valtellina, la Val Gerola e la Val Masino, che presentavano un diverso grado di deperimento forestale, e ne ha permesso la caratterizzazione in base a una grande varietà di indicatori fisici, chimici e biologici dell'ambiente.

Il testo è stato redatto in forma di alta divulgazione affrontabile senza difficoltà da un lettore dotato di una normale cultura universitaria nell'ambito delle scienze agronomiche, naturali o ambientali. Non mancano parti specialistiche e di approfondimento che richiedono una preparazione più specifica, ma queste sezioni sono tuttavia sempre introdotte o riassunte attraverso concetti scientifici di base. Al termine di ogni paragrafo è riportata una bibliografia sia di carattere generale che attinente ad aspetti specifici affrontati nel capitolo.

Antonio Ballarin Denti
Sergio Mariano Cocucci
Francesco Sartori

Ringraziamenti

I curatori rivolgono un cordiale ringraziamento e apprezzamento per il lavoro svolto da tutti gli Autori delle singole parti dell'opera (che non riusciamo qui a citare tutti, ma i cui nomi sono riportati nell'indice e all'inizio dei rispettivi capitoli) e per la disponibilità e la pazienza da essi sempre dimostrata nel corso del faticoso lavoro di editing. *Si ringraziano altresì i dr. Paola Nola, Gisèle Gizzi, Lorenzo Gamba, Diana Borio, Giacomo Gerosa, Silvia Assini, Luciana Carotenuto e Barbara Beccaria per la preziosa assistenza nei contatti con gli Autori, nell'organizzazione delle riunioni di lavoro e nella raccolta del materiale bibliografico. Una particolare gratitudine è dovuta al direttore generale dell'Assessorato Agricoltura e Foreste della Regione Lombardia dr. Salvatore Ena e al suo validissimo collaboratore, dr. Paolo Ferrario, per l'intelligente azione di sostegno e consulenza nella fase di impostazione generale del volume. Vogliamo infine ricordare e ringraziare non solo per il contributo specifico dell'opera ma per la lunga e proficua collaborazione avviata nel corso di queste ricerche il dr. Flaminio Di Girolamo e il dr. Antonio Tagliaferri dell'Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia con cui noi abbiamo condiviso anni appassionati di lavoro scientifico e di promozione dei valori ambientali delle foreste lombarde in tanti ambiti tecnici e istituzionali.*

Capitolo 1
I danni forestali

Enrico Cenni, Alberto Cozzi e Marco Ferretti

1.1 Introduzione - *Marco Ferretti*

I cosiddetti "danni forestali", il "deperimento del bosco" o anche la "moria del bosco" hanno costituito un tema ambientale che ha ricevuto grande attenzione dalla comunità scientifica e dall'opinione pubblica a partire dagli anni Settanta, specialmente in riferimento ai supposti effetti degli inquinanti atmosferici e delle precipitazioni acide (Bucher *et. al.*, 1989; Huette *et. al.*, 1993; Freedman, 1989; Schlaepler, 1993; Smith, 1990; Tomlinson, 1990; Innes, 1993). Da allora, i presunti effetti diretti e indiretti dell'inquinamento atmosferico sulle foreste hanno dato luogo a una serie senza precedenti di programmi di monitoraggio su scale geografiche molto diverse: internazionale, nazionale, regionale e subregionale (Ferretti, 1997). Prima di passare a esporre gli aspetti tecnici legati all'osservazione dei "danni forestali", e per cercare di chiarire il significato che le indagini svolte assumono, è importante fare ordine tra alcuni termini e concetti normalmente e non sempre propriamente utilizzati nella letteratura sull'argomento.

1.1.1 Termini e concetti

Deperimento del bosco, moria del bosco, danni forestali di nuovo tipo
Praticamente da tutti i continenti sono pervenuti rapporti su deperimenti e morie di alberi e boschi (Ciesla *et al*., 1994) (*figura 1.1*). Tuttavia, come riportato da Innes (1993), il "deperimento del bosco" (*forest decline*), nella sua particolare accezione di fenomeno comunque relazionato con l'inquinamento atmosferico, nasce in Germania alla fine degli anni Settanta e nei primi anni Ottanta: all'epoca venne coniato il termine *Wald - sterben* (moria del bosco) per descrivere il deperimento e la morte di alberi registrati in parecchi siti di alta quota nel sudest del Paese. Sin dalla sua introduzione il termine *Waldsterben* ha più o meno implicitamente coinciso con l'accettazione di una relazione tra deperimento del bosco e inquinamento dell'aria, e con questo significato (meglio: per questo significato) ha trovato diffusione internazionale.

Negli anni seguenti il termine *Waldsterben* venne rimpiazzato da quello di *neuartige Waldschäden* (Danni Forestali di Nuovo Tipo), a rimarcare una netta distinzione tra i classici e ben conosciuti danni da inquinameno acuto o da fumo (*klassische Rauchschä - den*) e a sottolineare la novità di quello che stava avvenendo. Tale novità non riguardava tanto la sintomatologia mostrata dagli alberi e assunta come segnalazione di deperimento (trasparenza della chioma e alterazioni del colore del fogliame non rappresentano certo sintomi di per sé anomali o nuovi in un albero); piuttosto, quello che veniva osservato come nuovo era la loro presunta anomala diffusione su specie diverse e senza apparenti collegamenti con le condizioni stazionali. Il rapido progresso delle segnalazioni in molti Paesi europei venne assunto come indicatore di un'altrettanta rapida diffusione del deperimento, senza considerare che in realtà esso poteva essere un semplice effetto dell'inizio di osservazioni sistematiche e che non era affatto dimostrato che quello che veniva osservato e segnalato in quel momento non fosse stato presente (ma non osservato né segnalato) prima.

Nonostante esistano ormai forti e motivate critiche a questo assunto (Skelly *et al*., 1994; Kandler *et al*., 1995), il termine deperimento del bosco ha successivamente avuto grande diffusione e adesso è fermamente stabilito nella letteratura specializzata

Figura 1.1 - *Localizzazione approssimata di casi di deperimento e moria del bosco riportati da Cie - sla* et al. *(1994).*

principalmente a indicare uno stato di sofferenza in qualche modo relazionato all'inquinamento atmosferico.

Stress, danno, salute, condizione e vigore degli alberi

Ci sono aspetti che devono essere chiari quando si parla di "danno" alle foreste: la sua definizione (cosa è da considerare "danno"?), il livello di organizzazione biologica interessata (cellula, tessuto, organo, pianta, popolazione, comunità, ecosistema), la distinzione tra presenza di sintomi ed evenienza di danno, la reversibilità o meno del danno. Limitandoci alla sola componente arborea, occorre distinguere tra i seguenti termini:

Stress indica lo stato determinato da ogni causa, naturale o antropica, che con la sua azione prolungata è capace di esercitare uno stimolo dannoso sull'organismo, ovvero una condizione di sofferenza.

Danno e salute degli alberi sono termini da considerare essenzialmente in senso economico e/o patologico. Essi sono definiti dall'incidenza di uno o più ben identificati agenti biotici e abiotici sull'albero. Tali termini presuppongono indipendentemente:

- il manifestarsi di sintomi visibili sulla pianta;
- anche una riduzione della *performance* dell'albero in termini ecofisiologici;
- ovvero l'instaurazione di uno stato di sofferenza di natura strutturale o funzionale non necessariamente manifesta, ma comunque identificabile e misurabile;
- o anche una diminuzione del valore dell'albero in termini economici in relazione alla sua utilizzazione programmata e che non è necessariamente associata a un sintomo.

Occorre ricordare che la presenza di sintomi visibili non implica necessariamente una perdita di accrescimento. Ne consegue che la definizione di "danno" e "salute" è sempre comunque relativa: per esempio, una ferita sul tronco causa, al suo verificarsi, un danno sia funzionale che economico. Esso può avere ripercussioni sulla chioma, de-

terminando un complessivo peggioramento dello stato di salute dell'albero agli occhi del patologo. L'albero può tuttavia, nel giro di pochi anni, cicatrizzare la ferita e ricostituire completamente la sua chioma, tornando così sano dal punto di vista funzionale, ma la ferita originaria rappresenta ancora una perdita di valore del fusto dal punto di vista economico, determinando un danno agli occhi del proprietario forestale.

Condizione degli alberi, o stato degli alberi, è un termine di uso più generico; si riferisce alla semplice apparenza esterna dell'albero e non prevede necessariamente un'attribuzione causale dell'agente che la determina.

Vigore degli alberi ha essenzialmente un significato in termini di incrementi e crescita dell'albero in relazione a un ipotetico *optimum*.

Ovviamente esiste una certa relazione tra salute, condizione e vigore degli alberi: è improbabile che un albero con gravi infezioni di patogeni abbia un buon aspetto esteriore e un vigore di crescita sostenuto. Tuttavia, non sono infrequenti alberi con chiome in ottime condizioni apparenti, ma con tracce di vecchi traumi o con ritmi ridotti di accrescimento.

Defogliazione, trasparenza della chioma e danni forestali

Sfortunatamente, le distinzioni di cui sopra sono ignorate nei rapporti internazionali basati sui rilevamenti visivi delle chiome degli alberi. Tali indagini svolte in molti Paesi dell'area UN-ECE partono da una stima della defogliazione o della trasparenza delle chiome degli alberi per poi convertirla in categorie di danno. È opportuno fare chiarezza.

I dati di defogliazione e trasparenza vengono considerati come fossero la stessa cosa, ma varie evidenze dimostrano che non è così (Ferretti *et al.*, 1994; Ferretti, 1998). Infatti:

- con defogliazione si dovrebbe intendere, a rigore, un'effettiva riduzione del numero di foglie su una pianta rispetto a uno standard, generalmente un albero locale di riferimento, un albero ideale, l'albero *target* stesso immaginato con chioma piena o una fotografia a uso locale; una valutazione del genere è nella maggior parte dei casi impossibile da svolgersi con dei metodi speditivi, tuttavia il termine defogliazione continua a essere largamente usato senza ulteriori specificazioni;
- con trasparenza della chioma si intende una stima dei vuoti attribuiti a diradamento della massa (non del numero) delle foglie; una valutazione di questo tipo è ovviamente molto più semplice e realistica, perché permette l'uso di standard assoluti (fotografie, carte standard di trasparenza - *transparency cards*) e non locali, migliorando quindi le possibilità di confronto e comparabilità dei dati.

In pratica, la distinzione serve a sottolineare che un albero può avere una chioma trasparente senza essere defogliato e viceversa.

È pratica corrente che ogni albero di qualsivoglia specie venga considerato danneggiato quando riceve punteggi di trasparenza o defogliazione superiori al 25%, assumendo quindi che esista una provata relazione tra stato della chioma e condizioni di salute e accrescimento degli alberi. Se questa è una pratica formale, prevista dai regolamenti CE 1696/87 e dai manuali dei programmi internazionali (per esempio ICP-Forests), la sua base scientifica è inadeguata (Innes, 1993). Ne consegue che, anche senza considerare la soggettività connessa alle valutazioni di defogliazione e di trasparenza (Ferretti, 1998), l'attribuzione di una categoria di danno derivata da una conversione automatica dei valori di trasparenza non rispecchia il reale stato di salute dell'albero in oggetto.

Salute dell'albero, salute della foresta, salute dell'ecosistema foresta

I rapporti prodotti sullo stato delle foreste sono basati generalmente su rilievi campionari che considerano una popolazione di alberi. La questione se lo stato degli alberi e lo stato delle foreste siano la stessa cosa è quindi da chiarire. Ovviamente esiste una considerevole differenza tra alberi (individui), foresta (intesa come comunità di alberi appartenenti a popolazioni di una o più specie) ed ecosistema foresta (inteso come sistema interagente definito da un flusso di energia che attraversa una serie di componenti biotiche e abiotiche).

Se in principio lo stesso concetto di salute usato per i singoli alberi può essere usato per le foreste (cioè una popolazione di alberi in un ecosistema), non è chiaro in realtà cosa debba essere considerato sano o malato, visto che "la morte degli alberi è inevitabile, come la nascita e la crescita, alla vitalità di una foresta" (Manion *et al*., 1992), per cui foreste sane e vitali sono inevitabilmente composte anche da individui malati o deperienti.

Le foreste sono normalmente sottoposte a stress di diversa natura (*figura 1.2*). Definire quindi cos'è un ecosistema forestale sano è molto difficile e sembra pure discutibile che il concetto di salute sia adatto a descrivere lo stato di un ecosistema, ovvero di un'entità che è in una continua fase dinamica (Suter, 1993; Kolb *et al.*, 1994; Ferretti, 1997). È comunque importante considerare che un ecosistema forestale include una serie di componenti e processi a livello biotico: gli alberi sono la componente più evidente, ma cattive condizioni degli alberi o anche cattiva salute degli alberi non implicano di per sé cattiva salute dell'ecosistema. Mortalità specie-specifiche possono essere parte integrante della dinamica di un ecosistema (Ciesla *et al*., 1994).

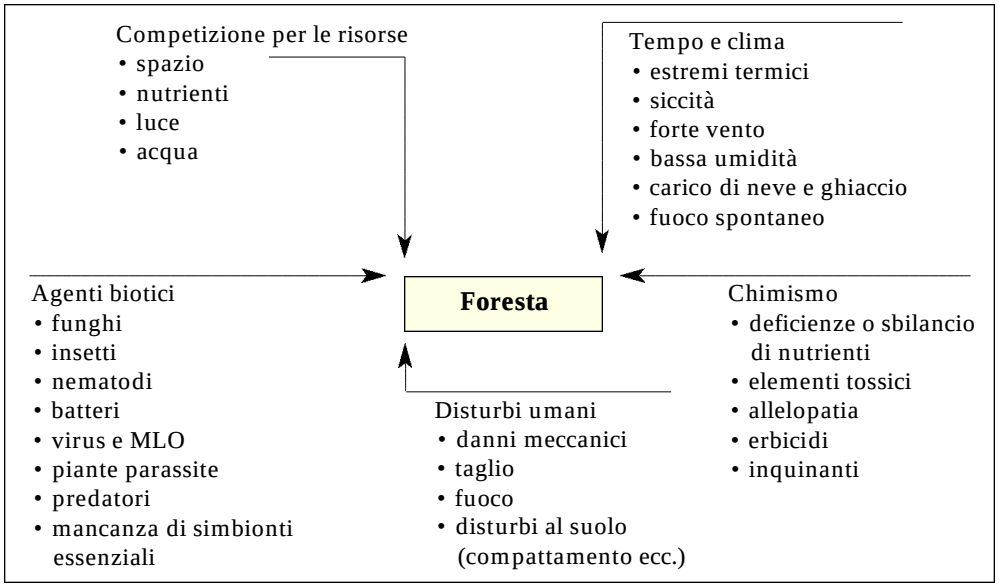


Figura 1.2 - *Stress ambientali agenti in foresta (Ferretti, 1994, basato su* Committee on Biological Markers of Air Pollution Damage in Trees, *National Academy Press, Washington, 1989).*

Infine, è necessario considerare che non esiste nessuna misura diretta della *perfor - mance* di un ecosistema, perciò, per valutarne lo stato, è necessario spesso osservare, misurare, valutare indicatori adatti che, inoltre, implicano frequentemente difficoltà od oneri tali da renderne impossibile l'applicazione su vasta scala.

1.1.2 Danni forestali e inquinamento atmosferico

Nei confronti dell'inquinamento atmosferico e dei danni forestali si è quindi assistito a un curioso effetto di superimposizione di termini, per cui l'inquinamento atmosferico è stato dapprima immancabilmente identificato nel fenomeno delle "piogge acide". Su questa base, il termine "danni da piogge acide", per indicare alberi con chiome rade, si è rapidamente introdotto e stabilito tanto fermamente quanto impropriamente nel dibattito scientifico, tanto che, alla fine, "danni forestali" e "piogge acide" sono stati spesso usati come sinonimi dai media, e, a volte, anche in settori tecnici.

In effetti, durante gli anni tra il 1980 e il 1990 è stata largamente pubblicizzata e sostenuta l'interpretazione dei cosiddetti danni forestali in termini di inquinamento atmosferico (Schütt *et al.*, 1985). Sfortunatamente ciò è, nella migliore delle ipotesi, molto generico e sicuramente incorretto se applicato a larga scala territoriale (Skelly *et al.*, 1994; Kandler *et al.*, 1995). Se effetti diretti di inquinanti atmosferici sulle foreste sono conosciuti da decenni, è vero che essi sono in genere piuttosto localizzati a situazioni ben precise.

Esemplificativo del progressivo cambiamento del punto di vista sui cosiddetti danni forestali è il titolo dei rapporti internazionali sulle foreste prodotti dalla Commissione Europea e dal Programma ICP-Forests dell'UN-ECE: fino al 1990 essi si intitolavano *Danni forestali e inquinamento atmosferico in Europa*; dal 1991 essi si intitolano semplicemente *Condizione delle foreste in Europa*. In seguito a numerose critiche, in tali rapporti è ora posta cura nell'evidenziare che la condizione delle chiome degli alberi è un indicatore aspecifico e che pertanto, anche in considerazione delle persistenti incertezze metodologiche, ogni interpretazione dei dati in termini di effetti dell'inquinamento atmosferico, è da considerare impropria.

1.1.3 Conclusioni

Sia il supposto deperimento delle foreste in Europa sia la definizione dei danni forestali sono stati un tema di grande interesse durante l'ultimo decennio che troppo spesso è stato amplificato nelle dimensioni e semplificato nella dinamica. In molti casi, una corretta pianificazione dei programmi di monitoraggio e un'analisi interpretativa attenta dei dati da essi raccolti avrebbero evitato conclusioni allarmistiche e non sostanziate dai fatti. Infatti, il monitoraggio dei danni e della salute delle foreste, in relazione agli effetti dell'inquinamento atmosferico, non è semplice, visto che, a parte la complessa dinamica spazio-temporale e quali-quantitativa dei fenomeni di inquinamento dell'aria, anche la definizione di tali effetti e del loro bersaglio nell'ambito dell'ecosistema è tutt'altro che completa e che, conseguentemente, non è chiaro né se gli alberi rappresentino un indicatore precoce adatto a tale scopo, né se le metodologie sinora adottate siano appropriate.

Dalle considerazioni fatte nei paragrafi di questo capitolo emerge che le informazioni sullo stato degli alberi debbono essere valutate con molta cura, che i "danni forestali" non sono cosa semplice da definirsi e che - comunque - non va confuso il significato scientifico di tale termine con quello correntemente usato anche a livello tecnico. Tuttavia, rimane ragionevole supporre che cambiamenti nella chimica dell'aria e delle precipitazioni

possano avere un impatto diretto o indiretto a varie scale spaziali e temporali sulla componente biotica di un ecosistema forestale. È anche plausibile ritenere che un deterioramento della salute degli alberi possa manifestarsi attraverso un peggioramento delle condizioni delle loro chiome, anche se tale processo probabilmente richiede anni e procede in maniera più sottile che non la semplice perdita di foglie, salvo casi spettacolari di effetti diretti. Tuttavia, sarebbe riduttivo e improprio confinare il monitoraggio continuo delle condizioni degli alberi nell'ottica del monitoraggio degli effetti dell'inquinamento atmosferico, quando invece esso può fornire una serie di informazioni di varia altra natura e grande utilità ai fini della gestione delle risorse naturali.

Bibliografia

Bucher, J. B. e **Bucher-Wallin, I.** (eds.) 1989. Air pollution and forest decline. Vol. I, II. EAFV, Birmensdorf.

Ciesla, W. M. e **Donabauer, E.** 1994. Decline and dieback of trees and forests. A global overview, FAO Rome, 90.

Ferretti, M., Cenni, E. e **Cozzi, A.** 1994. Indagini sulle condizioni dei boschi. Coerenza e confrontabilità dei dati sulla trasparenza delle chiome degli alberi in Italia. *Monti e Boschi*, 2, 5-13.

Ferretti, M. 1997. Forest health assessment and monitoring - Issues for consideration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 48, 45-72.

Ferretti, M. 1998. Potential and limitations of visual indices of tree condition. *Chemosphere*, 36 (4/5), 1031-1036.

Freedman, B. 1989. Environmental ecology. The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. Academic Press, San Diego.

Huettl, R. F. e **Mueller-Dombois, D.** (eds.) 1993. Forest decline in the Atlantic and Pacific region. Springer-Verlag, Berlin, 366.

Innes, J. L. 1993. Forest Health: Its Assessment And Status. Commonwealth Agricultural Bureau, Wallingford, 677.

Kandler, O. e **Innes, J. L.,** 1995. Air Pollution and Forest Decline in Central Europe. *Environmental Pollution*, 90, 171-180.

Kolb, T. E., Wagner, M. R. e **Covington, W. W.** 1994. Concepts of Forest Health. *Journal of Forestry*, 92, 10-15.

Manion, P. D. e **Lachance, D.** (eds.) 1992. Forest Decline Concepts, APS Press, St. Paul, Minnesota.

Schlaepfer, R. (ed.) 1993. Long-term implications of climate change and air pollution on forest ecosystems. *IUFRO World Series* Vol. 4. IUFRO Secretariat, Vienna.

Schütt, P. e **Cowling, E.** 1985. Waldsterben, a general decline of forests in Central Europe: symptoms, development and possible causes. *Plant Dis.*, 69, 549-558.

Skelly, J. M. e **Innes, J. L.** 1994. Waldsterben in the forests of Central Europe and Eastern North America: fantasy or reality? *Plant Dis.*, 1021-1031.

Smith, W. H. 1990. Air pollution and forests. Interactions between air contaminants and forest ecosystems. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York.

Suter II, G. W. 1993. A Critique of Ecosystem Health Concepts and Indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1533-1539.

Tomlinson, G. H. (ed.) 1990. Effects of acid deposition on the forests of Europe and North America. CRC Press, Boca Raton.

1.2 Descrizione e valutazione dello stato delle foreste - *Marco Ferretti*

1.2.1 Introduzione

Esistono importanti ragioni che rendono cruciale il monitoraggio delle foreste. Attraverso di esso sono possibili: la raccolta di dati sul loro stato di base per poterne valutare successivamente eventuali variazioni; l'individuazione di problemi specifici a cui dedicare rilevamenti mirati; l'isolamento di probabili fattori causali da testare mediante ricerche sperimentali; la costruzione, validazione e calibrazione di modelli previsionali; l'aggiustamento delle ipotesi iniziali; l'avvio di studi approfonditi e l'identificazione di eventuali misure mitigative (Innes, 1995). Gran parte delle attività di monitoraggio delle foreste è tuttavia da ricondursi all'impulso generato dal temuto deperimento dei boschi a causa dell'inquinamento atmosferico. Con lo scopo di coordinare a livello internazionale le metodologie di monitoraggio delle foreste, nel 1985 venne lanciato il Programma cooperativo internazionale per la valutazione e il monitoraggio degli effetti dell'inquinamento atmosferico sulle foreste (ICP-Forests, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) nell'ambito della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (LRTAP Convention, Convention on Long Range Transboundary Air Pollution). A tale programma fece seguito, nel 1986, la pubblicazione del Regolamento CE 3528/86, con lo scopo di istituire un'azione di monitoraggio delle foreste a livello comunitario e che ha generato quell'insieme di successivi regolamenti attualmente conosciuto come Schema dell'Unione Europea sulla Protezione delle Foreste contro l'Inquinamento Atmosferico (European Union Scheme on the Protection of Forests against Atmospheric Pollution). Di seguito verranno fornite indicazioni sulle principali problematiche connesse alla descrizione e valutazione dello stato delle foreste.

1.2.2 Descrizione e valutazione dello stato delle foreste

I termini "descrizione" e "valutazione" indicano due distinti processi: con il primo ci si riferisce alla rappresentazione, più o meno particolareggiata o caratterizzante, di una data entità o di un dato fenomeno, con il secondo se ne determina un valore da assegnare ai fini di un giudizio o di una classifica. Con descrizione e valutazione si cerca cioè di ottenere informazioni sulle caratteristiche del fenomeno in oggetto e una sua collocazione in una serie ordinata da un minimo (per esempio: alberi con "danno" assente) a un massimo (esempio: albero con "danno" massimo, morto).

In generale, la descrizione di un fenomeno è costituita da un'osservazione (che può essere una valutazione visiva, un'analisi chimica, istologica ecc.) compiuta su un determinato campione a un tempo t. Quando tale osservazione assume carattere continuativo e standardizzato attraverso il tempo e/o lo spazio si parla di monitoraggio. In senso stretto, con il termine monitoraggio ambientale si intende quindi la raccolta continuativa nel tempo di dati riguardanti un dato fenomeno o entità, osservando le sue condizioni ed eventuali cambiamenti nelle sue condizioni in risposta a ben definiti stimoli (Stevens, 1994).

Un panorama completo su metodi e problemi di monitoraggio delle foreste è proposta dal Committee on Biological Markers of Air Pollution Damage in Trees (1989) e da Innes (1993). Di seguito vengono invece fornite informazioni generali sugli approcci metodologici al monitoraggio delle foreste e viene riassunta la situazione a livello europeo e italiano.

1.2.2.1 Monitoraggio estensivo e intensivo

Il monitoraggio delle foreste può essere suddiviso grossolanamente in due ampie categorie: monitoraggio estensivo e monitoraggio intensivo. In poche parole, il monitoraggio estensivo implica il rilievo di pochi parametri su un elevato numero di punti di campionamento; il monitoraggio intensivo implica il rilievo di molti parametri su un numero limitato di punti di campionamento. Scopo delle indagini estensive è quello di fornire un quadro sintetico della situazione dei boschi e, in quest'ottica, sono stati raccolti migliaia di dati sulle condizioni apparenti (ovvero livello di defogliazione o trasparenza e discolorazione) degli alberi in Europa. Tuttavia tali dati non hanno permesso di stabilire una relazione causale tra inquinamento e ingiallimento o defogliazione degli alberi. Hanno evidenziato invece come la questione della salute delle foreste sia complessa e come il monitoraggio degli alberi sia una cosa diversa dal monitoraggio delle foreste. Gli ecosistemi forestali sono normalmente soggetti a una varietà di fattori di stress che possono determinare un'altrettanta varietà di conseguenze (*figura 1.3*). Occorrono quindi indagini maggiormente dettagliate che tengano in considerazione numerosi indicatori (organismi, processi, condizioni ambientali) anche non direttamente connessi alle condizioni degli alberi, ma utili per stabilire l'equilibrio del sistema. Questa è la base concettuale per un monitoraggio intensivo delle foreste: concentrare in un numero limitato di siti un numero elevato di osservazioni.

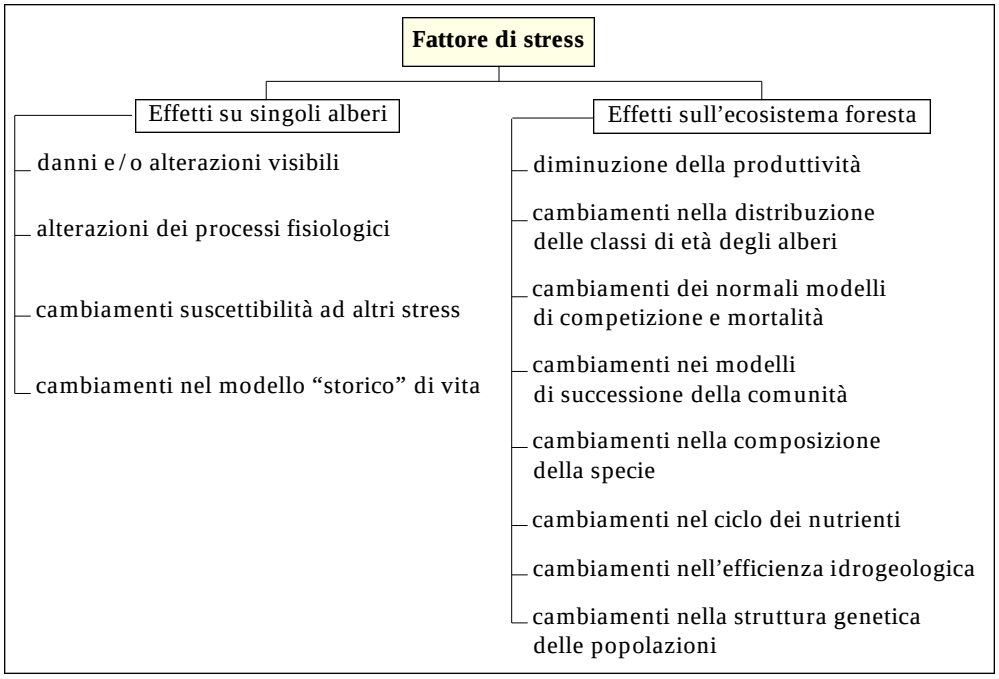


Figura 1.3 - *Effetti potenziali di un generico stressor su singoli alberi e sull'ecosistema foresta (da Ferretti, 1994, basato su Committee on Biological Markers of Air Pollution Damage in Trees, National Academy Press, Washington, 1989).*

1.2.2.2 Alcuni punti da considerare

Per un corretto approccio al monitoraggio delle foreste occorrono la definizione e il superamento di una serie di punti critici: corretta identificazione della risorsa forestale da monitorare, identificazione degli obiettivi e delle problematiche a cui rispondere (*assessment question*), definizione della copertura spaziale o ecologica (quale superficie? quali ecosistemi? quali componenti dell'ecosistema?), identificazione degli indicatori (esempio: alberi, vegetazione erbacea, chimismo del suolo) e, per ciascuno di essi, dei parametri da considerare (per esempio densità della chioma, biodiversità, acidità scambiabile), definizione del livello di intensità del monitoraggio, selezione dell'appropriata strategia e tattica di campionamento, sufficiente copertura temporale, adeguate procedure di assicurazione di qualità dei dati (*Quality Assurance*), adeguata gestione delle informazioni, periodica valutazione del progetto (sia interna che esterna), integrazione con altre ricerche e indagini.

Questi punti sono stati recentemente discussi da vari Autori (Ferretti, 1997; Ferretti *et al.*, 1998; Hunsaker, 1993; Innes, 1995; Stevens, 1994). Esiste una generale concordanza nel porre l'accento sulla necessità di un'attenta preparazione del complessivo design del sistema di monitoraggio al fine di evitare conseguenze che possono essere sintetizzate in: scarsa rispondenza tra scopi e metodi, indesiderate perdite di efficienza del sistema, sovrapposizioni e conflitti tra attività.

1.2.2.3 Monitoraggio estensivo in Europa e in Italia

Europa. Indagini estensive sullo stato dei boschi sono in corso ormai da oltre 10 anni in vari Paesi europei. Tali indagini, basate su rilievi visivi delle condizioni delle chiome degli alberi condotti da terra, costituiscono senz'altro il metodo più diffuso di monitoraggio dello stato dei boschi: a questo proposito basti pensare alla rete transnazionale CEE/UN-ECE che, con una rete nominale di 16x16 km, nel 1996 copriva approssimativamente 130.000.000 ha di boschi distribuiti in 33 Paesi e campionati con 20.345 aree di saggio e 434.457 alberi. Dal 1986 tali indagini sono diventate oggetto di regolamenti comunitari (CE 3528/86 e 1696/87) che le rendono obbligatorie (*mandatory*) per gli Stati membri. Più recentemente (Regolamento CE 926/93 e 836/94) sulla stessa rete sono state introdotte anche analisi del suolo e delle foglie.

Italia. Il monitoraggio dello stato delle foreste in Italia inizia nel 1984, allorquando il Ministero Agricoltura e Foreste attua la prima indagine sul deperimento delle foreste (INDEFO I), effettuata con caratteri di urgenza e i cui dati, rilevati per superfici forestali anziché per singoli alberi, sono da considerare in linea di principio non comparabili con quelli delle INDEFO successive. A partire dal 1985, le indagini si sono basate sulla rete di oltre 9600 aree di saggio dell'Inventario Forestale Nazionale Italiano (IFNI), comprendendo circa 150.000 alberi. Con l'approvazione del Regolamento CE 3528/86, 210 delle 9600 aree di saggio sono entrate a far parte dell'Inventario transnazionale basato sulla griglia 16x16 km, che, al fine di mantenere le aree di saggio del livello nazionale, è stata adattata a 15x18 km. Dal 1996, l'INDEFO è stato abolito e solo la rete transanzionale è rimasta attiva. Accanto alle indagini nazionali, in parte integrandosi con queste, in parte sviluppandoli autonomamente, alcune Regioni e/o Province portano avanti propri programmi di monitoraggio dello stato dei boschi. Valutazioni delle condizioni delle chiome degli al-

beri mediante indagini da terra sono in corso dal 1984 in Alto Adige, dal 1985 in Trentino e Friuli Venezia Giulia, dal 1987 in Valle d'Aosta e Toscana, dal 1990 in Lombardia, dal 1991 in Emilia Romagna, dal 1992 in Umbria. Un'indagine è stata effettuata in Sardegna nel 1987. Complessivamente nelle regioni sopraindicate, che coprono oltre metà della superficie forestale nazionale, sono o sono state attive oltre 1200 aree di saggio. Considerazioni sui metodi e problemi relativi al monitoraggio delle foreste in Italia sono reperibili in Ferretti (1994) e Bussotti e Grossoni (1997).

1.2.2.4 Alcune considerazioni sull'installazione di reti di monitoraggio estensivo delle condi - zioni degli alberi

La normativa europea (Regolamento CE 1696/87) stabilisce che le aree di saggio (A.d.S.) devono essere selezionate secondo una griglia sistematica di riferimento e che, per ogni area di saggio, almeno 20 alberi devono essere campionati. Tutti gli alberi sopra i 60 cm di altezza possono essere inclusi nel campionamento, purché siano dominanti, codominanti o intermedi, e su di essi si effettuano le valutazioni di defogliazione e discolorazione. Sebbene l'applicazione di queste metodiche operative sia ormai consolidata, vogliamo qui suggerire alcuni punti su cui è necessario soffermarsi al momento di progettare una rete di monitoraggio delle condizioni degli alberi.

1.2.2.5 Sistema di campionamento

Esistono numerosi disegni di campionamento possibili allorquando si vogliano monitorare fenomeni spaziali: *random* (casuale) semplice, *random* stratificato, sistematico, stratificato sistematico non allineato, *nested* ("a nido") gerarchico o multistadio. Alcuni possono essere maggiormente adatti di quello sistematico alla raccolta delle informazioni desiderate, specialmente in Paesi o Regioni dove possono presentarsi problemi di copertura forestale frazionata, scarsa percorribilità dei boschi ed elevate densità di piante (Clauser *et al.*, 1988; Cenni *et al.*, 1990) o, nel caso di necessità di studiare gli effetti degli inquinanti, di una loro disomogenea distribuzione spaziale.

1.2.2.6 Selezione degli alberi

Nei confronti della selezione degli alberi campione i criteri selettivi devono tenere conto di vari fattori e del fatto che essi possano costituire una sorgente di disomogeneità del campione. L'età degli alberi da includere nel campione, la loro posizione sociale, l'altezza e/o il diametro, la specie, il numero di alberi da campionare per ciascuna area di saggio, devono essere sempre ben valutati alla luce degli scopi del lavoro.

1.2.2.7 Indicatori da considerare

A parte defogliazione e discolorazione, esiste un gran numero di effetti, di sintomi e conseguentemente di indici e indicatori che possono essere considerati (*figura 1.4*). La valutazione di defogliazione e discolorazione rappresenta il livello minimo richiesto per le indagini CEE e UN-ECE, ma non necessariamente questo sembra pratico e utile. Ogni volta che la squadra di rilievo visita un'area di saggio sono necessari tempi di spostamento non trascurabili (a volte tre o quattro ore), mentre il rilievo dei due indici richiede non più di 90 minuti. Sembrerebbe quindi sensato cercare di ottimizzare il

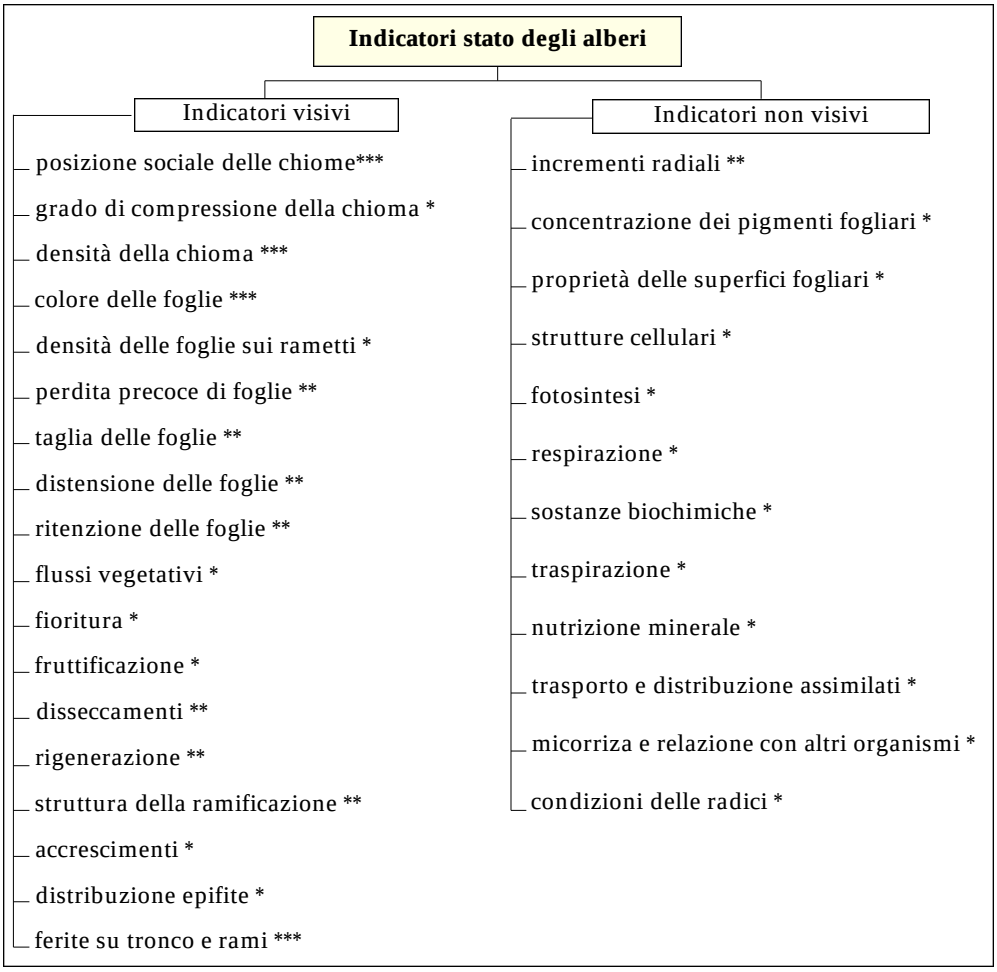


Figura 1.4. - *Principali indicatori dello stato degli alberi e loro frequenza di utilizzo nei program - mi di monitoraggio (da Ferretti, 1994, modificato); *** comune, ** infrequente, * raro.*

lavoro raccogliendo quante più informazioni sono compatibili con il carattere speditivo del rilievo (Ferretti, 1994; Innes, 1993).

1.2.2.8 Monitoraggio intensivo

La legislazione europea ha introdotto concetti e metodi del monitoraggio intensivo con il Regolamento 2157/92 e il successivo 1091/94 e attualmente sono 858 le aree permanenti di monitoraggio (*permanent monitoring plots*) attivate nell'ambito del programma congiunto tra Unione Europea e l'ICP-Forests dell'UN-ECE e su cui vengono eseguite le attività descritte nei successivi capitoli. Tuttavia una serie di aree permanenti di monitoraggio e studio era già attiva sotto l'egida di programmi

diversi (esempio IGBP, International Geosphere-Biosphere Program, Koch *et al.*, 1995) e recentemente è stata iniziata la costruzione di un metadata dei siti di monitoraggio degli ecosistemi terrestri (Terrestrial Ecosystem Monitoring Sites, TEMS) nell'ambito del sistema terrestre di osservazione globale (Global Terrestrial Observation System, GTOS).

In Italia esistono diverse iniziative a livello nazionale e locale. Il Ministero per le Politiche Agricole ha installato 20 aree permanenti sotto l'egida del progetto CONECOFOR (CONtrollo ECOsistemi FORestali), distribuite nella maggior parte delle regioni italiane. A loro volta, diverse regioni hanno portato e stanno portando avanti programmi in parte autonomi in parte coordinati con quello nazionale (Bartolozzi *et al.*, 1996; Minerbi *et al.*, 1996) (*figura 1.5*).

Figura 1.5 - *Localizzazione approssimata delle aree di monitoraggio intensivo in Italia sulla base della letteratura disponibile. Rete nazionale CONECOFOR (punti neri), Programma MONITO (Toscana, crocette), Progetto ECAFO (Lombardia, cerchi vuoti), progetto di monitoraggio integrato delle province di Bolzano (aste - rischi) e Trento (x). La sovrapposizione dei vari simboli indica la co - mune appartenenza dell'area di saggio ai progetti ivi simbolizzati.*

Categoria attività e area di interesse	Beneficio
Quality Management	
disegno appropriato	considera se il quesito posto è giusto
pianificazione	permette considerazioni sulla comparabilità
modelli	identifica variabili di misura critiche
definizione dei limiti di qualità dei dati	considera le necessità di chi utilizza i dati raccolti
campioni relativi	valuta il numero e la rappresentatività
struttura dell'errore	ripartisce gli errori di campionamento e misura
valutazione globale e *review*	giudica la correttezza
documentazione	registra il processo progettuale
implementazione del programma QA	raggiungimento dei livelli di qualità dei dati
Quality Assurance	
obiettivi di qualità dei dati (MQOs)	aiuta la selezione dei metodi
uso di standard	permette il controllo di qualità e la valutazione
uso di procedure operative standard (SOPs)	permette un uso coerente ed efficiente dei metodi con documentata e conosciuta qualità dei dati
verifica e validazione	documenta l'integrità del campione e la coerenza dei dati
documentazione	fornisce l'evidenza di attività svolta e della qualità
Quality Control	
campioni per valutazione	base per il controllo statistico
training e uso di SOPs	promuove il controllo statistico
determinazioni di precisione	definisce le variazione *random* e permette la valutazione di accuratezza
calibrazione	riduce o elimina il *bias*[1]
control charting	documenta il controllo statistico
Quality Evaluation	
uso di standard	permette la determinazione di precisione e accuratezza
replicazione	fornisce una valutazione in corso
uso dei bianchi	controlla la contaminazione
ispezioni e audit	forniscono una valutazione obiettiva e la base per la comparabilità

[1] Inclinazione, tendenza, predisposizione di un operatore.

Tabella 1.1 - *Attività comprese nelle procedure di QA e loro principali benefici in un programma di monitoraggio (basato su Cline* et al.*, 1989).*

1.2.3 Qualità dei dati e loro confrontabilità

In breve, con "qualità" si intende il livello in cui un prodotto soddisfa le necessità del suo utente. Nel caso del monitoraggio ciò si traduce nel grado in cui i dati raccolti soddisfano gli obiettivi prefissati. La precisazione e la formalizzazione di tale necessità sono punti centrali di ogni programma di monitoraggio che purtroppo vengono spesso trascurati. Ciò ha determinato e determina una considerevole serie di problemi di comparabilità dei dati e di scarsa rispondenza tra scopi dichiarati e progetto dei programmi di monitoraggio. Le diverse attività comprese sotto la definizione di controllo di qualità dei dati (*Quality Assurance*) sono riportate in *tabella 1.1* (Cline *et al.*, 1989).

1.2.4 Conclusioni

L'attenzione dedicata a livello internazionale al monitoraggio delle foreste ne testimonia l'importanza ai fini delle politiche ambientali e sempre più progetti si stanno dedicando al monitoraggio di lungo periodo degli ecosistemi forestali. Per esempio, l'Unione Europea, nel periodo 1987-1996, ha finanziato 452 progetti per circa 16 milioni di ECU sotto l'egida del Regolamento 3528/86. Esistono alcuni requisiti di base che vanno affrontati sin dalle prime fasi di pianificazione di ogni azione. Al contempo, esistono protocolli operativi ben stabiliti e collaudati che possono formare la base per la selezione di metodi di studio, descrizione e valutazione. Tuttavia, tali metodi non sono esenti da critiche e vanno sempre considerati nel contesto dell'indagine che ci si appresta ad affrontare.

La qualità delle osservazioni è un punto che non può essere trascurato da chi finanzia e gestisce reti o attività di monitoraggio, così come è vitale per amministratori di risorse ambientali e decisori politici poter contare su dati validi dal punto di vista scientifico e tecnico.

Bibliografia

Bartolozzi, L., Bussotti, F., De Dominicis, V. e **Ferretti, M.** (eds.) 1996. Program MONITO. Concepts, structure and 1995 results. Regione Toscana Giunta Regionale Publisher, Firenze, 92.

Bussotti, F. e **Grossoni P.** 1997. Le condizioni dei boschi in Italia: prospettive per il monitoraggio e la ricerca. *It. For. Mont.*, 4.

Cenni, E., Cozzi, A., Ferretti, M. e **Bussotti, F.** 1995. Valutazione delle condizioni degli alberi. Manuale per le aree di Livello I. Regione Toscana-Giunta Regionale, 126.

Clauser, F., Bottacci, A., Brogi, L., Bussotti, F., Cenni, E., Ferretti, M., Gellini, R., Grossoni, P. e **Schiff, S.** 1998. Danni Forestali di Nuovo Tipo. Inventario sul Demanio Regionale della Toscana e su Foreste di Particolare Interesse Regionale. Quaderni di Toscana Notizie N. 3. Regione Toscana, Giunta Regionale, 51.

Cline, S. P. e **Burkman, W. G.** 1989. The Role Of Quality Assurance In Ecological Programs. In: **Bucher, J. B.** e **Bucher-Wallin, I.** (eds.). Air Pollution And Forest Decline. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, IUFRO P2.05, Interlaken, Switzerland, Oct. 2-8, 1988. Birmensdorf, 361-365.

Committee on Biological Markers of Air Pollution Damage in Trees 1989. Biological markers of air pollution stress and damage in forests. National Academy Press, Washington, DC, 363.

EC/UN-ECE 1997. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe, 1997 Technical report. EC / UN-ECE, Brussels, Geneva, pp. 104.

Ferretti, M. 1994. Valutazione dello stato dei boschi come esperienza integrata di monitoraggio ambientale. In: **Gasparo, D.** e **Zeppa, L.** (eds.). Ecothema, Trieste, 133-157.

Ferretti, M. 1997. Forest health assessment and monitoring - Issues for consideration. *Environ - mental Monitoring and Assessment*, 48, 45-72.

Ferretti, M. 1998. Potential and limitations of visual indices of tree condition. *Chemosphere*, 36 (4/5), 1031-1036.

Ferretti, M., Cozzi, A., Cenni, E. e **Bussotti, F.** 1998. Forest Ecosystem Monitoring. The "How" and the "How Not". In: Multidisciplinary Monitoring Programs. Atti I° Congresso SISEF, Padova, Agripolis, giugno 1997, 293-298.

Hunsaker, C. T. 1993. New Concepts In Environmental Monitoring: The Question Of Indicators. *The Science Of The Total Environ.*, Suppl., 77-95.

Innes, J. L. 1993. Forest Health: Its Assessment And Status. Commonwealth Agricultural Bureau, Wallingford, 677.

Innes, J. L. 1995. Theoretical and practical criteria for the selection of ecosystem monitoring plots in Swiss forests. *Environmental Monitoring and Assessment*, 36, 271-294.

Koch, G. W., Vitousek, P. M., Steffen, W. L. e **Walker, B. H.** 1995. Terrestrial transects for global change research. *Vegetatio*, 121, 53-65.

Minerbi, S., Ambrosi, P. e **Bertolini, F.** 1996. Programma di monitoraggio integrato in ecosistemi forestali nelle Province di Bolzano e Trento. Primi risultati. *Monti e Boschi*, 2, 26-33.

Stevens, D. 1994. Implementation of a national monitoring program. *Journal of Environmental Management*, 42, 1-29.

1.3 Protocolli e criteri adottati a livello internazionale - *Enrico Cenni* e *Marco Ferretti*[1]

1.3.1 Introduzione

Nell'ambito delle attività internazionali dedicate al monitoraggio dello stato delle foreste, il programma reso effettivo dall'European Union Scheme on the Protection of Forest against Atmospheric Pollution e dall'UN-ECE International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests), promosso dalla Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP), è sicuramente il più conosciuto.

Il programma è coordinato da una *Task Force* alla quale partecipano 35 Paesi e la Commissione Europea (EC). Ciascun Paese partecipante organizza un National Focal Centre (NFC) che coordina le attività nazionali e i rapporti con i centri internazionali.

Nell'ambito di tale programma sono stati indicati tre obiettivi da perseguire:

1. ottenere informazioni spaziali e temporali sulla condizione delle foreste e sulle eventuali relazioni con fattori di stress, compreso l'inquinamento dell'aria, sia a livello regionale che nazionale e internazionale;

[1] Il capitolo riporta i principali aspetti dei protocolli internazionali e non implica alcuna opinione degli Autori.

2. contribuire a una maggiore conoscenza dell'impatto della contaminazione atmosferica e di altri fattori di stress sugli ecosistemi forestali e dei rapporti causa-effetto che si possono stabilire;
3. verificare le interazioni tra le diverse componenti degli ecosistemi forestali e i fattori di stress, inclusa la qualità dell'aria.

La valutazione e il monitoraggio delle foreste vengono quindi affrontati secondo tre livelli di intensità, ognuno più approfondito del precedente:

- livello I: indagini estensive sullo stato delle chiome degli alberi, accompagnate da campionamento di suolo e foglie, finalizzate ad acquisire risultati relativi allo sviluppo spaziale e temporale delle condizioni delle foreste;
- livello II: monitoraggio intensivo delle condizioni delle foreste finalizzato al riconoscimento dei fattori e dei processi con speciale riguardo all'impatto delle sostanze inquinanti sui più comuni ecosistemi forestali;
- livello III: analisi speciale di ecosistemi forestali finalizzata alla comprensione più approfondita delle relazioni causa-effetto, con speciale attenzione agli inquinanti atmosferici.

La parte centrale a cui viene prestata grande attenzione dai programmi internazionali è dedicata alla preparazione di protocolli operativi da adottare in forma armonizzata per le varie linee di monitoraggio di volta in volta attivate: valutazione delle condizioni degli alberi, analisi dello stato chimico dei suoli forestali, analisi dello stato chimico del fogliame degli alberi, indagini sugli incrementi degli alberi, analisi delle precipitazioni atmosferiche sia all'aperto che sotto chioma, raccolta di dati meteorologici e, a breve, osservazioni sulla vegetazione erbacea. Per ogni attività menzionata, un gruppo di esperti (*Expert Panel*) ha provveduto alla redazione di un Manuale che illustra obiettivi, strategie, materiali, metodi e riferimenti per il campionamento, l'osservazione e le relative analisi. Tali manuali, adottati a livello internazionale dall'annuale seduta plenaria della *Task Force* del programma, formano la base per i successivi Regolamenti dell'Unione Europea nello specifico settore generato dai Regolamenti 3528/86 e seguenti.

1.3.2 La normativa comunitaria

L'azione comunitaria relativa alla protezione delle foreste contro l'inquinamento atmosferico è sostanzialmente definita dai Regolamenti indicati sommariamente in *tabella 1.2*. Alcuni altri Regolamenti (esempio Regolamenti 526/87 e 307/97) che disciplinano la formulazione delle domande di applicazione per l'erogazione dei finanziamenti, non avendo carattere tecnico, non sono riportati.

In buona sostanza, le principali azioni sono comunque ben sintetizzate nei Regolamenti 3528/86, 2157/92 e 1091/94.

Con il primo, è istituita un'azione comunitaria per la protezione delle foreste contro l'inquinamento atmosferico intesa:

- "...ad aiutare gli Stati membri a redigere, in base a una metodologia comune, un inventario periodico dei danni cagionati alle foreste soprattutto dall'inquinamento atmosferico" (Art. 1);
- "...a incentivare la realizzazione di esperimenti sul terreno per migliorare le conoscenze sull'inquinamento atmosferico e dei suoi effetti sulla foresta e per mettere a punto metodi di mantenimento e di restaurazione di foreste colpite" (Art. 2);

Regolamento CEE (UE)	Oggetto	Riferimento Gazzetta Ufficiale
3528 / 86	azione per la protezione delle foreste contro l'inquinamento atmosferico	legge 21 gennaio 1986, n. 362 / 2
1696 / 87	modalità applicative inventario periodico (Livello I)	legge 22 giugno 1987, n. 161 / 1
1613 / 89	adozione di un programma per la gestione sintetica delle informazioni concernenti l'inquinamento atmosferico nelle foreste	legge 15 giugno 1989, n. 165 / 8
2157 / 92	introduce il concetto di "sorveglianza intensiva"	legge 31 luglio 1992, n. 217 / 1
926 / 93	introduce l'inventario del suolo sulle aree di Livello I	legge 26 aprile 1993, n. 100
836 / 94	introduce le analisi fogliari facoltative nelle aree di Livello I	legge 19 aprile 1994, n. 97
1091 / 94	definisce il concetto di "sorveglianza intensiva" e ne stabilisce le modalità applicative (Livello II).	legge 18 maggio 1994, n.125 / 1
690 / 95	introduce i rilievi meteorologici e l'analisi delle deposizioni nelle aree di saggio di Livello II	legge 31 marzo 1995, n. 71
1390 / 97	introduce l'analisi della soluzione circolante nel suolo e le azioni da condurre sulle aree intensive.	legge 19 luglio 1997, n. 190 / 3

Tabella 1.2 - *Principali Regolamenti Comunitari nel campo della protezione delle foreste contro l'inquinamento atmosferico. Non sono riportati quei regolamenti che riportano le modalità di pre - sentazione delle domande di partecipazione.*

- a incentivare la realizzazione "di progetti pilota dimostrativi intesi a contribuire al miglioramento dei metodi di osservazione e di misurazione dei danni cagionati alle foreste" (Art. 4).

Con tale regolamento si pongono praticamente le basi per un monitoraggio estensivo delle foreste della Comunità che il successivo Regolamento CE 1696 / 87 (GU legge 22 giugno 1987 n. 161 / 1) specificherà nel senso e nei metodi e renderà obbligatorio per ciascun Paese membro.

Accanto all'attività di monitoraggio risulta tuttavia necessario intraprendere azioni mirate alla chiarificazione dei rapporti di causa-effetto, cosa che solo livelli approfonditi di indagine possono in qualche modo permettere.

Il Regolamento 2157/92, riconoscendo tale necessità, introduce tra le finalità dell'azione comunitaria "...l'aiuto agli Stati membri a realizzare una sorveglianza intensiva e continua degli ecosistemi forestali" (Art. 1), successivamente sostanziata con il Regolamento 1091/94.

Tale strategia, basata su livelli crescenti di intensità di indagini, è coerente con quanto promosso dall' UN-ECE International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests) che definisce, come già detto, tre livelli distinti di indagine.

La definizione di cosa si intenda con "sorveglianza intensiva e continua" o con "monitoraggio approfondito" o, sinteticamente, con *Level II strategy* è contenuta nel Regolamento UE 1091/94 (GU legge 18 maggio 1994, n. 125) dove si stabilisce che "...gli Stati membri allestiscono una rete di posti di osservazione permanenti... a fine di sorveglianza intensiva e continua" (Art. 1, comma 1) che "...comprende un inventario periodico dello stato sanitario degli alberi, un inventario dello stato del suolo e del fogliame, nonché misurazioni concernenti l'accrescimento, i depositi (le deposizioni, ndr) e i fenomeni meteorologici, effettuati secondo criteri di campionamento obiettivi e metodi di analisi prestabiliti" (Art. 1, comma 2). Nello stesso Regolamento vengono anche riferite le modalità tecniche di applicazione. Un'ulteriore definizione delle attività da condurre sulle aree intensive di osservazione è contenuta nel Regolamento 1390/97.

1.3.2.1 Livello I - Monitoraggio estensivo delle condizioni delle foreste

a) Obiettivi

Ottenere informazioni spaziali e temporali sulla condizione delle foreste e sulle eventuali relazioni con fattori di stress, compreso l'inquinamento dell'aria, sia a livello regionale che nazionale e internazionale. I risultati del monitoraggio di Livello I possono, specialmente in relazione a quelli di Livello II, essere la base per decisioni di politica ambientale.

b) Selezione delle aree di saggio

Si distinguono due tipi di indagini: una a livello transnazionale e una a livello nazionale; ciascuna indagine si differenzia per la rete inventariale adottata.

L'indagine transnazionale è condotta in stretta collaborazione con l'EU secondo una griglia di 16x16 km idonea a descrivere la condizione delle foreste a livello europeo. Le indagini nazionali sono invece sviluppate per ottenere informazioni sulla condizione delle foreste dei rispettivi paesi e sono organizzate su reti che variano da 1x1 km a 32x32 km in relazione alla struttura forestale e al tipo di politica ambientale adottata. Conseguentemente, in molti paesi i siti di campionamento della rete transnazionale sono un sottocampione delle reti nazionali.

La rete transnazionale è stata creata secondo la proiezione Gauss-Kruger. La latitudine e la longitudine dei siti di campionamento si ottengono dalla riproiezione dei punti della rete sulle coordinate geografiche. Oltre alle coordinate geografiche, l'accettabilità dei punti all'interno dei soprassuoli forestali è dettata dai seguenti criteri:

- il punto deve chiaramente cadere all'interno di una formazione forestale sufficientemente grande (1 ha) per permettere le operazioni di selezione, misura e valutazione;

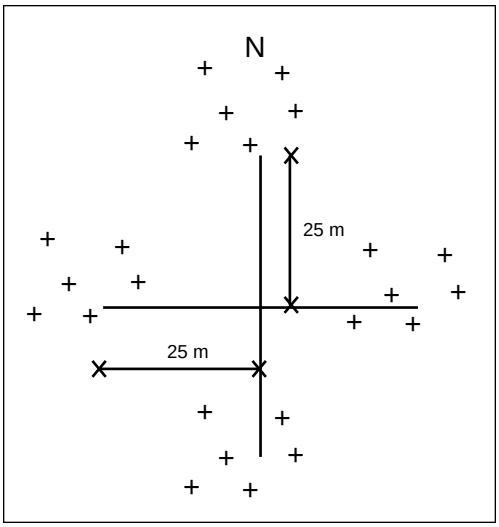


Figura 1.6 - *Area di saggio del tipo raccomandato dal Regolamento (CE) 1696/87, con 4* cluster *e 24 alberi (6 alberi per* cluster*, indicati dalle crocette).*

- il punto in generale dovrebbe essere materializzato all'interno della foresta a una appropriata distanza dal margine; ma nel caso che il margine della foresta sia statisticamente rappresentativo il punto potrà essere realizzato, anche in prossimità del margine stesso.

c) Attività di monitoraggio sulle aree di Livello I

Valutazione della condizione delle chiome. Sui punti di campionamento si conducono valutazioni della condizione delle chiome degli alberi, identificando un'area di saggio costruita secondo procedure statisticamente attendibili. Viene raccomandata la procedura che prevede l'individuazione di 4 *cluster* (letteralmente "grappolo", qui inteso nel senso di gruppo di alberi) distanti 25 m dal punto centrale dell'area di saggio, coincidente con il punto di incrocio delle coordinate geografiche, e orientati secondo i quattro punti cardinali (*figura 1.6*). Per ciascun *cluster* si identificano i 6 alberi più vicini ottenendo così un totale di 24 alberi. Gli alberi scelti dovranno avere un'altezza minima di 60 cm e appartenere alle prime tre categorie della classificazione di Kraft: predominante, dominante e codominante. Gli alberi devono essere contrassegnati per la ripetizione dell'indagine.

I parametri chiave per la valutazione della condizione delle chiome sono la defogliazione e la discolorazione. La defogliazione è valutata per classi del 5%, successivamente raggruppate in 5 categorie (*tabella 1.3*). La discolorazione è stimata come diffusione sulla chioma ed è espressa da indici che indicano percentuali di aghi o foglie decolorati (*tabella 1.4*). Le valutazioni vengono ripetute annualmente. Durante le valutazioni è previsto l'utilizzo di un albero di riferimento che presenti le migliori caratteristiche. A tale scopo si definiscono due tipi di albero di riferimento:

- albero di riferimento locale, scelto come l'albero migliore nelle condizioni stazionali rilevate per l'area oggetto dell'indagine;
- albero di riferimento assoluto, rappresenta l'albero con le migliori caratteristiche genotipiche in assoluto e viene riportato su apposite fotoguide.

Classe	Grado di defogliazione	% di aghi o foglie perse
0	non defogliata	0-10
1	leggermente defogliata	>10-25
2	mediamente defogliata	>25-60
3	gravemente defogliata	>60
4	morta	100

Tabella 1.3 - *Suddivisione categoriale delle percentuali di defogliazione.*

Classe	Grado di discolorazione	% di aghi o foglie decolorate
0	non decolorata	0-10
1	leggermente decolorata	>10-25
2	mediamente decolorata	>25-60
3	gravemente decolorata	>60

Tabella 1.4 - *Suddivisione categoriale delle percentuali di discolorazione.*

Indagine sulle condizioni dei suoli forestali. Allorquando esistano griglie più dense, in un sottocampione delle aree di saggio si conduce un campionamento del suolo utilizzando metodi armonizzati di raccolta e di analisi. Particolare attenzione è posta per l'intercalibrazione dei diversi laboratori analitici nazionali.

La densità minima del sottocampione per l'indagine sui suoli è la stessa che per le indagini sulle chiome (1 sito ogni 256 km^2, 16x16 km). L'indagine è stata condotta una volta nel periodo 1991-1996 ed è in discussione un'eventuale ripetizione.

Il campione si ottiene rimuovendo preventivamente la lettiera e prelevando una quantità sufficiente di materiale a due profondità fisse: 0-10 cm e 10-20 cm oppure secondo la suddivisione degli orizzonti pedogenetici, tenendo separati gli orizzonti O e H, definiti dalle linee guida FAO (FAO, 1990). Per l'indagine estensiva sul Livello I non sono obbligatori né la caratterizzazione pedologica, né le caratteristiche fisiche degli orizzonti. I campioni raccolti e puliti da apparati radicali e materiali litoidi (>2 mm) vengono seccati a temperature inferiori a 40°C e stoccati per le analisi.

La *tabella 1.5* riporta i parametri analitici obbligatori per i diversi orizzonti definiti.

Analisi fogliari. Le indagini estensive sul chimismo fogliare sono facoltative per il Livello I. Il campionamento viene condotto su almeno tre alberi di ciascuna specie. Il campione complessivoviene costituito mescolando uguali quantità di ogni sottocampione prelevato da ciascun albero.

Gli alberi da selezionare dovranno avere i seguenti requisiti:

- essere all'interno del sito di campionamento o nelle immediate vicinanze ed essere rappresentativi delle condizioni ecologiche medie della particella;
- essere appartenenti allo strato dominante o codominante nei boschi fitti e comunque compresi nel ±20 % dell'altezza media degli alberi dominanti in caso di boschi radi;

Orizzonti O e H	Orizzonti minerali
pH ($CaCl_2$)	pH ($CaCl_2$)
C organico	C organico
N totale	N totale
P	$CaCO_3$ se pH>6
K	
Ca	
Mg	
sostanza organica	

Tabella 1.5 - *Elenco dei parametri obbligatori per i diversi orizzonti del suolo (Livello I).*

- essere individui non utilizzati per la valutazione delle chiome;
- presentare una trasparenza della chioma entro il ±5% rispetto alla mediana del sito di campionamento;
- essere il più vicino possibile ai punti di campionamento del suolo.

I campioni di foglie vanno prelevati tra quelle di luce localizzate nel terzo superiore della chioma. Per le specie decidue e sempreverdi il campionamento interesserà solo le foglie dell'anno. È importante che le foglie siano completamente sviluppate e non appartengano a flussi successivi rispetto a quello primaverile.

I campioni di foglie devono rappresentare tutti gli orientamenti possibili (nord, est, sud, ovest) nell'ambito degli alberi campione. Nel caso di aree di saggio in cui è evidente l'influenza di una particolare esposizione (sito in forte pendenza o battuto da forti venti dominanti), viene campionato un solo orientamento, che deve essere documentata e mantenuta nei successivi campionamenti.

La quantità di foglie necessaria alle analisi dei parametri obbligatori per il Livello I (N, S, P, Ca, Mg, K,) è di 15-20 g. Al fine di permettere misure addizionali di altri elementi, viene raccomandato di prelevare altri 15-20 g di foglie per ciascun albero.

1.3.2.2 Livello II - Monitoraggio intensivo delle condizioni delle foreste

a) Obiettivi

- ottenere e valutare le informazioni relative agli impatti delle sostanze inquinanti sui più comuni ecosistemi forestali rappresentativi dei patrimoni forestali dei diversi paesi partecipanti;
- contribuire al programma UN-ECE sul livello dei carichi critici (*Critical Loads/Level*);
- comprendere le relazioni causa-effetto tra condizioni degli alberi e inquinamento atmosferico e altre cause che possono influenzare le condizioni degli ecosistemi forestali.

Accanto alle indagini volte a monitorare l'evoluzione spazio-temporale dello stato delle foreste è indubbia la necessità di raccogliere informazioni sui rapporti causa-effetto coinvolti.

A questo proposito risulta necessario intraprendere azioni specifiche volte a un mo-

nitoraggio intensivo degli ecosistemi forestali. È questa la prospettiva del Regolamento CE 2157/92 e della strategia di monitoraggio cosiddetta di Livello II definita nell'ambito ICP-Forests. Sia il regolamento CE che la strategia ICP-Forests sono coerenti con la Risoluzione 1 della prima Conferenza Ministeriale sulla protezione delle foreste in Europa (Strasburgo, dicembre 1990) e il suo sviluppo.

La *tabella 1.6* riporta uno schema riassuntivo delle varie attività di monitoraggio e la loro frequenza secondo l'ICP-Forests e l'EU (le frequenze indicate sono minime).

Tali rilievi e misurazioni saranno da effettuarsi su un numero ridotto di aree di saggio, circa il 20% di quelle di Livello I, non necessariamente coincidenti con esse e selezionate anche soggettivamente, di facile accessibilità e di dimensioni prestabilite.

Potenzialmente molte sono le informazioni che un tale livello di monitoraggio è in grado di fornire. In linea di principio, esso dovrebbe permettere di valutare sul

Tipo di indagine	Livello I	Livello II
valutazione condizione delle chiome	annuale	annuale
analisi del suolo (fase solida)	una volta (1991-1996)	ogni 10 anni
analisi fogliari	una volta (1995-1996)	ogni 2 anni
misure degli incrementi	-	ogni 5 anni
misure delle deposizioni	-	in continuo
parametri meteorologici	-	in continuo
vegetazione erbacea	-	ogni 5 anni

Tabella 1.6 - *Attività di monitoraggio e loro frequenza minima nel Livello I e II.*

lungo periodo le condizioni degli alberi, sia in termini visivi che di accrescimento, al variare dei livelli di deposizione di inquinanti, in relazione allo stato nutrizionale di suolo e foglie, alle variabili meteorologiche, nonché alla combinazione di tutti questi fattori.

b) Selezione delle aree di saggio

All'interno del complesso forestale, la scelta dell'area dovrà essere coerente ai seguenti criteri:

- presenza di un soprassuolo uniforme (per specie o mescolanza di specie, età, dimensioni degli alberi, pendenza, suolo) che permetta (Regolamento UE 1091/94):
  (a) la delimitazione di un'area di saggio di almeno 0,25 ettari;
  (b) la presenza attorno all'area campione di una zona tampone di ampiezza compresa tra 10 e 50 m;
  (c) il campionamento e la valutazione di un numero sufficiente di alberi;
- assenza di differenze di trattamento selvicolturale tra il sito destinato a ospitare l'area di saggio, la zona tampone e la foresta limitrofa;
- vicinanza ad altre stazioni di monitoraggio;

- distanza da fonti locali di inquinamento. Dovranno essere evitati i siti in prossimità di grosse strade, di grosse fattorie o industrie;
- presenza di informazioni storiche sull'area.

c) Attività di monitoraggio sui siti di Livello II

Valutazione della condizione delle chiome. Sui siti selezionati verranno scelti con diverse procedure almeno 20 alberi (ma preferibilmente 40-50). Gli alberi destinati ad altre indagini (per esempio analisi fogliari, incrementi), che devono essere localizzati all'esterno dell'area di saggio, dovranno pure essere valutati annualmente. Sono inclusi nelle valutazioni anche alberi con più del 50% di danni meccanici, anche se questi potranno poi venire esclusi in fase di elaborazione dati. In boschi cedui o in formazioni forestali di macchia le ceppaie dovranno essere valutate complessivamente, cioè come se l'insieme dei polloni formasse un unico albero.

Le valutazioni dovranno essere condotte perlomeno una volta l'anno. Durante le valutazioni è previsto l'utilizzo di un albero di riferimento. A tale scopo si definiscono gli stessi due tipi di albero di riferimento già visti per il Livello I:

- albero di riferimento locale, scelto come l'albero migliore nelle condizioni stazionali rilevate per l'area oggetto dell'indagine;
- albero di riferimento assoluto, rappresenta l'albero con le migliori caratteristiche genotipiche in assoluto e viene riportato su apposite fotoguide.

I parametri che devono essere valutati, oltre a defogliazione e discolorazione già descritti per il Livello I e per i quali valgono gli stessi metodi, sono distinti in tre principali gruppi (*tabella 1.7*): informazioni sull'albero, informazioni sulla chioma, informazioni sul fusto.

Da molti paesi è poi reputata interessante la misura dell'indice di superficie fogliare (*Leaf Area Index*-LAI). La struttura della chioma è determinata da un gran numero di processi e la sua descrizione è essenziale per capire le interazioni fra la vegetazione e l'ambiente. Il LAI è un buon descrittore e un importante parametro in modelli per lo studio della biomassa e dei cicli biogeochimici. Il LAI indica lo sviluppo totale della superficie fogliare che sovrasta un'unità di superficie, per cui è influenzato dalla produttività della chioma. Il LAI-2000 (LI-COR, Lincoln, NE, USA) è uno degli strumenti in commercio idonei per il calcolo del *Leaf Area Index*. Per il Livello II quest'attività non è - comunque - obbligatoria.

Analisi del suolo (fase solida). Nelle aree di Livello II si conduce un campionamento del suolo utilizzando metodi armonizzati di raccolta e di analisi. Il campione viene preparato rimuovendo preventivamente la lettiera e prelevando una quantità sufficiente di materiale a profondità fisse oppure secondo la suddivisione degli orizzonti pedogenetici, tenendo separati gli orizzonti O e H, definiti dalle linee guida FAO (FAO, 1990).

I campioni da prelevare quindi saranno:

- strato organico O;
- strato organico H;
- strato minerale 0-10 cm;
- strato minerale 10-20 cm;
- strato minerale 20-40 cm;
- strato minerale 40-80 cm.

Il Regolamento CEE 1091 / 94 stabilisce criteri generali per il campionamento.

Informazioni sulla pianta		
	data	O
	numero	O
	rimozioni e mortalità	O
	specie	O
	stato sociale	O
	libertà della chioma	O
	visibilità	O
	esposizione	O
Chioma		
	defogliazione	
	grado	O
	tipo	F
	foglie	
	discolorazione	O
	natura della discolorazione	F
	dimensioni	F
	deformazioni	F
	danni, tipologia e diffusione	F
	trasparenza	F
	apparati riproduttivi	
	fioritura	F
	fruttificazione	F
	ramificazione	
	rametti morti	F
	forma e morfologia	F
	rametti secondari ed epicormici	F
	epifite e altre piante	F
	danni, tipologia e diffusione	F
Fusto		
	danni, tipologia e diffusione	F

Tabella 1.7 - *Dati sulle condizioni degli alberi per le aree di saggio di Livello II e loro status (O: parametri obbligatori; F: parametri facoltativi).*

Orizzonti O e H	Orizzonti minerali
pH ($CaCl_2$)	pH ($CaCl_2$)
C organico	C organico
N totale	N totale
P	$CaCO_3$ se pH>6
K	acidità scambiabile
Ca	cationi basi scambiabili
Mg	cationi acidi scambiabili
sostanza organica	capacità di scambio cationico saturazione in basi

Tabella 1.8 - *Elenco dei parametri obbligatori per i diversi orizzonti del suo - lo (Livello II).*

Per l'indagine intensiva sul Livello II sono obbligatori sia la caratterizzazione pedologica che le caratteristiche fisiche degli orizzonti. La caratterizzazione pedologica include almeno una descrizione dettagliata del profilo. La determinazione della granulometria del suolo verrà condotta in accordo con la suddivisione delle particelle proposta dalla FAO: < 2 µm, 2-63 µm, 63-2000 µm.

I campioni raccolti e puliti da apparati radicali e materiali litoidi (>2 mm) vengono seccati a temperature inferiori a 40°C e stoccati per le analisi.

La *tabella 1.8* riporta i parametri analitici obbligatori per i diversi orizzonti.

Analisi del suolo (fase liquida). L'obiettivo generale di questa attività di monitoraggio del Livello II è quello di ottenere informazioni sull'andamento nel lungo periodo del tenore chimico degli elementi, soprattutto in relazione alla disponibilità di nutrienti e a possibili alterazioni dell'assorbimento che potrebbero causare effetti tossici su apparati radicali e micorrize. Inoltre dovrà essere valutato il livello del flusso idrico circolante e lo scambio di elementi. Beier *et al.* (1989, in Task Force meeting of ICP Forests, 1997) riassumono i metodi che possono essere utilizzati.

Analisi fogliari. Le indagini estensive sul chimismo fogliare sono obbligatorie nel Livello II. I criteri di base proposti sono quelli del Regolamento UE 1091/94, a loro volta basati sulle specifiche redatte dall'ICP-ForestsExpert Panel on Foliar Analyses. Dal punto di vista operativo, vengono specificate le seguenti modalità:

- specie da campionare: sono quelle prevalenti nell'area;
- epoca di campionamento. Il campionamento sulle specie decidue deve essere effettuato quando le foglie sono completamente sviluppate e prima del comparire dell'ingiallimento autunnale. Tuttavia alcuni consigliano di limitare al solo mese di agosto il campionamento per le specie decidue. Nel caso di sempreverdi le raccomandazioni prevedono il campionamento durante il periodo di dormienza (Regolamento UE 1091/94) da definirsi zona per zona. Ciò, per molte aree europee, significa che il campionamento delle sempreverdi deve essere effettuato d'inverno;
- selezione degli alberi. Per ogni area di saggio verranno selezionate due serie di alberi campione di 5 alberi ciascuna. Tali alberi avranno una codificazione alfanu-

merica indipendente, composta dall'identificativo della serie (A, B) e dal numero della pianta. La necessità di due serie deriva dalla volontà di evitare danni alle chiome provocati da ripetuti campionamenti. Quindi le due serie andrebbero campionate alternativamente di anno in anno: dal momento che il risultato finale delle analisi sarà un valore medio, per area di saggio, di un dato elemento, tale alternanza non dovrebbe arrecare deviazioni (*bias*) considerevoli. Gli alberi da selezionare dovranno avere i seguenti requisiti:

1. essere rappresentativi delle condizioni ecologiche medie della particella;
2. essere appartenenti allo stato dominante o codominante nei boschi fitti e comunque compresi nel ±20% dell'altezza media degli alberi dominanti in caso di boschi radi;
3. presentare una trasparenza della chioma entro il ±5% rispetto alla mediana dell'area di saggio;
4. presentare un tipo di discolorazione coerente con quello maggiormente frequente nell'area di saggio;
5. essere il più vicino possibile ai punti di campionamento del suolo.

Tali alberi dovranno essere localizzati nella zona tampone affinché i ripetuti campionamenti non creino disturbo alle altre operazioni (biomassa, valutazioni dello stato della chioma, fenologia) che dovranno essere condotte all'interno dell'area di saggio. In ogni caso gli alberi utilizzati per il campionamento dovranno essere valutati secondo la metodologia discussa.

- Selezione delle foglie. I campioni di foglie vanno prelevati tra quelle di luce, localizzate nel terzo superiore della chioma. Per le specie decidue il campionamento interesserà ovviamente solo le foglie dell'anno; per le sempreverdi verranno campionate sia le foglie dell'anno (correnti) sia - in forma facoltativa - quelle dell'anno precedente (corrente + 1). È importante che le foglie siano completamente sviluppate e non appartengano a flussi successivi rispetto a quello primaverile. I campioni di foglie devono rappresentare tutti gli orientamenti possibili (nord, est, sud, ovest). Nel caso di area di saggio in cui è evidente l'influenza di una particolare esposizione (area di saggio in forte pendenza o battuta da forti venti dominanti), viene campionato un solo orientamento, che deve essere documentato e mantenuto nei successivi campionamenti. La quantità di foglie necessaria alle analisi dei parametri obbligatori per il Livello II (N, S, P, Ca, Mg, K, Fe, Mn, Zn, Cu) è di 15-20 g. Al fine di permettere misure addizionali (altri elementi, superficie fogliare, peso fresco e peso secco) si raccomanda di prelevare altri 15-20 g di foglie per ciascun albero e tipo (foglie correnti, foglie di 1 anno) di campione.
- Metodo di campionamento. Il metodo di campionamento (mediante svettatoio, arrampicatura, abbattimento di rametti con apposite carabine) verrà individuato a seconda della taglia degli alberi che andranno a costituire l'area di saggio e del personale disponibile.
- Trattamento e conservazione dei campioni. I singoli campioni prelevati da ciascun albero saranno mischiati insieme in modo da ottenere un campione rappresentativo per quel dato albero. Tale campione sarà fisicamente costituito da una busta di plastica traforata (nel caso di foglie umide) o di carta (nel caso di foglie asciutte) contenente il totale dei 4 campioni di ciascun albero e su cui sarà riportato il codice identificativo. Il codice identificativo sarà coerente a quanto stabilito nel Regolamento UE 1091 / 94. Conseguentemente, per una data stazione ci saranno 5 cam-

pioni, 1 per albero (nel caso di specie decidue), o 10 campioni, 2 per albero (nel caso di sempreverdi con più di un'annata di foglie). I campioni possono essere essiccati all'aria e conservati in buste di plastica traforate in luogo freddo e pulito.

Misure degli incrementi. Gli incrementi vengono definiti come crescita periodica degli alberi e dei soprassuoli includendo: l'area basimetrica, l'altezza e il volume.

Lo studio degli incrementi per mezzo di misure periodiche è obbligatorio per il Livello II, mentre sono facoltative le analisi degli anelli legnosi. Il campionamento viene ripetuto ogni 5 anni.

Il monitoraggio degli incrementi si divide in due parti:

- monitoraggio degli incrementi condotto per mezzo di misurazioni periodiche (esempio diametro) di tutti gli alberi dell'area o della sub-area;
- studio dell'andamento storico della crescita di biomassa legno per mezzo dell'analisi degli anelli legnosi.

Le misure vengono condotte per il Livello II su un'area di 0,25 ha sul piano orizzontale. Ciascuna area dovrà avere una *buffer zone* (zona tampone) di dimensioni pari all'altezza media degli alberi dominanti dentro e fuori l'area.

Per il Livello II è obbligatoria la misura del diametro (misurato a 1,30 m dalla base dell'albero) di tutte le piante dell'area di saggio; le altre misure come per esempio l'altezza sono facoltative. Nell'area di saggio verranno numerate e posizionate (coordinate) tutte le piante.

Misurazioni e analisi delle deposizioni atmosferiche. La misura e l'analisi delle deposizioni per il Livello II è raccomandata per tutte le aree di saggio, o, eventualmente, su un sottocampione con una buona rappresentatività spaziale.

Lo schema di campionamento prevede la raccolta di tre tipologie di campioni:

- campioni all'aperto (*open field*);
- campioni sotto chioma (*throughfall*);
- campioni di acque percolanti lungo il fusto (*stemflow*).

Inoltre viene suggerita come facoltativa la misurazione della concentrazione atmosferica di composti gassosi e particolato atmosferico.

In riferimento alle precipitazioni, ognuna delle tipologie indicate presenta alcuni problemi di campionamento. La strategia di campionamento qui proposta è basata sul "Submanual on deposition on ICP Forests Level II plot" preparato dall'ICP-Forests Expert Panel on Deposition nel 1997.

Campionamento all'aperto (open field). Il campionamento all'aperto deve poter permettere la raccolta di campioni rappresentativi di deposizioni atmosferiche per l'area di saggio in oggetto. La quantità e la qualità delle precipitazioni sono soggette a variazioni sia su larga che su piccola scala. Tuttavia rimane accettabile per le precipitazioni all'aperto un solo campionatore posto in prossimità dell'area di saggio.

Il campionatore sarà costituito da un imbuto di polietilene di almeno 20 cm di diametro collegato a un recipiente in grado di contenere tutto il volume intercettato dall'imbuto. In tale modo verrà raccolto un campione totale (*bulk*), senza distinzione tra la frazione secca e quella umida. Ciò può rappresentare una sorgente di disturbo nella separazione del contributo relativo delle due forme di deposizione: tuttavia, in accordo al "Submanual on deposition" (vedi sopra) si assume in linea di principio che in aree forestali remote e con campionatori localizzati in siti ben protetti dai venti il contributo della frazione secca al carico ionico totale della deposizione sia relativo.

Campionamento sotto chioma (throughfall). Particolare attenzione merita la strategia di campionamento per il *throughfall*, dato che esso è estremamente variabile per composizione e quantità: in buona sostanza, un campionatore di *throughfall* è rappresentativo solamente della piccola area in cui è collocato. Secondo le raccomandazioni ICP-Forests, è necessario usare un numero di campionatori "sufficienti", ovvero circa 10 campionatori per area di saggio di circa 0,1 ha, nel caso di campionatori a imbuto come quelli descritti nel paragrafo precedente.

I campionatori dovranno essere posizionati a un'altezza di 1 m dal suolo. Il recipiente deve essere schermato dalla luce e dal riscaldamento mediante rivestimento con foglio di alluminio e semplicemente collocandolo in una buca scavata *ad hoc*.

Campionamento sotto chioma di acque percolanti lungo i fusti (stemflow). Il campionamento dello *stemflow* è ancora più problematico di quello del *throughfall*. Infatti quantità e composizione del flusso via *stemflow* sono determinate da almeno i seguenti aspetti:

- specie arborea;
- posizione sociale dell'albero;
- diametro;
- sviluppo della ramificazione;
- tipologia della corteccia;
- presenza di epifite.

Non esistono schemi standard per il campionamento dello *stemflow*. Il numero di campionatori dipenderà comunque dal numero di specie presenti nell'area di saggio; in aree miste e di diverse classi diametriche il numero dei campionatori sarà per forza di cose superiore che in aree monospecifiche e omogenee nei confronti del diametro.

In linea di principio, per ciascuna delle specie presenti, tutte le classi diametriche degli alberi con chiome nello strato dominante dovrebbero essere campionate. È evidente che il numero totale di campionatori potrà essere definito solo ad area di saggio individuata. In linea generale, tuttavia, anche per soprassuoli puri e omogenei viene raccomandato l'uso di almeno 5-10 campionatori per area di saggio distribuiti omogeneamente. Dovrebbero essere evitati fusti coperti da muschi e/o da epifite.

I campionatori saranno costituiti da un anello attaccato direttamente al fusto dell'albero a un'altezza di 0,5-1,5 m dal suolo e collegato a un contenitore in polietilene.

Anche in questo caso è necessario proteggere il raccoglitore da luce e riscaldamento.

Periodo di campionamento. I campioni possono essere prelevati con cadenze variabili (mensile, settimanale o di più settimane) in relazioneal clima e alle metodologie usate.

Campionamento. La procedura prevede il prelievo di un'aliquota di campione per ogni tipologia come descritto di seguito.

In generale, occorre evitare ogni possibile contaminazione del campione e dei materiali di campionamento. Come precauzione generale non bisogna toccare le superfici in diretto contatto con la soluzione campione. Ogni eventuale incidente deve essere registrato sul quaderno di campagna e nella scheda per il laboratorio. Il campionamento verrà effettuato usando bottiglie di plastica pulite in cui travasare un'aliquota del totale del campione raccolto.

Per i campioni all'aperto, alla fine di ogni periodo di campionamento, si determina il volume della precipitazione raccolta mediante un cilindro graduato, debitamente pulito con acqua deionizzata. L'aliquota da trasferire nella bottiglia pulita per le ana-

lisi dovrebbe essere di 1 l, ma, nel caso in cui la precipitazione sia stata di entità minore, viene prelevato l'intero volume campionato.

Nel caso di neve si procederà ad asportare tutto il contenitore principale, a coprirlo con il relativo coperchio e a portarlo al chiuso in attesa dello scongelamento.

Per i campioni *throughfall*, la procedura è simile. Alla fine di ogni periodo di campionamento viene misurato il volume raccolto da ciascun campionatore. Successivamente il campione di *throughfall* viene costituito mescolando assieme i singoli campioni rispettando le proporzioni definite dal loro volume.

Il campione di *stemflow* viene costituito mescolando assieme i singoli campioni raccolti da alberi appartenenti alla stessa specie e alla stessa classe diametrica, anch'essi nelle proporzioni definite dal volume effettivamente raccolto da ciascuno.

Ovviamente, i campioni di *stemflow* e *throughfall* non possono essere mescolati assieme.

Ogni deviazione dalla procedura normale (per esempio impossibilità di usare alcuni campioni per la costruzione del campione misto) deve essere registrata nel quaderno di campagna.

Tutti i campioni prelevati vanno chiaramente identificati con il numero di area di saggio e il numero e/o il tipo di campionatore da cui derivano; inoltre, a ogni campione verrà associata una scheda, che ne permetterà l'identificazione al laboratorio di destinazione, in cui devono essere indicati: tipo (*open field, throughfall, stemflow*) e origine del campione (pioggia, pioviggine, nebbia, neve), data di campionamento, periodo di campionamento, volume raccolto, volume della precipitazione e tutto quanto può essere di interesse per le analisi (per esempio possibilità che vi sia stata contaminazione ecc.). Tutte le attrezzature di campionamento devono essere pulite prima del campionamento successivo o sostitiuite con un secondo set, da usare in alternanza al primo. La pulizia sarà effettuata con acqua demineralizzata, preferibilmente in laboratorio o, nel caso ciò non risulti possibile, direttamente in campagna.

La conservazione dei campioni deve avvenire in luogo scuro e freddo (4°C) fino all'analisi. Il periodo tra il campionamento e l'analisi deve essere il più breve possibile e nel caso di anomali ritardi essi devono essere registrati.

I parametri obbligatori per l'analisi delle deposizioni atmosferiche da rilevare sulle aree di saggio di Livello II sono:

- identificativo dell'area di saggio (coordinate e numero della stazione);
- identificativo campione;
- periodo di campionamento:
- data di inizio;
- data di fine;
- volume precipitazione (mm);
- volume campione (l);
- pH;
- conducibilità elettrica µS/cm 20°C;
- calcio (mg/l);
- magnesio (mg/l);
- sodio (mg/l);
- potassio (mg/l);
- azoto ammoniacale (mg/l);
- azoto nitrico (mg/l);

- azoto totale (mg / l);
- solfato (mg / l);
- cloruro (mg / l);
- fosfato (µg / l);
- alcalinità (µeq / l);
- classe bilancio ionico;
- classe conducibilità.

Misure meteorologiche. Dovranno essere raccolte tutte le informazioni relative ai parametri meteorologici per mezzo di strumentazioni automatiche che verranno integrate, a livello statistico, con quelle bibliografiche e / o ottenibili da enti o istituti di ricerca preposti a tale attività. I principali parametri meteo da rilevare nelle aree di saggio di Livello II sono :

- precipitazione totale mensile: mm;
- precipitazione massima mensile: mm;
- temperatura estrema max mensile: °C;
- temperatura estrema min. mensile: °C;
- temperatura media mensile: °C;
- temperatura media max mensile: °C;
- temperatura media min. mensile: °C;
- umidità relativa media: %;
- umidità relativa max: %.

Osservazioni sulla vegetazione erbacea. Il manuale per questa attività è in corso di preparazione.

1.3.2.3 Livello III - Analisi degli ecosistemi forestali

a) Obiettivi

L'obiettivo del Livello III è quello di acquisire una più profonda conoscenza sulle interazioni fra i diversi compartimenti degli ecosistemi forestali e le condizioni ambientali.

b) Attività di monitoraggio sui siti di Livello III

Il Livello III è ancora in fase di preparazione ed è assai probabile che verrà reso effettivo in stretta coordinazione con il programma cooperativo internazionale che si dedica al monitoraggio integrato degli ecosistemi (ICP on Integrated Monitoring). Si potrà selezionare o creare *ex-novo* un piccolo numero di aree destinate alla realizzazione di attività di ricerca. Tali attività dovrebbero riguardare in generale tutte le componenti dell'ecosistema e ognuna di esse verrà approfondita con indagini finalizzate a determinare il funzionamento all'interno del comparto e in rapporto con le altre componenti. In pratica si dovrà strutturare il sistema di monitoraggio-ricerca in modo che, stabilito il bilancio tra fattori ed elementi in entrata e in uscita, si possano determinare le modalità che regolano i flussi biogeochimici in relazione a ipotesi strutturate. Per esempio, per il comparto vegetazione le attività potranno riguardare studi approfonditi di ecofisiologia, anatomia, biochimica, prove di *Ecosystem Manipulation* ecc.

Ai fini operativi, il riferimento disponibile più vicino alle probabili future esigenze del Livello III è costituito dal manuale di monitoraggio integrato dell'UN-ECE ICP on Integrated Monitoring (Pylvänäinen, 1993) a cui si rimanda per esigenze specifiche.

Bibliografia

EC/UN-ECE 1997. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe, 1997. Technical report. EC / UN-ECE, Brussels, Geneva, 104.

European Comission, **DG VI** 1996 - General Information on the permanent observation plots in Europe (Level II), 40 e annessi.

Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 13th Task Force meeting of ICP Forests (31 maggio-4 giugno 1997), Farnham (UK).

Pylvänäinen, M. (ed.) 1993. Manual for Integrated Monitoring, UN-ECE LRTAP, ICP-IM. Environmental Data Centre, National Board of Waters and the Environment, Helsinki, 114.

Vel, E. (a cura di) 1996. Protection of forests in the European Union against atmospheric pollution 1987-1996. *Green Europe,* 2 / 96, 24.

1.4 Protocolli e criteri adottati in Lombardia come integrazione dei programmi internazionali - *Alberto Cozzi* e *Marco Ferretti*

1.4.1 Introduzione

I protocolli internazionali forniscono una quantità di informazioni su procedure analitiche e metodiche di campionamento per le varie linee di monitoraggio. Tuttavia sono assai generici su due punti che sono almeno altrettanto importanti: la scelta dei siti da destinare al monitoraggio intensivo e le procedure di assicurazione di qualità dei dati. Il seguente contributo sarà centrato su questi due specifici aspetti, concepiti, sviluppati e applicati in Lombardia nell'ambito del progetto ECAFO (Effetti della Contaminazione Atmosferica sugli ecosistemi Forestali, Progetto CE 93.60.IT.008.0):

- elaborazione di un processo per la scelta dei siti in cui delimitare le aree di saggio;
- adozione formale di una procedura di assicurazione di qualità dei dati (*Quality Assurance-QA*).

L'integrazione dei protocolli ha comportato anche l'adozione di un maggior numero di indicatori dello stato degli alberi nelle aree di monitoraggio sia intensivo che estensivo. Tuttavia, tale aspetto è trattato in dettaglio nel capitolo sulla descrizione della chioma (Capitolo 2.4.1).

1.4.2 Il processo per la selezione delle aree di saggio del progetto ECAFO

Il sistema per la scelta delle aree di saggio, sia per l'indagine estensiva (aree di saggio di Livello I) sia per l'indagine intensiva (aree di saggio permanenti di Livello II), è stato concepito per selezionare le aree in modo tale che venissero soddisfatti determinati requisiti di base, fossero evitati sovra e / o sotto campionamenti e fossero assicurate documentazione, logicità e sistematicità del processo decisionale.

Il punto di partenza è costituito dalla chiara individuazione dello / gli scopo / i. Nel caso del Progetto ECAFO la necessità di dare adeguate risposte allo scopo individuato (evidenziare, qualificare e valutare eventuali effetti dei contaminanti sulle foreste lombarde) ha implicato di definire:

- il disegno di base del programma, distinto in due livelli (estensivo e intensivo) con i quali raccogliere informazioni sulle condizioni di base delle foreste (monitoraggio estensivo) e condurre osservazioni più approfondite (monitoraggio intensivo);
- le unità territoriali di riferimento su cui basare la strategia di campionamento;
- le specie e / o gli ecosistemi forestali oggetto delle ricerche;
- i contaminanti da considerare, almeno a livello di ipotesi di lavoro;
- le condizioni ambientali che permettono la migliore individuazione di eventuali effetti dei contaminanti considerati e una loro migliore documentazione, qualificazione e quantificazione.

Per comodità, il processo di selezione sarà illustrato separatamente, ma è necessario sottolineare che il sistema di monitoraggio delle foreste lombarde è stato pensato come un tutto unico, per cui alcune scelte di base adottate per il Livello I - specie da considerare, unità territoriali di riferimento - sono comuni anche al livello II.

Selezione aree di saggio di Livello I (monitoraggio estensivo)

Nel 1995, al momento di ampliare la rete installata nel 1990, si è adottato un criterio di campionamento che permettesse di mantenere un collegamento con il campione preesistente, di ridurre la disomogeneità del campione e - contemporaneamente - di aumentarne la copertura spaziale.

La scelta delle aree di saggio di Livello I è avvenuta secondo le seguenti fasi:

- identificazione sul territorio regionale delle Unità Territoriali di Riferimento (UTR) su cui basare la strategia di campionamento; i bacini idrografici dei principali affluenti del Po (Lago Maggiore-Ticino, Oltrepò Pavese, Val Chiavenna-Lago di Como, Valtellina, Serio-Brembo, Val Camonica-Oglio, Lago Idro-Chiese, Lago di Garda-Mincio) sono stati scelti come UTR;
- individuazione delle specie forestali da campionare, scelte secondo criteri ecologici e in relazione alla loro distribuzione (abete rosso, larice, pino silvestre, faggio, carpino nero e farnia) (*figura 1.7*);
- individuazione, all'interno di ciascuna UTR, di aree di saggio localizzate secondo un reticolo di maglia 2 x 2 km in soprassuoli forestali puri o in prevalenza costituiti dalle specie sopraelencate (Cenni *et al*., 1995). In totale sono state selezionate 76 nuove aree di saggio (AdS);
- integrazione mediante una selezione tra le aree di saggio già attive dal 1990; le 76 nuove aree sono state integrate con un sottocampione di 45 aree del sistema allestito nel 1990 selezionato in maniera da mantenere coerente la serie storica di dati disponibile e, al contempo, da escludere le AdS fortemente disomogenee.

Il campione adottato nel progetto ECAFO è così costituito da 121 AdS (poco più di 3000 alberi), per lo più monospecifiche, risultando omogeneo e ben bilanciato fra le diverse specie considerate.

Selezione aree di saggio di Livello II (monitoraggio intensivo)

Gli elevati costi delle indagini che di solito vengono attivate nei siti dedicati al moni-

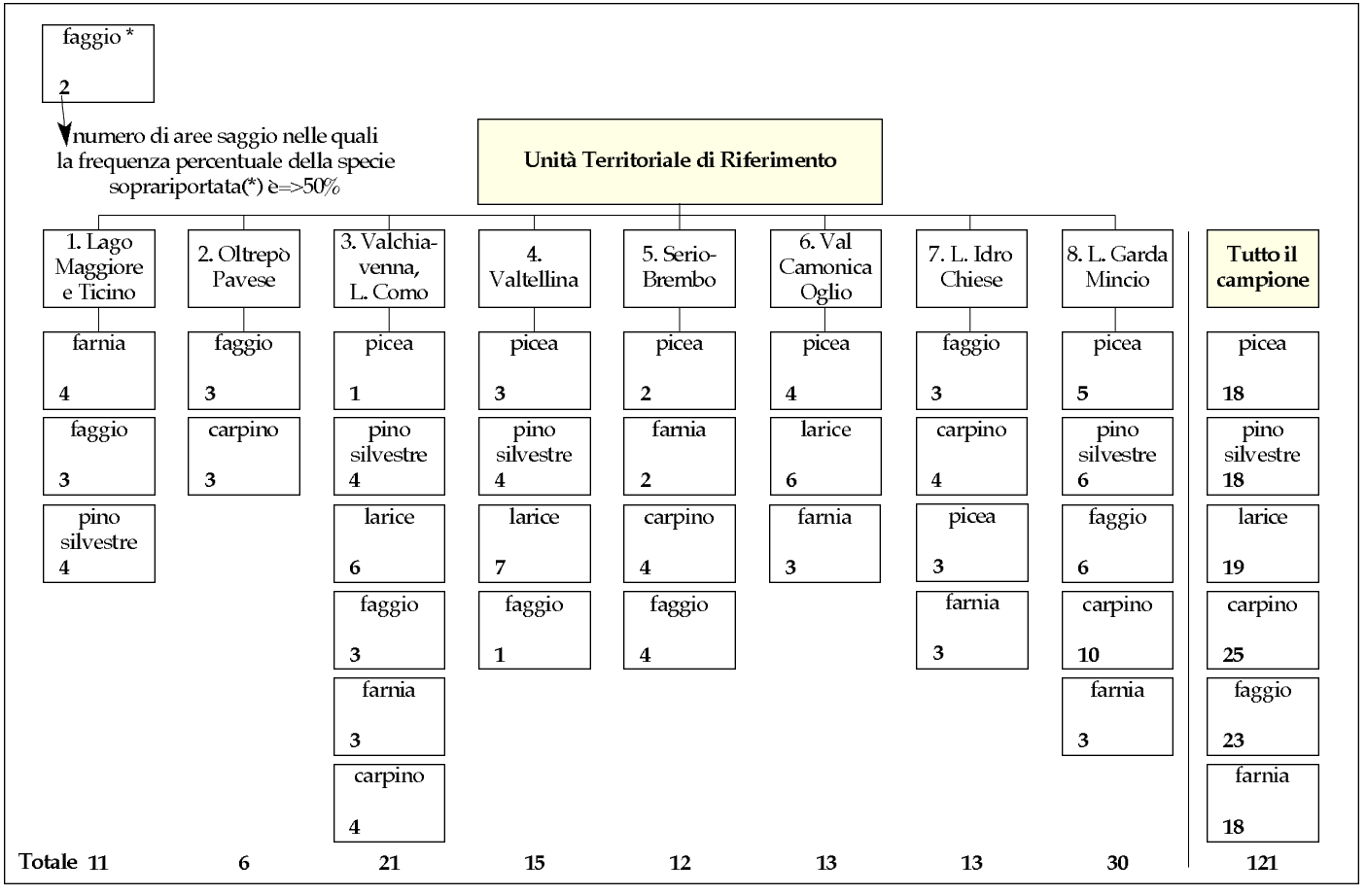


Figura 1.7 - *Distribuzione delle aree di saggio (AdS) di Livello I in funzione della Unità Territoriale di Riferimento (UTR) e della specie nel 1995. Per ciascuna UTR vengono riportate le singole specie considerate e, per ciascuna specie, il numero di AdS. Nella linea di fondo e nell'ultima colonna a destra è riportato il numero totale di AdS per ciascuna UTR e per ciascuna specie.*

toraggio intensivo determinano l'impossibilità pratica di procedere alla selezione dei siti secondo un design sistematico e/o criteri di rappresentatività statistica, date le molteplici variabili che dovrebbero essere incorporate nel disegno progettuale e il conseguente alto numero di repliche necessarie. Questo è il motivo per cui i programmi di monitoraggio intensivo e integrato adottano un metodo di selezione in pratica soggettivo, secondo il quale gli ecosistemi da studiare sono scelti in base allo scopo del programma stesso. Su queste basi, ogni risultato ottenuto con questo approccio non è estrapolabile a siti diversi da quelli considerati. I singoli ecosistemi monitorati devono essere considerati come casi di studio individuali o, meglio ancora, come repliche di un disegno sperimentale, in cui le osservazioni di un determinato fenomeno vengono portate avanti su ecosistemi simili situati in condizioni ambientali diverse (Köhl *et al.*, 1994). Nel disegno complessivo del progetto, le aree di saggio scelte assumono il ruolo di materiale sperimentale (che quindi deve essere il più omogeneo possibile), mentre le situazioni ecologiche, ben differenziate a parità di specie, costituiscono in pratica i trattamenti sperimentali.

Sono tuttavia necessarie procedure in grado di guidare il processo decisionale, limitando così le fonti di soggettività. Come per le aree di Livello I, anche la selezione di quelle di Livello II è stata intrapresa per successivi passaggi.

Identificazione degli ecosistemi

Gli ecosistemi forestali considerati sono pecceta e faggeta, scelti in seguito sia alla loro diffusione nella regione lombarda sia alla disponibilità di dati su queste specie, ricavati dalle indagini svolte negli anni precedenti nella regione Lombardia e dalla bibliografia a livello internazionale.

Individuazione dei siti candidati

Tale fase è stata la più delicata dal momento che da essa dipendeva tutto il lavoro futuro. In ECAFO essa ha visto successivi passi (Ferretti *et al.*, 1996):

1. identificazione dei criteri di selezione; l'impostazione del processo decisionale riconosce tre categorie di requisiti:
- criteri ecologici, determinati in base all'ipotesi di lavoro adottata: sensibilità all'acidificazione, valutata in relazione alla matrice geologica e alle precipitazioni (Chadwick *et al.*, 1990), habitat presenti e omogeneità vegetazionale, stazionale e colturale;
- criteri pratici, di fattibilità: forme di protezione del territorio, presenza di aree di saggio di Livello I nei dintorni, distanza da sorgenti di inquinamento diretto, accessibilità, disponibilità di cooperazione e risorse locali;
- criteri preferenziali, altri requisiti che individuano condizioni particolari: vicinanza di altre attività di ricerca (esempio stazioni meteo), disponibilità di dati da rilevamenti e modelli già esistenti.

2. Acquisizione delle informazioni necessarie. Una volta identificati i criteri, il primo passaggio è stato l'acquisizione di dati sulla distribuzione territoriale di faggete e peccete. Tale acquisizione è stata svolta tramite gli Uffici Operativi dell'Azienda Regionale Foreste della Regione Lombardia, chiamati a compilare un questionario in cui i potenziali siti candidati venivano descritti in base ai criteri esposti.

3. Classificazione e ordinamento delle informazioni. Le informazioni raccolte sono state analizzate mediante un sistema di gerarchizzazione (SDG) mirato a ottenere una lista di siti ordinata in base alla rispondenza ai requisiti ecologici, pratici e preferenziali. In questa maniera per ogni sito è stato possibile calcolare un punteggio determinato dalla somma dei punteggi attribuiti a ciascuna categoria di requisiti, che, rimanendo comunque ben individuata, permette in ogni caso di identificare – ed eventualmente riconsiderare – le ragioni di una scelta anziché di un'altra. Nel suo complesso, il sistema di gerarchizzazione è studiato in modo da attribuire maggiore importanza ai requisiti ecologici seguiti, secondo un ordine decrescente, dai requisiti pratici e dalla categoria dei requisiti preferenziali. In sintesi, viene data importanza superiore al soddisfacimento di quei requisiti che per la loro natura sono in grado di condizionare tutto il lavoro futuro e, contemporaneamente, pur mantenendo una condizione di privilegio per quelle situazioni in cui esistono altri aspetti preferenziali (esempio disponibilità di dati), se ne mitiga l'importanza nella scelta dei siti. In pratica, secondo tale gerarchia, quando tutte le condizioni richieste sono verificate al massimo livello, la scelta di un sito è determinata al 70% dai suoi caratteri ecologici e dalla sua praticità di gestione.

Con questa procedura sono state raccolte informazioni su 21 siti candidati, ognuno dei quali è stato visitato e verificato. Il passo finale della selezione è infatti costituito dal sopralluogo sui siti candidati, per la verifica delle condizioni e dei punteggi attribuiti: in caso di discrepanza tra situazione reale e informazione attribuita si è proceduto a una riattribuzione di punteggi e alla successiva riclassificazione del sito. Alla fine del processo 6 siti sono stati scelti come sedi adatte a ospitare un'area permanente del progetto.

1.4.3 Applicazione delle procedure di *Quality Assurance* (QA) nelle attività del progetto ECAFO

Le informazioni su cosa si intende per *Quality Assurance* (QA) e sulle principali attività da essa previste sono reperibili in Cline *et al.* (1989) e Ferretti *et al*., (1997).

Le attività di QA sviluppate nell'ambito del Progetto ECAFO sono illustrate di seguito:

- applicazione di un processo decisionale, documentato e analitico alla scelta dei siti in funzione della finalità del progetto: la procedura è illustrata nel paragrafo precedente;
- redazione di protocolli operativi standardizzati (*Standard Operating Procedures*, SOPs). Visto che i programmi di monitoraggio sono destinati a rimanere attivi su lunghi periodi di tempo e che generalmente coinvolgono personale che può essere variabile da un anno all'altro, è importante che le metodologie operative siano ben documentate e che gli operatori possano contare su una base metodologica ferma. Per questo sono stati elaborati manuali di campagna per la valutazione delle chiome degli alberi, per la raccolta della lettiera, per il campionamento dei suoli e delle deposizioni sulla base di regolamenti internazionali e di manuali adottati in altre esperienze di monitoraggio. Un passo importante in questa fase è l'adozione di obiettivi di qualità (*Measurement Quality Objectives*, MQOs) espressi come limiti di accettabilità dei dati (*Data Quality Limits*, DQLs) (*tabella 1.9*) (Tallent-Hal-

sell, 1994). Tali obiettivi indicano in pratica il livello minimo accettabile di riproducibilità delle osservazioni, determinato in base alle esperienze esistenti e dalla letteratura disponibile (Tallent-Halsell, 1994; Millers *et al.*, 1994). Nella colonna DQLs della *tabella 1.9* sono indicati i limiti di accettabilità delle misurazioni: per esempio il dato di trasparenza della chioma è considerato accettabile se il valore stimato dalla squadra incaricata dei rilievi è nel 90% dei casi in accordo (in un campo del ± 10%) rispetto al valore di riferimento che, per definizione, è quello della squadra di controllo, che opera indipendentemente al fine di verificare gli scostamenti dai DQLs;

Parametro	**Unità di misura**	**DQLs**
specie	2 codici	99 % @
posizione sociale	6 classi	85 % @
compress. chioma	6 classi	90 % @
mortalità	14 classi	90 % @
moria chioma -tipo	5 classi	90 % @
moria chioma - diffusione	21 classi	90 % @ ± 10 %
perdita foglie - tipo	8 classi	90 % @
perdita foglie - intensità	21 classi	90 % @ ± 10 %
perdita foglie - causa	16 classi	90 % @
trasparenza foglie - valore	21 classi	90 % @± 10 %
fioritura	4 classi	90% @
fruttificazione	4 classi	90 % @
foglie colore - tipo	7 classi	90 % @
foglie colore - diffusione	21 classi	80 % @ ± 20 %
foglie colore - causa	20 classi	90 % @
foglie danni - tipo	6 classi	90 % @
foglie danni - diffusione	4 classi	90 % @ ± 1 classe
ramificazione tipo	5 classi	90 % @ ± 1 classe
ramificazione danni - tipo	14 classi	90 % @
ramificazione danni - diffusione	5 classi	90 % @ ± 1 classe
fusto danni - tipo	15 classi	90 % @
fusto danni - diffusione	5 classi	90 % @ ± 1 classe

Tabella 1.9 - *Obiettivi di qualità (MQOs) espressi come limiti di qualità dei dati (DQLs) per le aree di livello II. @= grado di accordo.*

- adozione formale di standard di riferimento. Per esempio, i riferimenti fotografici elaborati sia per le specie alpine sia per quelle mediterranee (Muller *et al*., 1990; Ferretti, 1994), la *Transparency Card* (Belanger *et al.*, 1987) e gli atlanti di riconoscimento avversità delle piante (per esempio Hartmann *et al*., 1990) sono incorporati nel sistema di procedure operative standard e costituiscono il metro comune di lavoro per tutti gli operatori;
- *training* e intercalibrazione per gli operatori impegnati nelle valutazioni delle condizioni degli alberi; lo scopo di tale fase è fornire indicazioni operative standard ai rilevatori e, attraverso successivi esercizi, ottenere la maggiore omogeneità di valutazione possibile. Tali risultati vengono perseguiti mediante un corso di intercalibrazione in cui gli operatori, preventivamente istruiti, valutano simultaneamente un certo numero di alberi. Una squadra di controllo costituisce il riferimento su cui valutare le differenze tra i vari operatori;
- controlli di campagna (*field-check)*; verificano il mantenimento degli standard fissati. I controlli devono essere condotti indipendentemente da una squadra di controllo che operi in contemporanea a quella dei rilevatori;
- controllo finale di plausibilità, correttezza e completezza dei dati; si intende la corretta compilazione della scheda e la coerente attribuzione degli indici ai vari indicatori utilizzati per la descrizione delle condizioni degli alberi. La completezza della compilazione della scheda è verificata sia all'atto dell'immissione dei dati nell'archivio, sia automaticamente come confronto tra record teorici ed effettivi; la plausibilità (cioè l'attribuzione di indici coerenti con il sistema di valutazione adottato) è verificata sia automaticamente attraverso il programma di *data-entry*, il quale accetta solo valori prestabiliti, sia successivamente in fase di elaborazione. In caso di errori che non possono essere corretti (per esempio attribuzione di indici coerenti con il sistema di valutazione, ma errati), si procede a una verifica con l'operatore. Nel caso del persistere del problema, il dato viene considerato come perso (*missing*) e non elaborato;
- analisi statistica delle risultanze delle operazioni di *training* e controllo; è il confronto tra dati rilevati da squadra di rilevatori e squadra di controllo per verificare analiticamente la riproducibilità dei dati e fornire indicazioni sulle aree di maggiore incertezza. Ciò consente l'individuazione e l'esplicitazione dei punti deboli, cioè l'individuazione dei dati che non hanno raggiunto i limiti di accettabilità, e la conseguente elaborazione di misure correttive.

Bibliografia

Belanger, R. P. e **Anderson, R. L.** 1988. A guide for visually assessing crown densities of loblolly and shortleaf pines. Research Note SE-352. Asheville, USDA Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station.

Cenni, E., Cozzi, A., Ferretti, M. e **Bussotti, F.** 1995. Valutazione delle condizioni degli alberi. Manuale di campagna per le aree di Livello I. Regione Toscana, Giunta Regionale, 126.

Chadwick, M. J. e **Kuylenstierna, J. C. I.** 1990. The relative sensitivity of ecosystems in Europe to acidic depositions. A preliminary assessment of the sensitivity of acquatic and terrestrial ecosystems. *Perspectives in Energy*, 1, 71-93.

Cline, S. P. e **Burkman, W. G.** 1989. The Role Of Quality Assurance In Ecological Programs. In: **Bucher, J. B.** e **Bucher-Wallin, I.** (eds.). Air Pollution And Forest Decline. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists on Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, IUFRO P2.05, Interlaken, Switzerland, Oct. 2-8, 1988. Birmensdorf, 361-365.

Ferretti, M. (ed.) 1994. Alberi della regione mediterranea. Guida per la valutazione delle chiome. CEC / UN-ECE, Brussels, Geneva.

Ferretti, M., Cozzi, A. e **Cenni, E.** 1996. Manuale di campagna per le aree di saggio permanenti di Livello II. Regione Lombardia, Azienda Regionale delle Foreste.

Ferretti, M., Cozzi, A. e **Cenni, E.** 1997. Importanza delle procedure di *Quality Assurance* nel monitoraggio degli ecosistemi. Le foreste come esempio. *S. It. E. Atti,* 18, 323-326.

Hartmann, G., Nienhaus, F. e **Butin, H.** 1990. Atlante delle malattie delle piante. Franco Muzzio Editore, Padova, 266.

Innes, J. L. 1993. Forest health: its assessment and status. CAB International, Wallingford, UK, 677.

Innes, J. L. 1994. Design of an intensive monitoring system for swiss forests. In: **Beniston, M.** (ed.). Mountain Environments in Changing Climates. Routledge, London, 281-300.

Kohl, M., Scott, C. T. e **Zigg, A.** 1994. Permanent monitoring plots: potential and limitations. In: **Innes, J. L.** (ed.). Assessment of increment in permanent sample plots established to determine the effects of air pollution on forests. Proceedings of the Sopron workshop, August 28 to September 1, 1993, Sopron, Hungary, WSL / FNP, 17-24.

Millers, I., Lachance, D., Burkman, W. G. e **Allen, D. C.** 1994. North American Sugar Maple Project - cooperative field manual. USDA, Canadian Forest Service, 51.

Muller, E. e **Stierlin, H. R.** 1990. Sanasilva. Le chiome degli alberi. Istituto federale di ricerca per la foresta, la neve e il paesaggio, Birmensdorf, CH, 129.

Tallent-Halsell, N. G. (ed.) 1994. Forest health monitoring 1994 field methods guide. EPA / 620 / R-94 / 027. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Capitolo 2

Rilevamento del danno nei sistemi forestali

Mario A. Gomarasca, Marco Marchetti, Mauro G. Mariotti,
Anna Maria Spinardi, Marco Ferretti, Filippo Bussotti,
Alberto Cozzi, Enrico Cenni, Paola Nola, Giovanna Puppi Branzi,
Guido Violini, Giorgio Binelli, Ivan Scotti, Ryan Fink,
Federica Magni, Mirella Sari-Gorla, Cristina Tazzi,
Uta Biino, Giuseppina Rabotti, Annamaria Ferrari,
Luigi Allievi, Pier Luigi Genevini e Carmen Gigliotti

2.1 Rilevamento dello stato della copertura vegetale tramite telerilevamento

Mario A. Gomarasca e *Marco Marchetti*

2.1.1 Il telerilevamento

Il principio su cui si basa l'applicazione del telerilevamento alle foreste e in agricoltura è legato al comportamento spettrale della vegetazione a diverse lunghezze d'onda con produzione di una firma spettrale caratteristica regolata da fattori quali i pigmenti fogliari, la struttura fogliare e il contenuto in acqua. Le riprese di dati telerilevati sono eseguite mediante utilizzo di radiometri e pellicole fotografiche e sono divise in tre grandi gruppi riconducibili al tipo di piattaforma utilizzata: da satellite, da aereo, al suolo. In relazione alle piattaforme di acquisizione, alla risoluzione geometrica e all'obiettivo finale, l'approccio territoriale può essere globale, regionale e locale.

Negli studi di carattere forestale e nel controllo dei fenomeni che interessano il territorio, sia in fase di sorveglianza che di evoluzione dinamica, il telerilevamento da satellite sta assumendo un'importanza sempre più consistente, tanto da essere considerato una tecnologia che fornisce dati aggiornati, originali e unici in appoggio alle tecniche e ai metodi tradizionali; questo soprattutto per la sua capacità di sintesi, di visione sinottica, di riprese multitemporali e multispettrali.

Il telerilevamento da aereo può essere stereo-fotografico tradizionale in bianco e nero, a colori, infrarosso vicino falso colore oppure multispettrale, utilizzando strumenti a scansione multicanali che riprendono immagini del territorio in modo analogo ai sensori montati sui satelliti.

Il telerilevamento al suolo consente l'osservazione ravvicinata della vegetazione utilizzando tecniche fotografiche, radiometri, termocamere, videocamere e spettroradiometri. Questi due ultimi strumenti consentono misure e valutazioni più precise delle risposte spettrali della vegetazione e sono idonei per studi fitosanitari e valutazioni degli stress.

Gli approcci per il monitoraggio delle risorse forestali con tecniche di telerilevamento possono essere di tipo diretto, cioè di rilevamento e descrizione del fenomeno con camere fotografiche o aerofotogrammetriche, telecamere, termocamere o strumenti a scansione multi-iperspettrali, o di tipo indiretto, in cui la valutazione di uno stress deriva dall'elaborazione e analisi di più aspetti integrati tra loro in un Sistema Informativo di cui i dati telerilevati costituiscono la parte geografica, tematica e interpretativa per quanto riguarda la definizione e quantificazione di indicatori.

Le riprese dai satelliti Landsat, Spot e IRS-1C consentono analisi di tipo estensivo. Le bande TM del medio infrarosso del Landsat sono più adatte per lo studio multispettrale della vegetazione; gli altri due satelliti forniscono migliore risoluzione geometrica.

I più usati sono ancora i rilevamenti da aereo con voli aerofotogrammetrici tradizionali con pellicole fotografiche in bianco e nero, colore e infrarosso falso-colore, e, più recentemente, con strumenti a scansione, per esempio il MIVIS, strumento iperspettrale con 102 bande, del progetto LARA (Laboratorio Aereo per Ricerche Ambientali) del CNR (Consiglio Nazionale delle Ricerche). Le immagini MIVIS risultano di straordinaria utilità per un vastissimo spettro di applicazioni, sia per le superfici ac-

quee che per le terre emerse, antropizzate o a elevata naturalità, per attività di conoscenza, inventario, monitoraggio o pianificazione territoriale.

Risultati nelle applicazioni si sono avuti con l'utilizzo in campo di spettroradiometri portatili collegati a PC portatili o con processore incorporato. Questi strumenti consentono di tracciare con buona precisione curve spettrali, rilevate in ben definite condizioni standard, fornendo informazioni in tempo reale sullo stato della vegetazione e confrontando le risposte in fasi diverse di sviluppo di stress dovuti ad agenti biotici e abiotici.

2.1.2 Telerilevamento e siti forestali

Di seguito si riporta la descrizione delle scale operative nella quale vengono indicati gli strumenti più adatti da utilizzare e una schematica suddivisione degli strumenti impiegati per l'acquisizione di dati radiometrici convertiti e rappresentati in immagini digitali, da satellite, da aereo e da terra, e analogiche (fotografiche e video), da aereo e da terra. La puntuale descrizione delle numerose piattaforme di ripresa da satellite e da aereo e dei sensori da essi trasportati è rimandata a Gomarasca (1997). Le immagini telerilevate costituiscono l'informazione di base da cui estrarre parametri e/o osservazioni per l'analisi dello stato della vegetazione.

Le scale operative. Il limite risolutivo delle immagini da satellite è dato dalla dimensione del *pixel* e gli ingrandimenti non possono superare il limite di 2 *pixel*/mm. Per alcune applicazioni, in cui il contenuto spettrale è più importante, si può andare oltre tale risoluzione incorrendo però nella sfocatura e scalettatura dell'immagine. Quando si riproducono immagini o mappe derivate da riprese da satellite è perciò più pratico riferirle al territorio con una scala grafica, piuttosto che con il rapporto di scala.

Comunque, per comodità e raffronto con le cartografie tradizionali, è ampiamente usato il tradizionale rapporto di scala**.** Per gli studi che includono l'uso di immagini da satellite e da aereo, le scale di rappresentazione delle informazioni territoriali si possono suddividere in tre gruppi: globale, regionale o locale.

Scala globale. Con questo termine si intendono le scale più piccole di 1:250.000, cui corrispondono gli studi di carattere globale. In rapporto alla scala di intervento e alle caratteristiche risolutive, i satelliti NOAA-AVHRR sono i più utilizzati. Interessanti risultano essere le potenzialità di Resurs-01 e IRS-P3-WiFS. Questi satelliti consentono riprese frequenti del territorio. Possibili applicazioni sono lo studio dell'evoluzione storica del territorio, il contributo alla determinazione della previsione delle produzioni agricole, il controllo dello stato fitosanitario di zone coltivate e boschive estese e la produzione di cartografia tematica a piccola scala (indici di vegetazione, unità di paesaggio e uso del suolo, albedo, mappe termiche ecc.), nonché studi agro-meteorologici.

Scala regionale. Include scale comprese tra 1:250.000 e 1:100.000, utili per studi di carattere regionale o di bacino. In questo gruppo vengono utilizzati i sensori dei satelliti per il telerilevamento di seconda generazione, quali il Landsat-TM, lo SPOT-HRV/XS, l'IRS-1C/LISS. La cartografia tematica di uso/copertura del suolo aggiornata e sinottica ottenuta dalla classificazione delle immagini diventa uno strumento prezioso per analisi a media scala, su aree forestali omogenee con estensione da 1 km^2 a 1 ettaro.

Scala locale. L'utilizzo del telerilevamento da satellite si riferisce sempre a scale più piccole di quelle generalmente usate per la cartografia tecnica (1:5000 - 1:10.000), ciò in relazione alle dimensioni dei *pixel* di rappresentazione che, in condizioni di contrasto normale, non influenzano la visione continua dell'immagine quando inferiori a 0,5 mm di lato. Con questo limite, lo SPOT-HRV / Pancromatico a 10 m e l'IRS-1C a 5,8 m consentono scale di rappresentazione di 1:20.000 e 1:10.000 rispettivamente. Ciò non impedisce rappresentazioni a scale maggiori, a discapito però della qualità visiva dell'immagine. Le possibili applicazioni riguardano la classificazione della copertura del suolo, l'aggiornamento della cartografia topografica e tematica, il calcolo di indici di vegetazione, l'applicazione di modelli per la previsione degli incendi, il monitoraggio della copertura vegetale su zone omogenee.

Le riprese multi- e soprattutto iper-spettrali da aereo consentono, con risoluzioni geometriche anche inferiori a 2 m, rappresentazioni in scale di dettaglio inferiori a 1:5000 con possibilità di andare oltre il limite risolutivo grafico per via del loro elevato contenuto spettrale.

Nuove prospettive si aprono con la prossima disponibilità di immagini dallo spazio registrate da sensori ad altissima definizione che, con risoluzione geometrica prossima al metro, accuratezza di 2 m e possibilità di stereoscopia lungo la linea di volo, consentono di avvicinare l'uso del telerilevamento nella produzione di carte a scala superiore a 1:5000, contribuendo, per esempio, all'aggiornamento del catasto rurale.

2.1.2.1 Gli strumenti di ripresa

Strumenti a scansione multispettrali. Gli strumenti più utilizzati a bordo di satelliti e aerei sono i sistemi a scansione a immagine differita. I sistemi passivi si limitano a registrare la radiazione riflessa o emessa da una superficie, mentre quelli attivi, i radar, inviano impulsi di energia a microonde il cui segnale di ritorno è registrato e amplificato da un sistema antenna-ricevitore.

Gli strumenti a scansione passivi sono utilizzati per la ripresa di serie ordinate di strisce della superficie, in modo ortogonale rispetto alla linea di avanzamento, in una o più bande dello spettro elettromagnetico. I sensori AVHRR del NOAA, MSS e TM del Landsat sono dispositivi di scansione ottico-meccanici, mentre quelli elettronici, con numerosi rivelatori in linea su una barra di ripresa operanti simultaneamente (*Linear array*), sono, per esempio, l'HRV dello SPOT, il LISS del IRS-1C e i sensori dei satelliti commerciali. Questi sistemi hanno uno o più canali operativi nell'intervallo di funzionamento che va da circa 0,4 µm a 2,0 µm di lunghezza d'onda, dal visibile al medio infrarosso, e da 3-5 µm a 8-14 µm per gli strumenti sensibili nell'infrarosso termico.

Gli spettroradiometri sono strumenti con numerosissime bande spettrali molto strette (< 0,008 µm di intervallo) in successione tra loro, nel campo dello spettro elettromagnetico che va da circa 0,4 µm a 2,0 µm di lunghezza d'onda, che consentono di tracciare curve in continuo del comportamento spettrale di una coltura al momento della ripresa. Vengono utilizzati per misure di rilevamento ravvicinato, o *proximal sensing,* al suolo.

Tecniche fotografiche. La riflessione della radiazione solare da parte della vegetazione, come detto, nell'intervallo di lunghezze d'onda comprendente il visibile e il vicino

infrarosso (IR) dipende da due parametri: contenuto di pigmenti e struttura interna delle foglie. Azioni in grado di modificare uno o ambedue i parametri hanno come risultato la variazione della firma spettrale della vegetazione.

Nella pellicola IR colore, eliminando la luce blu con un filtro opportuno (Wratten 12), i tre strati sono sensibili alle radiazioni verde, rossa e infrarossa (IR). Poiché parte del verde viene riflesso dalla superficie, mentre l'IR è riflesso in superficie e diffuso dai tessuti più profondi, la resa pancromatica appare nitida, mentre quella IR è più confusa. La fotografia IR falso colore consente di evidenziare un calo nella riflessione della vegetazione che, se non sana, perde gradatamente la capacità di riflettere nel vicino IR. Esperienze di questo tipo sono state effettuate misurando la densità dei tre strati sensibili delle pellicole, o stampe, di riprese aeree IR-colore, su parcelle forestali con problemi fitosanitari diversi, quali stress idrici – danni da patogeni – danni di nuovo tipo – danneggiamento da passaggio del fuoco, come pure su foto IR-colore riprese da terra, palloni frenati, elicotteri e ultraleggeri a quote molto ridotte (*tabella 2.1*).

Con riprese fotografiche da bassissima quota, o riprese al suolo, sono evidenziabili, operando in definite e spesso complesse condizioni standard, anomalie di risposta

Pellicola (falsi colori)	Sensibilità Spettrale (µm)	Filtro	Formati
Aerochrome Infrared Film 2443 - SO131 (attualmente 2446) (aereo)	0,40-0,60 0,55-0,65 0,65-0,88	Wratten 12	rullo metrico h: 25 cm
Kodak Ektachrome Infrared (a terra)	0,40-0,60 0,55-0,65 0,65-0,88	Wratten 12	135-20 (24 mm x 36 mm)

Tabella 2.1 - *Pellicole fotografiche IR-colore utilizzate per riprese aeree e a terra.*

spettrale nell'infrarosso vicino rispetto alla comparsa di fenomeni di alterazione, visibili a occhio nudo, sulla vegetazione forestale. Un limite di queste tecniche è legato all'impossibilità di valutazione in tempo reale delle riprese che si effettuano, dovendo procedere allo sviluppo delle pellicole, (alla stampa) e alla loro scansione.

Le camere fotografiche digitali consentono di superare questo limite con apparecchi, diversi tra loro, sensibili ai tre intervalli del visibile (0,4-0,7 µm), vicino infrarosso (0,7-0,9 µm) e IR medio (3,0-5,0 µm). La fotocamera reflex digitale sfrutta la tecnologia dei sensori CCD (Charged Coupled Device), è utilizzata anche su strumenti satellitari e acquisisce immagini di 1000 x 1280 *pixel* su una superficie di 24 mm x 36 mm, equivalente alle normali pellicole fotografiche. La camera termica, anch'essa con sensore CCD, acquisisce immagini su una matrice di 500 x 800 *pixel* nell'intervallo 3,0-5,0 µm, con un sistema di raffreddamento interno che non necessita della sostituzione del refrigerante. I *files* di immagine possono essere trasferiti istantaneamente su un PC ed elaborati.

Telecamera	Sony	Sofretec	Hamamatsu
modello	DXC 151 P	CF 200 CCD	BF II C3283
sistema	colore PAL	bianco / nero	bianco / nero
segnale	blu-verde-rosso	composito	composito
intervallo spettrale	0,4-0,7 µm	0,7-1,1 µm	0,4-2,0 µm
risoluzione linee vert / orizz	756 / 581	370 / 420	459 / 350
soglie termiche	0 / 40°C	- 10 / + 40°C	0 / 40°C

Tabella 2.2 - *Caratteristiche tecniche di alcune telecamere sperimentate per lo studio dello stato fi - tosanitario della vegetazione (Rapi* et al., *1992).*

Telecamere e termocamere. Stanno assumendo crescente interesse la sperimentazione e l'uso di telecamere sia nel visibile che nell'infrarosso a terra, con applicazioni per ora prevalentemente in laboratorio, a causa di notevoli problemi di normalizzazione delle riprese da aereo a bassa quota oppure a terra. Con la disponibilità di strumenti hardware / software sempre più economici e veloci, sono state sviluppate tecniche video, applicabili anche allo studio della vegetazione, più pratiche e con visione in tempo reale rispetto alle tradizionali tecniche fotografiche.

Le telecamere, collegate a un personal computer riprendono scene analogiche, trasformate poi in formato *raster* e processate su una stazione di elaborazione digitale del tipo utilizzato per le immagini riprese da satellite e / o da aereo con sistemi di scansione multispettrali. Con l'uso di appositi filtri, come per le riprese fotografiche, è possibile selezionare le bande spettrali che si vogliono registrare e analizzare. Anche gli obiettivi sono intercambiabili consentendo l'uso di focali diverse. Le telecamere possono operare esclusivamente nel visibile oppure, conformemente alle caratteristiche tecniche dei sensori, in intervalli dello spettro del vicino-medio infrarosso fino a lunghezze d'onda di 2,0 µm (*tabella 2.2*).

Con le videocamere nel visibile è possibile quantificare, per esempio, la percentuale di superficie fogliare attaccata dai patogeni presentante manifestazioni visibili anche a occhio nudo. Le videocamere con spettro d'azione nel visibile e infrarosso si dimostrano adatte, specialmente quelle a sensibilità più ampia nel vicino e medio IR, per lo studio del comportamento spettrale della vegetazione attaccata da fitopatogeni o soggetta a fenomeni di stress, con applicazione delle tecniche di elaborazione multitemporale.

Analogamente possono essere utilizzate termocamere per lo studio e la misura della temperatura superficiale della vegetazione. Gli intervalli spettrali di ripresa sono compresi tra 3,0 e 5,0 µm e 10,5-12,5 µm in cui è rilevabile l'energia emessa dagli oggetti indagati. Le analisi termometriche con termocamere richiedono più complesse analisi di elaborazione immagini ed elevata esperienza. Gli studi riguardano la stima delle variazioni della temperatura, prima della comparsa di fenomeni visibili a occhio nudo, di parti di piante colpite da malattie rispetto alle

equivalenti sane. Il limite dell'applicabilità al suolo è determinato dalla risoluzione termica degli strumenti (0,1-0,5°C).

Radiometri e spettroradiometri. I radiometri sono strumenti elettro-ottici portatili per la misura della lunghezza d'onda e dell'energia radiante emesse e/o riflesse dalle superfici. Si distinguono due tipi di radiometri: a bande singole, in cui vengono effettuate misure di radianza su singole bande spettrali corrispondenti a quelle installate sui satelliti, e a banda continua, in cui la misura avviene contemporaneamente su una parte dello spettro elettromagnetico che va da 0,35 µm e può arrivare fino a 3,0 µm, con intervalli molto ristretti di qualche nanometro (0,002-0,008 µm).

Il radiometro è un dispositivo che misura l'intensità della radiazione incidente sui rivelatori o *detectors*. In generale i radiometri sono formati da una parte che raccoglie le radiazioni (ottica o antenna), un elemento sensibile o rivelatore, una sorgente campione di riferimento e uno strumento visualizzatore della misura. Essi servono sia nelle campagne di misura per raccogliere la varietà al suolo, sia per valutare la trasparenza dell'atmosfera al momento del rilievo. Dai valori di radianza è possibile poi ottenere i valori di riflettanza spettrale.

Il peso è di circa 2 kg, compreso un set di ottiche e batterie: questo consente una certa facilità di trasporto e utilizzo dello strumento in pieno campo.

Attualmente si preferiscono tipi di strumenti che forniscono immediatamente non solo i valori di radianza/irradianza, ma anche quelli di riflettanza: gli spettroradiometri. L'utilizzo di spettroradiometri portatili rende possibile la registrazione ad alta risoluzione di firme spettrali della vegetazione in tempo reale in campo e il confronto di queste con curve di riferimento registrate in condizioni standard. La regione dello spettro elettromagnetico coperta da questi strumenti, più idonea per studi della vegetazione, è compresa tra 0,35-1,1 µm e cioè tra il visibile e il vicino infrarosso. Le caratteristiche tecniche di alcuni spettroradiometri sono riportate in *tabella 2.3*.

Un opportuno software permette di misurare e registrare i dati acquisiti, nonché di effettuare una prima elaborazione per l'acquisizione dei valori di radianza e irradianza, e per ottenere, poi, i valori della riflettanza dell'oggetto indagato. Il campo di ripresa (FOV, *Field of View*) può variare da 1,0° fino a 15° con possibilità di sostituzioni delle ottiche.

2.1.3 Il monitoraggio forestale

Il contributo del telerilevamento per una visione sinottica, ripetuta e multispettrale del territorio e in particolare delle aree forestali è evidente. Altri strumenti devono essere messi a punto e integrati con le immagini telerilevate perché queste possano evidenziare tutte le loro potenzialità. Tra questi vi sono: i Modelli Digitali del Terreno, la navigazione virtuale, gli strumenti utili all'organizzazione di Sistemi Informativi Geografici o Territoriali che abbiano una omogenea struttura delle informazioni territoriali disponibili per l'analisi e il supporto alle decisioni.

Con riprese multispettrali in prossimità degli intervalli di assorbimento dell'acqua è possibile stabilire, a certe condizioni, se la vegetazione osservata è in stato di stress idrico. Queste valutazioni migliorano quanto più sono definite e mirate le bande spettrali disponibili e prescelte. Le bande WiFS (IRS-P3) e TM5 e TM7 (Landsat) del medio

Spettroradiometro	Spectron engineering	Personal spectrometer	Daedalus	Field Spec
modello	SE 590	Spectrometer II	AA440	FR
range spettrale	0,4-1,1 µm	0,35-1,05 µm	0,45-2,4 µm	0,35-2,5 µm
display	Led oscilloscopio	cristalli liquidi 640 x 200 dots	cristalli liquidi 640 x 200 dots	cristalli liquidi 640 x 200 dots
tempo acquisizione	1 / 60-64 / 60 sec	0,04-5 sec	3 sec	0,1 sec
risoluzione spettrale	0,008 µm	0,002-0,004 µm	0,003 µm	0,003 µm
peso	4 kg*	3,5 kg	18 kg	8,5 kg
campo dinamico	12 bit	12 bit	10 bit	12 bit
rapporto di costo	1*	1	2,5	2,5

* senza oscilloscopio

Tabella 2.3 - *Caratteristiche tecniche di alcuni spettroradiometri.*

infrarosso sono adatte per lo studio di stress idrico su aree forestali omogenee con estensione da 1 km^2 a 1 ettaro.

I rilevamenti da bassissima quota con ultraleggeri consentono di ottenere risultati dinamici non possibili, per esempio, con i palloni frenati, e da terra.

In *tabella 2.4* si riporta una scheda con le possibili applicazioni e il grado di affidabilità di ciascun strumento a differenti scale per lo studio di stress colturali esemplificativi quali: lo stress idrico, da insetti defogliatori e da fitopatologie.

2.1.4 Il contributo delle immagini ad alta risoluzione

Nelle normali funzioni di una pianta la clorofilla assorbe la luce rossa e blu e riflette la radiazione nel verde. Il danneggiamento dei cloroplasti riduce la riflessione nel verde e aumenta quella nel rosso e nel blu. Ancora più marcate sono le alterazioni indotte nel vicino IR, dove, in condizioni di normalità, la riflessione è più alta (30-70%). Mentre le alterazioni nell'intervallo 0,40-0,70 µm, per definizione, sono visibili anche a occhio nudo, nel vicino infrarosso è possibile evidenziare anomalie con anticipo sulla comparsa di un effetto visivo.

Il livello della riflessione spettrale delle foglie di una pianta è determinato da un complesso di fattori quali specie, sito, età, stadio vegetativo e maturità, stato nutrizionale e idrico, tipo di suolo, condizioni agro-meteorologiche ecc. Per un idoneo confronto, le condizioni di ripresa in luoghi e tempi diversi devono essere rigorosamente stabilite e controllate adottando un procedimento operativo uniforme.

Molte forme di stress ambientali causano lesioni o danni che, se identificati e segnalati in fase precoce, possono essere reversibili. L'uso della radiazione infrarossa può determinare l'identificazione precoce di una lesione e consentire un intervento correttivo tempestivo.

Scala	Sensore	Tipo di stress			Note
		Idrico	Da insetti defoliatori	Da malattie (giallume)	
indagini al suolo	C	1	1	1	di supporto a FC / TC
	FC	2	2	2	formato 135
	TLv	0	1	1	
	TL ir	3	2	2	
	TC	2	1	1	
	SR	3	3	3	
da ultraleggeri (bassa quota)	FC	2	2	2	formato 135
	TLv	0	1	1	
	TL ir	2	2	2	
	SR	2	3	3	
scala locale 1:500 1:3000	C	1	1	1	di supporto a FC
	FC	1	2	2	
	TLv	0	1	1	
	TL ir	2	2	2	
	TC	1	1	1	
	SMA	3	2	3	selezione bande
	Iper	3+	3+	3+	selezione bande
	ArP	1	1	1	
	ArM	2	3	3	
1:10.000 1:25.000	FC	1	3	3	pellicola metrica
	SMA	2	2	3	selezione bande
	P	0	0	0	IRS, SPOT
	XS	0	1	1	
	Iper	3	3	3	selezione bande
scala regionale 1:50.000 1:250.000	P	0	0	0	
	XS	0	0	0	
	TM	2	0	1	multitemporale
	MSS	0	0	0	
scala globale > 1:500.000	SK / WiFS	2	1	2	multitemporale
	A VHRR	2	1	2	multitemporale

Sigle utilizzate
C Pellicola a Colori; **SMA** Scanner Multispettrale su aereo; **FC** Pellicola IR Falsi Colori; **Iper** Iper-spettrale da aereo; **TLv** Telecamera visibile; **P** Pancromatico SPOT; **TLir** Telecamera infrarosso; **XS** Multispettrale SPOT; **TC** Termocamera; **TM** Thematic Mapper Landsat; **SR** Spettroradiometro; **MSS** MultiSpectral Scanner Landsat; **SAR** Synthetic Aperture Radar; **SK** MSU-SK Resurs-01; **ArP** Alta risoluzione Pan stereo; **WiFS**; IRS-3P; **ArM** Alta risoluzione Multispettrale; **AVHRR** Adv. Very High Resolution Radiometer NOAA

Punteggi 0: non applicabile; **1**: scarso; **2**: sufficiente; **3**: buono

Tabella 2.4 - *Valutazione della relazione tra sensori ed esempi di stress sulla vegetazione con rife - rimento alle scale di rappresentazione.*

Per il rilevamento visivo di anomalie della vegetazione l'operatore deve essere a conoscenza di quattro elementi di base:

- il possibile stress capace di indurre i danni;
- le possibili sindromi indicative dei danni indotti;
- gli effetti dei danni sulla risposta spettrale;
- le differenze cromatiche osservabili in sintesi multispettrali.

L'alta risoluzione da satellite e l'iperspettrale da aereo aprono nuove vie all'uso dei dati telerilevati per lo studio e l'osservazione della vegetazione.

In presenza di una malattia che colpisce un'area forestale è possibile, in anticipo, valutare i danni che la vegetazione sta subendo, definire la gravità del fenomeno e quantificare le zone maggiormente colpite.

2.1.5 Conclusioni

Le immagini telerilevate offrono la possibilità di effettuare verifiche, ripetute anche più volte in uno stesso anno, con vantaggiosa relazione benefici/costi e pratici vantaggi su diversi fenomeni d'interesse forestale:

- inventari delle risorse;
- monitoraggio degli effetti degli incendi boschivi o di altre forme di alterazione dello stato vegetativo;
- stima quantitativa (biomassa) delle diverse tipologie forestali.

I prodotti ottenibili possono essere semplici carte sinottiche e multitemporali, da consultare per analisi e interpretazioni visive, oppure immagini classificate e interpretate, georeferite e introdotte in un Sistema Informativo Geografico per una completa e multidisciplinare gestione forestale.

Tipici prodotti ottenibili con il telerilevamento sono per esempio:

- mappe del livello di deperimento dei boschi;
- mappe delle tagliate e dei rimboschimenti;
- valutazione dello stato fitosanitario.

In attesa dei satelliti ad altissima risoluzione e della verifica della loro utilizzazione per il rilevamento di dettaglio della vegetazione e delle sue caratteristiche fisiologiche o patologiche, è più ampio il ricorso alle riprese fotografiche da aereo perché ancora prevalenti sono le richieste di produzione di carte a scale inferiori a 1:25.000. L'acquisizione di immagini iperspettrali da aereo offre i vantaggi delle riprese aeree e dell'acquisizione di immagini digitali del territorio con numerose informazioni spettrali. Il loro costo è però elevato e spesso allontana il possibile utente. La soluzione risiede nell'uso di queste acquisizioni in più progetti e per più scopi, presupponendo un coordinamento tra diverse Amministrazioni, utopico in Italia, ma già operativo in Europa. Le immagini da satellite costituiscono comunque un utilissimo strumento complementare per studi a livello regionale e per la comprensione di fenomeni complessivi.

Bibliografia

Bottai, L., Castagnoli, A., Chirici, G., Dissegna, M., Marchetti, M. e **Oradini, A.** 1997. Misure iperspettrali per la determinazione del livello di deperimento dei Boschi del Cansiglio, Atti della 1ª Conferenza Nazionale delle Associazioni Scientifiche per le Informazioni Territoriali e Ambientali, 30 settembre-3 ottobre 1997, Ente Fiere di Parma, 142-147.

Ghedina, A. e **Buffoni, A.** 1994. Determinazione delle condizioni fitosanitarie della chioma di specie forestali mediante interpretazione di foto aeree infrarosso-falso colore. Atti del Convegno "Il Telerilevamento per lo Studio e la Pianificazione Forestale", Bressanone, AIT, Quad. 4, 275-283.

Gomarasca, M. A. 1993. Le tecniche di telerilevamento applicate alla protezione delle colture. Atti del Convegno Nazionale "Protezione delle Colture: osservazioni, previsioni, decisioni", ERSA Pescara, 7-8 ottobre 1993, Ed. ERSA, PE, 33-48.

Gomarasca, M. A. 1997. Introduzione a telerilevamento e GIS per la Gestione delle Risorse Agricole e Ambientali, Edizioni AIT, 250, 32 Tavole a colori.

Rapi, B., Maselli, F., Bacci, L., Benincasa, F. e **Giuntoli, A.** 1992. Digitalizzazione ed elaborazione di immagini fogliari rilevate con telecamere per l'individuazione di stati di stress nei vegetali. Atti del Convegno "Informatica e Agricoltura", Acc. dei Georgofili, CESIA, 17-18 dicembre 1992, Firenze.

2.2 Rilevamento del danno tramite l'analisi della biodiversità e del dinamismo delle comunità vegetali - *Mauro G. Mariotti*

2.2.1 Introduzione

L'ambiente forestale è caratterizzato da una variabilità spaziale e temporale maggiore di quella che potrebbe apparire a prima vista. Le nostre foreste variano a seconda del clima, della forma del rilievo, del substrato geologico, ma anche in relazione al tipo, all'intensità, all'estensione dell'ultimo evento di disturbo e al tempo intercorso da questo. Gran parte delle foreste italiane hanno una storia con episodi acuti e ripetuti di disturbo: incendi, attacchi di insetti, eventi meteorici (vento, valanghe ecc.), malattie si sono aggiunte al taglio con effetti che si protraggono per periodi variabili da poche decine di anni a oltre un secolo. Queste cause di variabilità hanno determinato un mosaico complesso e mutabile delle condizioni delle foreste e degli stadi dinamici evolutivi a esse correlate, le cui tessere possono essere individuate attraverso lo studio accurato della biodiversità.

Proprio a causa della variabilità nello spazio e nel tempo, il monitoraggio della qualità delle foreste è estremamente difficile e nella maggior parte dei casi il concetto di un indice semplice (indicatore ecologico) della qualità o delle condizioni di un ecosistema forestale è probabilmente inappropriato (Kimmins, 1990). Tali indicatori ecologici possono venire utilizzati più proficuamente per monitorare i disturbi antropoge-

nici cronici e i loro effetti (inquinamento, "effetto serra", piogge acide ecc.) in ecosistemi, che, in assenza di tali disturbi, mostrerebbero un dinamismo con variazioni direzionali molto lente (grandi laghi e corsi d'acqua).

Così come un medico affronta il problema della diagnosi di una possibile malattia iniziando dall'anamnesi del paziente, un buon ecologo forestale inizia cercando di delineare la cronistoria della foresta da sottoporre a monitoraggio e inquadrando correttamente il tipo di foresta. Occorre definire innanzitutto quelle che sono le "impronte digitali" di riconoscimento della comunità che si sta studiando con la consapevolezza, però, che tali impronte sono collocate in un determinato momento e sono distintive di una situazione assai mutevole nel tempo. Tale mutevolezza dipende dalla tendenza di ogni ecosistema a ripristinare le condizioni di massimo equilibrio allorché è sottoposto a un intervento umano o a un periodo di stress, attraverso una serie di "tappe" definite stadi intermedi evolutivi. Diverse nostre foreste non sono altro che stadi intermedi collocati nell'ambito di un dinamismo il cui traguardo è il *climax*, cioè la comunità vegetale più concorde con le condizioni climatiche generali dell'area in cui si trova. Per poter delineare quelle che abbiamo chiamato "impronte digitali" della foresta in oggetto occorre pertanto conoscere il *climax* e conoscere o stimare l'intensità del disturbo, la frequenza del disturbo e il ritmo della successione dinamica di ricostruzione. Solo a questo punto si può cominciare a calibrare un modello per il monitoraggio con funzioni anche predittive.

Per un monitoraggio su scala regionale occorre pertanto suddividere la regione in unità ecologicamente omogenee (aree che presentano le medesime condizioni stazionali: substrato geopedologico, caratteristiche microclimatiche, posizione topografica, tipo di foresta, tipo di gestione forestale ecc.). Con gli attuali programmi informatici è possibile ottenere in modo automatico sufficienti dati sulla maggior parte dei parametri stazionali abiotici partendo da aerofotografie o immagini satellitari, ma non appare possibile un inquadramento sufficientemente esauriente delle comunità vegetali senza un quadro complessivo della vegetazione. Anche se le conoscenze variano considerevolmente da regione a regione, in Italia è necessario approfondire gli studi geobotanici sulla vegetazione per arrivare a un prodromo dettagliato che elenchi con precisione i diversi tipi di foresta e i diversi stadi di successione che appartengono alla loro serie dinamica.

Le ragioni sopra esposte sono anche alla base della difficoltà di reperire *stand* di controllo per comparazioni scientificamente corrette, allorché si vogliano studiare i danni derivanti da un singolo fattore di disturbo. Per comprendere meglio questa affermazione, ci si chieda solo se sia corretto ricercare l'eventuale danno provocato in un campione di uomini dall'ingestione di una sostanza senza accertarne preventivamente la buona salute e senza valutarne gli effetti in un campione di controllo che presenti caratteristiche analoghe di età, di sesso, di comportamento alimentare ecc. Analogamente a quanto si farebbe per uno studio sull'uomo, cioè su una unica specie, appare importante, anche se più complesso, approfondire le conoscenze generali sulle foreste (comunità costituite da numerose specie) al momento della impostazione di qualsiasi programma di monitoraggio.

2.2.2 I metodi

Gli studi geobotanici, condotti con metodi fitosociologici o analoghi, sono premesse importanti per una corretta impostazione nella valutazione dei danni forestali. Essi

possono venire eseguiti solo da specialisti, meglio se conoscitori esperti della flora e della vegetazione dell'area in cui si opera.

Le aree di studio

Anche se si desidera controllare la qualità di una piccola porzione di foresta è comunque necessario acquisire conoscenze sull'intera foresta e ancor meglio sulla flora e sulla vegetazione a livello di un'area più ampia, soprattutto perché, per poter meglio valutare i danni a livello di comunità, occorre avere una visione più precisa possibile delle condizioni "normali" del tipo di comunità in studio. Il primo passo è quindi rappresentato dalla delimitazione di un'area vasta di indagine (una valle, un rilievo, un gruppo montuoso ecc.).

Non esistono protocolli standard ai quali attenersi per procedere, ma le principali fasi di lavoro più frequentemente adottate sono elencate nella *tabella 2.5*.

Anche le operazioni che potrebbero apparire più semplici non sono ancora standardizzate e vi è la necessità di uniformarle almeno a livello nazionale.

Per esempio non sono state ancora stabilite ufficialmente le dimensioni e la forma degli *stand* o quadrati permanenti e la lunghezza dei transetti, né la qualità e il numero di dati necessari. Il metodo del quadrato permanente è stato finora applicato in studi con scopi differenti, su tematiche diverse e impiegando criteri di scelta differenti: stand di forma circolare, quadrata o adattata alla morfologia, di 10.000, 600, 400 o 100 m^2 con sub-aree da 25 a 1 m^2. Spesso la scelta deriva da fattori pratici come l'accessibilità, l'eterogeneità topografica e ambientale, la sicurezza, la possibilità di monitorare l'area di saggio. Una delle difficoltà maggiori è proprio quella di mantenere a lungo nel tempo una facile identificazione del sito, a prova di vandalismi e agenti naturali (neve, allagamenti ecc.), difficoltà che aumenta qualora, per gli scopi del monitoraggio, sia indispensabile che nell'area non si verifichino attività di disturbo (pascolo, scavi, depositi di rifiuti, tagli ecc.). Il sistema più sicuro è la recinzione, tuttavia anch'esso non offre garanzie assolute e per i costi elevati può essere adottato in un numero ridotto di casi. Nel caso di un monitoraggio esteso a tappeto su una zona piuttosto vasta (esempio una provincia o una regione) con un numero elevato di aree di saggio, un ottimo metodo di identificazione delle aree è quello adottato nella realizzazione sperimentale della carta forestale 1:50.000 e del Sistema Informativo Forestale del Ministero per le Risorse Agricole Alimentari e Forestali nel 1994/95; esso consiste nell'utilizzo combinato del GPS (Global Positioning System) e delle carte tecniche regionali, con interramento completo di un picchetto metallico in ogni punto e la compilazione di monografia di dettaglio per il ritrovamento dello stesso. In questo modo si ottiene una banca dati di punti con coordinate esatte alle quali è possibile riferire tutti i dati raccolti nell'area di saggio, si evitano vandalismi dolosi e si permette un agevole ritrovamento dell'area di saggio anche a distanza di molti anni. In questo caso, per una maggiore rapidità delle operazioni di raccolta dei dati è preferibile che l'area di saggio abbia una forma circolare con raggio definito e centro nel punto di coordinate note. All'interno dell'area di saggio si possono distinguere sub-aree e transetti disposti secondo diverse direttrici di orientamento (nord-sud, est-ovest ecc.), settori circolari o aree concentriche (200, 400 e 600 m^2). La forma circolare pone però qualche difficoltà nella predisposizione di un eventuale reticolato topografico con unità di uguale superficie all'interno dell'area di saggio. Allorché il monitoraggio venga attuato in un numero li-

impostazione generale	delimitazione dell'area vasta e dei siti secondo criteri di omogeneità ecologica scelta delle scale di indagine scelta delle cartografie di riferimento acquisizione dati sui parametri ecologici principali (geopedologia, topografia, clima, uso del suolo, cronistoria degli interventi di disturbo) fonti dei dati: studi eseguiti in altre discipline, banche dati, GIS, carte geologiche, fotografie aeree, immagini satellitari
indagini preliminari sulla flora	*survey* generalizzato sull'area vasta censimenti floristici ripetuti in epoche diverse nei siti prime considerazioni ed elaborazioni sulla flora dell'area vasta e dei siti fonti: letteratura esistente, collezioni, erborizzazioni originali
indagini preliminari sulla vegetazione	*survey* generalizzato della vegetazione sull'area vasta rilevamenti fitosociologici nei siti prime considerazioni, elaborazioni e inquadramenti della vegetazione e delle sue linee dinamiche nell'area vasta e nei siti fonti: letteratura esistente, rilevamenti originali
impostazione di dettaglio	individuazione di eventuali transetti e loro delimitazione nell'area vasta. individuazione degli*stand* (aree di saggio) e dei transetti permanenti nei siti, loro delimitazione e suddivisione in unità di superficie minime
cartografia della vegetazione	realizzazione di carte della vegetazione reale, potenziale e della artificialità / naturalità dell'area vasta e dei siti fonti: fotografie aeree, immagini satellitari, rilevamenti diretti
analisi dettagliate	rilevamenti periodici lungo i transetti ripetuti a distanza di tempo (annuali) o pluriennali nell'area vasta rilevamenti periodici regolari (quindicinali) negli *stand* e lungo i transetti permanenti nei siti per periodi prolungati (per i parametri da rilevare, si veda il testo e la *tabella 2.6*)
elaborazioni dei dati raccolti	elaborazioni statistiche attraverso l'attribuzione di indici, distinzione in gruppi di specie ecc.
valutazione dei risultati	correlazioni con dati di altri settori. Confronto con i dati di letteratura. Elaborazione delle considerazioni conclusive
predisposizione di modelli	elaborazione di diagrammi di flusso, banche dati e programmi con funzioni anche predittive
verifiche	controllo dei risultati attesi

Tabella 2.5 - *Fasi principali di lavoro.*

mitato di aree di saggio, poco disturbate, è preferibile recintare un quadrato di 20 m di lato suddiviso internamente in un reticolo con unità di 1 m^2.

Per quanto riguarda i transetti vi sono diverse alternative: a titolo esemplificativo, una è rappresentata da un reticolato lungo 20 m e largo 1 m, con passo metrico; un'altra è invece rappresentata dal posizionamento di una fettuccia lunga 100 m con distinzione centimetrica. Sull'area vasta i transetti possono essere estrapolati dalle carte della vegetazione o da rilevamenti disposti a distanza regolare (per lo più 100 m). Importante è distinguere i rilevamenti distruttivi, limitandoli all'esterno dell'area di saggio dove invece sono eseguiti i rilevamenti di dettaglio non distruttivi, ripetuti nel tempo.

Ai fini di una ricostruzione più precisa del dinamismo della vegetazione è importante estendere l'acquisizione di dati anche al di fuori delle aree, in particolare in radure con differente origine, lungo i margini forestali e nelle zone immediatamente adiacenti alle comunità forestali.

L'acquisizione dei dati

Un'altra distinzione che necessita standardizzazione riguarda gli strati che identificano la struttura della comunità forestale. Vi sono esempi, all'estero, nei quali al centro delle aree di saggio vengono infissi pali con riferimenti metrici in modo da operare distinzioni precise degli strati sulla base della loro altezza dal suolo, vi sono però anche esempi nei quali la distinzione dei diversi strati varia in dipendenza dell'aspetto strutturale della comunità studiata. Normalmente si distinguono gli strati muscinale, erbaceo, arbustivo e arboreo. Il problema maggiore riguarda lo strato arbustivo che, in qualche caso, viene suddiviso in alto e basso. Occorre precisare infatti che nella categoria degli arbusti alcuni includono tutte le piante legnose con qualsiasi portamento e con diametro, misurato all'altezza di 1,30 m inferiore a 8 cm, per lo più con altezza inferiore a 3 m; altri tengono conto anche del portamento, includendo negli arbusti le piante legnose con ramificazione sin dalla base e massa dei rami predominante sull'asse principale. Molti botanici, infine, identificano lo strato arbustivo dalla dominanza di alcune forme biologiche, quali le fanerofite cespugliose, le nanofanerofite e le camefite. Anche lo strato arboreo potrebbe essere agevolmente distinto soprattutto quando si assiste a una chiara struttura biplana. L'identificazione a livello di specie delle piante che costituiscono la comunità non pone invece grandi problemi, tuttavia è raccomandabile la conservazione di esemplari d'erbario di riferimento per verifiche che si rendessero necessarie a distanza di diversi anni, quando potrebbero essere accresciute o comunque mutate le conoscenze sulle specie medesime.

Nelle aree di saggio occorre innanzitutto identificare con precisione le specie di piante vascolari e di briofite presenti (evitando di raccoglierle all'interno dell'area), ripetendo il censimento a più riprese in modo da avere un quadro dettagliato anche del periodismo stagionale. A questo scopo sono necessari sopralluoghi con cadenza almeno quindicinale dal primo momento di ripresa vegetativa (corrispondente in alcuni casi all'epoca di scioglimento delle nevi) sino alla cessazione di ogni attività delle piante. Vi sono situazioni nelle quali il riposo completo della vegetazione è quasi inesistente e altre nelle quali dura parecchi mesi: ciò può influire considerevolmente sui costi.

Occorre inoltre eseguire rilevamenti fitosociologici: essi consistono nella stima del-

la copertura in percentuale dell'area rilevata per ogni singolo strato e per ogni singola specie nell'ambito di ciascun strato. Per studi applicativi come quelli del monitoraggio del danno è conveniente mantenere la scala in percentuale, evitando il classico e più speditivo metodo Braun-Blanquet con raggruppamento per classi; tuttavia qualora le aree studiate fossero in numero elevato anche la scala Braun-Blanquet (+:copertura >1%, 1: copertura 1-5%, 2: copertura 5-25%, 3: copertura 25-50%, 4: copertura 50-75%, 5: copertura 75-100%) è accettabile.

Negli studi di dettaglio è importante anche il rilevamento topografico delle singole specie all'interno dei reticolati predisposti nelle aree di saggio: ciò può venire eseguito anche con l'ausilio di fotografie nei quadrati di 1 m di lato.

Nella stima delle coperture può essere utile anche distinguere le unità demografiche per le specie più importanti, in base all'età, alla fertilità, all'origine (vegetativa o da seme) ecc.

Infine un altro dato importante da rilevare riguarda il contributo di fitomassa alla lettiera, distinto in base alle specie più significative. Lo si può rilevare disponendo borse con area di cattura di 1000 cm^2 su transetti a intervalli di 20 m e analizzando e pesando a distanze regolari di tempo foglie, rami, cortecce, frutti e semi intrappolati.

L'elaborazione dei dati

La prima e più semplice elaborazione consiste nella comparazione delle diverse condizioni nella struttura attraverso il confronto delle percentuali di copertura dei singoli strati. Particolare attenzione deve essere dedicata alla copertura dello strato erbaceo che dipende innanzitutto dalla disponibilità di luce a livello del terreno, a sua volta in relazione con la densità delle chiome nello strato arboreo.

I rilevamenti fitosociologici debbono permettere l'inquadramento della vegetazione in uno schema gerarchico sintassonomico con la maggiore precisione possibile (a livello di associazione o meglio subassociazione), tuttavia è importante saper rinunciare a un inquadramento "a tutti i costi" in una unità descritta quando ci si rende conto che la comunità studiata rappresenta solo uno stadio evolutivo di breve o media durata. Importante è individuare la serie evolutiva nella quale si colloca la comunità e precisarne i caratteri.

La maggior parte delle elaborazioni viene condotta distinguendo i dati per gruppi di specie e verificando il numero delle specie presenti per ogni gruppo e la relativa abbondanza, intesa come somma delle coperture.

A seconda del tipo di danno che si desidera stimare e a seconda delle situazioni, i gruppi da analizzare vengono distinti in base a:

- forme biologiche;
- elementi corologici (con particolare riguardo alla presenza di esotiche);
- indici ecologici (Landolt, 1977 e successive elaborazioni) relativi a: umidità del terreno, reazione del terreno, sostanze nutritive, humus, aerazione del terreno, salinità, luce, temperatura;
- specie forestali ed extraforestali;
- specie arboree pioniere e specie arboree terminali (distinguendo le dominanti o climaciche);
- specie con alta, media e bassa capacità di rigenerazione vegetativa;
- specie con differente resistenza agli incendi (pirofite obbligate e facoltative, piroresistenti, sensibili al fuoco).

Tutti i numeri ottenuti nelle diverse aree di saggio possono naturalmente essere impiegati nei correnti metodi comparativi statistici per ottenere indici di similarità e grafici che evidenzino le distanze fra le differenti situazioni analizzate.

La valutazione dei risultati

Come affermato inizialmente, i risultati ottenuti secondo le procedure illustrate debbono innanzitutto servire a una conoscenza scientificamente corretta della comunità vegetale sottoposta a monitoraggio e della sua collocazione nell'ambito del dinamismo della vegetazione. Se gli studi sono condotti da geobotanici preparati ciò avviene normalmente. Un altro risultato ottenibile con relativa facilità, se gli studi sono protratti per qualche anno, è l'individuazione della direzione verso la quale è rivolto il processo dinamico che coinvolge la comunità (in senso progressivo, verso il *climax*, o regressivo, verso gli stadi pionieri). Su zone abbastanza ampie e con sufficienti conoscenze sul dinamismo nel suo complesso, è possibile stimare la distanza tra la vegetazione attuale e quella potenziale, distanza che può essere espressa, tenendo conto della scala temporale che intercorre tra le due situazioni, in classi di naturalità e di antropizzazione secondo scale differenti (Le Floch *et al.*, 1972 in Long 1974; Long, 1974; Lausi *et al*., 1978; Ubaldi, 1978; Mariotti, 1988,1992). È pertanto possibile redigere delle carte della artificialità che offrono un quadro di insieme dove le comunità forestali meno naturali possono essere considerate quelle maggiormente sottoposte ad azione di disturbo antropico, ma ciò non significa che esse siano le più danneggiate. Vi sono situazioni molto artificiali che non risultano danneggiate secondo il senso comune di questo termine: pioppeti, pinete da rimboschimento, castagneti possono rappresentare comunità vegetali molto artificiali, senza per questo mostrare danni. È indubbio, però, che la valutazione dell'artificialità, particolarmente se eseguita con dettaglio sulla base di un'analisi precisa della struttura e della fisionomia delle comunità e a una scala di rappresentazione idonea, è un chiaro indice di disturbo antropico esistente o con effetti perduranti (incluso le conseguenze di incendi, introduzione di specie esotiche, immissione di inquinanti ecc. che provocano danni) e può essere propedeutica alla scelta delle aree di saggio, soprattutto per individuare quelle che dovrebbero essere le situazioni "normali" di controllo.

Nella *tabella 2.6* vengono elencati i principali sintomi rilevabili nella fitodiversità e nel dinamismo della vegetazione che compaiono in relazione a fenomeni di disturbo, stress o danneggiamento.

2.2.3 Esempio di studio di ambienti forestali planiziali

Sempre nell'ambito del progetto FLA "Effetti dell'inquinamento sui sistemi agro-forestali: tecniche biologiche di monitoraggio e recupero", sono stati condotti studi su formazioni arboree di pianura con sintomi di deperimento acuti causati probabilmente da asfissia e inquinamento del suolo, localizzati nell'area di spagliamento del torrente Arno presso il depuratore di S. Antonino (Castano Primo, provincia di Varese). Sono state scelte quattro aree una sottoposta ad allagamento, una allagata nel passato e due di controllo. Per ognuna sono stati eseguiti rilevamenti fitosociologici e fotografici periodici in quadrati permanenti di 10 x 10 m, suddivisi in quadrati di 25 e di 1m^2 ed è stata realizzata una carta della vegetazione reale dell'area vasta in scala 1:10.000

Categorie	Variazioni in caso di disturbo, stress o danno
struttura	• aumento della copertura degli strati inferiori (erbaceo in particolare)
numero di specie	• aumento nei casi di disturbo occasionale, non intenso • diminuzione nei casi di stress intenso e prolungato
forme biologiche	• aumento delle terofite
elementi corologici	• aumento di esotiche avventizie (soprattutto di regioni calde) e subcosmopolite. • diminuzione di elementi propri della regione
indici ecologici: umidità del terreno	• aumento di specie indicatrici di aridità nelle formazioni forestali mesofile e mesoigrofile • aumento di specie indicatrici di suoli sommersi in casi particolari di allagamento e asfissia • aumento di specie proprie di suoli con tenore idrico fortemente variabile nei casi di variazioni repentine delle condizioni di umidità
reazione del terreno	• comparsa o aumento di specie indicatrici di acidità nei casi di inquinamento con acidificazione del suolo • comparsa o aumento di specie indicatrici di elevata basicità nei casi di inquinamento con alcalinizzazione del suolo
sostanze nutritive (N soprattutto)	• comparsa o aumento di specie indicatrici di terreni poveri nei casi di inquinamento con acidificazione del suolo • comparsa o aumento delle specie indicatrici di eccesso di sostanze nutritive nei casi di inquinamento con apporti di sostanze azotate, fosforo e / o potassio
humus	• scomparsa o diminuzione delle specie indicatrici di humus
aerazione del terreno	• comparsa o aumento delle specie indicatrici di suoli male aerati
salinità	• comparsa di specie indicatrici di salinità in formazioni forestali legate a corsi d'acqua nei quali si osserva risalita del cuneo salino
luce	• aumento delle specie indicatrici di elevata disponibilità di luce
temperatura	• aumento delle specie che sopportano meglio variazioni anche improvvise delle condizioni termometriche
specie forestali ed extraforestali	• aumento delle specie extraforestali

(segue)

Categorie	Variazioni in caso di disturbo, stress o danno
specie arboree pioniere e specie arboree terminali	• comparsa e aumento di specie arboree pioniere nelle situazioni (radure) dove si sono avuti fenomeni regressivi ed è iniziato un processo evolutivo di miglioramento • comparsa di specie arboree terminali nelle situazioni (radure) dove comincia una accelerazione dei processi evolutivi di miglioramento • diminuzione delle specie terminali nelle situazioni (foreste) dove è stato innescato un processo regressivo
specie legnose con alta, media e bassa capacità di rigenerazione vegetativa	• aumento delle specie legnose con alta capacità di rigenerazione vegetativa nelle situazioni dove si è verificato disturbo drastico e repentino (taglio, incendio, danneggiamenti diversi) • diminuzione delle specie legnose con bassa capacità di rigenerazione vegetativa, che affidano la loro riproduzione soprattutto al seme
specie con differente resistenza	• aumento delle pirofite e delle specie piroresistenti nelle aree percorse da incendi • diminuzione delle specie sensibili al fuoco
fitomassa disponibile per la lettiera	• aumento improvviso di foglie (talora frutti e semi) nei casi di danno intenso • diminuzione di foglie, frutti e semi e aumento di corteccia e rami nei casi di danno cronico

Tabella 2.6 - *Principali categorie di parametri da rilevare e loro variazioni.*

comparabile con una carta precedente inedita realizzata da Sartori per conto del Parco Lombardo della Valle del Ticino.

Gli spettri corologici hanno evidenziato la notevole espansione delle esotiche avventizie nelle formazioni temporaneamente allagate, probabilmente a causa di maggiore disponibilità di azoto e di fattori di disturbo e stress; gli spettri biologici mostrano la sostanziale differenza nel rapporto inverso fra piante erbacee perenni e bienni (emicriptofite) e piante a ciclo più breve (terofite); queste prevalgono dove si verificano gli allagamenti, in situazioni di stress. I dati ottenuti con l'indagine geobotanica sono stati confermati in linea di massima dai dati acquisiti nel corso di indagini in altri settori (entomologia, chimica del suolo, tossicologia). Quasi tutte le analisi chimiche e le indagini geobotaniche evidenziano una notevole quantità di sostanze organiche, soprattutto azotate (sia come N totale, sia come N ammoniacale) nelle acque e nei terreni dell'area di spagliamento. I dati strutturali relativi agli strati, la diffusione di esotiche e la riduzione superficiale delle aree boscate testimoniano situazioni di elevato degrado e una tendenza a ulteriore regressione dovuta ad alterazione delle caratteristiche chimico-fisiche dei terreni e delle acque (ridotta disponibilità di O_2 ed elevata concentrazione di sostanze organiche), alterazioni degli equilibri competitivi dovuti a diffusione di esotiche fortemente aggressive, fitopatie. Le situazioni variano notevol-

mente sotto il profilo del degrado anche in rapporto a variazioni puntiformi, per esempio micromorfologiche. La diffusione di specie esotiche ad alta capacità competitiva rappresenta un fattore di degrado, ma anche un sintomo dell'alterazione degli equilibri ambientali e una indicazione dell'esistenza di fattori di stress per la comunità forestale. La diversità biologica a livello specifico, raggiunge valori minimi nelle zone allagate sottoposte a stress e si notano differenze sostanziali tra queste e le zone di controllo, sicuramente più ricche anche se anch'esse in equilibrio instabile.

Dallo studio sono emerse notevoli difficoltà nel trovare idonee situazioni di controllo e nella interpretazione dei risultati se il fine è la quantificazione del danno e la ricerca di rapporti univoci tra cause ed effetti di deperimento. In situazioni complesse come quelle analizzate, d'altro lato, la maggior parte dei danni non è l'effetto di una sola causa, ma di un complesso di alterazioni ambientali. Lo studio di alcune caratteristiche relative alla biodiversità e al dinamismo della vegetazione è senz'altro utile per una indicazione generale sulla qualità delle comunità forestali e potrebbe fornire indicazioni più dettagliate se si acquisissero dati su un numero maggiore di casi.

Integrando i dati con quelli noti dalla letteratura (Sartori, 1980, 1985; Andreis *et al.*, 1993), si può affermare che sui terrazzi quaternari della pianura lombarda i boschi mesofili fitosociologicamente riferibili a diverse sottoassociazioni del *Polygonato multiflori-Quercetum roboris* principalmente sulla base del differente tenore idrico del suolo, sono tra le formazioni forestali più soggette a degrado. Questo si evidenzia con la graduale perdita della struttura arborea biplana, con la diminuzione delle geofite nemorali primaverili (*Polygonatum multiflorum, Geranium nodosum, Euphorbia dulcis, Asarum europaeum, Listera ovata* ecc.), con l'incremento iniziale di specie come sambuco (*Sambucus nigra*), rovi (*Rubus* sp. pl.), *Carex brizoides, Holcus mollis* e soprattutto con la pericolosa diffusione di esotiche come il prugnolo tardivo (*Prunus serotina*), la robinia (*Robinia pseudacacia*), *Lonicera japonica, Phytolacca americana, Bidens* sp. pl., *Oxalis fontana* ecc. oltre che con la penetrazione dai margini di altre specie nitrofile come *Calystegia sepium, Urtica dioica, Parietaria* sp. pl., *Aegopodium podagraria* ecc.

Controllando la diffusione di alcune entità, come, per esempio, *Prunus serotina* e il suo corteggio erbaceo, come indicazione di degrado, e della farnia (*Quercus robur*), del carpino (*Carpinus betulus*) e di alcune geofite primaverili come indici di salute, si potrebbe ricavare un'immagine sufficientemente precisa del livello di qualità dei boschi della pianura lombarda.

Per concludere, occorre ribadire ancora una volta che senza una consistente mole di dati relativi a numerose situazioni e a numerose osservazioni ripetute nel tempo con metodologie comparabili, difficilmente si possono ottenere indicazioni precise circa il livello di danno causato alle comunità forestali da alcuni singoli fattori di disturbo complessi, che interagiscono facilmente con altri, e che spesso non sono neppure ben quantificati come l'immissione in atmosfera o nel suolo di un inquinante, mentre ciò appare più facile per altri fattori, circa i quali si dispone di maggiore esperienza, e soprattutto per il disturbo o lo stress inteso nel suo complesso.

Appendice 1 - Definizioni

Biodiversità:	Variabilità fra gli organismi viventi di ogni tipo, inclusi, fra gli altri, i terrestri, i marini e quelli di altri ecosistemi acquatici, nonché i complessi ecologici di cui fanno parte. Ciò include la diversità entro le specie, fra le specie e la diversità degli ecosistemi (Convenzione di Rio, art. 2) *1. La diversità delle specie viventi* Ricchezza di entità animali e vegetali diversi fra loro, ovvero numero totale di entità all'interno di un territorio o di un ecosistema *2. La diversità genetica* Variabilità all'interno della stessa specie, che conferisce a essa la capacità di adattarsi a nuove condizioni e quindi di evolversi *3. La diversità dell'ecosistema* Varietà di comunità che crescono e interagiscono insieme in un determinato habitat
Fitodiversità:	Diversità del mondo vegetale Biodiversità limitata alla componente vegetale N. stimato di specie vegetali nel mondo (inclusi i Funghi): 350.000 N. stimato di specie di piante superiori (Spermatofite e Pteridofite): nel mondo 250.000; in Italia 6000 (circa metà delle specie europee)
Dinamismo della vegetazione:	Lento e spontaneo processo di variazione nel corso del quale, per progressive sostituzioni delle specie, più comunità vegetali si succedono nella medesima area in corrispondenza con variazioni di una o più condizioni ambientali. Durante il processo scompaiono inizialmente specie in precedenza abbondanti e se ne insediano altre che caratterizzano la nuova comunità vegetale e indicano le variazioni avvenute nell'ambiente. • Una sequenza dinamica (serie o successione) comprende diverse comunità vegetali ognuna delle quali rappresenta uno stadio della serie. • La serie si sviluppa attraverso stadi iniziali o pionieri, di transizione o intermedi e finali. Lo stadio terminale, a struttura forestale, in massimo equilibrio con le condizioni generali del clima, è definito *climax* e si perpetua finché non varia considerevolmente il clima stesso. In alcuni casi fattori ambientali limitanti (vento, suolo, morfologia, azione dell'uomo ecc.) possono impedire per lungo tempo il raggiungimento del *climax*. • La successione dinamica assume una direzione evolutiva o progressiva allorché tende al raggiungimento del *climax* o una direzione regressiva se è rivolta verso gli stadi iniziali.

Appendice 2 - Principali tipi fisionomici delle formazioni forestali lombarde e stima indicativa della loro naturalità e del loro degrado medio

Area	Tipi di bosco più diffusi	Naturalità	Degrado medio
pianura	boschi mesofili di farnia in diversi aspetti	ottima (*climax*)	elevato e diffuso
	boschi misti mesoigrofili di ontano e frassino	ottima (*climax* locale)	elevato e diffuso
	boschi di robinia	bassa	basso
	pioppeti	nulla	minimo (controllato)
"pianalto" e fascia pedemontana delle brughiere	pinete a pino silvestre	buona (localmente favorite da interventi antropici)	discreto
	querceti di rovere e di roverella	ottima (*climax*)	discreto con locali eccezioni positive
	boschi di betulla	buona	basso
	castagneti	media - bassa	elevato con locali eccezioni positive
	querceti a quercia rossa	bassa	discreto
enclave mediterranea dei laghi	boschi di leccio e roverella	ottima (*climax* locale)	discreto
fascia submontana	boschi di roverella	ottima (*climax*)	basso
	boschi di carpino nero e altri boschi misti (con frassino, aceri ecc.)	buona	basso
	castagneti	media-bassa	elevato con locali eccezioni positive
	impianti di conifere esotiche	nulla	minimo (controllato)
	boschi di robinia	bassa	basso
fascia montana	faggeta	ottima (*climax*)	discreto con locali eccezioni positive
	castagneti misti con latifoglie diverse	media	basso
	boschi di carpino nero e altri boschi misti (con orniello, aceri ecc.)	buona	basso
fascia altomontana e subalpina	boschi di abete rosso (*climax* zonale)	ottima (*climax*)	basso

(segue)

Area	Tipi di bosco più diffusi	Naturalità	Degrado medio
	boschi misti di faggio e abete bianco	buona	basso
	boschi misti di abete rosso, faggio e/o abete bianco	buona	basso
	lariceti (talora misti con abete rosso)	buona (*climax* locale)	basso
	pinete di pino cembro	buona (*climax* locale)	basso

Bibliografia

Andreis, C. e **Cerabolini, B.** 1993. La brughiera briantea: la vegetazione e il piano di gestione. *Colloques Phytosoc*., 21, 195-224.

Kimmins, J. P. 1990. Monitoring the condition of the Canadian forest environment: the relevance of the concept of "ecological indicators". *Environmental Monitoring and Assessment,* 15, 231-240.

Landolt, E. 1977. Ökologische zeigerwererte zur Schweizer flora. Ver. Geobot. Inst. E. T. H. Rübel Zurich.

Lausi, D., Pignatti, S. e **Poldini, L.** 1978. Carta della vegetazione dell'Alto Friuli. Zona colpita dai terremoti del maggio/settembre 1976 - Collana Progr. Final. "Promozione della qualità dell'Ambiente", CNR AQ/1/3, 1-51.

Long, G. 1974. Diagnostique phyto-écologique et aménagement du territoire. I Principes généraux et méthodes - Masson et C. Ed. Paris, 1-252.

Mariotti, M. G. 1988. Analisi geobotanica e valutazione di impatto ambientale. Il piano della viabilità nelle Cinque Terre (Liguria). *Not. Fito - soc.*, 24, 13-42.

Mariotti, M. G. 1991. *Climax* concept: its relationships with land management and E.I.A. Atti Convegno "Valutazione di impatto ambientale. Situazioni e prospettive in Europa", Genova, 16-18 maggio 1991, Pàtron Editore, 457-459.

Sartori, F. 1985. *Prunus serotina* Ehrh. en Italie. *Coll. Phytosoc.*, 15, 185-203.

Ubaldi, D. 1978. Carta della vegetazione di Vergato (Bologna, Emilia Romagna) - Collana Progr. Final. "Promozione della qualità dell'Ambiente", CNR AQ/1/4, 1-22.

2.3 La componente lichenica e l'inquinamento dell'aria - *Anna Maria Spinardi*

2.3.1 Introduzione

I licheni sono organismi risultanti dall'associazione simbiontica di alghe e funghi. Essi formano corpi tallosi che vivono sulle superfici rocciose, sulla corteccia degli alberi e sul terreno. I funghi presenti nei licheni sono nella maggior parte dei casi Ascomiceti e la componente algale è essenzialmente analoga a vari tipi di alghe unicellulari (alghe verdi e alghe azzurre o Cianobatteri).

L'esame al microscopio di una sezione di tallo permette di distinguere gli elementi fungini e quelli algali. Le spore dei funghi germinano producendo ife, che formano il micelio. Nei licheni più primitivi, il tallo è costituito da un micelio lasso che racchiude gruppi di alghe distribuiti irregolarmente oppure assomiglia a una colonia gelatinosa di alghe avvolta da ife fungine. La maggior parte dei licheni presenta, tuttavia, una struttura più complessa e il tallo è organizzato in strati: l'alga è confinata in uno strato particolare, detto algale, che si differenzia da un altro strato, privo di alghe, chiamato strato midollare o medulla. Spesso si sviluppano altri strati come, per esempio, quello corticale.

Nello strato algale, spesso 10-15 µm, si stabilisce il contatto tra i due simbionti; le alghe sono localizzate in quella parte del tallo dove ricevono la luce a una intensità ottimale e il reticolo di ife fungine è abbastanza lasso.

La maggior parte del tallo lichenico è costituita dal tessuto midollare che può raggiungere lo spessore di 500 µm. I filamenti ifali sono disposti irregolarmente in uno strato lasso, spesso di consistenza fibrosa o cotonosa. Il midollo ha la maggior capacità di ritenzione idrica tra i tessuti e rappresenta una regione di immagazzinamento di sostanze nutritive. Molti metaboliti lichenici vengono depositati nello spazio extracellulare.

Lo strato corticale è formato da un fitto intreccio di ife compresse e cementate tra loro e ha funzioni protettive analoghe all'epidermide delle foglie delle piante superiori; è spesso generalmente 10-15 µm e composto da diversi strati di cellule, tuttavia in alcune famiglie di licheni esso può mancare o essere ridotto a un singolo strato di cellule.

I talli lichenici presentano varie forme di accrescimento: crostosa, fogliosa e fruticosa. Questo tipo di classificazione permette di raggruppare licheni che presentano gradi di sviluppo e di differenziazione simili, non distinguendo tuttavia gruppi tassonomici di specie imparentate. Licheni d'una famiglia o addirittura d'un singolo genere possono infatti presentare forme diverse. Ogni forma d'accrescimento è caratterizzata da una particolare organizzazione e disposizione dei tessuti corticale, algale e midollare e da differenti gradi di ancoraggio al substrato:

- i licheni crostosi hanno forma di lamine aderenti completamente al substrato e difficilmente separabili da esso. Il tallo della maggior parte dei licheni crostosi consiste di piccole squame chiamate areole;
- i licheni fogliosi presentano un tallo con lobi appiattiti che aderisce al substrato solo in un certo numero di punti;
- i licheni fruticosi hanno un tallo nastriforme o filiforme e sono ancorati al substrato solo in un punto; tuttavia, molte specie non posseggono alcun aggancio al sub-

strato, come alcune del genere *Usnea* che pendono dai rami degli alberi senza ancorarsi in alcun modo alla corteccia.

I licheni a forma circolare si sviluppano in maniera centrifuga: il tallo tende a crescere uniformemente ai margini. I licheni fruticosi invece crescono in lunghezza. Nei primi stadi di sviluppo tutta l'attività metabolica è convogliata nell'aumento dell'area superficiale del tallo. In uno stadio successivo il trasporto di nutrienti tra la zona marginale e il centro del tallo assume minore importanza e le porzioni più vecchie del tallo si ispessiscono o tendono a ripiegarsi, rimanendo comunque in uno stato funzionale per tutto il periodo vitale del lichene.

Il peso secco per unità di area del tallo varia secondo le stagioni. La maggioranza delle specie licheniche mostra variazioni stagionali considerevoli relativamente agli scambi gassosi con l'ambiente. Fattori ambientali quali temperatura, intensità e qualità dell'illuminazione, lunghezza del giorno, oltre al grado di idratazione e all'alternanza di periodi di idratazione e disidratazione del tallo, influiscono sia sulla fotosintesi che sulla respirazione.

2.3.2 Licheni e inquinamento atmosferico

L'efficacia dei licheni nel monitoraggio di diversi inquinanti deriva da caratteristiche fisiologiche ed ecologiche proprie di questi organismi. Infatti essi:

- sono privi di apparato radicale. Il loro metabolismo dipende quindi quasi esclusivamente dalle deposizioni umide e secche dall'atmosfera;
- sono anche sprovvisti di cuticola, per cui tutta la superficie del tallo è interessata agli scambi gassosi, all'assorbimento di elementi nutritivi e di contaminanti atmosferici. L'assunzione di queste sostanze sia sotto forma gassosa, sia in soluzione (direttamente con le piogge e indirettamente con lo scorrimento su superfici quali rocce, tronchi e rami di alberi) e in associazione al particellato, viene attuata di giorno e di notte e si protrae per molti anni;
- sono relativamente resistenti agli stress ambientali. In condizioni di stress idrico rallentano le attività metaboliche e risultano più resistenti agli inquinanti atmosferici. Tuttavia, l'attività fotosintetica è attuata solo allo stato idratato e condizioni di siccità protratta provocano generalmente un deterioramento dell'alga. Essendo la resistenza ai contaminanti maggiore allo stato asciutto, in condizioni di umidità elevata molti inquinanti presenti nell'atmosfera possono determinare un progressivo danneggiamento delle cellule algali e una depressione dell'attività fotosintetica; i licheni resistono a temperature molto basse e sono attivi anche nel periodo invernale, quando il grado di inquinamento atmosferico è maggiore;
- sono molto sensibili ad alcuni inquinanti, quali l'anidride solforosa e i fluoruri;
- al contrario delle piante, non hanno la possibilità di eliminare, mediante abscissione, parti vecchie o intossicate;
- presentano scarsi meccanismi di selezione rispetto alle sostanze presenti nell'ambiente e rispecchiano quindi efficacemente il grado di contaminazione atmosferica;
- hanno un accrescimento lento e un ciclo vitale molto lungo.

I principali meccanismi di assorbimento e di accumulo dei metalli sono:

- scambio ionico. La maggior parte degli ioni metallici esiste in forma cationica, an-

che se si conoscono alcuni anioni, come nel caso dell'uranio. L'assorbimento dei cationi è caratterizzato inizialmente da un processo extracellulare rapido e passivo. I cationi sono adsorbiti esternamente al citoplasma dei simbionti su siti di scambio cationico, per esempio residui carbossilici e idrocarbossilici presenti nella parete cellulare. Livelli saturanti vengono raggiunti in intervalli di tempo nell'ordine di minuti;

- assorbimento all'interno della cellula. L'assorbimento intracellulare è caratterizzato da flussi minori rispetto a quelli che si determinano nei processi di scambio ionico sulla parete; esso cresce col tempo (espresso in ore) ed è saturabile al crescere delle concentrazioni esterne dello ione. Questi fenomeni sono caratteristici di meccanismi di trasporto transmembrana mediati da *carriers* proteici;
- intrappolamento di frazioni particolate. I licheni presentano abbondanti spazi intercellulari. Esistono prove dirette e indirette che in tali spazi possano rimanere intrappolate frazioni particolate. Nieboer *et al.* (1978, 1982) hanno presentato dati esaurienti che provano come particelle terrose e polveri aerodisperse possono frequentemente essere intrappolate nei talli lichenici, non solo in zone adiacenti a complessi industriali, ma anche in aree remote.

Prove dirette della presenza di particolati sono state fornite da studi condotti con tecniche di microscopia elettronica su licheni prelevati vicino a fonti d'inquinamento. Utilizzando i licheni quali bioaccumulatori, si può procedere a una normalizzazione dei dati riguardanti i livelli di metalli nei talli, rapportando il contenuto di tali metalli a quello del suolo dell'area campionata. Si calcola cioè un Fattore di Arricchimento (EF):

$$EF = \frac{\text{elemento X nel lichene (alluminio nel lichene)}}{\text{elemento X nel suolo (alluminio nel suolo)}}$$

Nel calcolo di EF ci si riferisce al contenuto in alluminio o in titanio, in quanto questi elementi sono generalmente di origine litologica e vengono utilizzati quali indicatori di inquinamento da materiale roccioso o terroso.

2.3.3 Utilizzo dei licheni come bioindicatori

La prima descrizione della sensibilità dei licheni all'inquinamento atmosferico risale a metà del secolo scorso, ma la maggior parte delle ricerche in questo campo è stata svolta dopo la fine della seconda guerra mondiale. L'uso di licheni quali bioindicatori è iniziato con studi in campo. Gli approcci più comuni utilizzati in queste ricerche comprendono le indagini floristiche, le analisi fitosociologiche o una combinazione di entrambe le tecniche.

Parallelamente a tali studi, condotti spesso in prossimità di sorgenti inquinanti di tipo puntiforme, si sono sviluppate le ricerche svolte in laboratorio sugli effetti dovuti all'esposizione di talli a determinati agenti inquinanti quali l'anidride solforosa, i fluoruri, l'ozono, il biossido di azoto e il perossiacetilnitrato. I parametri utilizzati per misurare gli effetti sul metabolismo dei licheni includono l'inibizione della fotosintesi dell'alga, le alterazioni dei tassi di respirazione, l'aumento dell'ef-

flusso di potassio e del rilascio di elettroliti, la degradazione di pigmenti. Tuttavia è necessario notare che la composizione della flora lichenica rilevata attorno a una sorgente inquinante non sempre risulta in accordo con le scale di sensibilità ad agenti inquinanti determinate in prove di laboratorio; ciò può dipendere da fattori quali la capacità tamponante del substrato o la disponibilità idrica, in quanto il livello di idratazione del tallo gioca un ruolo importante nella risposta fisiologica del lichene all'inquinamento atmosferico. Inoltre la maggior parte di dati disponibili da esperimenti in ambienti controllati riguardano gli effetti dell'anidride solforosa e solo recentemente si è posta l'attenzione su altri agenti inquinanti. Un altro punto critico riguarda gli effetti sinergici dovuti alla combinazione di più contaminanti atmosferici, situazione molto comune nelle indagini svolte in campo, ma poco studiata in laboratorio.

Le risposte indotte da contaminanti atmosferici tossici nei licheni sono principalmente:

- modificazioni morfologiche e strutturali (alterazione della forma e del colore del tallo, per esempio);
- riduzione della vitalità (diminuzione del grado di copertura del substrato);
- alterazioni di processi fisiologici (per esempio riduzione della fotosintesi per danneggiamento della clorofilla dell'alga, alterazione della respirazione);
- riduzione della fertilità.

Altri tipi di alterazioni (ecologiche) identificabili in seguito a esposizione ad agenti inquinanti sono:

- alterazioni delle comunità licheniche (sbilanciamento dei rapporti numerici tra specie crostose, fogliose e fruticose, in favore generalmente di quelle crostose);
- rarefazione complessiva delle specie nel tempo;
- riduzione del numero totale di specie nello spazio.

2.3.3.1 Uso di mappe e carte

Esistono diverse tecniche efficaci basate su mappature floristiche e vegetazionali che permettono il monitoraggio di aree di grande estensione. Tra gli approcci possibili, quelli adottati più frequentemente sono di seguito riportati (Nimis *et al.*, 1992).

Carte di distribuzione di specie singole. I dati vengono interpretati sulla base degli indici ecologici di Wirth (1980 e 1991) oppure sulla base di scale di tolleranza quali quelle sviluppate per l'Inghilterra da Hawksworth e Rose (1970). Esaminando aree dove la distribuzione dell'anidride solforosa è conosciuta, lichenologi inglesi hanno messo a punto delle scale mediante le quali è possibile stimare i livelli di questo inquinante atmosferico.

Carte basate sul numero di specie. Viene rilevato il numero di specie licheniche presenti in siti comparabili (per esempio alberi della stessa specie e della stessa età, in siti ecologicamente simili). Questo parametro è stato utilizzato come indicatore della qualità dell'aria da vari Autori.

Carte basate su parametri relativi a una singola specie. Generalmente si considerano parametri quali:

- il grado di copertura. La percentuale di copertura può venire determinata per sin-

gole specie o per la flora lichenica totale. Metzler riporta per ogni sito di rilevamento la percentuale media di copertura dei licheni fogliosi considerati (Showman, 1988). Il grado di copertura può essere misurato (un processo lungo e laborioso) oppure stimato secondo una scala di valori numerici:

- il grado di lussureggiamento. Skorepa e Vitt hanno elaborato l'indice L-D (*luxuriance-density*) per la stima della qualità dell'aria. Secondo il metodo messo a punto dagli Autori, lussureggiamento e densità per ogni specie lichenica sono stimate secondo una scala da 1 a 5 in un determinato numero di quadrati per ogni sito. I valori di L-D sono ottenuti moltiplicando il lussureggiamento medio per la densità media. I valori di L-D di tutte le specie di un sito possono venire sommate a dare l'indice L-D totale per quel dato sito. Si possono quindi riportare cartograficamente i valori di L-D delle singole specie oppure quelli totali, relativi ai vari siti di rilevamento (Showman, 1988);
- la frequenza relativa. Numerosi Autori hanno utilizzato la frequenza dei licheni in studi sulla qualità dell'aria. In ogni sito vengono individuati numerosi quadrati e di ogni quadrato vengono registrate le specie licheniche presenti. La frequenza di ogni specie è espressa come percentuale di quadrati in cui la specie è stata rilevata;
- l'entità del danneggiamento del tallo. In uno studio molto ampio intrapreso da Metzler nel 1980, che ha interessato l'intero stato del Connecticut, oltre al numero totale di specie licheniche, alla copertura, alla distribuzione, è stato registrato il grado di vitalità delle singole specie licheniche. In base a tali rilievi sono state redatte delle mappe di distribuzione in cui ogni sito è stato riportato come punto, nel caso che la specie lichenica in esame presentasse dei talli sani, e come cerchio quando sui talli erano riscontrabili evidenti necrosi. Il danneggiamento del tallo è un indicatore degli effetti dell'inquinamento da utilizzare con precauzione. Infatti l'esposizione ad altri fattori ambientali, per esempio a inverni rigidi, può provocare ai talli dei danni simili.

Carte basate su specie indicatrici. Sono mappature basate su poche specie che indicano diversi tassi di inquinamento. Dato che il valore indicativo della specie varia con le condizioni climatiche, non è applicabile su tutto il territorio nazionale, ma va adattato a singole aree omogenee.

Il mappaggio con i licheni dà indicazioni qualitative sulla contaminazione dell'aria, ma, nella maggior parte dei casi, una correlazione quantitativa tra dati rilevati e misurazioni dell'inquinamento atmosferico non è possibile.

Tuttavia il monitoraggio con i licheni permette una valutazione relativamente semplice e poco dispendiosa dell'impatto biologico dovuto all'inquinamento atmosferico e si rivela particolarmente utile in quelle aree in cui un monitoraggio strumentale è scarso o assente e in tutti quei casi in cui non è possibile posizionare delle stazioni mobili di rilevamento o delle centraline. In tali casi la valutazione dell'inquinamento atmosferico tramite questi bioindicatori riflette la situazione generale della qualità dell'aria in modo più fedele di quella derivante da poche misure dirette di tipo puntiforme nel tempo e nello spazio (Nimis *et al*., 1992).

La metodologia da seguire per la mappatura di distribuzione di specie licheniche è riassumibile nei seguenti punti:

- determinazione dell'area di studio; a tal fine risultano importanti i tipi di sorgenti

di emissione presenti (diffuse o puntiformi), il tipo di contaminante tossico emesso, l'eventuale punto di emissione (vicino al livello del suolo o da ciminiere, camini), la direzione prevalente dei venti, la topografia, l'eventuale disponibilità di dati riguardanti la qualità dell'aria e modelli di dispersione atmosferica di inquinanti nell'area in esame;

- sopralluogo; la maggior parte degli studi di mappatura utilizzano licheni viventi sulla corteccia degli alberi (corticicoli). Una ricognizione della zona in esame permette la determinazione delle specie arboree più comuni e la verifica della loro presenza su tutto il territorio, in modo da assicurare un sufficiente numero di siti per i rilevamenti. Durante il sopralluogo è importante anche notare se nella zona sono presenti aree sottoposte ad agricoltura, a taglio intensivo di legname, scavi o miniere a cielo aperto, tracce di incendi boschivi recenti e altri fattori in grado d'influenzare la distribuzione dei licheni;
- scelta dei siti; essi vanno selezionati in modo da disporre in ogni sito di numerosi alberi con una ricca flora lichenica. La densità dei siti dipende dalle dimensioni dell'area di studio, dalla disponibilità di punti di rilievo appropriati e dal grado di risoluzione desiderato. Ciò permette di eseguire ricerche su aree molto vaste, ottenendo un quadro generale dello stato dell'aria, oppure di concentrare gli studi su aree ristrette, interessate da fonti inquinanti puntiformi, e su aree a rischio individuate da precedenti studi a larga scala, ottenendo informazioni molto dettagliate;
- raccolta dei dati; in ogni rilevamento è necessario annotarsi informazioni indispensabili per l'elaborazione dei risultati quali la data, il numero di identificazione del sito, la località, l'elevazione, l'habitat, le essenze arboree su cui si eseguono i rilievi e le specie licheniche presenti. Può essere utile anche la raccolta di campioni di specie licheniche all'interno dell'area di studio, da destinare alla formazione di un erbario locale.

2.3.3.2 Uso degli indici ecologici

Questa tecnica, che prevede l'associazione alle singole specie licheniche del relativo indice ecologico elaborato da Wirth (Wirth, 1980 e 1991), può costituire un'utile integrazione di studi basati su parametri floristici e vegetazionali. Essa permette la caratterizzazione indiretta di alcuni fattori ecologici (microclima, deposito di sostanze azotate, luminosità) che possono influenzare, parallelamente alla qualità dell'aria, la distribuzione delle singole specie licheniche nell'area di saggio.

Gli indici utilizzati per l'interpretazione ecologica dei dati ottenuti dai rilievi floristici riguardano il pH, il grado di nitrofitismo, di xerofitismo e di fotofitismo ed esprimono le particolari esigenze di ogni specie lichenica nei confronti di fattori quali acidità del substrato, disponibilità di nutrienti, d'acqua o di luce.

L'indice relativo alla singola stazione viene determinato dal rapporto tra l'indice totale (sommatoria dei prodotti delle frequenze di ogni singola specie per l'indice di Wirth relativo alla specie stessa) e la frequenza totale delle specie licheniche nel rilievo della stazione.

Supponendo di avere classificato nel reticolo (rettangolo ripartito in quadranti) in una determinata stazione di campionamento: *Caloplaca cerina, Candelaria concolor, Parmelia subrudecta, Physcia adscendens, Physcia orbicularis, Physconia grisea, Xanthoria pa-*

rietina, gli indici di Wirth (1980) per il pH, il grado di nitrofitismo (N), d'igrofitismo (H) e di fotofitismo (L) delle specie licheniche rilevate sono:

specie lichenica	pH	N	H	L
Caloplaca cerina	5	2-3	4-5	4
Candelaria concolor	4-5	2-4	4-5	4-5
Parmelia subrudecta	4-5	2	4-5	4
Physcia adscendens	4-7	2-3	4-5	4-5
Physcia orbicularis	4-7	3-5	4-5	4
Physconia grisea	5	3	5	4-5
Xanthoria parietina	5-7	2-3	5	4-5

Calcolo dell'indice di pH della stazione

	A	B						C
		pH						
		3	4	5	6	7	8	
Caloplaca cerina	4			x				5x4 = 20
Candelaria colcolor	2		x	x				4,5x2 = 9
Parmelia subrudecata	2		x	x				4,5x2 = 9
Physcia adscendens	5		x	x	x	x		5,5x5 = 27,5
Physcia orbicularis	3		x	x	x	x		5,5x3 = 16,5
Physconia grisea	5			x				5x5 = 25
Xanthoria parietina	7			x	x	x		6x7 = 42
	28							**149**
149/28 = 5,3								

dove:
A = frequenza di specie e frequenza totale nel rilievo
B = comportamento al pH di scorza (Wirth, 1980) di ogni specie
C = indice di specie e indice totale di pH

Allo stesso modo vengono calcolati gli indici di nitrofitismo, xerofitismo e fotofitismo della stazione.

Si effettua poi il riporto cartografico dei risultati, connettendo con delle linee le stazioni che rientrano nella stessa classe di valori. Questo metodo presenta lo svantaggio di richiedere conoscenze lichenologiche approfondite, in quanto l'attribuzione degli indici ecologici richiede la corretta identificazione della specie lichenica.

Indici IAP e metodo di Ammann. Il metodo dell'*Index of Atmospheric Purity* (IAP) proposto da Le Blanc e De Sloover (1970) è stato utilizzato da diversi Autori.

Questo metodo assegna valori numerici a caratteristiche fitosociologiche dei licheni in ogni sito di rilevamento dopodiché, attraverso una formula matematica, riduce tali numeri a un unico valore di IAP per ogni sito. Si possono quindi riportare i singoli indici in una mappa.

L'IAP è stato formulato al fine di fornire una valutazione quantitativa della contaminazione atmosferica e della qualità dell'aria. I parametri considerati sono il numero totale di specie, il grado di copertura, la frequenza, il danneggiamento, la vitalità e la tolleranza delle specie licheniche presenti nell'area di saggio. La formula proposta da Le Blanc e De Sloover (op. cit.):

$$IAP = 1/10 \sum_{1}^{n} Q \times f$$

dove:

n è il numero di specie epifite presenti nel rilievo;

Q il fattore di resistenza di ciascuna specie all'inquinamento (dato dal numero medio di epifite che accompagnano la specie considerata);

f il valore risultante dalla combinazione della frequenza, della copertura e dell'abbondanza di ciascuna specie nei vari siti.

Il valore (Q x f) viene diviso per 10 in modo da avere un valore più piccolo, più comodo da utilizzare.

La selezione dei siti è di massima importanza. Le stazioni, uniformemente ripartite sull'area di saggio, devono presentare condizioni ecologiche il più possibile simili. Gli alberi utilizzati per il rilevamento devono essere isolati (per esempio in campi) e vanno dunque evitate le foreste troppo fitte e le zone ombrose. Essi devono avere tronchi dello stesso diametro e cortecce con proprietà fisico-chimiche simili, in quanto il tipo di corteccia influenza in misura notevole la vegetazione lichenica.

Seguendo il metodo di Le Blanc e De Sloover vengono esaminati, per ogni sito, i tronchi di 10 alberi di pari diametro dalla base fino a 2 m di altezza e si registra la presenza di tutte le specie licheniche. A ogni specie si assegna un coefficiente di frequenza e copertura (f), secondo una scala, i cui valori hanno ricevuto una definizione differente da parte di diversi Autori.

I valori di IAP per ogni sito possono essere riportati cartograficamente, normalmente raggruppando i valori IAP in classi e dividendo quindi la mappa dell'area di studio in zone.

Sono state elaborate almeno 20 diverse formule per calcolare l'IAP, ognuna delle quali è stata sviluppata per casi particolari.

Negli ultimi quindici anni Ammann e la sua équipe hanno esaminato la validità di 20 diversi IAP sulla base di dati riguardanti i licheni e di analisi effettuate da una rete di centraline automatiche delle concentrazioni atmosferiche di anidride solforosa, ossidi di azoto, cloro, piombo, rame, zinco, cadmio e polveri (Ammann *et al.*, 1987)

La predittività maggiore si è ottenuta con una delle formule più semplici, in quanto

si limita alla somma delle frequenze di tutte le specie presenti nel reticolo di rilevamento. Essa ha permesso di predire, con una certezza superiore al 97%, i tassi di inquinamento dell'aria della città svizzera di Bienne, dove è stato condotto lo studio. Tuttavia recenti applicazioni dimostrerebbero come il "metodo Ammann" sia applicabile su tutto il territorio elvetico e fornisca un indice attendibile e affidabile per il monitoraggio dell'inquinamento anche in Italia (Nimis, 1992).

Recentemente, infatti, l'IAP ha trovato molteplici applicazioni anche nel nostro paese (Nimis *et al.*, 1991; Recchia *et al.*, 1993; Loppi *et al.*, 1995).

2.3.4 Utilizzo dei licheni come bioaccumulatori

Questa strategia sfrutta la capacità di specie licheniche resistenti all'inquinamento di assorbire e accumulare i contaminanti persistenti, che sono generalmente presenti nell'atmosfera in bassissime concentrazioni; grazie alla loro crescita lenta e alla loro longevità è possibile estrapolare informazioni sulla contaminazione atmosferica riguardante periodi relativamente lunghi, informazioni poco agevoli da ottenere sulla base di poche misure dirette.

I licheni utilizzati come bioacumulatori per valutare la qualità dell'aria sono caratterizzati da:

- alto grado di tolleranza agli agenti inquinanti;
- capacità di accumulo illimitato di determinati inquinanti. Più è lineare la relazione tra concentrazione di inquinanti nel tallo e livelli degli stessi nell'ambiente, più il lichene può considerarsi un bioaccumulatore efficiente e affidabile;
- ampio areale di distribuzione;
- facile individuabilità e reperibilità;
- accrescimento il più possibile lineare e continuo, con possibilità di definire l'età del tallo.

L'utilizzo dei licheni come bioaccumulatori prevede il dosaggio dei livelli degli inquinanti nei talli.

Questa metodica è stata largamente utilizzata per il rilevamento e monitoraggio di contaminanti atmosferici quali metalli pesanti, radionuclidi, composti solforati e fluorurati, ossidi di azoto e idrocarburi clorurati. Il costo relativamente basso e la possibilità di estendere il rilevamento su vaste aree ne ha favorito l'impiego in alternativa o (più validamente) in integrazione alle misure dirette ottenute da centraline automatiche. Per le determinazioni analitiche si utilizzano tecniche spettrofotometriche, gascromatografiche o rilevatori di radioattività.

È un approccio utilizzato soprattutto per rilevamenti in prossimità di sorgenti puntiformi (complessi industriali, inceneritori, cave, aree minerarie) e permette una stima del grado di deposizione e di diffusione degli agenti inquinanti. È utile però anche in quei casi in cui vanno individuate delle zone a maggior rischio ambientale, aree soggette a particolari inquinanti o nello studio della qualità dell'aria di zone remote e non antropizzate, lontane da ogni fonte d'inquinamento.

Un aspetto molto importante del biomonitoraggio riguarda la necessità di definire una relazione tra concentrazione di inquinanti nell'organismo e tasso effettivo di inquinamento ambientale. Conoscendo i valori di *background* dell'organismo, si può esprimere la contaminazione in termini di deviazione dai livelli di *background* (Nimis, 1990). I livelli di *background* sono i valori, riportati in letteratura, di concentrazioni di metalli pesanti pre-

senti in licheni in zone ritenute dai vari Autori non inquinate. Essi dipendono comunque dalle caratteristiche climatiche e ambientali della zona di studio e ha quindi un valore puramente indicativo il confronto di livelli desunti in aree di regioni differenti.

Gli studi sulle concentrazioni di metalli in licheni raccolti in vicinanza di fonti d'inquinamento sono numerosi e trattazioni esaurienti sull'argomento sono fornite per esempio da Nieboer e Richardson (1981) e da Nash (1990).

Per le analisi dei livelli di metalli pesanti nei licheni vengono utilizzati di norma licheni di specie epifite ad accrescimento foglioso o fruticoso, facili da asportare e meno soggetti a inquinamenti di origine litologica.

I talli campionati devono essere ripuliti minuziosamente asportando eventuali materiali estranei (materiale terrigeno, muschio, esuvie e larve di insetti, frammenti di corteccia ecc.). Alcuni Autori operano un lavaggio del tallo prima di essiccarlo, altri invece non lo effettuano. Secondo Bargagli *et al.* (1985) l'acqua deionizzata asporta solo una minima parte dei metalli e la maggior parte di essi non è semplicemente adsorbita alla superficie dei licheni. I campioni ripuliti, riposti in buste di carta, vengono quindi asciugati. L'essiccamento in una stufa ventilata a 60°C per una notte può essere adottato nel caso di determinazione dei livelli di metalli pesanti poco volatili, ma esso determina la parziale volatilizzazione di alcuni metalli con bassa tensione di vapore, come per esempio il mercurio; per la determinazione di questi elementi il materiale va essiccato a temperatura ambiente. I talli seccati vanno macinati molto finemente al fine di ottenere del materiale omogeneo idoneo per le analisi.

Un'aliquota (generalmente meno di un grammo) di materiale omogeneo per ogni campione viene mineralizzato in soluzioni acide ad alta temperatura, in modo da privare i campioni della sostanza organica. I livelli di metalli pesanti sono determinati mediante tecniche spettrofotometriche.

I licheni sono molto sensibili a modificazioni di tipo microclimatico. Molta attenzione va dunque posta nella scelta dell'albero su cui effettuare il rilevamento, essendo altrimenti difficile discriminare tra gli effetti dovuti all'eventuale inquinamento e quelli dovuti a condizioni microclimatiche diverse.

Specie arboree differenti possono presentare una predisposizione diversa a ospitare la flora lichenica. All'interno dell'area di studio va dunque individuata un'essenza arborea rappresentata in modo omogeneo. Se in alcuni punti l'albero prescelto non è reperibile, si sceglierà possibilmente una specie arborea con caratteristiche di corteccia simili, perché le proprietà fisico-chimiche della scorza influenzano in misura notevole la vegetazione lichenica.

Il tronco deve essere il più possibile verticale, in modo da evitare variazioni microclimatiche dovute a zone di scolo preferenziale dell'acqua atmosferica.

La circonferenza deve essere sufficientemente grande; alberi giovani possono presentare condizioni ecologiche differenti da quelli adulti.

Bisogna anche evitare fenomeni evidenti di disturbo quali applicazione di anticrittogamici, verniciature, capitozzature, presenza di siepi ecc.

Alberi ben spaziati vicino a strade a bassa percorrenza, in prossimità di recinti, in radure, parchi o camposanti sono considerati normalmente dei buoni punti di rilevamento. Andrebbero invece evitati quegli alberi situati in posizioni troppo chiuse, come quelli presenti in foreste e aree boschive troppo dense.

La scelta delle specie licheniche utilizzate come bioaccumulatori è operata anche in ba-

se alla frequenza di ritrovamento, alle caratteristiche di distribuzione entro l'area di studio, alla quantità di tallo reperibile e alla facilità nell'asportazione del tallo dal substrato. Licheni crostosi sono poco utilizzati in quanto aderiscono generalmente in modo tenace al substrato. I talli devono avere diametri medi o dimensioni omogenee, in modo da renderne più uniforme possibile l'età. I talli vanno asportati dalla corteccia degli alberi utilizzando lame sottili e affilate di acciaio che permettano di staccare i talli nella loro integrità, limitando al massimo l'inquinamento con residui di corteccia. Durante i campionamenti vengono generalmente compilate delle apposite schede, sulle quali sono riportate le specie licheniche raccolte con il numero progressivo di raccolta, il substrato arboreo, l'esposizione geografica corrispondente a ogni campione e la zona di prelievo. Molti Autori prelevano solo la parte più periferica del lichene, considerata come porzione di tallo sviluppatasi nell'ultimo anno, in modo da analizzare l'ultimo anno di emissione di sostanze inquinanti e avere campioni omogenei rispetto all'età.

Monitoraggio mediante trapianto di licheni

Le indagini in vicinanza di fonti inquinanti possono presentare problemi derivanti da cambiamenti nelle comunità licheniche e dalla rarefazione in termini di specie e di numero della flora lichenica, dovuti alla deposizione di metalli pesanti e di altri contaminanti atmosferici. Quando l'area di studio è caratterizzata dall'assenza di licheni (deserto lichenico), si può trapiantare in tale area del materiale proveniente da regioni che non presentano fenomeni d'inquinamento. La tecnica del trapianto da zone incontaminate all'area di studio è stata utilizzata per valutare la contaminazione da anidride solforosa o negli studi sulla dispersione e sull'inquinamento da metalli pesanti e da altri contaminanti attorno a fonti di inquinamento di tipo puntiforme, a complessi industriali e in aree urbane.

Bibliografia

Ammann, K., Herzig, R., Liebendoerfer, L. e **Urech, M.** 1987. Multivariate correlation of deposition data of 8 different air pollutants to lichen data in a small town in Switzerland. *Advances in Aerobiology*, 51, 401-406.

Bargagli, R., Iosco, F. P. e **Leonzio, C.** 1985. Monitoraggio di elementi in tracce mediante licheni epifiti: osservazioni nell'area industriale di Rosignano Solvey. *Inquinamento*, 2, 3337.

Hawksworth, D. L. e **Rose L.** 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145-148.

Le Blanc, F. e **De Sloover, J.** 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canad. J. Bot.*, 48, 1485-1496.

Loppi, S., Putorti, E., De Dominicis, V. e **Barbaro, A.** 1995. Lichens as bioindicators of air quality near a municipal solid waste incinerator (Central Italy). *Allionia*, 33, 121-129.

Nash, T. H. 1990. Metal tolerance in lichens. In: **Shaw, A. J**. (ed.). Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 119-131.

Nieboer, E., Richardson, D. H. S. e **Tomassini, F. D.** 1978. Mineral uptake and release by lichens: an overview. *Bryologist*, 81, 226-246.

Nieboer, E. e **Richardson D. H. S.** 1981. Lichens as monitors of atmosferic deposition. In: **Eisen-**

reich, S. J. (ed.). Atmospheric pollutants in natural waters. Ann Arbor, Michigan, American Arbor. Science Publications, 339-388.

Nimis, P. L. 1990. Air quality indicators and indices: the use of plants as bioindicators for monitoring air pollution. In: **Colombo, A. G.** e **Premazzi G**. (eds.). Proceedings of the workshop on indicators and indices for environmental impact assessment and risk analysis, JRC Ispra, 93-126.

Nimis, P. L., Lazzarin, A., Lazzarin, G. e **Gasparo, D.** 1991. Lichens as bioindicators of air pollution by SO_2 in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobotanica,* 11, 3-76.

Nimis, P. L., Ciccarelli, A., Lazzarin, G., Bargagli, R., Benedet, A., Castello, M., Gasparo, D., Lausi, D., Olivieri, S. e **Tretiach, M.** 1992. I licheni come bioindicatori di inquinamento atmosferico nell'area di Schio-Thiene-Bregan-ze (Vicenza). *Boll. Mus. civ. St. nat. Verona,* 16, 1-154.

Recchia, F., Castello, M. e **Gasparo, D.** 1993. Biomonitoraggio nell'inquinamento atmosferico tramite licheni nella provincia di Pescara. *Studia Geobotanica,* 13, 313-348.

Showman, R. E. 1988. Mapping air quality with lichens, the North American experience. In: **Nash, T. H., Wirth, V.** (eds.). Lichens, Bryphytes and air quality. *Bibl. lichenol.*,30, Cramer, J., 175-200. Verlgsbuclhandeg., Berlin Stuttgart.

Wirth, V.1980. Flechtenflora. Ulmer, Stuttgart, . 552.

Wirth, V. 1991. Zeigerwerte von Flechten. In: **Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W.** e **Lazzarin, G., Pauliszen, D.** (eds.). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze, Göltingen, 215-237.

2.4 Rilevamento del danno a livello di organi e tessuti degli alberi

2.4.1. Chioma - *Marco Ferretti, Filippo Bussotti, Alberto Cozzi* ed *Enrico Cenni*

Introduzione

Gli alberi, e in particolare la loro chioma, sono nella maggior parte dei casi i principali indicatori di risposta (*response indicator*) utilizzati nel monitoraggio delle foreste. Estremi meteoclimatici, competizione per le risorse, attività umane dirette, pascolo e selvaggina, cambiamenti nel chimismo dell'aria e dell'acqua sono tutti fattori potenzialmente in grado di avere effetti sulle condizioni delle chiome. Inoltre esistono evidenze di una marcata dinamica spazio-temporale del loro stato, nonché di una considerevole variabilità all'interno di singoli soprassuoli. È quindi importante disporre di adeguati metodi di osservazione.

In questo capitolo verrà affrontato il problema della valutazione delle chiome degli alberi secondo approcci diversi, dall'osservazione visiva, alla misurazione di indici morfometrici ed ecofisiologici, alle stime di produttività. Per semplicità e chiarezza introduciamo alcuni termini che verranno frequentemente utilizzati nella trattazione. Ulteriori termini verranno definiti in ciascuna sezione di dettaglio. Si definiscono quindi:

- area di saggio: l'unità campionaria territoriale di riferimento su cui vengono svolte le osservazioni;

- alberi campione: gli individui costituenti la popolazione statistica indagata;
- operatore / operatrice: colui o colei che opera materialmente il rilievo;
- valutazione: procedura che porta all'attribuzione di un punteggio che identifica le condizioni dell'indicatore e dell'indice considerato per l'albero campione in esame (*albero target*);
- chioma: assemblaggio organizzato di rami, fogliame e strutture riproduttive (fiori e frutti);
- chioma valutabile: la porzione della chioma soggetta a valutazione;
- fogliame: l'insieme degli organi fogliari presente sull'albero o, ai fini delle valutazione, sulla chioma valutabile;
- ramificazione: insieme delle strutture legnose di supporto al fogliame;
- indicatori visivi: quegli indicatori che possono essere valutati a occhio nudo e sul campo senza l'analisi istologica, chimica o fisica del materiale (per esempio trasparenza della chioma, colore del fogliame, attacchi di insetti);
- indicatori non visivi: quegli indicatori che invece necessitano di apparecchiature tecniche adeguate per l'identificazione e la quantificazione (per esempio peso secco specifico, *Leaf Area Index* ecc.).

In generale, le informazioni che si possono trarre da un monitoraggio continuato dello stato delle chiome degli alberi riguardano essenzialmente l'acquisizione di dati di base (*baseline data*) in relazione ai quali valutare eventuali cambiamenti nel tempo e nello spazio. In particolare, talune osservazioni possono essere mirate a verificare l'evenienza di questo o quell'agente di danno o fenomeno.

Nei paragrafi successivi, i vari aspetti della valutazione delle chiome verranno affrontati in modo specifico. Esistono tuttavia alcuni problemi comuni, ai quali accenneremo subito. Il primo riguarda la corretta identificazione dello scopo della valutazione, che deve essere accuratamente definito prima di procedere all'individuazione delle metodiche e del disegno complessivo del lavoro che ci si accinge a compiere. Il secondo riguarda la selezione territoriale delle aree di saggio da destinare alle osservazioni, qualora esse non siano in qualche maniera definite a priori. Esistono parecchi disegni di campionamento per la rappresentazione di fenomeni spaziali, e la scelta del più appropriato dipende essenzialmente dallo scopo dell'indagine. In genere si può distinguere tra metodi cosiddetti *design-based*, fondati sulla selezione su base statistica di un campione probabilistico, e metodi *model-based*, in cui la selezione delle aree di saggio avviene sulla base di un modello (matematico, concettuale, esplicito o meno) che relaziona la popolazione indagata con quella statistica. Innes (1988), Stevens (1994) e Ferretti (1997) hanno discusso i vari aspetti connessi a questi due differenti approcci. Esistono ovviamente svantaggi e vantaggi in entrambi i casi. In generale si può affermare che un campionamento in termini probabilistici assicura la possibilità di estensioni a scala regionale, ma necessita – generalmente – di densità di campionamento che nel caso di studi intensivi sono improponibili. Viceversa, un approccio *model-based* facilita la selezione di siti in base agli scopi e alle necessità operative e funzionali del programma, ma preclude ogni estensione dei risultati a siti diversi da quelli oggetto di monitoraggio.

2.4.1.1 Stato della chioma nel suo complesso - Indicatori visivi

Generalità. La valutazione delle condizioni delle chiome degli alberi viene effettuata in Europa ormai da più di un decennio come parte delle attività di sorveglianza

dello stato delle foreste. Nonostante esista un gran numero di indicatori potenzialmente interessanti per la definizione dello stato degli alberi, è noto che la stragrande maggioranza dei rilevamenti compiuti sinora ne ha utilizzati soltanto due: defogliazione e decolorazione. Ciò implica una considerevole limitazione delle potenzialità informative di un programma di controllo della condizione degli alberi, non senza conseguenze in termini di costi-utilità e costi-efficacia. Tuttavia è anche vero che alcuni programmi (tra cui quello inglese, svizzero, statunitense, canadese, e quelli di alcune regioni italiane) hanno da tempo incluso tra i loro indicatori una serie di parametri molto superiore, qualitativamente e quantitativamente, a quelli proposti come obbligatori dalla regolamentazione comunitaria (Regolamento UE 1091/94) e dai protocolli UN-ECE (1994). Recentemente, nell'ambito della strategia UE/UN-ECE di Livello II, è stata avviata una discussione per la formulazione di un nuovo *set* di indicatori. Come conseguenza è stato prodotto un *draft manual* (Eichorn *et al.*, 1996) che costitusce il protocollo standard ICP-Forests. Il sistema di valutazione descritto nelle pagine successive è stato quindi elaborato tenendo conto della letteratura disponibile, dei recenti sviluppi dei protocolli internazionali e di una considerevole serie di test svoltasi a partire sin dal 1987 in varie regioni italiane e in cooperazione con gruppi di altri Paesi europei. Oltre ad aver anticipato molti aspetti recepiti nel nuovo *draft manual* internazionale, il sistema di valutazione delineato di seguito ha alle spalle tre anni di attività sperimentale, con il conseguente vantaggio di poter contare su dati riguardanti la riproducibilità delle valutazioni richieste.

Obiettivi.L'obiettivo è acquisire una descrizione accurata dello stato degli alberi nelle aree considerate, in modo da evidenziare eventuali variazioni nel tempo e tra stazioni. I dati così raccolti potranno essere correlati con quelli eventualmente acquisiti da altre linee di monitoraggio in modo da valutare eventuali relazioni tra parametri stazionali, ambientali e condizione degli alberi.

Metodi. La descrizione delle condizioni degli alberi avviene attraverso l'osservazione visiva di una serie di indicatori effettuata su alberi campione localizzati in aree di saggio selezionate *ad hoc* e operata da personale che abbia ricevuto un adeguato *training*. Sebbene l'uso del termine "valutazione" sia ormai diffusissimo in questo settore, in senso stretto, più che "valutare" le condizioni di un albero, l'obiettivo del sistema qui esposto è quello di "descriverle". L'operatore deve cioè semplicemente riportare quello che vede nei modi e nelle forme in cui il sistema adottato glielo consente. Per semplificare, si valutano separatamente la chioma nel suo complesso, il fogliame e la ramificazione.

a) Selezione degli alberi campione. Gli alberi da valutare possono essere selezionati secondo diversi criteri che condizionano poi i risultati e la loro confrontabilità temporale. Si distinguono i seguenti tipi di aree.

- Aree a numero di alberi fisso (superficie variabile). Sono certamente le più diffuse in Europa e sono basate sulla selezione più o meno sistematica di un numero costante di alberi per ciascun sito. Ne è un esempio il *cross cluster stem distance method* adottato in via preferenziale dalla UE nel completamento del Regolamento 3528/86 (*figura 2.1*).

In questo modo i dati possono venire riferiti correttamente solo rispetto agli alberi campionati e non rispetto alla superficie forestale. Dal momento che in caso di morte

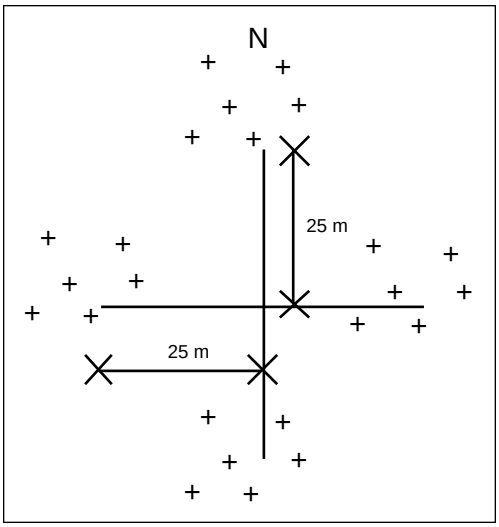


Figura 2.1 - *Campionamento degli alberi da valutare secondo il* cross cluster stem distance method. *Le croci indicano una possibile dislocazione degli alberi (da Ferretti, 1997).*

o taglio di alcuni alberi, questi vengono sostituiti con altri, il campione perde la sua dipendenza temporale e quindi la sua confrontabilità. Teoricamente, tutti gli alberi campione della strategia UE-UN / ECE saranno sostituiti a causa dell'evoluzione dei soprassuoli, per cui ogni connessione con il campione originario verrà virtualmente a cessare nel giro di qualche decennio.

- Aree a superficie fissa (numero di alberi variabile). È il sistema utilizzato per esempio in Svizzera (*figura 2.2*). In questo modo i dati vengono riferiti non solo agli alberi campione, ma alla superficie forestale esaminata che rimane costante nel tempo. Nuovi alberi e la morte o il taglio dei vecchi sono naturalmente inseriti nell'osservazione che registra l'evoluzione delle condizioni di una superficie di foresta. Il campione quindi mantiene una dipendenza temporale e la sua comparabilità rimane costante.

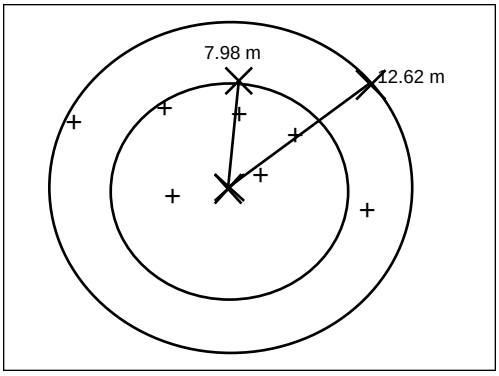


Figura 2.2 - *Schema delle aree di saggio a superficie fissa utilizzate in Svizzera dal programma Sanasilva. Le croci indicano una possibile dislocazione degli alberi (da Ferretti, 1997).*

Il problema, con entrambi i metodi, sta nel praticare comunque una scelta sistematica e obbligata degli alberi campione, per cui tutti gli alberi al di sopra di determinate soglie di altezza o diametro vanno inclusi nel campione, compresi quelli le cui condizioni non permettono l'osservazione della chioma, introducendo una sorgente di errore difficilmente controllabile.

b) Standard di riferimento. Esiste da sempre un certo dibattito su quale sia il miglior standard di riferimento per la valutazione dello stato delle chiome. Chi ha esperienza del settore sa benissimo che ogni soluzione (albero locale di riferimento, albero ideale di riferimento, guide fotografiche) presenta svantaggi e vantaggi. Tuttavia, l'esperienza insegna che l'uso di guide fotografiche, sebbene non sempre ecologicamente appropriate, fornisce le migliori garanzie di costanza, riproducibilità e praticità. Conseguentemente, tale opzione è preferita – salvo casi particolari – a quella dell'uso di un albero locale di riferimento.

Dovrebbero quindi far parte integrante del sistema di procedure operative standard di un buon programma di monitoraggio manuali e guide iconografiche di riferimento. In commercio ve ne sono diverse (Innes, 1990; Muller e Stierlin, 1990; Ferretti, 1994; Hartmann *et al*., 1990; Evers *et al*., 1998).

c) Procedura operativa. La valutazione deve essere effettuata da due persone con esperienza nel settore forestale e / o in ecologia forestale che devono lavorare con spirito di squadra. Tali operatori devono individuare una o più posizioni di valutazione (il punto da cui effettuare le osservazioni) che permettano la visione almeno del terzo superiore dell'albero. Come regola generale, devono essere possibilmente evitate le posizioni contro-sole.

Una volta scelta la posizione di valutazione, la seguente procedura si è dimostrata la più efficiente in termini di qualità / tempo:

- gli operatori individuano l'albero *target*, si posizionano al piede e procedono con l'ispezione visiva del tronco e del colletto, con registrazione dei dati relativi;
- dallo stesso punto vengono osservati alcuni parametri della ramificazione (presenza di epifite, eventuali danni, diffusione e vigore dei rami epicormici) che possono essere di difficile osservazione a distanza. Inoltre viene rilevata la presenza al piede dell'albero di foglie verdi cadute anticipatamente rispetto alla normale fenologia;
- gli operatori si posizionano sul / sui punto / i di valutazione, effettuano le loro osservazioni e si scambiano i risultati e (nel caso di punti di valutazione diversi) i punti di osservazione. Quest'ultimo accorgimento vale specialmente in caso di disaccordo. Se il disaccordo persiste, gli operatori registrano il valore medio delle due osservazioni o – in caso di valori non mediabili (per esempio causa di defogliazione) – il giudizio dell'operatore più esperto.

d) Identificazione della chioma da valutare. La valutazione dello stato di una chioma dipende in gran parte dalla corretta definizione di chioma valutabile. È importante per esempio stabilire se nella valutazione viene considerata solo la chioma presente al momento dell'osservazione, senza considerare la chioma che sarebbe potuta esistere negli anni precedenti. Inoltre, deve essere sempre considerata l'influenza delle chiome vicine (presenti o assenti) sulla chioma dell'albero *target*.

La chioma da valutare è definibile, ai fini pratici, come figura geometrica piana, consistente nella proiezione bidimensionale della chioma stessa (Millers *et al*., 1994; Tal-

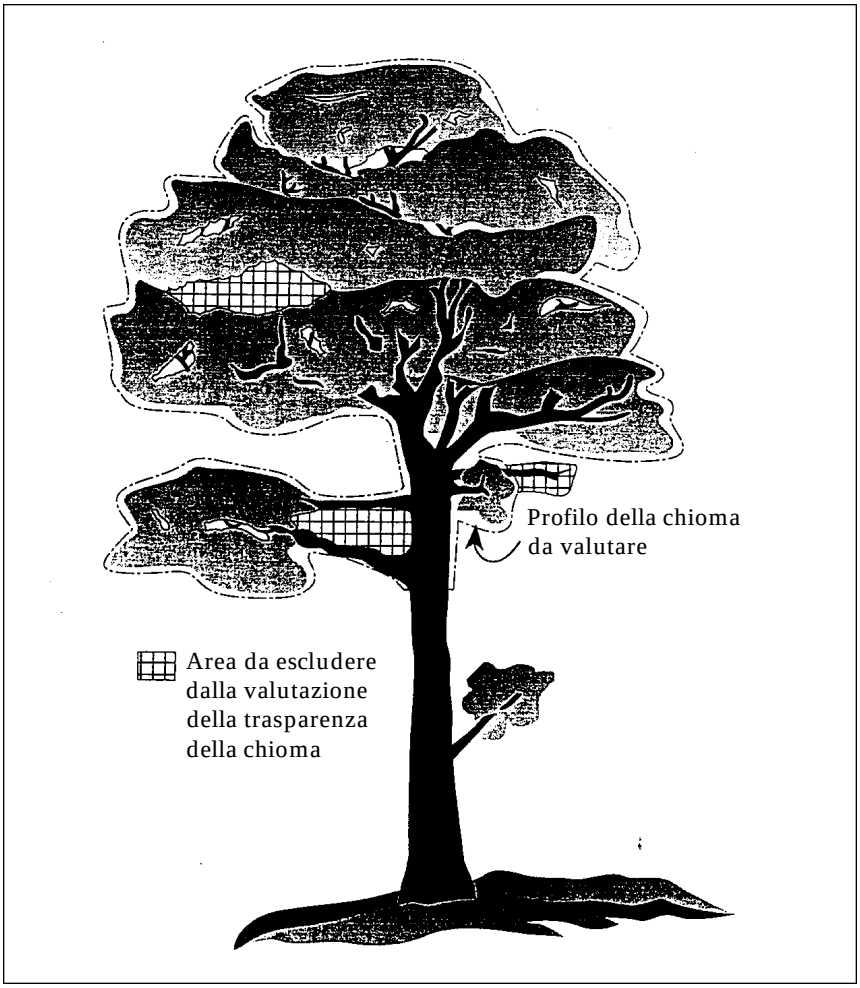


Figura 2.3 - *Identificazione del profilo della chioma da valutare e delle aree da esclu - dere (modificato da Eichorn* et al.*, 1996, basato su Tallent-Halsell, 1994).*

lent-Halsell, 1994) *(figura 2.3*). La chioma è quindi definita attraverso l'individuazione della sua base, della sua sommità e dei suoi lati esterni. Le procedure per tali definizione sono descritte analiticamente da Ferretti *et al.* (1996a).

- Base: negli alberi isolati, la chioma da valutare è delimitata verso il basso dall'ultimo ramo verde ancora in contatto con la chioma principale. Non vengono considerati i rami morti in seguito a normale processo di autopotatura e i rami epicormici sul fusto. Nei casi di alberi cresciuti in competizione con altri, la base della chioma è definita dal limite verso il basso della presunta influenza di altre chiome. Le parti della chioma direttamente influenzate dalla competizione sono escluse dalla valutazione.

- Lati: i limiti laterali sono costituiti da una linea che congiunge le cime dei singoli rami, eccetto i casi in cui i rami sono separati da ampi spazi o sporgono in maniera abnorme: in questo caso la linea include tali rami separatamente.
- Sommità: la sommità è il punto più alto dell'albero. In alcuni casi può essere utile distinguere una sommità definita dall'altezza del più alto ramo vivo presente.

In generale la chioma da considerare include i rami disseccati da poco (in cui è ancora presente la ramificazione secondaria), ma esclude i monconi (*snags*) morti ormai da anni, in cui è assente la ramificazione secondaria e la corteccia è in fase di distacco. Tali monconi hanno un'influenza trascurabile sullo stato della chioma.

Nel caso di ceppaie, come nel caso di chiome formate da porzioni ben distinte, viene effettuata una sola valutazione, mediando ponderalmente tra le varie parti considerate.

e) Tempistica. Normalmente, le valutazioni devono essere effettuate almeno una volta all'anno. Generalmente, il periodo più idoneo è quello tra la metà di luglio (organi fogliari pienamente sviluppati) e la fine di agosto (prima degli ingiallimenti autunnali). Idealmente, le valutazioni saranno tutte effettuate nel mese di agosto. Visite aggiuntive in periodi fenologici critici (per il faggio: primavera e autunno; per l'abete rosso: primavera, tarda estate e inverno) sono consigliate, ma non obbligatorie. È in ogni caso importante che le valutazioni effettuate in anni diversi siano fatte nello stesso periodo (± 10 gg), meglio nello stesso giorno e nelle stesse condizioni meteorologiche.

Valutazione. L'aspetto complessivo della chioma di un albero rappresenta il primo impatto visivo per l'operatore. Esso è condizionato essenzialmente da alcune caratteristiche della chioma: forma, tipo di sviluppo, fenomeni di moria, defogliazione e perdita anticipata di foglie o aghi, densità delle foglie, presenza delle strutture riproduttive. Anche il colore del fogliame rappresenta un elemento di sicuro impatto visivo, ma per coerenza di trattazione esso verrà affrontato nella sezione relativa allo stato del fogliame. Le caratteristiche prima esposte sono a loro volta condizionate dalla posizione dell'albero nel soprassuolo, nonché dalle sue caratteristiche genetiche e dal suo stadio di sviluppo. Di seguito vengono indicati sommariamente gli indicatori di uso più frequente secondo i Manuali operativi utilizzati in vari Programmi di Monitoraggio (Innes, 1990; Ferretti *et al.*, 1996a; Eichorn *et al.*, 1996) a cui si rimanda per i dettagli. L'osservazione delle caratteristiche morfostrutturali di un albero può avvenire in termini quantitativi (distinzione tra osservazioni visive e misurazioni) o qualitativi.

a) Stato sociale degli alberi campione. Posizione sociale e compressione laterale della chioma forniscono indicazioni sulla posizione relativa dell'albero rispetto al popolamento nel piano verticale e orizzontale. Ci sono diverse classificazioni disponibili per la posizione sociale, di cui la più famosa è quella di Kraft che però mal si adatta a popolamenti disetanei e disetaneiformi o che è impropria per situazioni di pendio. Nei confronti della compressione laterale della chioma, in genere gli alberi vengono classificati a seconda del numero di quadranti delle proiezione orizzontale della chioma in contatto con gli alberi vicini.

b) Moria della chioma. Presenza di evidenti sintomi di riduzione della massa fogliare dell'albero associata a sintomi a carico della ramificazione. Viene identificata da 4 pa-

rametri: tipo (per esempio perdita di foglie / aghi che lascia i rametti laterali spogli; morte o stroncatura di rami sottili; morte o stroncatura di grossi rami; morte o stroncatura del tronco nella parte superiore della chioma), localizzazione sulla chioma, diffusione sulla chioma della pianta e causa apparente (per esempio insetti, funghi, fulmine, vento, gelate ecc.).

c) Ritenzione foglie (solo sempreverdi). È definita dall'annata più vecchia di foglie / aghi ritenuta dall'albero. L'annata di foglie più vecchia da considerare sarà quella presente con almeno il 25% delle foglie sul totale di quelle che dovrebbero esserci potenzialmente.

d) Caduta precoce di foglie nelle latifoglie decidue. Abscissione fogliare in periodi anticipati rispetto alla normale fenologia della specie. È in genere valutata tramite la stima della presenza al suolo e al piede dell'albero di foglie verdi (intensità) e cercando di identificarne la causa.

e) Perdita di foglie. È la mancanza di foglie nella chioma valutabile rispetto a quante la pianta dovrebbe portarne in relazione alla sua ramificazione (1), alle sue caratteristiche ecologiche e stazionali (2) e alla sua emissione vegetativa primaverile (3). In senso proprio la defogliazione (riduzione del numero delle foglie) può quindi essere causata dai seguenti motivi (il numero stabilisce il richiamo con i punti elencati nel paragrafo precedente): (1) riduzione della ramificazione e disseccamenti della chioma e / o (2) ridotta ritenzione di foglie e / o (3) prematura abscissione delle foglie. La defogliazione viene identificata dal tipo, dal *pattern*, dall'intensità e dalla causa apparente. Il tipo identifica il o i tratti tipici della perdita di foglie in quel determinato albero (per esempio: disseccamenti della chioma / morte di rami, ridotta ritenzione di foglie, prematura caduta di foglie); il *pattern* indica il modello di distribuzione del fenomeno; l'intensità indica il grado quantitativo del fenomeno e viene stimata in classi del 5%, cercando di distinguere le differenti cause di mancanza di foglie. La defogliazione totale è la somma dei valori attribuiti alle differenti cause. La valutazione della defogliazione può essere distinta per le tre sezioni della chioma: superiore, centrale e inferiore.

f) Trasparenza del fogliame. Percentuale di spazi vuoti nella chioma fogliata dell'albero indipendentemente dalla causa. Il concetto di "trasparenza" è differente da quello di "perdita di foglie" per cui tale parametro deve essere valutato basandosi esclusivamente su standard assoluti (per esempio cards, foto). Un'elevata trasparenza non implica di per sè un giudizio negativo sulla pianta: alberi con crescita sostenuta possono avere chiome molto trasparenti. La procedura operativa adottata è la seguente: (a) delimitazione della chioma valutabile, cioè *contouring* della chioma fogliata da valutare mediante una linea ipotetica che segue il profilo determinato dagli apici dei rami e rametti; (b) attribuzione del valore di trasparenza in ragione del rapporto vuoti / pieni esistente all'interno della figura così delimitata. Come la defogliazione, la trasparenza è definita da tipo (per esempio: trasparenza causata principalmente da defogliazione; trasparenza causata principalmente da alterazioni della ramificazione, quali fruste, artigli ecc., senza apparente perdita di foglie; trasparenza dovuta principalmente alle ridotte dimensioni di foglie o aghi ecc.), *pattern* e intensità. Un buon sistema pratico ed efficiente per la stima della trasparenza è costituito dalla *Transparency Card* (Belanger e Anderson, 1989)

g) Fioritura. Frequenza di fiori nella chioma dell'albero.

h) Fruttificazione. Frequenza di frutti nella chioma dell'albero. Vengono considerati solo i frutti dell'anno.

2.4.1.2 Stato della chioma nel suo complesso - Indicatori non visivi
Valutazione delle condizioni di stress per mezzo di indici ecofisiologici. Le tecniche di ecofisiologia disponibili possono risultare di grande aiuto nella determinazione degli stati di stress. Ovviamente, poiché lo scopo di questa esposizione è proporre metodologie di facile applicazione in campo, ci soffermeremo in particolare su quelle in grado di dare i risultati migliori senza complicare eccessivamente i disegni sperimentali.

a) Misura del potenziale idrico per mezzo della camera di Schölander (bomba o camera a pressione). L'uso della camera a pressione è ormai largamente diffuso nelle ricerche di ecologia forestale sia per la sua facilità di applicazione che per la significatività dei risultati ottenibili. Il suo funzionamento si basa sul principio per cui, sottoponendo la foglia o il rametto a una pressione contraria alla forza con cui l'acqua simplastica viene trattenuta, è possibile provocarne la fuoriuscita dai vasi conduttori. Si rinvia a un testo di ecofisiologia vegetale la spiegazione dei concetti legati al potenziale idrico. In questa sede si vuole solo ricordare che il potenziale idrico in un organo vegetale è sempre espresso da un numero negativo, e tanto maggiore è la condizione di stress idrico quanto più basso, in termini relativi, sarà il valore del potenziale: così per provocare la fuoriuscita di acqua in una foglia soggetta a stress sarà necessario applicare pressioni positive sempre crescenti.

L'analisi che può essere realizzata per mezzo della camera a pressione è di tipo distruttivo, ovvero è effettuabile solo su foglie staccate. Sono sufficienti singole foglie o, per le conifere ad aghi piccoli, dei rametti dell'ultimo anno. Poiché fra il distacco della foglia e l'effettuazione della misura non deve intercorrere un periodo di tempo superiore a 1-2 minuti, è necessario disporre di uno strumento portatile per effettuare le misure in pieno bosco. Il potenziale idrico di una pianta presenta un tipico andamento giornaliero, per cui è necessario standardizzare le ore di osservazione per avere dati confrontabili. Per ogni seduta di osservazione è necessario effettuare un congruo numero di misure in modo da avere una media rappresentativa di quell'ora del giorno. Il numero ideale dipende ovviamente dalla variabilità del campione, ma bisogna tenere conto che la seduta non può durare più di 60 o 90 minuti altrimenti si ha un'alterazione dei dati dovuta alle condizioni ambientali (temperatura, insolazione) che cambiano nel corso della prova.

Una tipica giornata di rilievo dovrebbe iniziare prima dell'alba e concludersi al tramonto, con sedute di misurazione da compiersi ogni 2-3 ore per verificare il decorso giornaliero. Sono particolarmente significativi i seguenti due valori:

- *Predawn*: misura da effettuarsi prima dell'alba. Rappresenta la condizione di massima idratazione della foglia. Potenziali bassi in quest'ora del giorno sono indice di una scarsa capacità di ricarica, che può essere dovuta a scarsa disponibilità di acqua nel suolo o a problemi di carattere radicale.
- *Midday*: misura da effettuarsi nelle ore centrali della giornata. Rappresenta la condizione di massimo stress idrico.

Questi due valori, misurati su base mensile (quindicinale nei periodi critici), rappresentano l'andamento annuo delle condizioni di stress idrico. I valori di potenziale

idrico devono essere relazionati ai parametri climatici (temperatura, vento e radiazione solare misurati contemporaneamente ai potenziali; andamento delle piogge per il periodo precedente) e a quelli relativi alle condizioni dell'acqua nel suolo.

Per poter valutare l'effettiva presenza di una condizione di stress occorre poter posizionare i dati ottenuti su una curva pressione-volume. Si tratta di un'espressione grafica nella quale vengono posti in ordinata i valori inversi delle pressioni applicate (espressi in bar) e, in ascisse, i volumi di acqua estratti dalle foglie a seguito dell'applicazione di queste pressioni. Per costruire la curva pressione-volume è necessario partire da una foglia completamente idratata. La *figura 2.4* rappresenta una tipica curva PV di una foglia di faggio.

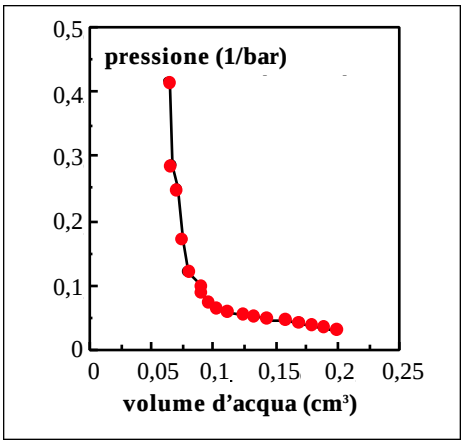


Figura 2.4 - *Esempio di curva pressione/volume per una foglia di faggio. L'inverso della pressione è indicato sull'asse y, mentre il volume d'acqua estratto si trova sull'asse x.*

Come si può vedere, la prima parte ha un andamento quasi rettilineo, dopo di che c'è un punto di flesso e un cambiamento della pendenza.

La curva PV esprime la forza con cui la foglia si oppone alla perdita di acqua ed è relativamente costante per ogni specie. Essa è influenzata dall'anatomia fogliare, pertanto variazioni nelle caratteristiche morfologiche (soprattutto spessore e peso secco specifico della foglia) possono portare a variazioni nella curva PV. Per questo è consigliabile ripeterne la misura più volte nel corso del periodo vegetativo.

b) Misura della fluorescenza fogliare. La misura della fluorescenza fornisce un'indicazione sull'efficienza del fotosistema II (PSII) e rappresenta un metodo rapido e affidabile per determinare l'insorgenza di stati di stress. I moderni fluorometri si basano sulla risposta che una foglia adattata al buio fornisce nei confronti di un impulso luminoso. L'adattamento al buio è ottenuto in pieno campo per mezzo di apposite clip. In queste condizioni il raggio luminoso provoca l'immediato innalzamento della fluorescenza da un livello iniziale (Fo) a un livello massimo (Fm), dopo di che scende nuovamente a un livello costante. La differenza fra Fm e Fo è detta Fv. Il rapporto Fv / Fm è considerato il parametro che meglio esprime lo stato di stress di una foglia. Per esempio, condizioni di stress idrico possono provocare una riduzione del valore Fv / Fm.

La riduzione di Fo può essere intesa come un danno permanente al fotosistema II.

I moderni fluorometri consentono di ottenere in breve tempo numerose misure, che possono quindi essere trattate statisticamente.

c) Altre misure ecofisiologiche. Altri parametri utili per determinare l'efficienza del comportamento ecofisiologico di una pianta sono:

- la misura dell'intensità degli scambi gassosi, con particolare riferimento alla CO_2 e all'H_2O. In particolare, la misura del vapor acqueo fornisce indicazioni sull'efficienza della traspirazione distinguendo la conduttanza stomatica (indice di apertura degli stomi) e la resistenza stomatica (indice di chiusura degli stomi); la misura dell'anidride carbonica fornisce invece informazioni sull'attività fotosintetica. Esistono in commercio strumenti (*gas analyzer*) in grado di effettuare queste misure in pieno campo;
- la misura della velocità del flusso di linfa nello xilema. Fornisce un indice di traspirazione complessiva di una pianta.

Indici di produttività della chioma. La definizione di "trasparenza" della chioma si riferisce alla densità della massa fogliare. La possibilità di misurare le fluttuazioni di massa fogliare fra un anno e l'altro può essere molto utile per verificare l'effettiva efficacia e il significato biologico delle valutazioni visive. Gli indici che qui proponiamo possono riguardare le singole piante o l'intero popolamento.

a) Indici relativi alle singole piante. Questi indici vengono misurati su campioni di rametti prelevati contestualmente, e con gli stessi criteri, alla raccolta delle foglie per le analisi chimiche. I parametri misurati sono:

- incremento medio annuo dei getti terminali;
- numero di foglie per ogni singolo getto;
- area fogliare complessiva su ogni singolo getto;
- peso secco delle foglie per ogni singolo getto;
- area fogliare e peso secco unitari.

b) Indici relativi al popolamento. La produttività di un popolamento a livello di foglie può essere misurata sulla base del peso secco prodotto o della superficie fogliare sviluppata. In quest'ultimo caso l'indice assume un significato ecofisiologico legato alla fotosintesi e prende il nome di LAI (*Leaf Area Index*). Il LAI esprime il valore di copertura della proiezione piana delle foglie riferita a unità di superficie del suolo. I due approcci sono complementari ed è possibile passare dall'uno all'altro per mezzo di alcune misure integrative.

c) Metodi basati sulla raccolta della biomassa abscissa. Si tratta di raccogliere e misurare le foglie che cadono all'interno di un determinato popolamento. Il sistema di campionamento è basato sui *litter trap*, ovvero raccoglitori che presentano una superficie di raccolta nota. I *litter trap* devono essere posizionati all'interno del bosco secondo una maglia sistematica; il loro numero dipende dalla variabilità interna al popolamento stesso. La raccolta delle foglie può essere fatta su base mensile o, nei periodi di maggior caduta, anche su base quindicinale o settimanale. Ciò consente di avere dati anche per quanto riguarda la fenologia del popolamento.

Le foglie raccolte devono essere essiccate in stufa a 60-70°C, quindi pesate con bilancia elettronica. Un sottocampione di queste sarà soggetto anche a misurazione della superficie, in modo da ottenere un dato di peso secco specifico (o area fogliare spe-

cifica) per mezzo del quale sia possibile risalire all'area fogliare dell'intero campione. I dati così ottenuti sui singoli raccoglitori e nell'insieme di questi verranno riferiti a unità di superficie, in modo da ottenere lo sviluppo reale delle foglie all'interno del popolamento.

Nel caso di popolamenti formati da piante decidue il valore così ottenuto può essere considerato rappresentativo del LAI; nel caso di piante sempreverdi dovrà essere invece valutata la frazione percentuale di foglie abscisse rispetto alla biomassa totale della chioma.

d) Metodi basati sull'impiego di strumenti automatici. Il metodo strumentale attualmente più usato è quello del LAI-*meter* LAI-2000 (LICOR). Si tratta di uno strumento che fornisce automaticamente il valore di LAI per mezzo della lettura delle condizioni di luce all'interno del popolamento. L'uso del LAI-2000 ha incontrato un generale apprezzamento perché è relativamente svincolato dalle condizioni di illuminazione del momento e consente pertanto di confrontare dati ottenuti in momenti differenti. Gli aspetti che devono essere maggiormente tenuti in considerazione in una misura di LAI sono:

- la calibrazione dello strumento secondo le condizioni di illuminazione del momento, che deve essere effettuata in uno spazio aperto sufficientemente largo, in prossimità dell'area e immediatamente prima l'effettuazione delle misure;
- l'ora di misura, che deve essere effettuata evitando il sole battente (è consigliabile il primo mattino o il tardo pomeriggio);
- il numero di repliche, da 2 a 4 nel medesimo giorno, per ogni area di saggio;
- il numero di misure da effettuare all'interno dell'area di saggio (tale aspetto è ovviamente determinato dalla variabilità interna del popolamento).

2.4.1.3 Stato del fogliame

Generalità. Lo stato del fogliame è un importante indice delle condizioni della pianta nei confronti di carenze nutrizionali, attacchi parassitari, eventi meteorici, effetti diretti di contaminazione in forma acuta.

Esistono alcune problematiche generali che occorre tenere presenti nel momento in cui ci si accinga a intraprendere una campagna volta alla descrizione e valutazione dello stato del fogliame del o dei siti oggetto di interesse. Innanzitutto, sia le caratteristiche esterne (colore, forma, dimensioni, lesioni, stato delle cuticole) che quelle interne (per esempio contenuto in nutrienti) sono largamente dipendenti da specie, sito, posizione della pianta nel bosco, posizione della foglia sulla pianta ed età della foglia. Ciò impone procedure di campionamento che definiscano tempi e modalità di prelievo dei campioni, necessità di repliche e criteri interpretativi. Esistono ormai protocolli ben standardizzati a cui far riferimento: per esempio, per indagini estensive è bene che il campionamento avvenga quando le foglie sono completamente sviluppate e prima dei fenomeni naturali di senescenza. In genere, il mese di agosto può considerarsi adatto. Per indagini intensive, il campionamento è pilotato dagli scopi: volendo seguire lo sviluppo stagionale di un fenomeno, campionamenti successivi effettuati con cadenza temporale rappresentano il sistema più appropriato (Ferretti *et al.*, 1990, 1992).

Lo stato del fogliame può essere descritto speditivamente mediante osservazioni

visive delle foglie sull'albero o di campioni di foglie appositamente raccolti oppure attraverso indagini più accurate di natura eco-fisiologica. Si distinguono quindi gli indicatori visivi da quelli non visivi; ovviamente, esiste una certa sovrapposizione in quanto le dimensioni del fogliame possono essere descritte in termini comparativi (per esempio un albero ha le foglie più grandi di un altro) oppure misurate in senso assoluto (per esempio la superficie media delle foglie dell'albero considerato è 10±2,1 cm^2).

Indicatori visivi. L'aspetto macroscopico del fogliame può essere descritto attraverso il colore, la forma, le dimensioni e la presenza di lesioni di varia natura.

a) Colore del fogliame. Il colore del fogliame può variare da specie a specie e, all'interno della stessa specie, anche tra alberi vicini in relazione al loro genotipo e al loro stato. Alterazioni nel colore del fogliame sono definite come deviazioni dal normale colore delle foglie della specie considerata. Esse sono quindi descrivibili dal tipo di alterazione, dalla sua diffusione sulla chioma e dalla sua localizzazione a livello di chioma, ramo e foglia.

Il tipo identifica il senso direzionale di cambiamento del colore. Eichorn *et al.* (1996) distinguono: giallo; rosso / marrone, grigio, blu, bronzo e una generica categoria altri. La diffusione indica la frequenza sulla chioma fogliata dell'alterazione cromatica eventualmente registrata e viene generalmente stimata con classi percentuali. La localizzazione può essere definita a livello di chioma (per esempio parte superiore, inferiore, periferica, foglie sparse), di ramo (foglie correnti o foglie più vecchie) e di foglia (a macchie, apicale, internervale, marginale, sull'intera foglia).

Il colore del fogliame è quindi descritto propriamente allorquando si individui il tipo, ovvero ogni deviazione dal colore atteso per quella data specie in quella fase di sviluppo del fogliame, l'estensione di eventuali alterazioni del colore sull'insieme del fogliame, il *pattern* di distribuzione a livello di singola foglia, l'età del fogliame interessato e la sua distribuzione sull'albero.

Accanto a valutazioni di questo tipo, le osservazioni possono essere effettuate in riferimento ad appositi standard (per esempio secondo il sistema MUNSELL; Ferretti *et al.*, 1996b), in cui l'identificazione di campioni *off-color* può essere effettuata analiticamente nella fase di elaborazione dei dati.

b) Forma. Accanto alle varie forme che un organo fogliare può assumere naturalmente (aciculare, espansa, squamiforme), acquistano particolare importanza nelle latifoglie le deformazioni che possono essere generate da fattori diversi. Particolarmente frequenti sono gli arrotolamenti della lamina parallelamente alla nervatura principale con l'esposizione della pagina inferiore (foglie concave, *curling*) o superiore (foglie convesse, *bending*), l'arrotolamento perpendicolarmente alla nervatura principale (*rolling*), la deformazione disordinata della lamina fogliare e la torsione del picciolo (*stalk twisting*) (Ferretti, 1994; Eichorn *et al.*, 1996). Una descrizione adeguata del fenomeno deve perciò considerare il grado del fenomeno (da lieve alterazione a forte), la sua estensione sulla chioma e la sua causa apparente.

c) Dimensioni. Anche le dimensioni del fogliame sono largamente variabili, specialmente in specie a elevata variabilità intrinseca come quelle del genere *Quercus*. Le dimensioni del fogliame sono meglio descritte allorquando se ne specifichi il tipo (per esempio normali, evidentemente ridotte, evidentemente ingrandite, entrambi i casi

presenti contemporaneamente sulla stessa pianta), la frequenza di eventuali anomalie, l'età del fogliame interessato dalle anomalie ed eventuali cause.

Una ricognizione nell'area aiuta a stabilire le dimensioni medie delle foglie degli alberi ivi presenti. Alberi con foglie decisamente (50%) superiori o inferiori a tali dimensioni medie vengono classificati rispettivamente come alberi con foglie evidentemente ingrandite o ridotte.

Nella valuazione in campagna questo è un indice problematico, generalmente con riproducibilità bassa, tranne casi eclatanti e ovvi.

d) Lesioni. Le lesioni alle foglie possono manifestarsi sotto forma diversa. In genere si distinguono manifestazioni iperplastiche (per esempio galle), rosure di insetti, maculature dovuti ad agenti diversi, mancanza di intere porzioni di foglie a causa di eventi diversi, patine dovute all'azione di funghi. Così come per gli altri sintomi, una descrizione accettabile dovrebbe individuare il tipo (per esempio: fori, margini sfrangiati, perdita di ampie parti, maculature dovute alla presenza di altri organismi, bollosità), la frequenza di accadimento e l'età del fogliame interessato.

Indicatori non visivi. a) Indici fogliari (*tabella 2.7*). L'esame di vari indici fogliari può dare informazioni circa lo stato di stress della pianta, in particolare su eventuali condizioni di stress idrico. Per questo scopo è necessario che le foglie vengano raccolte e, immediatamente, poste in sacchetti di plastica sigillati in modo che non perdano acqua durante il trasporto. I campioni, conservati in borsa frigorifera, devono giungere al laboratorio nel giro di 24 ore. L'ora di raccolta può essere molto importante soprattutto per gli indici basati sul calcolo del contenuto idrico.

FW	***Fresh Weight* (peso fresco)** Viene misurato per mezzo di bilancia elettronica su un congruo numero di foglie, variabile secondo gli scopi che vengono prefissi. Serve come base per il calcolo di vari indici.
DW	***Dry Weight* (peso secco)** È ottenuto previa essiccazione del campione precedente in stufa a 60-70°C per 3 giorni o fino a peso costante. È un indice di produttività e serve come base per il calcolo di altri indici.
LA	***Leaf Area* (area fogliare)** Viene misurata preferibilmente su campione fresco (in quanto durante l'essiccazione si ha un certo ritiro) per mezzo di un apposito strumento detto areometro. In mancanza di questo, si può ricorrere a un analizzatore d'immagine, al planimetro o all'uso di carta millimetrata. Questo parametro è di facile impiego nelle latifoglie, mentre nelle conifere esso assume il significato di "proiezione piana degli aghi". È un indice ecologico e di produttività, e serve come base per il calcolo di altri indici.
LT	***Leaf Thickness* (spessore fogliare)** Viene misurato su sezioni di singole foglie. Frammenti di lembo fogliare di circa 5x5 mm vengono conservate fresche in formalina e quindi, nel giro di pochi giorni, vengono ottenute sezioni 20-40 µm di spessore. Queste vengono misurate per mezzo di microscopio provvisto di oculare con reticolo micrometrico. Possono

(segue)

	venire misurati separatamente gli spessori dei singoli tessuti. Lo spessore è considerato un indice ecologico e serve come base per il calcolo di altri indici.
TW	***Turgor Weight*** **(peso fresco a pieno turgore)** Si ottiene tenendo immerse le foglie in acqua deionizzata per 24 ore in assenza di luce, in modo che tutti i tessuti siano completamente idratati. Serve come base per il calcolo di altri indici.
SDW	***Specific Dry Weight*** **(peso secco specifico)** **DW/LA** Rappresenta la quantità di materia secca per unità di superficie. È un indice ecologico e segnala la presenza di modificazioni sclerofilliche come conseguenza di stress idrici o di altra natura.
SLA	***Specific Leaf Area*** **(area fogliare specifica)** **LA/DW** È rappresentato dal valore inverso di SDW.
SFW	***Specific Fresh Weight*** **(peso fresco specifico)** **FW/LA**
STW	***Specific Turgor Weight*** **(peso fresco specifico a pieno turgore)** **TW/LA**
WC	***Water Content*** **(contenuto percentuale di acqua)** **[1-(DW/FW)]*100** Indica il contenuto reale percentuale dell'acqua libera presente nel simplasto e nell'apoplasto rispetto al peso fresco della foglia. Messo a confronto con altri indici può essere considerato un indicatore ecologico e/o di stress idrico.
TWC	***Turgor Water Content*** **(contenuto percentuale di acqua nella foglia a pieno turgore)** **[1-(DW/TW)]*100** Indica il contenuto potenziale percentuale di acqua libera rispetto al peso fresco a pieno turgore della foglia. Messo a confronto con altri indici può essere considerato un indicatore ecologico e/o di stress idrico.
RWC	***Relative Water Content*** **(contenuto relativo di acqua)** **[(FW-DW)/(TW-DW)]*100** Indica il contenuto reale percentuale di acqua rispetto al contenuto potenziale. È un indice di stress idrico.
LV	***Leaf Volume*** **(volume fogliare)** **LA*LT** Serve come base per il calcolo di altri indici. La formula indicata è valida per le latifoglie. Nelle conifere è necessario ricorrere a modelli, calcolati *ad hoc* per ciascuna specie, per mettere in relazione la lunghezza dell'ago con il tipo di sviluppo del perimetro.
DMC	***Dry Matter Concentration*** **(concentrazione di materia secca)** **DW/LV** È un indice ecologico.
IS	***Intercellular Spaces*** **(percentuale di spazi intercellulari)** Si può misurare esaminando con carta millimetrata delle immagini ottenute al microscopio, oppure per mezzo di analizzatore d'immagine. È un indice ecologico.

Tabella 2.7 - *Indici fogliari.*

Occorre comunque sottolineare che gli indici proposti non hanno valore assoluto in sé, ma devono essere contestualizzati (ovvero posti in relazione ad altri indici) oppure se ne deve seguire l'andamento su base stagionale e/o giornaliera. Per esempio:

- il peso secco specifico è normalmente relazionato all'area fogliare (con una relazione inversa) e allo spessore (relazione diretta), nonché al contenuto idrico (relazione inversa);
- il peso secco specifico ha normalmente una variazione stagionale con massimi valori alla fine del periodo secco;
- il contenuto relativo d'acqua può variare su base giornaliera. Un basso RWC (contenuto relativo di acqua), soprattutto se rilevato nelle prime ore del mattino, può indicare difficoltà di rifornimento idrico. Tale condizione di stress potrà essere relazionata con bassi valori di potenziale idrico. D'altra parte, un alto valore di RWC accompagnato da un valore basso di WC (contenuto percentuale di acqua) e TWC (contenuto percentuale di acqua nella foglia a pieno turgore) può indicare la presenza di adattamenti sclerofillici tesi a massimizzare l'economia dell'acqua. In questo caso ci dobbiamo aspettare alti valori di SDW (peso secco specifico) e DMC (concentrazione di materia secca).

Per la realizzazione di una prima indagine esplorativa è consigliabile effettuare un campionamento durante tutto l'anno (per le specie decidue sarà sufficiente considerare il periodo vegetativo) con frequenza mensile (quindicinale nei periodi critici per aridità). I prelievi dovrebbero essere effettuati due volte al giorno: alle prime luci dell'alba (meglio se un po' prima) e nelle ore più calde. Per le modalità di campionamento si fa riferimento a quelle seguite per l'analisi chimica delle foglie.

Il numero di alberi campionati e il numero di foglie per albero deve essere tale da avere una sufficiente rappresentazione statistica.

In tal modo sarà possibile evidenziare eventuali periodi critici su cui focalizzare l'attenzione. Per esempio, nelle conifere di montagna non necessariamente il periodo critico per lo stress idrico corrisponde all'estate. Molto importanti possono essere i periodi di aridità fisiologica invernale, durante i quali si può avere una certa traspirazione cuticolare (anche in seguito a lesioni alle cere causate da esposizioni estive a ozono) non compensata da un'adeguata ricarica dal suolo.

b) Indici anatomici, istochimici e ultrastrutturali. L'uso del microscopio nelle indagini sulle condizioni dei boschi può fornire informazioni utili sulla natura e sulla dinamica di un eventuale danno a livello fogliare. Tuttavia occorre evidenziare che, da un'analisi attenta della ricca casistica riportata nella letteratura scientifica, non esistono sintomi specifici che possano far risalire con certezza a un determinato agente causale. In realtà il comportamento di piante soggette a condizioni di stress è sempre molto simile e le difese attive che esse pongono in atto consentono di affrontare più di un agente avverso. Per questo è molto importante operare il campionamento in condizioni note (età e dimensioni dell'albero, posizione della foglia sull'albero, età della foglia o dell'ago nelle specie sempreverdi, data e ora di campionamento, condizioni climatiche ed edafiche del sito ecc.) in modo da disporre di una chiave d'interpretazione. È molto utile inoltre associare all'analisi microscopica altre informazioni di carattere biologico ed ecologico (indici fogliari di stress, indici ecofisiologici, stato della chioma, stato nutrizionale ecc.).

La presente esposizione non ha lo scopo di fornire informazioni dettagliate di tecni-

ca microscopica, per le quali rimandiamo a trattati specializzati, bensì quello di individuare una serie di parametri utili, il loro possibile significato ecologico e le difficoltà interpretative che possono esserne connesse.

c) Informazioni ritraibili per mezzo del Microscopio Ottico. Le informazioni riguardano i seguenti aspetti.

- Anatomia. È noto che in condizioni di stress aumentano le caratteristiche di sclerofillia, con l'incremento dello spessore totale (dovuto soprattutto all'ispessimento dei tessuti del mesofillo) e la riduzione di spazi intercellulari nella foglia. Tali adattamenti possono derivare dall'esposizione a inquinanti in forma cronica, ma anche da stress idrici, nutrizionali e forti radiazioni luminose. Un aspetto anatomico importante soprattutto negli aghi di conifere è rappresentato dal collabimento delle cellule cribrose all'interno della guaina del fascio. Si tratta di un sintomo collegabile a processi d'invecchiamento.
- Analisi della fluorescenza primaria. La fluorescenza primaria fornisce informazioni sull'integrità della clorofilla, e quindi sulla capacità fotosintetica. La degenerazione della clorofilla può essere indotta da stress della natura più varia, oltreché dai normali processi d'invecchiamento. Può essere utile osservare l'eventuale pattern di degenerazione: se le prime a essere interessate sono le cellule in prossimità degli stomi, è possibile che il danno sia prodotto da un agente presente nell'atmosfera; se la degenarazione parte dalla prossimità dei fasci, è più probabile che la responsabilità sia legata ad agenti edafici o comunque inerenti al trasporto. Nelle latifoglie il danno da ozono interessa per prime le cellule del mesofillo a palizzata.
- Fenoli, tannini, lignina. I metaboliti secondari sono collegati a numerosi processi di difesa e detossificazione. L'accumulo di sostanze di natura fenolica (fra cui i tannini) nelle cellule del mesofillo e dell'epidermide e l'impregnazione della parete sono risposte aspecifiche nei confronti di diversi tipi di danno: carenze idriche e nutrizionali, esposizione a forti radiazioni solari e in particolare ai raggi UV-B, spray salini, varie forme di inquinamento. La lignificazione delle pareti può essere considerata il risultato ultimo del processo di impregnazione di fenoli e può essere considerata un adattamento sclerofillico. La lignificazione è per altro collegata all'attività delle perossidasi apoplastiche (anch'esse indice aspecifico di stress di tipo ossidativo), che possono essere messe in evidenza con appropriate tecniche istochimiche. Fenomeni di "delignificazione" degli stomi nelle conifere sono stati osservati come conseguenza di fumigazioni con elevate concentrazioni di SO_2.
- Sostanze grasse. L'accumulo di sostanze grasse nel citoplasma può essere collegato alla degenerazione dei cloroplasti e / o del reticolo endoplasmatico. Si tratta di un sintomo descritto in relazione alla patologia da ozono, ma può derivare anche dai normali processi di invecchiamento e / o senescenza precoce in seguito a fattori di stress ambientale. Fra le sostanze grasse, riveste molta importanza la cutina, che costituisce uno strato protettivo all'esterno della parete dell'epidermide. L'ispessimento dello strato cuticolare può essere considerato un adattamento di tipo protettivo. Una delle principali alterazioni imputate all'azione dell'ozono consiste nell'incremento di permeabilità della cuticola: oltre a un incremento non controllato della traspirazione cuticolare, la foglia si impoverisce in tal modo di ioni K^+.
- Pareti. L'ispessimento delle pareti, non solo a livello di epidermide ma anche nel

mesofillo, è un aspetto che può essere considerato nel quadro degli adattamenti sclerofillici.

- Amido. L'accumulo di granuli di amido nei cloroplasti può essere interpretato come conseguenza di problemi di trasporto a livello dei vasi cribrosi. Generalmente in questo caso i vasi sono ostruiti da callosio. Anche questo comportamento è stato descritto come aspetto della sintomatologia da ozono, ma può essere imputato anche a problemi di trasporto.
- Calcio. La presenza di calcio, in forma di cristalli di ossalato, al livello delle pareti dell'epidermide è considerata un meccanismo di detossificazione ed è collegata a processi di invecchiamento.

d) Informazioni ritraibili per mezzo del Microscopio Elettronico a Trasmissione (TEM). Tutti gli aspetti sopra descritti possono essere messi in evidenza con maggiore efficacia per mezzo del TEM. Comunque il TEM è stato finora usato soprattutto per lo studio delle alterazioni che avvengono a livello dei cloroplasti. La perdita di struttura del grana e il rigonfiamento di singoli tilacoidi sono sintomi descritti come conseguenza di fumigazioni con ozono e altri inquinanti, ma possono essere indotti da qualunque altro agente che provochi la degenerazione della clorofilla. In linea generale, essi possono essere considerati legati a fenomeni di senescenza. La degenerazione dei cloroplasti è di regola accompagnata dall'incremento di plastoglobuli. La granulazione dello stroma è stata descritta come sintomo specifico del danno da ozono.

e) Informazioni ritraibili per mezzo del Microscopio Elettronico a Scansione (SEM). Il SEM è stato largamente usato nei primi studi sugli effetti degli inquinanti sugli alberi. Infatti i rivestimenti cerosi delle superfici degli aghi delle conifere, e soprattutto i reticoli cerosi epistomatici, hanno dimostrato un'elevata sensibilità agli inquinanti, tanto che la valutazione dello stato di tali reticoli è stata considerata a lungo come un possibile mezzo di biomonitoraggio. Attualmente è ritenuto che la degenerazione delle strutture di protezione degli stomi nelle conifere non è necessariamente legata all'azione di sostanze tossiche, essendo numerosi i fattori ambientali e antropici che possono causare questo effetto. Tuttavia l'osservazione delle condizioni delle cere, se rapportata alla misura dei possibili fattori ambientali influenti, può ancora essere considerata un indice delle condizioni della pianta.

Non esiste a tutt'oggi alcuna evidenza di un analogo comportamento nelle cere delle latifoglie.

f) Proposte per una quantificazione del danno microscopico. Il limite principale delle analisi microscopiche è quello di fornire un dato che è di regola qualitativo. In tal modo è possibile osservare e descrivere i processi biologici che avvengono a livello cellulare, ma è assai difficile distinguere quantitativamente fra differenti campioni e disporre di numeri idonei per l'analisi statistica. Per ovviare a questo inconveniente sono stati proposti vari metodi, a cui accenneremo solo brevemente:

- per l'analisi al SEM sono state proposte classi proporzionali di danno stomatico, che consentono il calcolo di un indice complessivo di danno. Trumbacher e Eckmüllern (1997) hanno proposto 5 classi sulla base della superficie stomatica danneggiata (classe 1: fino al 20%; classe 2: 21-40%; classe 3: 41-60%; classe 4: 61-80%; classe 5: >80%);
- per l'analisi al TEM sono stati proposti sistemi di misura di alcuni parametri dimensionali dei cloroplasti e dei singoli tilacoidi, essendo questi gli organuli maggiormente sensibili agli stress ambientali;

- per l'analisi al microscopio ottico sono state effettuate misure relative a cellule intere (per esempio, percentuale di cellule collassate nel mesofillo);
- infine, per quanto riguarda l'analisi istochimica, sono in corso di studio delle metodiche collegate all'analisi dell'immagine.

Per poter ottenere dati adatti a un trattamento statistico è necessario partire dalla progettazione di un idoneo sistema di campionamento.

Analisi chimica. L'analisi chimica delle foglie o diagnostica fogliare (*foliar diagnosis*) è uno strumento di facile uso per evidenziare anomalie nel rifornimento di nutrienti della pianta e/o eventuali fenomeni di accumulo sia di nutrienti classici (per esempio azoto) che di contaminanti (metalli in traccia). Il metodo è basato sull'analisi chimica di campioni fogliari e conseguentemente ci sono due aspetti che necessitano grande attenzione: l'adeguata procedura di raccolta, identificazione, trasferimento e conservazione dei campioni e l'adeguata procedura di trattamento, analisi e *reporting*.

L'obiettivo delle analisi fogliari è quello di valutare lo stato nutrizionale degli alberi, descriverne le variazioni nel tempo in funzione del chimismo ambientale e in relazione ai cambiamenti delle condizioni del bosco e della sua età.

a) Metodi. I criteri di base proposti sono quelli del Regolamento UE 1091/94 già descritti nel Cap. 1.3. Il campionamento sulle specie decidue deve essere effettuato quando le foglie sono completamente sviluppate e prima del comparire dell'ingiallimento autunnale. Ciò indica che (per esempio) per il faggio il campionamento va effettuato tra la metà di luglio e la fine di agosto. Tuttavia, precedenti esperienze (Le Tacon e Toutain, 1973; Ferretti *et al.*, 1990; Bussotti *et al.*, 1995) consigliano di limitare il campionamento al solo mese di agosto per le specie decidue. Il campionamento delle sempreverdi andrebbe effettuato durante il periodo di riposo vegetativo (Regolamento UE 94/1091) da definirsi zona per zona. Ciò per molte aree europee significa che il campionamento delle sempreverdi deve essere effettuato d'inverno.

Gli alberi da selezionare dovrebbero essere rappresentativi delle condizioni ecologiche medie della particella ed essere appartenenti allo strato dominante o codominante nei boschi fitti e comunque compresi nel ±20% dell'altezza media degli alberi dominanti in caso di boschi radi.

Le modalità del prelievo variano in relazione alla taglia degli alberi. È possibile indicare fino da ora due metodi di riferimento: mediante svettatoio nel caso di alberi di dimensioni non superiori ai 10-12 m; mediante arrampicatura sulla chioma per gli alberi di dimensioni maggiori. Altri metodi come lo *shooting*, attraverso il quale i rami vengono abbattuti a fucilate, hanno un basso *appeal* ecologico.

Per ciascuna pianta dovrebbero essere prelevati campioni di foglie scelti tra quelle di luce localizzate nel terzo superiore della chioma. Per le specie decidue il campionamento interesserà ovviamente solo le foglie dell'anno; per le sempreverdi possono essere campionate sia le foglie dell'anno (correnti) che quelle dell'anno precedente (corrente + 1). È importante che le foglie siano completamente sviluppate, non appartengano a flussi successivi rispetto a quello primaverile e siano esenti da lesioni di qualsiasi natura.

I campioni devono rappresentare tutte le principali orientazioni (nord, est, sud, ovest) nell'ambito degli alberi campioni: la maniera più semplice e sicura per fa-

re ciò e raccogliere da ogni albero 4 campioni corrispondenti agli orientamenti cardinali.

La quantità di foglie necessaria alle analisi dei parametri obbligatori per il Livello II (N, S, P, Ca, Mg, K, Fe, Mn, Zn, Cu) è di 30 g. Al fine di permettere misure addizionali (altri elementi, superficie fogliare, peso fresco e peso secco) raccomandiamo di prelevare almeno 50 g di foglie per ciascun albero e tipo (foglie correnti, foglie di 1 anno) di campione.

Il campione sarà fisicamente costituito da una busta di plastica traforata (nel caso di foglie umide) o di carta (nel caso di foglie asciutte) contenente il totale dei 4 campioni di ciascun albero e sul quale sarà riportato con grande attenzione il codice identificativo del campione. I campioni dovranno essere trasmessi al laboratorio di analisi prima possibile: tuttavia i campioni possono essere essiccati all'aria e conservati in buste di plastica traforate in luogo freddo e pulito. Nel caso la campagna di prelievo imponga di dover viaggiare tra un'area di saggio permanente e l'altra senza possibilità di stoccare il materiale, i campioni dovranno essere mantenuti in una borsa termica per tutto il periodo di lavoro. In laboratorio sarebbe preferibile stoccare un'aliquota del campione per future analisi.

b) Preparazione del campione e analisi. Generalmente i campioni di foglie devono essere sottoposti a trattamento prima di procedere alla determinazione chimica dell'elemento considerato. La preparazione è in genere tipica per i vari elementi, anche se per esempio vari metalli possono subire lo stesso processo di digestione (UN-ECE, 1994). Similmente, anche le procedure analitiche sono elemento-specifiche. Una lista di metodiche è proposta da UN-ECE (1994).

2.4.1.4 Stato della ramificazione

Lo sviluppo della ramificazione fornisce utili indicazioni sul vigore di accrescimento della pianta e delle sue condizioni generali e testimonia eventuali danni subiti dall'albero a causa di eventi diversi: come risposta a tali sollecitazioni, l'architettura di base della pianta è in continua variazione.

Nel presente contributo si illustreranno i concetti e le definizioni di portamento degli alberi, la dinamica dei flussi di crescita della ramificazione e le modificazioni dell'architettura di base; in seguito si descriveranno, sulla base delle ricerche sviluppate relativamente al problema del "deperimento delle foreste", i metodi di riconoscimento delle alterazioni e di rilevamento dello stato della ramificazione. Verranno infine considerati altri indicatori, come la presenza di lesioni e di rami di sostituzione.

Portamento, forma e flussi di crescita. Ogni albero ha un portamento o *habitus* tipico, controllato geneticamente e specifico attributo della specie, definito dal complesso del fusto, dei rami e dei rametti in connessione con la dinamica di accrescimento e di ramificazione ("modello architetturale dell'albero"), Oldeman, 1979. Brown (1975), puntando l'attenzione sugli aspetti fisiologici connessi agli ormoni di crescita e di conseguenza sui problemi del "controllo apicale", distinse la ramificazione escurrente, dove il fusto principale sorpassa i rami laterali dando origine a una chioma a forma conica a base larga (specie monopodiali: molte conifere e latifoglie come frassino, acero e faggio, in Schutt e Koch, 1983) da quella decurrente o deliquescente, quando i rami laterali crescono più o tanto quanto il getto terminale dando origi-

ne a chiome larghe ed espanse (specie simpodiali: tiglio, olmo, castagno, ontano, carpino, betulla, in Schutt e Koch, 1983).

Nelle zone temperate l'accrescimento degli alberi può avvenire con un ritmo annuale, costante e ben marcato, oppure, oltre al normale accrescimento primaverile, si può verificare anche un flusso intra-annuale irregolare, più o meno netto. In questo secondo caso i germogli hanno carattere policiclico e l'accrescimento primaverile (ciclo primario) si differenzia dai cicli successivi (cicli secondari). Altri Autori (Schutt e Koch, 1983), sulla base della formazione della gemma terminale, distinguono quattro categorie di comportamento di crescita del germoglio:

- flusso singolo di crescita terminale, seguito dalla formazione della gemma terminale in riposo;
- flussi ricorrenti di crescita terminale, seguiti dalla formazione della gemma terminale alla fine di ciascun flusso;
- flusso di crescita seguito dall'abscissione della parte superiore del germoglio,
- flusso di crescita prolungato che produce tardivamente le foglie appena prima della formazione della gemma terminale; la gemma terminale può anche abortire.

Modificazioni del portamento. Gli alberi sono sottoposti continuamente, durante tutte le fasi di sviluppo, a numerose influenze, intrinseche e ambientali: di conseguenza, forme simili possono svilupparsi in più modi per variazione dell'*habitus* di ramificazione iniziale.

Tra i cambiamenti legati a fattori intrinseci si possono ricordare i cambiamenti legati all'ontogenesi: tutti gli alberi legnosi forestali possiedono l'*habitus* di crescita escurrente per un certo periodo durante il loro sviluppo iniziale; il passaggio alla forma decurrente varia con la specie ed è influenzato dal vigore, dalla competizione e dai modelli riproduttivi. Con il passaggio dagli stadi giovanili a quelli adulti, il cambiamento di *habitus* può essere associato anche a differenze nella forma delle foglie e nella loro disposizione lungo il fusto (fillotassi), nella conservazione delle foglie da parte della porzione più bassa e interna della chioma, nel cambiamento del rapporto tra brachiblasti (o getti corti normalmente sviluppati da gemme localizzate lungo il ramo) e macroblasti (o getti lunghi sviluppati da gemme terminali) a favore dei primi.

Tra i fattori esterni si possono ricordare:

- l'intensità luminosa: a deboli intensità luminose è favorito l'accrescimento dei getti laterali, determinando una forma appiattita della chioma; nel caso opposto (forti intensità luminose) è favorito l'accrescimento in altezza (Nicolini e Caraglio, 1994; Parent e Messier, 1995);
- le ferite della gemma apicale e i danni parassitari ai quali la pianta reagisce con la formazione di getti supplementari (Collin *et al.*, 1994);
- le disponibilità di acqua ed elementi nutritivi nel suolo che possono indurre accrescimenti policiclici (Thiebaut *et al.*, 1990a). Molto importanti, ai fini diagnostici dello stato della ramificazione e per ricerche connesse quali per esempio sviluppo e ripartizione della biomassa, allocazione degli elementi nutritivi durante la stagione vegetativa, sono la definizione concettuale, la descrizione delle peculiarità e il successivo riconoscimento, in campagna e su campioni freschi, dei getti formati durante i cicli secondari.

Tipo di accrescimento	Flussi di crescita	Classificazione in base alla posizione del getto di accrescimento		Classificazione sul ritmo di accrescimento
		secondo Champagnat, 1961	secondo Marcet, 1975 Roloff, 1987	secondo Thiebaut, 1990
1. Con riposo vegetativo e formazione della gemma di fine ciclo	accrescimento dell'anno	accrescimento regolare		ciclo primario
1.1 Accrescimento nell'anno oltre il normale accrescimento primaverile	apicale	getto di San Giovanni - Lamma's shoot	accrescimento prolettico	accrescimento prolettico= ciclo secondario
	laterale	accrescimento prolettico	accrescimento prolettico	accrescimento sillettico (ciclo primario e secondario)
2. Senza riposo vegetativo e assenza della gemma di fine ciclo	apicale	accrescimento libero		accrescimento sillettico
	laterale	accrescimento sillettico	accrescimento sillettico	accrescimento sillettico

Tabella 2.8 - *Definizione dei diversi modi di accrescimento nelle piante nella regione temperata (ri - preso e modificato da Thiebaut, 1990a, 1990b).*

Le definizioni concettuali dei diversi tipi di accrescimento, date da differenti Autori sono riassunte nella *tabella 2.8.*

Sulla base di studi anatomici, gli Autori moderni (Thiebaut *et al.*, 1990a, 1990b; Marcet 1975, 1985; Roloff 1987) riconoscono una sostanziale differenza tra getto primaverile e getti successivi (ciclo primario e ciclo secondario), ma non tra i successivi cicli secondari ripetuti: da qui l'abbandono delle vecchie dizioni quali "getto di S. Giovanni" e "rami anticipati" (Champagnat *et al.*, 1961).

Per le descrizioni delle caratteristiche differenziali dei tipi di getti prodotti dai due cicli ci si baserà sugli studi compiuti sul faggio (Thiebaut *et al.*, 1990a, 1990b). In questa specie le modalità di crescita variano da un individuo a un altro, secondo l'età e i fattori nutrizionali, ma si tratta dello stesso schema di sviluppo: cioè, i fattori nutrizionali influenzano la frequenza del fenomeno e la sua consistenza; inoltre, nei faggi giovani la comparsa del ciclo secondario sembra più influenzato dalla disponibilità nel suolo di elementi nutritivi e acqua, mentre nei faggi adulti il fenomeno è più raro e sembra essere più legato a eventi traumatici. In alcune specie i cicli secondari si possono ripetere più volte nell'arco della stagione vegetativa: la farnia mostra normalmente una ripetizione dei cicli supplementari in settembre,

numerose altre specie (aceri, tigli) possono riprendere per qualche giorno o settimana la crescita interrotta (Champagnat, 1961). Generalmente questo secondo periodo di accrescimento è corto e non si formano ramificazioni poichè risulta interessata solo la gemma apicale.

Il passaggio da ciclo primario a ciclo secondario nel faggio è marcato da modificazioni morfologiche e architetturali importanti relative alla disposizione degli organi e alla forma delle foglie (*tabella 2.9*)

Caratteri morfologici	Ciclo primario	Ciclo secondario
stipole	allungate	allargate, in forma di scaglie
foglie		
forma	regolare, lanceolata	irregolari, arrotondata
colore	verde scuro	verde chiaro
bordo della lamina	regolarmente dentellato, piano	irregolarmente dentellato, ondulato
apice	appuntito	arrontondato
base della lamina	dissimetria poco marcata	dissimetria molto marcata
pelosità	bordo della lamina glabro sulle due facciate	bordo della lamina peloso sulle due facciate, soprattutto la parte inferiore

Tabella 2.9 - *Differenze morfologiche delle foglie dei cicli primario e secondario nel faggio (ripreso e modificato da Thiebaut, 1990a, 1990b).*

Sulla valutazione delle chiome da terra avranno notevole peso sia le differenti modalità di esplorazione dello spazio dei due getti, e di conseguenza dell'utilizzazione da parte delle foglie dell'energia luminosa (plagiotropico nel primo ciclo e ortotropico nel secondo), sia l'accentuata eterofillia tra i due cicli:con foglie di forma varia da irregolare ad arrontondata, di colore verde chiaro e con fillotassia spiralata nei cicli secondari, con foglie di forma regolare lanceolata, di colore verde scuro e con fillotassia distica nel ciclo primario.

Strategie di conquista dello spazio aereo e classificazioni della vitalità. Direttamente derivati dagli studi sull'architettura delle chiome sono le osservazioni sulle modificazioni della ramificazione indotte da fattori ambientali che generano nella pianta condizioni di stress o declino e di conseguenza una riduzione di vitalità. Tali studi si sono concentrati dapprima su faggio (Roloff 1987, 1988, 1989a; Schutt e Summerer, 1983; Stribley 1993; Woodcock *et al.*, 1995), rovere, farnia (Roloff, 1989b), abete rosso (Kuhl, 1985; Lesinski e Westman, 1987; Gruber, 1989; Hanisch e Kilz, 1990), abete bianco (Gruber, 1995a, 1995b), pino silvestre (Hanisch e Kilz, 1990; Niehaus, 1989) e larice (Schutt e Schill, 1985); si sono poi estesi ad altre specie forestali – ontano nero, carpino bianco, frassino maggiore, ciliegio, betulla, acero di monte, sali-

cone, tiglio (Westman, 1989; Roloff, 1989c) – e infine alle specie mediterranee – cerro, roverella, leccio, pino domestico (Bussotti *et al.*, 1993; Clauser e Gellini, 1986; Cenni *et al.*, 1995; Ferretti, 1994).

In relazione alle modalità di espansione nello spazio aereo della ramificazione, in quest'ultima tipicamente si possono distinguere, sull'esempio del faggio, due tipi di rami (Thiebaut, 1981):

- rami di esplorazione: con notevole sviluppo ed elevata attitudine alla ramificazione. Nel faggio i rami più lunghi portano 6-10 gemme laterali ben sviluppate e disposte all'ascella delle foglie; rappresentano in peso secco il 63% della ramificazione prodotta nell'anno vegetativo, ma portano soltanto il 23% in peso secco delle foglie verdi;
- rami di sfruttamento: rami piccoli formati da 3 a 5 internodi corti, con foglie che sembrano disposte sul rametto in modo fascicolato. Sono provvisti di gemma terminale, ma non sempre di gemme laterali. Nel caso siano presenti, queste gemme possono rimanere allo stato di abbozzo gemmario e non dare origine a ramificazione. Per il loro elevato numero e per la presenza di numerose foglie, questi rametti contribuiscono ad aumentare notevolmente la superficie fotosintetizzante dell'albero: essi, pur rappresentando solo il 37% in peso secco della ramaglia annuale, portano il 77% in peso secco delle foglie.

Questo modello di base delle fasi di crescita può essere ritenuto generalmente valido per tutte le specie arboree finora studiate ed è possibile applicarlo nella lettura da terra della chioma degli alberi. Con tale metodologia è possibile definire, sulla base della struttura della ramificazione, quattro differenti modelli di crescita: esplorazione, degenerazione, stagnazione e distruzione. Ognuna di queste fasi porta a una struttura della chioma molto differente e consente di stabilire una chiave di determinazione della vitalità della pianta. I cambiamenti nella struttura della chioma sono causati interamente da processi a lungo termine e sono per la maggior parte legati a un decremento significativo della lunghezza dei getti. Alle quattro fasi di accrescimento sono state accoppiate quattro classi di vitalità delle piante (classi da 0 a 3), con le seguenti caratteristiche:

- classe di vitalità 0: nella parte superiore della chioma i getti sono nella fase di esplorazione; sia l'asse principale che i rami laterali sono costituiti da getti lunghi, che danno luogo a una ramificazione regolare e strutturata finemente che si estende in profondità nella chioma. La chioma è completamente chiusa con profilo esterno regolare a cupola; gli eventuali "vuoti" aperti nel profilo sono richiusi rapidamente dalla ramificazione;
- classe di vitalità 1: i getti della parte superiore della chioma sono nella fase di degenerazione; la cupola della chioma appare sfrangiata a causa di questi getti, lunghi ma poco ramificati, che sporgono dal profilo di chiusura delle chiome (*canopy*). Su questi rami, detti "rami a frusta", le foglie sono densamente compresse tutto attorno al getto o alla cima dei rami laterali corti. Il profilo della chioma appare ridotto a brandelli, in quanto lo spazio aereo tra i diversi rami a frusta non è o non viene riempito completamente dalle foglie e dai rami. All'interno, tuttavia, la chioma appare ancora densa grazie al fogliame e alla ramificazione ben sviluppata risalenti ai cosiddetti "tempi migliori". Fino a questa classe di vitalità, nella periferia della chioma prevalgono gli assi principali ad andamento diritto dei getti api-

cali, ma le chiome non hanno più un aspetto tanto armonioso per la già citata sporgenza dei singoli rami nella parte superiore della chioma;

- classe di vitalità 2 (piante in fase di declino): la parte superiore della chioma appare formata da una catena di getti corti nella fase di stagnazione. La ramificazione è costituita in maggioranza da catene di getti corti che crescono più lunghi nella parte periferica della chioma e si piegano verso la luce, fuoriuscendo dal profilo della chioma. Tali rami, per il loro aspetto, sono detti "rami ad artiglio" o "a uncino". Nelle piante appartenenti a questa classe di vitalità, con età minore di 70 anni, aumenta la percentuale di rami inseriti sul fusto con angolo acuto (<40°) (Stribley, 1996). Nei soprassuoli caratterizzati dalla presenza di piante appartenenti a questa classe di vitalità, dopo i forti temporali estivi o le giornate di forte vento, si possono ritrovare al suolo grandi quantità di rami rotti. In condizioni di elevata vitalità, i faggi e le altre specie di latifoglie normalmente abscindono una parte delle loro gemme nella parte più interna e inferiore della chioma; in condizioni di ridotta vitalità della parte superiore della chioma, l'autopotatura dei getti procede anche nella parte esterna (periferica) di quest'ultima: di conseguenza, la sua trasparenza procede dall'interno verso l'esterno. La causa di questa progressiva trasparenza non è la prematura caduta delle foglie, bensì la rottura delle catene dei rami corti, la mancanza di ramificazione e la morte di gemme e getti. La ramificazione ancora esistente si addensa in ciuffi nella porzione periferica della chioma, conferendo a essa una struttura cespugliosa e informe e con grandi aperture. Raramente si possono ancora trovare nella parte periferica della chioma getti con ramificazione normale;
- classe di vitalità 3 (piante in forte declino o moribonde): la chioma si scompone in un numero più o meno grande di sottochiome disperse accidentalmente nello spazio aereo originario a causa della morte o stroncamento di parti intere di essa e/o di grosse branche. La parte superiore della chioma sta disseccando o è già morta in quanto i getti sono nella fase di distruzione.

Si sottolinea che la valutazione della vitalità con questo metodo è possibile per alberi di qualsiasi età, mentre, se si vogliono valutare le classi di danno, si deve prendere in considerazione l'età della pianta in oggetto; in altre parole, per esempio per il faggio, oltre 150 anni difficilmente si potrà valutare la vitalità a causa dei naturali processi di senescenza.

Presenza di danni alla ramificazione vivente e rami di sostituzione. Le osservazioni visive sullo stato della ramificazione sono completate dal rilevamento della presenza di eventuali danni sulla ramificazione vivente e sui rami di sostituzione.

I danni alla ramificazione sono classificati in base al tipo, all'età, alla diffusione percentuale e alla localizzazione (rami di secondo ordine, grossi rami ecc.). La casistica dei danni può essere molto dettagliata, distinguendo per esempio: strette fessurazioni che interessano solo la corteccia, profonde e larghe fessurazioni nel legno, aree morte con corteccia ancora presente, legno esposto, fuoriuscita di resina e di essudati, fori di insetti, rotture, ferite, presenza di corpi fruttiferi, danni da utilizzazioni, annerimenti e bruciature, tessuti iperplastici.

Nella valutazione da terra dello stato degli alberi si distinguono i rami di sostituzione sul tronco (rami epicormici) da quelli emessi nell'ambito della chioma. Per quest'ultimi, la loro presenza è valutata nelle tre componenti di diffusione nella

chioma (intesa come % dei getti laterali interessati), densità di rigenerazione (% del ramo ricoperto dalla rigenerazione) e vigore. Le prime due componenti possono essere espresse in classi percentuali (ad esempio: <10%; >10-25%; >25-60%; >60%), mentre la terza può essere espressa secondo indici che rappresentano anche la valutazione del rapporto tra chioma originale e chioma formata dai rami di sostituzione.

2.4.1.5 Quality Assurance *(Controllo di qualità dei dati)*
È noto che le osservazioni di carattere ambientale, visive o strumentali che siano, sono sottoposte a deviazioni sistematiche e/o casuali dipendenti da una serie di elementi (abilità dell'operatore, diligenza, accuratezza e precisione dell'applicazione delle procedure, affidabilità degli strumenti). Gran parte di questi elementi è controllabile attraverso *training*, *stage* di intercalibrazione, *audit* e scambi d'informazione. Altre sorgenti di variabilità (per esempio condizioni meteorologiche) possono essere solo minimizzate, cercando di procedere alle osservazioni in situazioni meteorologiche favorevoli. È tuttavia importante procedere a controlli di campagna per valutare se e quanto le osservazioni effettuate siano riproducibili. Un controllo finale di plausibilità e completezza dei dati è inoltre necessario per la validazione dei dati stessi. Una procedura adeguata di QA dovrebbe quindi considerare:

- identificazione degli Obiettivi di Qualità di Misurazione (MQOs)
  Attraverso gli MQOs si mira a stabilire l'accuratezza considerata accettabile in riferimento a ciascuna osservazione e misura;essi sono identificati da appositi limiti di qualità dei dati (Data Quality Limits, DQLs);
- performance dei vari metodi
  Il campo di accettabilità delle misurazioni indica quantitativamente i parametri per definire se una serie di osservazioni è accettabile o meno;
- azioni correttive
  Gli operatori con deviazioni inaccettabili dai MQO devono essere avvertiti dei problemi rilevati e sarà richiamata la loro attenzione sulla verifica della strumentazione e dei dati già raccolti. Se necessario verranno effettuati *training* aggiuntivi. Successivamente, si procederà a ulteriori controlli per verificare che le successive misure rientrino nei DQL accettabili.

Bibliografia

Belanger, R. P. e **Anderson, R. L.** 1989. A Guide for Visually Assessing Crown Densites of Loblolly and Shortleaf Pines, USDA Southeastern Forest Experiment Station Research Note SE-352.

Brown, C. L. 1975. Growth and form. In: **Zimmermann, H. H.** e. **Brown**, **C. L.** Trees structure and function, Academic Press, New York, 125-143.

Bussotti, F., Brogi, L., Grossoni, P., Cozzi, A. e **Gellini, R.** 1993. Crown structure modifications in relation to air pollution. *Landscape and Urban Planning*, 24, 167-173.

Bussotti, F., Cenni, E., Ferretti, M., Cozzi, A., Brogi, L. e **Mecci, A.** 1995. Forest condition in Tuscany (Central Italy). Field surveys 1987-1991. *Forestry*, 68, 11-24.

Cenni, E., Cozzi, A., Ferretti, M. e **Bussotti, F.** 1995. Valutazione delle condizioni degli alberi. Manuale di campagna per le aree di Livello I. Regione Toscana, Giunta Regionale, 126.

Champagnat, P., Allry, S. e **Randier, A. M.** 1961. La ramification de la pousse herbacée du charme et le problème des rameaux anticipés et des pousses de la Saint Jean. *Bull. Soc. Bot. Fra. Mem.*, 81-92.

Clauser, F. e **Gellini, R.** 1986. Rating of waldsterben symptoms (forest decline) in deciduous broadleaves during winter time. *Eur. J. For. Pathol*., 16, 250-253.

Collin, P., Badot, P. M. e **Millet, B.** 1994. Complete defoliation induces renewal of shoot elongation and temporary inhibition of radial growth in ash tree (*Fraxinus excelsior* L.). *Comptes Rendus Academie Sciences Serie III - Sciences de la Vie,* 317 (11), 1005-1011.

Eichorn, J., Ferretti, M., Innes, J. L., Roskams, P. e **Vel, E.** (eds.) 1996. Visual assessment of Tree Condition on Plots of the Intensive Monitoring, Draft sub-manual prepared for the 1996 meeting of Task Force of the ICP-Forests. Unpublished.

Evers, J., Körver, F. e **Ziegler C.** 1998. Waldbäume. Bildenserien zur Einschätzung von Kronenverlichtung bei Waldbäumen. Verlag M. Faste, 160.

Ferretti, M. (ed.) 1994. Mediterranean forest trees. A guide for crown assessment. CEC-UN-ECE, Brussels, Geneva.

Ferretti, M. 1997. Forest health assessment and monitoring. Issues for consideration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 48, 45-72.

Ferretti, M. 1998. Potential and limitations of visual indices of tree condition. *Chemosphere*, 36 (4/5), 1031-1036.

Ferretti, M., Barbolani, E., Bussotti, F. e **Gellini, R.** 1990. Variazioni stagionali di nutrienti minerali ed elementi in traccia in foglie di *Fagus sylvatica* L. a Vallombrosa. *Giorn. Bot. Ital*., 124 (5), 589-599.

Ferretti, M., Cenni, E., Pisani, B., Righini, F., Gambicorti, D., De Santis, P. e **Bussotti, F.** 1992. Biomonitoraggio di inquinanti atmosferici: una esperienza integrata nella Toscana costiera. *Acqua-Aria*, 8, 747-758.

Ferretti, M., Cozzi, A. e **Cenni, E.** 1996a. Manuale di Campagna per le Aree di saggio permanenti di Livello II. Progetto CE 93.60.IT.008.0, LINNAEA Ambiente, Firenze - ARF Regione Lombardia (ultimo aggiornamento: luglio 1997). Documento interno non pubblicato.

Ferretti, M., Leonzio, C., Celesti, C., Cenni, E. e **Cozzi, A**. 1996b. Foliar sympoms and nutritional status. In: **Bartolozzi, L., Bussotti, F., De Dominicis, V.** e **Ferretti, M.** Program MONITO. Concepts, structure and 1995 results. Regione Toscana Giunta Regionale Publisher, Firenze, 51-56.

Hanisch, B. e **Kilz, E.** 1990. Waldschaden erkennen: Fichte und Kiefer. Eugen Elmer Verlag, 334.

Hartmann, G., Nienhaus, F. e **Butin, H.** 1990. Atlante delle malattie delle piante. F. Muzzio Editore, Padova, 226 .

Innes, J. L. 1988. Forest Health Surveys - A Critique. *Environ. Poll*., 54, 1-15.

Kuhl, W.E. 1985. Erweiterter Ansprachekatalog zur Beurteilung der Vitalitat von Fichten. *Forst- und Holzwirt*, 22, 602-605.

Lesinski, J.A. e **Westmann, L.** 1987. Crown injury types in Norway spruce and their applicability for forest inventory. In: **Perry, R., Harrison, R. M., Bell, J. N. B.** e **Lester, J. N.** (eds.). Acid rain: scientific and technical advances, Selper, London, 657-662.

Le Tacon, F. e **Toutain, F.** 1973. Variations saisonnières et stationelles de la teneur en éléments mineraux des feullies de Hêtre (*Fagus sylvatica* L.) dans l'Est de la France. *Ann. Sci. For.*, 30, 1-29.

Marcet, E. 1975. Bemerkungen und Beobachtungen über den Augusttrieb. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 126, 214-237.

Millers, I., Lachance, D., Burkman, W. G. e **Allen, D. C.** 1994. North American Sugar Maple Project - cooperative field manual, USDA, Canadian Forest Service, 51.

Müller, E. e **Stierlin, H. R.** 1990. Sanasilva. Tree crown photos. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, 129.

Nicolini, E. e **Caraglio, Y.** 1994. L'influence de divers caractèrs architecturaux sur l'apparition de la fourche chez le *Fagus sylvatica*, en fonction de l'absence ou de la présence d'un couvert. *Can. J. Bot.,* 72, 1723-1734.

Niehaus, G. 1989. Terrestrische Zustandserfassung von Kiefernkrone (*Pinus sylvestris*). Ein differenzierter Anspracheschlüssel. *Forst - und Holzwirt*, 8, 200-206.

Oldeman, R. A. A. 1979. Quelques aspects quantificables de l'arborigenèse et de la sylvigenèse. *Oecol. Plant*., 14 (3), 289-312.

Parent, S. e **Messier, C.** 1995. Effets d'un gradient de lumière sur la croissance en hauter et la morphologie de la cime du sapin baumier régéneré naturellement. *Can. J. For. Res.*, 25, 878-885.

Roloff, A. 1987. Morphologie der Kronentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung neuartiger Veränderungen. I. Morphogenetischer Zyklus, Anomalien infolge Prolepsis und Blatfall. *Flora,* 179, 355-378.

Roloff, A. 1988. Morphologie der Kronentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung neuartiger Veränderungen. II. Strategie der Luftraumeroberung und Veränderungen durch Welteinflusse. *Flora,* 180, 297-338.

Roloff, A. 1989a. Entwicklung und Flexibilität der Baumkrone und ihre Bedeutung als Vitalitätsweiser. I. Kronentwicklung und Vitalitätsbeurteilung am Beispel Buche. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 140 (9), 775-789.

Roloff, A. 1989b. Entwicklung und Flexibilität der Baumkrone und ihre Bedeutung als Vitalitätsweiser. II. Kronentwicklung und Vitalitätsbeurteilung der Eichen, Reiterationen, Kurztrieblebensdauer und Beziehungen zwischen Krone und Wurzel. *Schweiz. Z. Forstwes.,* 140 (11), 943-963.

Roloff, A. 1989c. Kronentwicklung und Vitalitätsbeurteilung ausgewählter Baumarten der gemässigten Breiten. *Schr. forstl. Fak. Göt - tingen u. Nieders. Vers. Anst*., 93, 1-258.

Schutt, P. e **Koch, W.** 1983. Botanica forestale. Parte generale. Tip. L'Artigiano, Firenze, 318.

Schutt, P. e **Summerer, H.** 1983. Waldsterbensymptome an Buche. *Forstwiss. Cbl.,* 102 (3), 201-205.

Schutt, P. e **Schill, H.** 1985. Austriebs- und Verzweigungsanomalien an Lärchen - ein weiteres Symptom des Waldsterbens? *Cbl.,* 104, 326-333.

Stevens, D. 1994. Implementation of a national monitoring program. *Journal of Environ - mental Management*, 42, 1-29.

Stribley, G. H. 1993. Studies on the health of beech trees in Surrey, England: relationship between winter canopy assessment by Roloff's method and twig analysis. *Forestry*, 66, 1-26.

Stribley, G. H. 1996. Quantitative twig analysis of beech (*Fagus sylvatica* L.) trees of varying ages and health. *Forestry*, 69 (3), 271-273.

Tallent-Halsell, N. G. 1994. Forest Health Monitoring 1994. Field Methods Guide. EPA / 620 / R-94 / 027. US Environmental Protection Agency, Washington DC.

Thiébaut, B. 1981. Formation des rameaux. In: **Tessier Du Cros, E.** (ed.). Le Hêtre, Masson Ed., Paris, 169-174.

Thiébaut, B., Comps, B. e **Tessier Du Cros, E.** 1990a. Développement des axes des arbres: pousse annuelle, syllepsie et prolepsie chez le Hêtre (*Fagus sylvatica*). *Can. J. Bot*., 68, 202-211.

Thiébaut, B., Comps, B. e **Plancheron, F.** 1990b. Anatomie des feullies dans les pousses polycycliques du Hêtre européen (*Fagus sylvatica*). *Can. J. Bot.*, 68, 2595-2606.

Trumbacher, C. e **Eckmüllern, O.** 1997. A method for quantifying changes in the epicuticular wax structure of Norway spruce needles. *European Journal of Forest Pathology*, 27, 83-93.

UN-ECE 1994. Manual on Methodologies and Criteria for harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests, Hamburg Geneva. PCCs, UN / ECE, 177.

Woodcock, H., Vollenweider, P., Dubs, R. e **Hofer, R. M.** 1995. Crown alterations induced by decline: a study of relationships between growth rate and crown morphology in beech (*Fagus sylvatica* L.). *Trees*, 9, 279-288.

2.4.2 Anelli di accrescimento annuale del fusto - *Paola Nola*

2.4.2.1 Introduzione

Il modo più semplice per descrivere le condizioni di crescita di un albero è rappresentato dai suoi incrementi annuali. Infatti, il fusto delle piante legnose che crescono in climi con stagioni differenziate è caratterizzato dalla presenza di sequenze di anelli più o meno concentrici, ognuno dei quali si è formato nell'ambito di una stagione vegetativa dell'individuo. Le caratteristiche di questi anelli, e in particolare le loro ampiezze, rimangono stabili nel tempo dopo che essi sono stati formati e possono quindi servire come espressione di eventi che hanno favorito o meno la crescita nel passato.

Naturalmente molti sono i fenomeni ambientali che possono lasciare traccia negli anelli annuali, non soltanto in riferimento a caratteri quantitativi, come l'ampiezza o la densità del legno, ma anche per quanto riguarda caratteristiche qualitative, quali per esempio la presenza di ferite, di tessuti particolari derivanti dalla formazione di calli, o la presenza di canali resiniferi traumatici.

Questo fa sì che gli anelli contengano informazioni più o meno facilmente accessibili rispetto a qualsiasi evento capace di lasciare in essi una traccia chiaramente identificabile. Inoltre poiché ogni anello è attribuibile con estrema precisione all'anno in cui si è formato, ne deriva che anche tutte le informazioni da esso deducibili sono a loro volta databili con la stessa precisione.

L'analisi dettagliata di sequenze di anelli d'accrescimento (dendrocronologia) e la sua interpretazione in un contesto ecologico (dendroecologia) possono allora fornire numerose indicazioni sulla storia passata non soltanto della pianta a cui appartengono, ma anche dell'ambiente in cui essa vive, soprattutto in riferimento a eventi che hanno provocato stress o danni all'individuo.

Particolarmente prezioso nell'ambito degli studi finalizzati al monitoraggio si rivela il fatto che le sequenze di anelli annuali forniscono indicazioni su lunghi periodi di tempo in un'ottica retrospettiva, senza dunque la necessità di una replicazione temporale delle misure effettuate. In generale, numerosi sono gli aspetti del monitoraggio a cui l'analisi dendroecologica può contribuire. Tra questi vengono di seguito descrit-

ti ed esemplificati due diversi approcci, considerati particolarmente significativi nei casi in cui il monitoraggio sia finalizzato allo studio del deperimento forestale.

Il primo contributo che l'analisi dendroecologica ha fornito allo studio di questa problematica, negli anni Settanta e Ottanta in cui l'entità del fenomeno aveva causato eccessivi allarmismi, è rappresentato dalla possibilità di valutare in termini quantitativi la perdita di produttività verificatasi nei boschi deperienti, a partire dalle dimensioni degli anelli annuali di accrescimento. Ben presto ci si è però resi conto che il problema era assai più complesso e numerosi studi sono stati finalizzati alla comprensione delle relazioni tra i sintomi del deperimento e le variazioni dell'accrescimento annuale, tentando di evidenziare i diversi fattori coinvolti nel fenomeno (tra cui l'età delle piante studiate e i parametri climatici delle stazioni rilevate).

Successivamente, soprattutto in base alla difficoltà incontrata nell'interpretare la variabilità temporale e spaziale dei fenomeni di deperimento osservati e nel tentativo di comprenderne l'evoluzione, numerosi siti sono stati analizzati nel dettaglio e sottoposti a monitoraggio su lungo periodo. Quest'ultimo ha comportato l'installazione di quadrati permanenti per evidenziare eventuali processi dinamici correlabili alla presenza di stress e analizzare l'evoluzione del danno forestale. In questo ambito si è ben presto rivelata indispensabile una buona conoscenza della storia passata del popolamento studiato, affinché i parametri valutati potessero essere correttamente interpretati in un'ottica di tipo dinamico e numerosi studi sono stati dedicati all'approfondimento delle tecniche dendroecologiche che più di altre potevano contribuire ad affrontare la problematica.

2.4.2.2 Gli anelli di accrescimento annuale e la terminologia utilizzata

L'anello annuale può essere definito come uno strato di cellule legnose prodotte durante un periodo vegetativo corrispondente a un anno. In esso si possono distinguere una zona più interna comprendente legno iniziale (primaverile, primaticcio), caratterizzata da elementi di trasporto (fibrotracheidi o vasi) con pareti sottili e ampio lume, seguita esternamente da una zona a legno tardivo (estivo), caratterizzato da elementi conduttori a lume ridotto o poco numerosi (Kaennel, Schweingruber 1995). Il passaggio tra il legno tardivo di un anno e quello iniziale dell'anno successivo costituisce il limite tra due anelli adiacenti.

La distinzione tra legno iniziale e legno tardivo non è ugualmente netta nelle diverse specie. Essa risulta di norma evidente nelle conifere, mentre le Dicotiledoni arboree vengono usualmente distinte in specie con legno a porosità anulare, in cui le due zone sono chiaramente separate, e specie a porosità diffusa, in cui le caratteristiche del legno internamente all'anello sono più omogenee. Ne deriva che anche il riconoscimento dei singoli anelli presenta diversi gradi di difficoltà a seconda del differenziamento, all'interno dell'anello, di zone con caratteristiche differenti.

Di norma, l'analisi degli anelli annuali nell'ambito degli studi di carattere ecologico e ambientale viene effettuata su campioni provenienti da alberi viventi. Tramite un'apposita trivella (trivella o succhiello di Pressler), è possibile prelevare, in direzione perpendicolare al tronco, dei sottili cilindri di legno (o carote), che adeguatamente trattati, mostrano il susseguirsi degli anelli annuali dalla corteccia verso il midollo.

Sebbene diversi e numerosi siano i parametri che possono essere misurati all'interno di un anello annuale, di norma quest'ultimo è più frequentemente caratterizzato in

modo quantitativo dalle sue dimensioni e in particolare dall'ampiezza. A questo parametro possono essere talvolta associate altre misure, quali per esempio le ampiezze parziali di legno iniziale e legno tardivo, la dimensione media del lume degli elementi conduttori, la densità del legno (sia totale che riferita alle diverse parti costituenti l'anello), la concentrazione di certi elementi chimici.

Qualunque sia la quantità misurata essa viene comunque riferita a ogni anello e l'anello a sua volta viene attribuito all'anno solare in cui si è formato. Da una successione di anelli si ottengono così sequenze di coppie di valori (da un lato l'anno e dall'altro la misura quantitativa del parametro scelto) che costituiscono le cosiddette serie cronologiche o cronologie.

Negli studi basati sul confronto tra serie cronologiche, la costruzione di queste ultime avviene in diversi passaggi: a partire dai dati relativi alle singole carote vengono costruite le cronologie elementari, dalla media delle cronologie elementari relative alla stessa pianta si ottengono le cronologie individuali, mentre dalla media delle cronologie individuali relative alle piante della stessa stazione si ottengono le cronologie stazionali. Nel caso in cui il sito studiato sia caratterizzato da più specie ugualmente adatte all'indagine, per ciascuna di esse vengono elaborate separatamente delle cronologie stazionali, che possono allora essere indicate come cronologie specifiche. Il numero di carote prelevate per ciascuna pianta e il numero di piante campionate per ciascuna specie in ogni stazione possono variare, tenendo però conto del fatto che da un'adeguata replicazione dei dati dipende fortemente la validità dei risultati ottenuti e che, in generale, una cronologia attendibile dovrebbe basarsi su un minimo di 10 piante per specie e 2 carote per pianta.

Negli studi dedicati alla ricostruzione della storia del popolamento non viene di norma definito a priori il numero di campioni minimo da utilizzare, ma vengono più frequentemente campionate tutte le piante di dimensioni superiori a un certo diametro presenti all'interno di un'area precedentemente delimitata. In questo caso può variare la superficie dell'area considerata, dalla cui estensione dipende comunque la possibilità di generalizzare o meno i risultati ottenuti.

2.4.2.3 Metodi per lo studio delle possibili relazioni tra accrescimento annuale e sintomi visibili di deperimento forestale

I primi approcci allo studio delle relazioni tra produttività e deperimento forestale tramite tecniche di tipo dendroecologico sono stati basati sul semplice confronto tra cronologie.

Di norma il campionamento viene eseguito in aree in cui le piante sono già state classificate in base al grado di deperimento manifestato (indicato anche come danno, defogliazione o trasparenza della chioma). Per ciascuna classe di defogliazione viene costruita una cronologia media a partire dalle carote prelevate da un certo numero di individui dominanti o codominanti appartenenti alla classe considerata.

Successivamente le cronologie così ottenute vengono confrontate al fine di evidenziare eventuali differenze nel ritmo di accrescimento, che siano riconducibili all'appartenenza o meno a una determinata classe di defogliazione. In questo modo è anche possibile valutare se si sia verificata o meno una divergenza dell'accrescimento a partire da un periodo preciso, oppure se alcune piante siano cresciute più velocemente di altre fin dall'inizio del loro sviluppo.

Naturalmente in presenza di diverse specie l'analisi viene realizzata nell'ambito di ciascuna specie per valutarne eventuali differenze comportamentali.

Questo tipo di analisi è stata realizzata in modo sistematico in numerosi Paesi europei. Bräker (1992), per esempio, analizza e discute i principali risultati dendrocronologici riferiti a un'indagine estensiva condotta in territorio svizzero, nell'ambito del progetto di valutazione dello stato sanitario dei boschi, denominato *Sanasilva*. Il programma ha comportato un inventario dei danni, in aree di saggio disposte lungo un reticolato di 4 x 4 km, di tutte le foreste svizzere pubbliche e accessibili e in ciascuna area di saggio caratterizzata dalla presenza di conifere (soprattutto abete bianco e abete rosso) sono state prelevate delle carote incrementali. A partire da queste ultime sono poi state costruite delle cronologie rappresentanti l'ampiezza degli anelli annuali.

La variabilità dell'accrescimento relativa al periodo 1910-1984, analizzata su tutte le carote disponibili, ha messo in evidenza che né l'abete rosso né l'abete bianco mostrano una drastica riduzione dell'accrescimento nel periodo più recente. In particolare, l'abete rosso presenta incrementi decisamente superiori alla norma nel periodo successivo al 1950, mentre l'abete bianco presenta una leggera diminuzione durante gli anni Settanta, comunque seguita da una sensibile ripresa. Questo risultato permette di scartare l'ipotesi di una generale perdita di produttività da parte delle due specie considerate.

Per verificare l'esistenza di una relazione tra le caratteristiche dell'accrescimento annuale e l'entità del danno, i dati sono poi stati analizzati tenendo conto del diverso grado di defogliazione delle piante da cui erano state estratte le carote, considerando tre classi di danno distinte.

In questo modo l'Autore mette in evidenza, soprattutto in riferimento all'abete rosso, una sensibile separazione delle curve di accrescimento relative alle diverse classi di defogliazione a partire dagli anni Sessanta, cosicché piante più defogliate presentano un accrescimento inferiore rispetto a piante meno defogliate.

Comunque questa riduzione di accrescimento, se analizzata in riferimento a diversi settori geografici (Alpi, Prealpi, Mittelland e Jura), presenta una grande variabilità sia temporale che in termini di intensità, cosicché l'Autore conclude che la semplice analisi dendrocronologica non permette di confermare l'ipotesi iniziale che l'origine dei cosiddetti danni di nuovo tipo fosse dovuta a un inquinamento su vasta scala.

In questo contesto è infatti necessario tenere conto del fatto che gli effetti dell'inquinamento atmosferico possono combinarsi in modo complesso con gli effetti derivanti da processi naturali. Inoltre, nelle foreste gestite con criteri selvicolturali di tipo produttivo, in generale gli alberi a bassa vitalità sono stati rimossi, il che comporta una significativa perdita di informazione e fa sì che i dati raccolti possano essere fortemente distorti. Le differenze rilevate nel confronto tra cronologie, dunque, possono essere dovute a numerosi fattori, tra cui fluttuazioni nella vitalità, cambiamenti relativi alla densità e alla competizione, a loro volta combinati con eventi estremi dal punto di vista climatico o con operazioni selvicolturali. Infine, non si può escludere che certi inquinanti, in particolare i composti dell'azoto, possano agire come fertilizzanti, la cui azione deve ancora essere dettagliatamente analizzata, prima di poter giungere a delle conclusioni sugli effetti che ne possono derivare per l'accrescimento annuale.

Il semplice confronto tra le cronologie rappresentanti le ampiezze degli anelli an-

nuali trascura dunque alcuni fattori che possono avere un ruolo determinante nel contribuire alla variabilità dell'accrescimento. A questo proposito Fritts e Swetnam (1989) sottolineano la necessità, nell'ambito degli studi dedicati al deperimento, di una elaborazione delle cronologie messe a confronto in modo tale da tenere conto dell'età degli individui e della competizione presente nella stazione. Inoltre una corretta interpretazione dei risultati non dovrebbe mai prescindere dalla conoscenza della storia passata del popolamento analizzato.

Un primo tentativo di approfondimento della metodologia, volto al superamento delle problematiche sopra accennate, è rappresentato dal lavoro di Becker e Levy (1989), sul deperimento delle abetine dei Vosgi, in cui gli Autori cercano di interpretare i risultati ottenuti tenendo conto anche di fattori quali clima, selvicoltura e vitalità.

Nell'ambito di questo studio, relativo a 200 aree di saggio, gli Autori conducono un'analisi particolareggiata su 8 coppie di aree di saggio, mettendo a confronto siti caratterizzati da evidente deperimento e siti con piante apparentemente sane. Le coppie di aree di saggio sana / deperiente sono state scelte in modo tale che non vi possa essere un diverso grado di esposizione a inquinamento atmosferico (originariamente considerato la causa del deperimento), cosicché le differenze osservate devono essere imputate ad altre cause ambientali o a una semplice diversità nella risposta della pianta.

I risultati ottenuti mettono in evidenza che, nelle aree di saggio deperienti, il fenomeno si accompagna a una sensibile riduzione dell'accrescimento annuale, iniziata a partire dagli anni 1960-1965 e dunque molto prima che comparissero sintomi visibili di deperimento. Tali risultati vengono discussi alla luce delle caratteristiche edafiche, dei parametri climatici, con particolare riferimento alle precipitazioni, e della densità dei popolamenti.

Sebbene non possa essere scartata l'ipotesi che l'inquinamento atmosferico abbia contribuito ad aggravare una situazione critica, i risultati ottenuti suggeriscono di considerare come causa scatenante il deperimento l'azione concomitante di circostanze climaticamente sfavorevoli (e in particolare un'alta frequenza di periodi di spinta siccità) e di un'eccessiva densità dei popolamenti, derivante da una differenza di gestione selvicolturale.

Il limite principale di questa applicazione consiste nel fatto che il metodo presuppone che gli alberi senza sintomi visibili siano meno danneggiati di quelli che mostrano deperimento evidente. Ciò, sebbene sia stato talvolta verificato, resta comunque discutibile, dato che spesso risulta che la riduzione degli incrementi annuali si è verificata prima che i segni di deperimento diventassero visibili (Innes 1989).

Un ulteriore approfondimento della metodologia è rappresentato dal lavoro di Gandolfo e Tessier (1994) che riporta i risultati di uno studio dendroecologico di campioni di abete bianco e abete rosso con diverso grado di defogliazione nella foresta di Vigo di Ton (Trentino, Italia). Tale studio viene di seguito descritto dettagliatamente, perché rappresenta l'indagine più approfondita dal punto di vista metodologico per ora disponibile nel territorio italiano.

Il materiale analizzato è rappresentato da carote derivanti da due popolazioni di abete bianco e una di abete rosso all'interno delle quali le piante erano precedentemente state classificate in base allo stato attuale delle chiome. Per ciascuna popolazione gli alberi campionati sono stati scelti tra i dominanti e codominanti e il più possibi-

le rappresentativi di ciascuna delle 4 classi di trasparenza delle chiome normalmente considerate nell'inventario dello stato sanitario delle foreste, condotto annualmente secondo il protocollo CEE su tutta la regione.

Sulla base di questo inventario la foresta è caratterizzata da una percentuale di alberi deperienti più elevata rispetto alle condizioni generali della regione. Inoltre l'abete rosso presenta uno stato sanitario migliore rispetto all'abete bianco, decisamente più deperiente.

Al fine di verificare un'eventuale corrispondenza tra lo stato delle chiome e l'entità dell'accrescimento radiale, per ogni popolazione sono state costruite delle cronologie medie delle ampiezze degli anelli nell'ambito di ciascuna classe di defogliazione.

L'elaborazione delle cronologie così ottenute è stata realizzata in 4 tappe.

Confronto tra cronologie. Le cronologie relative a classi di defogliazione diverse nell'ambito di ciascuna popolazione sono state confrontate, al fine di verificare se a un aumento della trasparenza della chioma corrisponde una progressiva riduzione di accrescimento e, in caso affermativo, per identificare il periodo a partire dal quale inizia la diversificazione del ritmo di accrescimento.

Trasformazione delle cronologie tramite la modellizzazione ARMA. La metodologia utilizzata è spiegata nel dettaglio da Box e Jenkins (1970) e la sua applicazione in campo dendrocronologico è descritta da Guiot (1986). Tale trasformazione porta a esprimere l'anello dell'anno t in funzione di un certo numero di anelli precedenti (t-1; t-2...) e di una fattore casuale legato all'anno t. I termini relativi agli anni precedenti esprimono l'inerzia della pianta nel rispondere all'ambiente esterno, prendendo in considerazione anche le variazioni dell'accrescimento imputabili all'età. Il termine casuale esprime invece la risposta immediata dell'albero ai fattori esterni e in particolare al clima. In corrispondenza di un cambiamento nel ritmo di accrescimento dovuto al deperimento della pianta, si può supporre che vi siano modifiche anche nell'inerzia della pianta nei confronti dei fattori esterni e nella sua reazione immediata ai fattori climatici. Per questo motivo, una volta identificato il punto in corrispondenza del quale si assiste a una netta variazione del ritmo di accrescimento, ogni cronologia è stata suddivisa in due parti distinte (l'una precedente, l'altra successiva al periodo identificato), che vengono elaborate separatamente.

Calcolo delle relazioni tra accrescimento e fattori climatici. Le serie ottenute dalla modellizzazione ARMA sono state confrontate con i dati climatici per individuare le relazioni clima / accrescimento. Il calcolo è stato realizzato utilizzando il metodo delle funzioni di risposta e 24 parametri climatici: 12 totali mensili delle precipitazioni e 12 medie mensili delle temperature, per il periodo compreso tra ottobre dell'anno precedente la formazione dell'anello e settembre dell'anno contemporaneo. La metodologia è descritta dettagliatamente da Serre-Bachet e Tessier (1989). L'analisi è stata realizzata cercando di evidenziare eventuali variazioni nella risposta al clima da parte della pianta, che fossero concomitanti con il manifestarsi del deperimento. A tale scopo il calcolo delle relazioni clima / accrescimento è stato eseguito dapprima sull'intero periodo disponibile (1927-1987) e successivamente in due sotto-periodi di uguale lunghezza, che rispecchiano approssimativamente i periodi precedente e successivo all'inizio del deperimento. Inoltre per verificare un'eventuale evoluzione temporale complessiva delle relazioni individuate, l'analisi è stata ripetuta su 4 sottoperiodi di 32 anni ciascuno, scalati di 10 anni. In ogni fase, le funzioni di risposta so-

no state calcolate mantenendo separate le cronologie relative a diversi gradi di trasparenza della chioma.

Calcolo dell'accrescimento teorico. Il modello ARMA stabilito sul periodo precedente il manifestarsi del deperimento viene considerato come una espressione del ritmo tipico di accrescimento della pianta, in condizioni di salute ritenute migliori di quelle attuali. A partire da questa considerazione i parametri relativi a tale modello sono stati utilizzati per ricostruire un accrescimento teorico nel periodo più recente corrispondente alla fase di deperimento. I risultati ottenuti sono stati confrontati con le cronologie reali al fine di evidenziare le differenze tra accrescimento reale e teorico. Anche in questo caso le elaborazioni sono state fatte mantenendo separate le cronologie corrispondenti alle diverse classi di defogliazione.

Il semplice confronto tra le cronologie relative alle diverse classi di defogliazione mostra che il ritmo di accrescimento, molto simile nelle 3 popolazioni fino al 1960, si differenzia in seguito. In particolare, dopo due anni critici, il 1960 e il 1970, gli alberi attualmente deperienti mostrano una notevole perdita di vitalità, mentre gli alberi sani recuperano rapidamente il loro potenziale di crescita (*figura 2.5*).

Il fenomeno di divergenza delle curve risulta più netto nell'abete bianco, in cui interviene nel 1960 e si accentua dopo il 1970, mentre nell'abete rosso si evidenzia soltanto a partire dal 1970.

Il confronto tra accrescimento reale e teorico mostra, inoltre, che il deficit di crescita è direttamente correlato al grado di defogliazione attuale. Nel periodo precedente il 1960 la curva reale e quella ricostruita si sovrappongono perfettamente, qualunque sia la popolazione o la classe di defogliazione presa in considerazione. Nel periodo successivo, invece, si verifica una notevole divergenza tra i valori stimati e quelli osservati, la cui intensità è legata alla classe di defogliazione. Nell'abete bianco l'accrescimento stimato è quasi sempre maggiore di quello reale e le due curve si avvicinano soltanto per le piante non deperienti, mentre nell'abete rosso il deficit di crescita risulta evidente solo nel caso di defogliazione elevata.

Parallelamente l'analisi temporale delle funzioni di risposta mette in evidenza una diminuzione progressiva della sensibilità degli alberi al clima a partire dagli anni critici 1960 e 1970.

I risultati ottenuti portano gli Autori a concludere che per l'abete bianco e l'abete rosso della foresta di Vigo di Ton, non solo esiste una relazione diretta tra il grado di defogliazione attuale della chioma e la diminuzione dell'accrescimento radiale, ma che la perdita di potenziale produttivo è iniziata molto prima che i sintomi del deperimento diventassero visibili esternamente. Lo stato attuale delle chiome sembra dunque rappresentare l'ultima tappa di un deperimento della pianta decisamente anteriore.

Sebbene i risultati ottenuti debbano essere interpretati con estrema cautela, gli esempi presi in considerazione evidenziano il tipo di informazioni che l'analisi basata sul confronto tra cronologie fornisce allo studio del deperimento forestale. Innanzitutto tramite questo approccio è possibile verificare se a evidenti sintomi di deperimento corrisponda o meno una riduzione della produttività, verifica che deve essere realizzata caso per caso e che non può essere generalizzata. In secondo luogo è possibile valutare se un'eventuale riduzione dell'accrescimento annuale risulti o meno proporzionale al grado di defogliazione attuale della chioma. Inoltre il

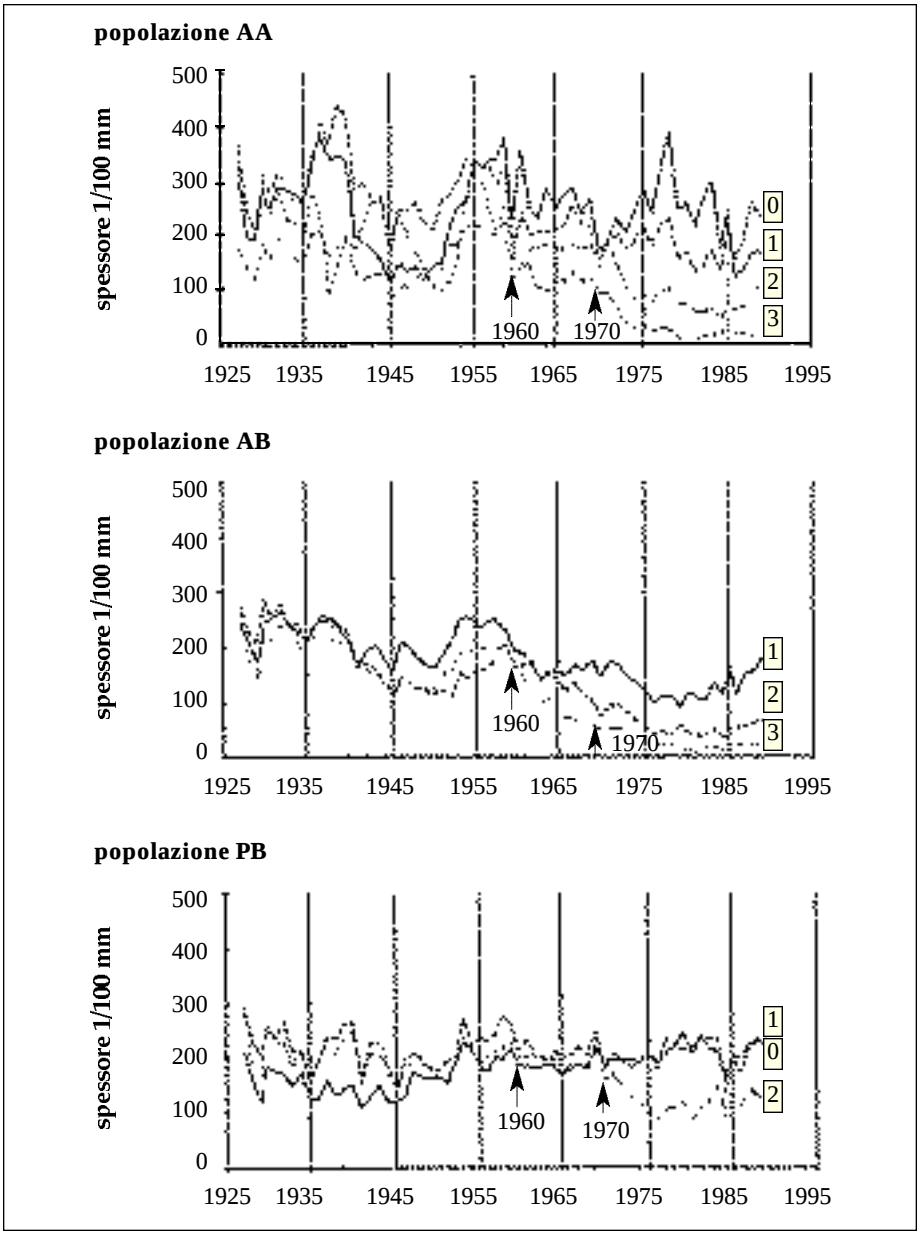


Figura 2.5 - *Cronologie medie per classe di defogliazione. AA* = Abies alba *relativo alla stazione A (a 1000 m di quota); AB* = Abies alba *relativo alla stazione B (a 1400 m di quota); PB* = Picea abies *relativo alla stazione B (a 1400 m di quota). I numeri 0, 1, 2, 3 indicano le classi di deperimento (da Gandolfo, Tessier 1994).*

metodo permette anche di verificare se l'accrescimento delle piante oggi deperienti è sempre stato inferiore rispetto a quello delle piante oggi sane, oppure se il ritmo di accrescimento si sia diversificato in un preciso momento, permettendo di individuare l'anno a esso corrispondente. Un ulteriore contributo fornito da questo approccio consiste nella possibilità di valutare in modo quantitativo le differenze di comportamento di diverse specie. Infine esso permette anche di considerare eventuali interazioni tra i fenomeni di deperimento osservati e la reattività della pianta ai parametri climatici.

Il principale limite che l'approccio presenta consiste nella sua applicazione in studi relativi ad aree di grandi dimensioni. Infatti in questo caso il confronto tra serie cronologiche inevitabilmente prende in considerazione siti ecologicamente differenti e diventa pertanto difficile attribuire le differenze riscontrate a fattori precisi.

In questo tipo di applicazione l'approccio può essere utilmente modificato prendendo in considerazione, non tanto le differenze tra le cronologie che rappresentano i valori assoluti dell'accrescimento, quanto piuttosto la frequenza di variazioni d'accrescimento particolarmente caratteristiche, come evidenziato da Schweingruber (1989).

Il metodo proposto da questo Autore si basa sull'analisi dettagliata degli anelli annuali di accrescimento e sull'identificazione di anelli con caratteristiche peculiari, più che sulla misura delle loro ampiezze. Di particolare interesse in questo contesto sono le brusche variazioni di accrescimento, che sono costituite da sequenze di almeno 4 anelli, chiaramente più stretti (riduzione) o più larghi (ripresa) rispetto a un ugual numero di anelli precedenti. Il rapporto tra le dimensioni degli anelli relativi alle sequenze messe a confronto permette di stabilire l'intensità del fenomeno di variazione, portando a distinguere variazioni deboli, medie e forti (*figura 2.6*).

L'analisi comporta l'annotazione della data di inizio, della durata e dell'intensità dei fenomeni osservati in ciascun individuo. Essa viene di norma realizzata direttamente sulle carote, tramite valutazione a occhio, ma il metodo può essere utilmente applicato anche alle serie rappresentanti le misure delle ampiezze degli anelli. In questo caso può essere allora utilizzato un adeguato software (che permette l'elaborazione semiautomatica dei dati) applicato alle cronologie individuali, in modo da prendere in considerazione solo le variazioni relative all'individuo nel suo complesso (Bracco, Nola 1990).

Nello studio del deperimento su vasta scala particolarmente utile risulta l'analisi delle frequenze delle brusche riduzioni individuate in ogni stazione

Un esempio di applicazione è riportato da Schweingruber (Schweingruber *et al.* 1986; Schweingruber 1989) in uno studio realizzato nello Jura svizzero e basato sull'analisi di 480 campioni di abete rosso e 464 campioni di abete bianco. Quest'ultimo presenta riduzioni d'accrescimento nel passato molto più numerose rispetto all'abete rosso, ma nell'ambito delle 27 stazioni di abete bianco analizzate non è possibile riconoscere alcuna regolarità nella distribuzione geografica dei fenomeni di brusca riduzione osservati. Al contrario l'abete rosso presenta una forte concentrazione delle riduzioni nella zona circostante Basilea, una concentrazione inferiore nell'area densamente popolata della parte meridionale dello Jura e infine una scarsa concentrazione nell'area centrale dello Jura.

Naturalmente anche questa metodologia presenta delle limitazioni di cui è necessario tener conto nell'interpretazione dei risultati. Schweingruber sottolinea per esem-

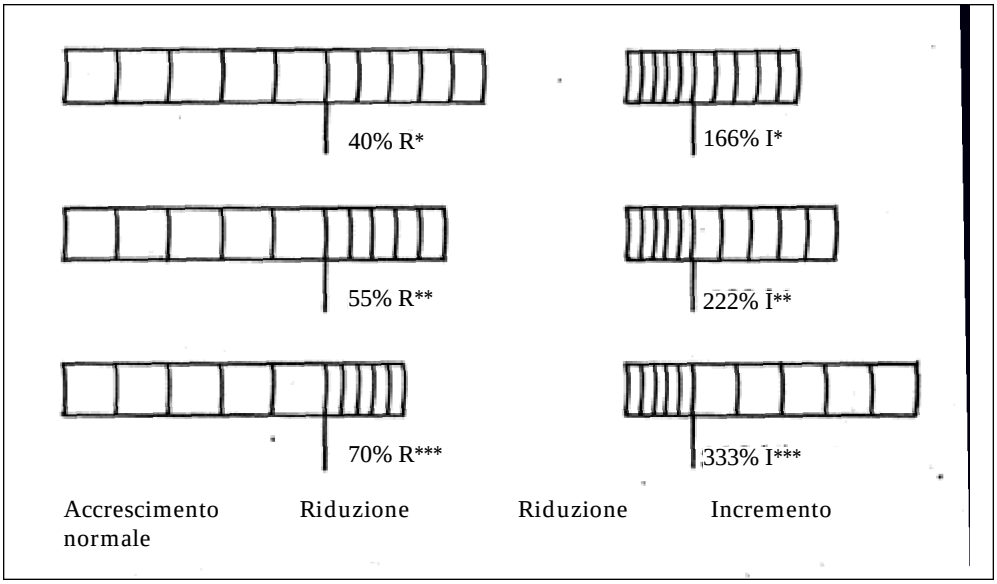


Figura 2.6 - *Schema per la quantificazione di riduzioni e riprese (o incrementi) dell'accrescimento. I simboli R*, R**, R***, I*, I**, I*** indicano rispettivamente intensità debole, media e forte della variazione repentina (da Bracco e Nola, 1990 - modificato).*

pio il fatto che la distribuzione geografica e temporale dei cambiamenti d'accrescimento, soprattutto delle riduzioni, è influenzata dalle caratteristiche della specie e dell'individuo, così come da fattori locali e regionali di origine naturale o antropica. Per questo motivo, affinché i risultati ottenuti possano essere considerati significativi, è necessario basare lo studio su un elevato numero di alberi, ma la tecnica è relativamente semplice e di rapida applicazione, pertanto il fatto di dover utilizzare un campione di grandi dimensioni non rappresenta un grosso problema.

2.4.2.4 Metodi dendroecologici per lo studio della storia del popolamento forestale

Di norma il monitoraggio di siti forestali su lungo periodo comporta l'installazione di quadrati permanenti, in cui diversi parametri ambientali e biologici vengono misurati a intervalli di tempo più o meno regolari, al fine di evidenziare i processi dinamici a cui va incontro il popolamento analizzato. Senza entrare nel dettaglio dei numerosi fattori che possono essere presi in considerazione in questa fase, poiché ciò esula dal compito della presente trattazione, risulta comunque evidente che il punto di partenza consiste in una descrizione il più dettagliata possibile dello stato in cui il popolamento si trova al momento iniziale dell'indagine.

Molti degli aspetti che vengono analizzati a tale scopo possono fornire informazioni estremamente utili anche in riferimento alla ricostruzione della storia del popolamento, soprattutto se combinate con quelle derivanti da una dettagliata indagine dendroecologica.

Di particolare interesse in questo contesto risultano i metodi che permettono di

identificare i disturbi subiti dal popolamento nel passato, sia per gli effetti che essi possono aver avuto sull'accrescimento delle piante superstiti, sia perché permettono di ottenere indicazioni sull'epoca e sulle modalità di origine del popolamento stesso.

A questo proposito Lorimer (1985) presenta una rassegna dettagliata delle metodologie disponibili, analizzando minuziosamente i vantaggi e i limiti dei diversi approcci e sottolineando l'importanza dell'uso concomitante del maggior numero possibile di metodi indagine. Il lavoro prende soprattutto in considerazione tecniche non distruttive, che possono quindi essere applicate anche in aree di osservazione permanente.

Senza entrare nel dettaglio di tutti gli aspetti presi in considerazione in questa rassegna, risulta comunque utile un loro accenno proprio perché essi dovrebbero essere tutti inclusi contemporaneamente in un disegno sperimentale correttamente impostato.

In particolare l'Autore considera le seguenti categorie di informazioni utili alla ricostruzione della storia di un popolamento:

- informazioni deducibili da segni fisici esterni (per esempio ferite da fuoco o da animali, macro-resti presenti nel substrato quali i carboni ecc.);
- informazioni deducibili dalla struttura del popolamento;
- informazioni deducibili dalla demografia;
- informazioni di tipo fisiologico, quali quelle deducibili dalla variabilità dell'accrescimento.

Tra queste categorie vengono di seguito trattate solo le ultime due, più strettamente connesse con lo studio degli anelli annuali, mentre vengono comunque accennati alcuni aspetti relativi allo studio della struttura, spesso utilizzati nello studio della demografia e della dinamica di popolazione.

La descrizione approfondita della struttura di un popolamento rappresenta il modo più frequentemente utilizzato per "fotografarne" lo stato attuale. Essa, inoltre, può fornire informazioni utili anche nello studio della storia del popolamento. Nonostante ciò è necessario tener presente che la sola analisi strutturale non può portare a risultati conclusivi nell'indagine di tipo storico e non può pertanto sostituire l'approccio dendroecologico, poiché la variabilità delle relazioni tra parametri strutturali da un lato ed età e velocità d'accrescimento dall'altro è troppo elevata per portare a risultati significativi.

Spesso, per esempio, la distribuzione delle età di un popolamento forestale è stata stimata a partire dalla distribuzione dei diametri, supponendo una correlazione diretta tra età e diametro, ma questi due parametri sono correlati solo nel caso di boschi decisamente disetanei, carattere che può difficilmente essere valutato a priori. Inoltre, in vecchi popolamenti coetanei gli individui possono presentare una variabilità dimensionale tale da non permettere di ottenere alcuna relazione tra diametro ed età.

Informazioni di tipo generico vengono di norma ricavate dalla forma della curva rappresentante la distribuzione degli individui in classi diametriche, sulla base del presupposto che popolamenti monospecifici coetanei presentano una distribuzione unimodale (con una forma più o meno a campana), con elevato numero di alberi nelle classi intermedie e pochi alberi nelle classi estreme, mentre popolamenti di-

setanei, in cui sono rappresentate in modo pressochè equivalente tutte le classi di età, presentano generalmente una curva monotonica decrescente in modo brusco, con la maggior parte degli individui nelle classi diametriche inferiori.

Anche questa distinzione comunque non è sempre verificata, poiché se si sommano le curve ottenute da più popolamenti coetanei, caratterizzati da età diverse, ne risulta una curva decrescente ripida, del tutto assimilabile a quella monotonica tipica dei popolamenti disetanei.

Alcuni errori di interpretazione possono comunque essere evitati utilizzando solo i dati provenienti da un singolo popolamento omogeneo e considerando separatamente le diverse specie eventualmente presenti.

Anche la struttura verticale e le caratteristiche della copertura possono essere legate alla distribuzione delle età e alla storia dei disturbi, ma anche in questo caso le generalizzazioni possono portare a errori di interpretazione. Di norma, per esempio, in un popolamento coetaneo dominato da una singola specie o da più specie con velocità potenziale di accrescimento comparabile, ci si aspetta un'altezza degli alberi dominanti approssimativamente uniforme. Ma anche un popolamento essenzialmente coetaneo può presentare una struttura verticale eterogenea, con nuclei di alberi più piccoli, semplicemente per la presenza di disturbi parziali (dovuti per esempio a schianti da vento), che hanno creato un'apertura nella copertura, in cui si è insediata della rinnovazione. Inoltre la stratificazione verticale di un popolamento coetaneo può risultare particolarmente complessa se in esso sono presenti più specie con velocità d'accrescimento e tolleranza all'aduggiamento differenti. In questi casi la struttura verticale può assomigliare notevolmente a quella di un popolamento disetaneo, caratterizzato dalla presenza di tutte le classi d'età. Al contrario la struttura verticale di un popolamento disetaneo, tipicamente eterogenea per la presenza di diverse classi d'età, può talvolta risultare estremamente omogenea, poiché in alcune specie l'accrescimento in altezza raggiunge un asintoto in corrispondenza di un'età relativamente giovane. Ciò fa sì che le diverse generazioni di alberi maturi o vecchi, a partire da una certa età presentano un'altezza simile e non sono pertanto distiguibili sulla base di questo carattere.

Alcuni vantaggi nell'interpretazione dei dati strutturali possono derivare dall'analisi della loro distribuzione spaziale. L'uso di tecniche statistiche relative all'analisi dei *patterns*, che permettono di valutare una eventuale aggregazione degli individui, o di certi parametri con cui gli individui sono stati descritti, può allora fornire indicazioni utili allo studio della storia del popolamento.

In ogni caso i dati strutturali risultano molto più attendibili se interpretati congiuntamente con i risultati ottenuti dall'analisi degli anelli annuali.

Il primo contributo che l'analisi dendrocronologica fornisce allo studio della storia di un popolamento è dato dal fatto che essa permette di costruire in modo preciso la distribuzione delle età dei singoli individui e delle diverse specie in esso presenti.

Tale studio può essere effettuato con una estrema precisione a partire da rotelle (sezioni trasversali del fusto) effettuate a livello del terreno. Nella maggior parte dei casi, e in particolare nel caso di quadrati permanenti, non è però possibile tagliare le piante per costruire una curva delle distribuzione delle età affidabile. Il problema può essere facilmente superato utilizzando le carote ottenute mediante la

trivella di Pressler, anche se questa modalità di prelievo comporta una serie di problemi e limitazioni che devono essere presi in considerazione a priori, per non compromettere l'efficacia del campionamento e la validità dei risultati ottenuti.

A questo proposito Motta (1996) descrive e discute in modo dettagliato le principali metodologie, e le problematiche a esse connesse, nella determinazione delle età di alberi viventi nell'ambito di studi dendroecologici e di dinamica forestale, con particolare riferimento all'ambiente alpino.

Uno dei problemi più comuni è dato dal fatto che spesso le carote non raggiungono il midollo. Questo problema può essere dovuto a diversi motivi, quali succhielli troppo corti in alberi che hanno un diametro elevato, accrescimento eccentrico, presenza di marciumi nella porzione centrale del fusto ecc. Qualunque sia la causa, ci si trova di fronte alla necessità di stimare il numero di anelli che si trovano tra la carota disponibile e il midollo. Sono stati proposti numerosi metodi che permettono di stimare la posizione del midollo, diversificati a seconda che si tratti di carote non allineate, in cui è riconoscibile una curvatura degli anelli centrali, oppure di carote incomplete, in cui non vi è cenno di tale curvatura. A partire dalla posizione del midollo stimata viene poi ricavato il numero di anelli mancanti.

Il limite principale di questo modello è che prevede che gli anelli annuali siano concentrici e che ci sia un *trend* lineare nello spessore degli anelli verso il centro dell'albero. Questi presupposti non possono essere considerati validi per la maggior parte degli alberi che vivono nelle Alpi e l'applicabilità di questo metodo deve quindi essere valutata con attenzione.

Norton *et al*. (1987), per esempio, confrontano i risultati ottenuti utilizzando 3 diversi metodi per la stima degli anelli mancanti in carote incomplete e, sebbene non abbiano trovato differenze significative tra i risultati ottenuti con ciascuno dei 3 metodi, mettono in evidenza una grande variabilità tra le età stimate e quelle reali. Infatti, gli errori osservati dipendono fortemente dalle caratteristiche della specie, risultando inferiori al 10-15% nelle specie con accrescimenti regolari e raggiungendo l'80% nelle specie con accrescimenti irregolari o imprevedibili, soprattutto nel periodo giovanile. Inoltre non sembra possibile valutare a priori il segno dell'errore (sovrastima o sottostima).

Motta (1996) rileva che le specie forestali caratteristiche nel piano subalpino delle Alpi presentano tipicamente un accrescimento irregolare o imprevedibile nel corso dei primi decenni di vita. Questa irregolarità risulta particolarmente accentuata soprattutto nelle specie che possono avere un accrescimento giovanile molto ridotto in seguito alla scarsa illuminazione, ma che possono riprendersi rapidamente in seguito a delle aperture nella copertura. Un esempio tipico è rappresentato dall'abete rosso e, soprattutto, dall'abete bianco, che possono avere dei periodi di accrescimento molto ridotto in seguito all'aduggiamento (compressione) lunghi fino a 200 anni. In questi casi la stima del numero di anni della porzione di carota mancante è soggetta a errori troppo grandi per permettere di ottenere risultati attendibili.

Un altro problema comunemente incontrato nella determinazione dell'età di una pianta a partire dalle carote è costituito dal fatto che, per le modalità stesse del prelievo, queste ultime non possono essere estratte all'altezza del terreno e diventa dunque necessario stimare il numero di anni impiegati dall'albero a raggiungere l'altezza di prelievo.

Di norma, nell'ambito di studi dendrocronologici o dendroclimatici, le carote vengono estratte a un'altezza convenzionale pari a 1,3-1,4 m, ma l'utilizzo di questi campioni nella determinazione delle età è fortemente sconveniente, poichè il numero di anni impiegato dalla pianta a raggiungere quest'altezza, non solo varia fortemente da specie a specie, ma può variare anche nell'ambito della stessa specie e della stessa stazione al punto tale da non permettere alcuna valutazione attendibile.

Alcuni studi effettuati in ambiente alpino mostrano che il tempo impiegato per raggiungere 1,2-1,4 m di altezza può variare da 11 a 122 anni nell'abete rosso a Paneveggio, da 24 a 77 anni per il pino cembro nelle Alpi occidentali, da 14 a 39 anni per il larice in Alta Valle di Susa e tra 10 e 37 anni per il larice a Paneveggio (Motta 1996). Questa elevata variabilità è dovuta al fatto che il periodo giovanile è la fase della vita dell'albero in cui l'accrescimento è soggetto alla maggiore variabilità, soprattutto nelle specie che tollerano l'aduggiamento.

Gli errori di stima delle età possono essere ridotti se i campioni vengono prelevati a una distanza minore dal terreno, ma anche in questo caso, soprattutto in popolamenti con modalità di rinnovazione variabili nello spazio e nel tempo, può risultare rischioso aggiungere un numero di anni fisso al numero di anelli conteggiati all'altezza di prelievo, poiché gli errori che si possono commettere sono tali da compromettere la corretta interpretazione dei dati. Per questi motivi risulta in generale preferibile effettuare il prelievo a un'altezza minima comune a tutti i campioni (per esempio 50 cm) e basare l'analisi dei dati e la discussione sul numero di anni contati all'altezza di prelievo, tralasciando eventuali operazioni di stima.

Errori nella determinazione delle età possono infine derivare da difficoltà incontrate nel corretto riconoscimento degli anelli, imputabili alla presenza di anelli assenti (dovuti ad anni critici per l'accrescimento, in cui l'individuo ha omesso in modo totale o parziale la formazione dell'anello), anelli a cuneo (dovuti a un accrescimento irregolare nei diversi settori della circonferenza della pianta, come spesso accade in piante che crescono su pendii ripidi) e anelli anomali (per la presenza per esempio di bande intra-annuali, oppure per la formazione di tessuti particolari in seguito a ferite che ne rendono difficile il riconoscimento). In alcuni casi gli anelli problematici possono essere identificati per confronto con sequenze anulari provenienti da individui che non presentano anomalie, tramite metodi di interdatazione, ma si tratta di una procedura lunga e laboriosa, non sempre efficace nel caso in cui si tratti di semenzali o individui di rinnovazione. In questi ultimi casi sembra più realistico minimizzare l'errore utilizzando non tanto le età assolute, quanto piuttosto delle classi di età per esempio di 10 anni ciascuna.

Per quanto accurata sia la determinazione delle età, le informazioni che da esse si ricavano non portano in genere a risultati conclusivi riguardo all'origine del popolamento.

Infatti, se da un lato è comune considerare che da un disturbo di tipo catastrofico si generi un popolamento coetaneo, può anche accadere che un analogo disturbo dia origine a una struttura disetanea, soprattutto per le specie che tollerano l'ombra. Per esempio, un disturbo che comporta l'eliminazione di tutti gli alberi dominanti, ma che lascia intatta la maggior parte dello strato dominato è spesso seguito dallo sviluppo di un popolamento ampiamente disetaneo. Gli alberi più vecchi sono semenzali che sono sopravvissuti al disturbo e anche all'interno di questo grup-

po è possibile rilevare età altamente variabili. Gli alberi di età intermedia sono quelli nati immediatamente dopo il disturbo. Gli alberi più giovani sono quelli che si sono sviluppati nello strato dominato del popolamento nel periodo successivo al disturbo.

Inoltre, un singolo disturbo può causare picchi in corrispondenza di più classi di età, perciò a ogni picco rilevato nella distribuzione delle età non corrisponde forzatamente un evento di disturbo. In particolare una distribuzione delle età che riflette la distribuzione normale è particolarmente ambigua, poiché può essere il risultato di diversi eventi, quali un singolo disturbo importante, una ricolonizzazione lenta di un sito disturbato, un intenso brucamento da parte di animali o può più semplicemente derivare dalla variabilità dell'affermarsi delle plantule in seguito a variazioni climatiche (Lorimer 1985).

Un'attenta analisi dell'accrescimento radiale annuale e delle sue variazioni può comunque chiarire molte delle ambiguità relative all'interpretazione della distribuzione delle età. Un aumento brusco e sostenuto dell'altezza o dell'incremento radiale avviene tipicamente quando un albero è esposto a un'intensità luminosa molto maggiore, dopo essere stato per molto tempo dominato da alberi più grandi o dopo aver dovuto competere con alberi di dimensioni comparabili, in condizioni di elevata densità.

Lorimer (1985) riporta un esempio in cui gli alberi dello strato dominato rispondono con un aumento dell'incremento di 2,5 volte a una rimozione parziale dello strato dominante e di 4 volte a una rimozione totale. L'accrescimento risulta talvolta depresso per uno o due anni successivi al taglio, poiché i semenzali si devono adattare alle nuove condizioni, ma decisi incrementi si verificano entro 2-4 anni dalla rimozione della copertura. Anche gli alberi delle classi dominanti possono rispondere con un aumento dell'accrescimento, se non sono troppo vecchi. La risposta comunque varia a seconda della specie e della tolleranza all'aduggiamento. Alberi sottoposti appartenenti a specie semi-tolleranti o intolleranti non sempre mostrano una risposta evidente.

In ogni caso l'osservazione di queste brusche riprese dell'accrescimento risulta estremamente utile nell'identificare gli eventi di disturbo subiti in passato dal popolamento, tanto che esse vengono spesso indicate come riprese dall'aduggiamento (*releases from suppression*), Lorimer 1985.

Tenuto conto della variabilità di ciascuna specie e di ogni individuo nella risposta alla liberazione dall'aduggiamento, è più conveniente trattare le riprese in riferimento alle decadi, piuttosto che ai singoli anni. In questo modo la presenza di riprese sincrone in un certo numero di alberi può essere considerata come una buona evidenza di un disturbo passato. Ulteriori conferme possono essere ricavate dalla combinazione della frequenza delle riprese e dei picchi rilevati nelle diverse classi di età. Nel caso in cui comunque questi due parametri forniscano risultati contrastanti, in generale le variazioni di accrescimento rappresentano un dato più attendibile del diradamento della copertura, rispetto alla distribuzione delle età.

Nell'identificazione dei disturbi può essere utile anche analizzare la velocità d'accrescimento iniziale degli esemplari germinati in corrispondenza di picchi di frequenza delle riprese dall'aduggiamento. Infatti, considerato che, per una certa specie in un determinato ambiente, gli individui sottoposti presentino una velocità

media d'accrescimento per esempio intorno ai 2 mm di diametro per anno, un accrescimento iniziale pari al doppio o al triplo può essere considerato come una conferma attendibile che la germinazione è avvenuta in una zona aperta.

La tabulazione delle frequenze di riprese dall'aduggiamento, insieme alle proporzioni di semenzali con rapida crescita iniziale, fornisce una buona sintesi storica degli eventi di disturbo della copertura. In foreste con distribuzione delle età complessa, un istogramma di questo tipo è probabilmente il modo migliore per comprendere se uno *stand* sia stato o meno sottoposto in passato a pesanti disturbi della copertura. In una foresta disetanea ideale, alcuni alberi diventano vecchi e muoiono in ogni decade, creando aperture che permettono ai giovani alberi di entrare nella copertura. L'istogramma dovrebbe perciò mostrare una piccola porzione di alberi con riprese o accrescimento iniziale rapido in ogni decade. Se invece il popolamento ha subito un unico principale disturbo, la maggior parte degli alberi dovrebbe mostrare riprese dall'aduggiamento o accrescimento iniziale rapido in modo sincrono all'interno di un'unica decade.

L'analisi dell'accrescimento radiale può inoltre potenzialmente fornire una reale stima dell'intensità del disturbo. La percentuale di alberi dello strato dominato che mostrano riprese dall'aduggiamento è verosimilmente correlata con la percentuale di alberi dello strato dominante rimossi (Lorimer 1980).

Un esempio di applicazione combinata delle diverse metodologie sopra discusse nell'ambito dello studio della storia del popolamento è rappresentato dal lavoro di Hügle *et al.* (1997) relativo allo studio della struttura e delle dinamiche di popolazione in 3 aree di studio permanente istituite all'interno della zona di Riserva Integrale nella foresta di Paneveggio (Valbona, Trentino) e poste a quote altitudinali crescenti (comprese tra 1600 e 1900 m).

In ciascuna area (delle dimensioni di 1 ettaro) è stata realizzata una cartografia in scala 1:250 con curve di livello ogni 0,5 m di tutti gli alberi con diametro maggiore di 7,5 cm a 1,3 m di altezza, prendendo in considerazione anche gli alberi morti in piedi e a terra. Di tutti gli alberi cartografati, numerati e forniti di una targhetta di identificazione, è stata determinata la specie ed è stato misurato il diametro.

All'interno di ciascuna area è poi stato identificato un *transect* di 2000 m^2 (20 x 100 m), in cui sono stati rilevati altezza, inserzione della chioma, proiezione della chioma a terra, biforcazioni e stato fitosanitario degli alberi cartografati. Da ciascun albero è inoltre stata prelevata una carota incrementale a un'altezza di 50 cm da terra con un succhiello di Pressler, per determinare la struttura delle età e le brusche variazioni di accrescimento imputabili a eventi di disturbo.

I dati strutturali rilevati all'interno del *transect* sono stati utilizzati per una rappresentazione dettagliata della struttura verticale e orizzontale.

I dati relativi alle età rilevate dalle carote incrementali sono stati raggruppati in classi di 10 anni, per minimizzare le eventuali imprecisioni derivanti da anelli mancanti o molto sottili e dalla variabilità dell'età reale raggiunta a 50 cm di altezza.

I disturbi subiti dai tre popolamenti studiati sono stati identificati combinando le informazioni derivanti dall'analisi della distribuzione delle età e dei diametri e dall'esame delle riprese dall'aduggiamento.

Alcune carote sono poi state prelevate anche dalle ceppaie rimaste all'interno del popolamento, per determinare la data dell'ultima utilizzazione, e dalle piante mor-

te in piedi o a terra, per identificarne l'anno di decesso. A tale scopo è stato necessario costruire, per ogni popolamento, una cronologia stazionale a partire dalle carote prelevate da 15 alberi dominanti, distribuiti all'interno dell'intera area permanente. In questo caso le carote (due per ogni pianta) sono state prelevate a un'altez-

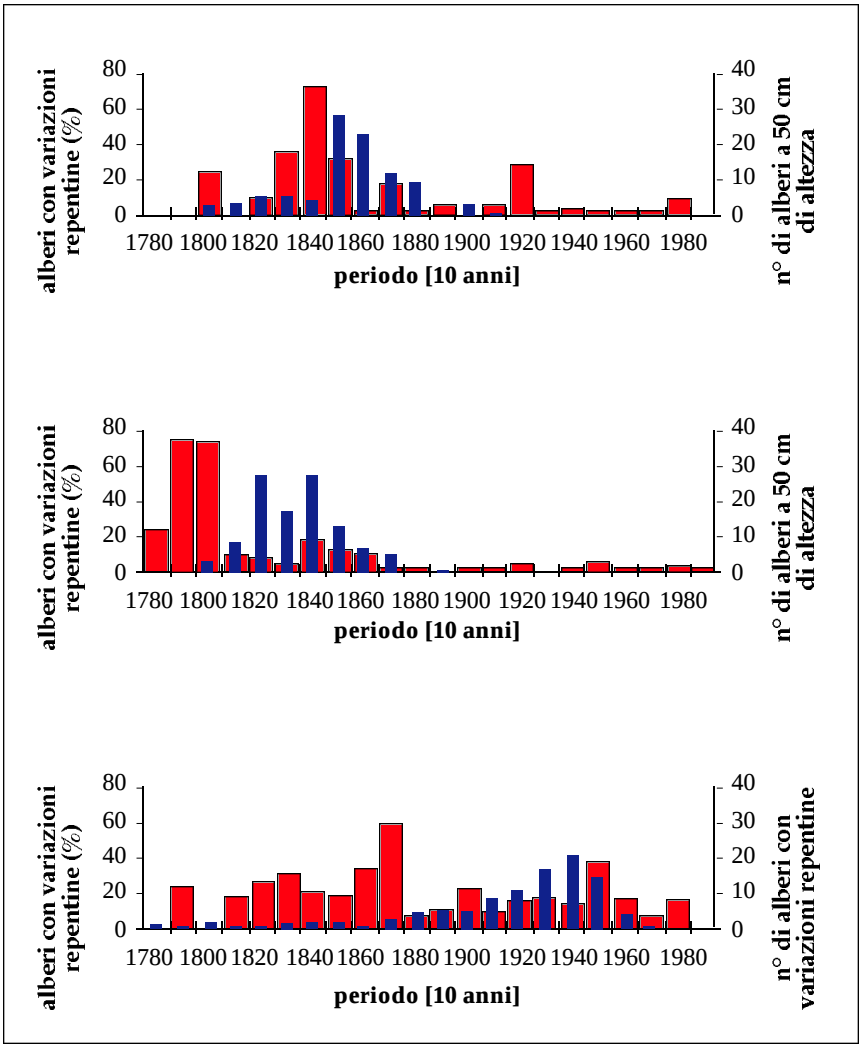


Figura 2.7 - *Confronto tra bruschi incrementi della crescita e nuovi alberi insediati in 3 aree permanenti di studio a Paneveggio. Gli istogrammi rossi rappresentano la percentuale di bruschi incrementi della crescita rilevati in ciascuna classe cronologi - ca; gli istogrammi blu rappresentano il numero di piante che in ogni decennio hanno raggiunto l'altezza di 50 cm (da Hügle* et al. *1997).*

za di 1,3 m, come viene di norma fatto negli studi di tipo dendrocronologico. La datazione delle piante morte è stata realizzata tramite la procedura di interdatazione, descritta dettagliatamente da Fritts (1976), basata sul confronto, sia visivo che statistico, tra una sequenza di riferimento (qui rappresentata dalla cronologia stazionale) e sequenze di ampiezze degli anelli per le quali non si conosce l'esatta collocazione temporale (qui derivanti dalle carote prelevate da ceppaie e piante morte).

L'analisi complessiva dei dati raccolti ha permesso agli Autori di ottenere informazioni sull'origine dei popolamenti studiati e sull'influenza antropica che essi hanno subito nel passato.

Sulla base della distribuzione dei diametri, le 3 aree risultano avere caratteristiche strutturali differenti. Le prime due aree infatti presentano una distribuzione a campana tipica dei popolamenti coetaneiformi, mentre la terza area ha un andamento bruscamente decrescente caratteristico dei popolamenti disetanei.

Tale distinzione viene accentuata se si osserva la frequenza delle riprese dall'aduggiamento, rappresentate congiuntamente con le date di insediamento della rinnovazione (*figura 2.7*).

A partire da questa rappresentazione, nelle prime due aree, è infatti possibile identificare dei fenomeni di forte disturbo, seguiti dall'insediamento di elementi di rinnovazione. Tali fenomeni, a partire dai quali si sarebbero originati i popolamenti attuali, si localizzerebbero intorno al 1830-40 nell'area 1 e intorno al 1790-1800 nell'area 2. Sebbene non vi siano segnali certi che indicano un intervento antropico all'origine del disturbo identificato, la storia del bosco, gestito per la produzione di legname per diversi secoli, e i documenti storici disponibili portano gli Autori a ritenere che si sia trattato di tagli di utilizzazione.

Completamente diverso è invece il quadro che emerge dall'analisi della terza area, in cui non è possibile identificare un unico evento di disturbo come punto di origine del popolamento attuale. Infatti, sebbene siano presenti delle fluttuazioni nell'andamento di entrambi i parametri considerati, comunque le riprese risultano distribuite in modo pressoché continuo a partire dal 1790 a oggi (con un massimo negli anni intorno al 1870), costantemente accompagnate dalla continua e graduale comparsa di rinnovazione (con un massimo intorno agli anni Quaranta). I dati finora disponibili non consentono di giungere a una conclusione univoca sull'origine del popolamento attualmente presente in quest'area, pur risultando molto probabile che in essa il soprassuolo si sia insediato gradualmente e in tempi relativamente lunghi, con una maggiore concentrazione della rinnovazione nell'ultimo cinquantennio. Potrebbe verosimilmente trattarsi di una zona soggetta per molto tempo a uno stress di tipo continuativo (quale per esempio il pascolo), attenuatosi negli ultimi decenni.

Bibliografia

Becker, M. e **Levy, G.** 1989. A proposito del deperimento delle foreste: clima, selvicoltura e vitalità dell'abetina dei Vosgi. *L'Italia Forestale e Montana*, 44 (2), 85-106.

Box, G. F. P. e **Jenkins, G. M.** 1970. Time series analysis: forecasting and control. Hoden-Dey, San Francisco, 1-575.

Bracco, F. e **Nola, P.** 1990. Analisi dei valori grezzi di accrescimento anulare. Nota metodologica. *Atti Ist. Bot. Lab. Critt. Univ. Pavia*, (7) 9, 27-41.

Bräcker, O. U. 1992. Tree-ring analysis for conifers in the Switzerland forest decline study program. *Lundqua Report*, 34, 56-59.

Fritts, H. C. 1976. Tree-rings and climate. Academic Press, London, 567.

Fritts, H. C. e **Swetnam, T. H.** 1989. Dendroecology: a tool for evaluating variations in past and present forest environment. In: **Begon, M., Fittera, H., Forde, D.** e **Macfayden, A.** (eds.). Advances in Ecological Research, Academic Press, London, 19, 88-111.

Gandolfo, C. e **Tessier, L.** 1994. Analyse dendroécologique sur des sapins (*Abies alba* Mill.) et des épicéas (*Picea abies*, (L.)) de différentes classes de défoliation dans la forêt de Vigo di Ton (Trento, Italie). *Ann. Sci. For.*, 51, 391-406.

Guiot, J. 1986. Arma techniques for modelling tree ring response to climate and for reconstructing variations of paleoclimates. *Ecological Modelling*, 33 (1986), 149-171.

Hügle, C. E., Motta, R., Nola, P. e **Piussi, P.** 1997. Strutture e dinamiche di popolazione in boschi subalpini di abete rosso. SISEF Atti, 1, 135-141.

Innes, J. 1989. General aspects in the use of tree rings for environmental impact studies. In: **Cook, E. R.** e **Kairiukstis, L. A.** (eds.). Methods of dendrochronology: Applications in the environmental sciences. Kluwer Academic Publishers, 224-229.

Kaennel, M. e **Schweingruber, F. H.** 1995. Multilingual glossary of dendrochronology. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. Berne, Stuttgart, Vienna, Haupt, 467 .

Lorimer, C. G. 1980. Age structure and disturbance history of a Southern Appalachian virgin forest. *Ecology*, 56, 1451-1454.

Lorimer, C. G. 1985. Methodological considerations in the analysis of forest disturbance history. *Can. J. For. Res.*, 15, 200-213.

Motta, R. 1996. Metodi e problemi nella determinazione delle età di alberi viventi in studi ecologici o di dinamica forestale. *Linea Ecologica*, 37 (1), 2-9.

Norton, D. A., Palmer, J. G. e **Ogden, J.** 1987. Dendroecological studies in New Zealand. 1. An evaluation of tree age estimates based on increment cores. *New Zealand Journal of Botany*, 25, 373-383.

Schweingruber, F. H. 1989. Dendroecological information in pointer years and abrupt growth changes. In: **Cook, E. R.** e **Kairiukstis, L. A.** (eds.). Methods of dendrochronology: Applications in the environmental sciences. Kluwer Academic Publishers, 277-283.

Schweingruber, F. H., Albrecht, H., Beck, M., Hessel, J., Joos, K., Keller, D., Kontic, R., Lange, K., Niederer, M., Nippel, C., Spang, S., Spinnler, A., Steiner, B. e **Winkler-Seifert, A.** 1986. Abrupte Zuwachsschwankungen in Jahrringabfolgen als ökologische Indikatoren. *Dendrochronologie*, 4, 125-183.

Serre-Bachet, F. e **Tessier, L.** 1989. Response function for ecological study. In: **Cook**, **E. R.** e **Kairiukstis**, **L. A.** (eds.). Methods of dendrochronology: Applications in the environmental sciences. Kluwer Academic Publishers, 247-258.

2.4.3 Fenologia - *Giovanna Puppi Branzi*

Introduzione
La fenologia, o meglio la fitofenologia, è la scienza che studia i fenomeni periodici nelle piante, che si manifestano con evidenti mutamenti nel loro aspetto; in altre parole è la scienza che studia il susseguirsi delle fasi dello sviluppo della pianta *in toto* e dei suoi organi fondamentali quali sono le foglie e i fiori. Oggetto delle osservazioni fenologiche sono per esempio: il momento della schiusura delle gemme, le fasi della distensione fogliare, dell'ingiallimento e caduta delle foglie, gli stadi della fioritura e della fruttificazione.

Terminologia specifica essenziale
In fenologia si fa uso di alcuni termini tecnici che elenchiamo qui brevemente con il loro significato:
- fenoide; è una singola pianta, l'oggetto delle osservazioni;
- stazione fenologica; è il luogo dove si effettuano le osservazioni;
- fenofase; è lo stadio di sviluppo o fase fenologica di una pianta (fenoide);
- chiave fenologica; è una guida per il riconoscimento delle diverse fenofasi.

Sviluppo e aspetti degli studi fenologici
L'osservazione dei fenomeni fenologici accompagnò le prime forme di attività dell'uomo; la fenologia, dunque, è nata come scienza applicativa, volta a conoscere le leggi del mutamento periodico dell'ambiente biotico per ottimizzarne lo sfruttamento, e conserva tutt'ora gran parte delle sue caratteristiche originarie.

L'interesse applicativo della fenologia oggi riguarda numerosi campi, quali agricoltura, selvicoltura, allergologia, bioclimatologia, telerilevamento, monitoraggio ambientale.

In tempi relativamente recenti, e cioè nel corso di questo secolo, al concetto classico di fenologia, intesa come studio dei ritmi fenologici di singole specie considerate isolatamente, si è affiancato quello di sinfenologia, intesa come disciplina che studia i ritmi fenologici dell'insieme delle specie che compongono una certa comunità vegetale.

Informazioni deducibili
In particolare in selvicoltura e nel monitoraggio forestale, le informazioni fenologiche possono avere diverse utilizzazioni:
- telerilevamento.

Il monitoraggio a distanza, oltre a fornire informazioni sinottiche dello stato del territorio in un dato momento, rende possibile la diffusione di informazioni in tempo utile e, ove necessario, la realizzazione tempestiva di interventi operativi.

Il rapporto tra fenologia e telerilevamento per il monitoraggio di aree forestate è assai stretto: i dati fenologici infatti sono essenziali per una corretta interpretazione delle immagini telerilevate, consentono il riconoscimento a distanza di tipi fisionomici della vegetazione forestale; inoltre, vanno considerati con attenzione nella programmazione delle campagne di telerilevamento e nella scelta delle immagini da esaminare;
- zonazione bioclimatica e valutazione del rischio ambientale.

Ogni territorio è caratterizzato da zone o periodi stagionali in cui c'è una maggiore

probabilità di incidenza di eventi meteorologici negativi (per esempio rischio di gelate). La stretta dipendenza di alcuni eventi fenologici (come per esempio la fioritura) dalle variabili climatiche, tra cui primariamente la temperatura, ha suggerito di utilizzare le piante come sensori biologici e le relative fenofasi come segnali o spie della temperatura ambientale (vedi bibliografia);

- valutazione dello stato di salute delle foreste.

Lo stato di sofferenza degli alberi e delle altre piante che compongono le cenosi forestali, dovuto a stress ambientali o a inquinamento, può manifestarsi con anomalie del normale ciclo fenologico, sia nei tempi (anticipi, reiterazioni) che nelle modalità (per esempio superfioriture) di manifestazione.

Metodo d'uso

Le modalità di rilevamento dei dati fenologici costituiscono una parte di cruciale importanza sia nelle singole attività di ricerca sia in quelle di monitoraggio territoriale (Puppi Branzi, 1989).

Criteri informatori del rilevamento

Per quanto riguarda la metodologia di rilevamento, innanzitutto è bene precisare quali sono i criteri informatori:

- il rilevamento deve essere effettuato in modo da permettere di rappresentare gli eventi fenologici di ciascuna specie nei tratti essenziali;
- il rilevamento deve rispondere a criteri di obiettività per permettere il confronto dei dati provenienti da diversi rilevatori: si deve fare attenzione che la metodologia adottata per effettuare i rilievi lasci poco spazio a interpretazioni soggettive del rilevatore;
- il rilevamento deve permettere di valutare la variabilità fenologica tra piante della stessa specie, in modo da poter sottoporre i dati rilevati a confronti statistici.

Metodo di rilievo fenologico

In un famoso articolo di revisione dei metodi di rilevamento e rappresentazione sinfenologica, Dierschke (1972) distingue tra rilevamenti completi, in cui vengono osservate tutte le specie della comunità vegetale, e rilevamenti incompleti, in cui ne vengono prese in considerazione solo alcune .

I rilievi inoltre possono essere parziali oppure globali, a seconda che si rilevino solo alcuni eventi fenologici (per esempio la fioritura) oppure tutte le fenofasi del ciclo vegetativo e riproduttivo.

In base all'esame della bibliografia e della ormai consolidata esperienza internazionale in questo campo, tra cui di primaria importanza quella della rete dei Giardini Fenologici (Schnelle e Volkert, 1964; Malossini, 1993), si può giungere all'individuazione di una metodologia di rilevamento standard, che può essere poi modificata e calibrata a seconda del tipo di problema da affrontare.

I rilievi devono essere eseguiti in siti (stazioni di rilevamento) scelti secondo criteri ben definiti, in modo tale che siano rappresentativi del territorio da monitorare.

Le stazioni di rilevamento devono essere aree omogenee per topografia e fisionomia vegetazionale, e di ampiezza sufficiente alla effettuazione di rilievi rappresentativi della variabilità intraspecifica (orientativamente 50-100 m^2 per i prati, 100-300 m^2 per le

Associazione italiana di aerobiologia **Rete nazionale di monitoraggio fenologico** **Scheda informativa generale sulle stazioni**
ente gestore _____
responsabile dei rilevamenti _____
rilevatori _____
stazione di rilevamento:_____
località _____
comune _____ *provincia* _____
caratteristiche topografiche della stazione:
quota_____ esposizione_____ inclinazione del suolo_____
caratteristiche dell'ambiente circostante:_____
(area urbana o extraurbana, di montagna, collina, pianura, fondovalle, crinale, costa)
caratteristiche vegetazionali della stazione:
a) struttura e uso _____
(bosco a fustaia, bosco ceduo, boscaglia, cespuglieto, prateria, pascolo, prato falciato, seminativo, parco urbano ecc.)
b) fisionomia_____
(specie dominanti)
note addizionali: eventuali notizie sulle caratteristiche del substrato (tipo di suolo) e ogni informazione utile a precisare l'ecologia delle stazioni.
elenco delle specie rilevate

Tabella 2.10 - *Scheda informativa generale sulle stazioni.*

praterie arbustate e i cespuglieti, 200-400 m^2 per i boschi). Per ogni stazione è consigliabile compilare una scheda informativa generale contenente i dati stazionali e note sull'ambiente (vedi per esempio *tabella 2.10*).

I rilievi devono essere effettuati con periodicità almeno decadale nella medesima stazione, durante il periodo di attività vegetativa delle piante.

Le osservazioni devono essere effettuate su un adeguato numero di individui di ogni specie (da 5 a 25 individui per le piante legnose e da 20 a 80 individui per le erbacee).

A ciascun individuo deve essere attribuita una delle fenofasi contemplate nella chiave di rilevamento prescelta (vedi per esempio *tabelle 2.11, 2.12, 2.13*).

I rilievi fenologici vengono usualmente registrati su schede di rilevamento come quelle che riportiamo in *tabella 2.14.*

Discussione

Il metodo di rilevamento sopra presentato è di applicazione abbastanza ampia e risul-

Chiave proposta da Marcello			
1	000	:	assenza del fenomeno fioritura
2	+00	:	inizio del fenomeno, fiori in boccio
3	++0	:	bocci e fiori aperti
4	+++	:	piena fioritura
5	0++	:	inizio sfioritura
6	00+	:	completa sfioritura
7	000	:	fine del fenomeno
Chiave proposta da Arrigoni per la fruttificazione, la maturazione e la dispersione dei semi			
Frutti			
1	+00	:	ovari ingrossati e pochi frutti immaturi
2	++0	:	frutti evidenti ma in prevalenza immaturi
3	+++	:	culmine della fruttificazione
4	0++	:	frutti in parte caduti, degenerati o secchi
5	00+	:	presenza di soli frutti residui
Semi			
1	+00	:	qualche seme già formato
2	++0	:	semi in parte maturi
3	+++	:	massimo dei semi maturi
4	0++	:	semi in parte già caduti
5	00+	:	presenza di pochi semi sulla pianta

Tabella 2.11 - *Chiavi generative.*

ta adatto a una vasta gamma di situazioni, tuttavia in certi casi può risultare opportuno apportare alcune modifiche e aggiustamenti.

Per consentire ai possibili utenti di costruirsi una procedura di rilievo più aderente alle proprie necessità, presentiamo un'illustrazione critica e approfondita delle problematiche legate ai metodi di rilievo.

La periodicità dei rilievi

Essa dovrebbe seguire la velocità di sviluppo fenologico delle specie da osservare, in modo da avere almeno un'osservazione per ogni fenofase; siccome difficilmente si dispone a priori delle informazioni necessarie per una precisa programmazione dei rilevamenti, di solito ci si attiene a criteri generali: dall'inizio della primavera fino a metà autunno i rilevamenti vengono distanziati di 7-10 giorni (in alcuni periodi la frequenza dovrebbe essere anche maggiore, come per esempio nel momento dell'emissione delle foglie); nel resto dell'anno sono sufficienti rilevamenti quindicinali.

Fasi vegetative		
Latifoglie	**Graminacee**	**Erbe**
0 gemme chiuse	0 senza germogli epigei	0 senza germogli epigei
1 gemme con apice verde	1 germogli visibili	1 germogli visibili
2 foglie verdi piegate	2 prima foglia distesa	2 prima foglia distesa
3 f. distese fino al 25%	3 2-3 foglie distese	3 2-3 foglie distese
4 f. distese fino al 50%	4 inizio sviluppo culmo	4 più foglie distese
5 f. distese fino al 75%	5 parziale svil. culmo	5 f. distese quasi tutte
6 chioma complet. svilupp.	6 pianta compl. svilup.	6 pianta compl. svilupp.
7 inizio ingiallimento	7 inizio ingiallimento	7 inizio ingiallimento
8 ingiallim. fino al 50%	8 ingiall. fino al 50%	8 ingiall. fino al 50%
9 ingiallim. oltre il 50%	9 ingiall. oltre il 50%	9 ingiall. oltre il 50%
10 completa caduta f.	10 disseccamento totale	10 disseccamento totale
Fasi riproduttive		
Latifoglie	**Graminacee**	**Erbe**
0 assenza di bocci	0 senza visibili infiorescenze	0 assenza di bocci
1 bocci visibili	1 infior. chiuse ma visibili	1 bocci visibili
2 bocci rigonfi	2 inizio uscita infiorescenza	2 bocci rigonfi
3 bocci semiaperti	3 infior. complet. uscita	3 bocci semiaperti
4 inizio fioritura	4 infiorescenza sviluppata	4 inizio fioritura
5 fiori sbocc. fino al 25%	5 inizio liberazione polline	5 fiori sbocc. fino al 25%
6 fiori sbocc. fino al 50%	6 fino al 50% fiori lib. pol.	6 fiori sbocc. fino al 50%
7 piena fioritura	7 max liberazione polline	7 piena fioritura
8 inizio sfioritura	8 inizio sfioritura	8 inizio sfioritura
9 sfioritura completa	9 sfioritura completa	9 sfioritura completa
10 maturazione dei frutti	10 maturazione dei frutti	10 maturazione dei frutti
11 dispersione dei semi	11 dispersione dei semi	11 dispersione dei semi

Tabella 2.12 - *Chiave proposta da Dierschke suddivisa, per stadi vegetativi e generativi, tra latifoglie, graminacee e altre erbe.*

La variabilità fenologica entro l'individuo

La variabilità fenologica si esplica a diversi livelli: tra popolazioni, tra piante e tra singoli organi o parti della stessa pianta.

Poiché l'oggetto del rilevamento fenologico generalmente è la singola pianta, è necessario affrontare il problema della variabilità fenologica entro l'individuo.

Fasi vegetative	
V1	gemme in riposo
V2	gemme rigonfie prossime alla schiusura
V3	gemme rigonfie insieme a gemme aperte, con foglie ripiegate
V4	gemme appena aperte insieme a foglie giovani con lembo disteso
V5	foglie giovani a lembo disteso
V6	foglie giovani insieme a foglie adulte
V7	foglie adulte
V8	inizio della decolorazione fogliare
V9	foglie prevalentemente decolorate
V10	inizio disseccamento delle foglie
V11	foglie prevalentemente disseccate
V12	inizio caduta foglie
V13	foglie prevalentemente cadute
V14	pianta completamente spoglia
Fasi riproduttive	
R1	boccioli o amenti presenti ma poco sviluppati
R2	boccioli prossimi alla schiusura, rigonfi, con petali visibili
	amenti sviluppati ma immaturi (+00)
R2	boccioli rigonfi e fiori aperti; amenti immaturi e amenti maturi (++0)
R4	piena fioritura (+++): boccioli, fiori aperti e fiori sfioriti
	amenti prevalentemente maturi
R5	inizio sfioritura: fiori aperti e fiori appassiti; amenti maturi e amenti sfioriti (00+)
R6	completa sfioritura: fiori appassiti; amenti sfioriti
R7	allegagione: inizio ingrossamento ovari
R8	inizio fruttificazione
R9	frutti evidenti ma in prevalenza immaturi
R10	culmine della fruttificazione
R11	frutti in parte caduti, degenerati o secchi
R12	presenza di soli frutti residui

Tabella 2.13 - *Chiave di rilevamento adottata dai Giardini Fenologici Italiani.*

La scalarità delle manifestazioni fenologiche entro le singole piante può creare dubbi e diversità di interpretazione nei rilevatori, principalmente per quanto riguarda le piante

Associazione italiana di aerobiologia
Rete nazionale di monitoraggio fenologico
Scheda di rilevamento

ente gestore _____

stazione_____

località _____

comune _____ *provincia* _____

rilevatore _____

chiave di rilevamento per la fioritura di *Castanea sativa*

0 - assenza di fenomeno (000)

1 - presenza di gemme a fiore riconoscibili (+00)

2 - infiorescenze maschili corte e poco sviluppate (+00)

3 - infiorescenze maschili sviluppate, con fiore in boccio (+00)

4 - infiorescenze maschili con fiori sbocciati, stami visibili (++0, +++, 0++)

4a - presenza di fiori in boccio e sbocciati (++0)

4b - presenza di fiori in boccio, sbocciati e appassiti (+++)

4c - presenza di fiori sbocciati e appassiti (0++)

5 - infiorescenze completamente appassite e inizio caduta (00+)

6 - infiorescenze cadute (000)

nelle caselle sottostanti vanno riportate analiticamente le osservazioni effettuate su almeno 5 individui (massimo 25): a ciascun individuo deve essere attribuita una delle fenofasi principali (numeri da 0 a 6), contrassegnando con una X la casella corrispondente (per lo stadio 4 possibilmente indicare anche la sottocategoria con lettere a, b, c).

di ciascun individuo va indicata la taglia (altezza in metri) e, nel caso di piante coltivate, la *cultivar*.

data: _____

Ind.	**Varietà**	**Taglia**	**Stadi**					
			1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
N. 1								
N. 2								
N. 3								
N. 4								
N. 5								

Tabella 2.14 - *Scheda di rilevamento.*

arboree, ove si aggiungono anche difficoltà di osservazione dovute alla grossa taglia (una soluzione interessante, che richiede però un pesante impegno di rilevamento, è stata proposta da Schirone *et al.*, 1989). Poiché le variazioni fenologiche entro un individuo non sono casuali, ma dipendono dalla posizione dei vari elementi, il rilevatore dovrebbe tenerne conto: in un albero, una valutazione effettuata osservando alcuni rami scelti senza precisi criteri può portare a errori e a disparità di valutazione tra diversi rilevatori.

Il comportamento fenologico di una pianta può essere visto come quello di una popolazione di fiori o foglie.

L'oggetto del rilevamento fenologico, come si è detto, è la singola pianta (fenoide); tuttavia, proprio a causa della scalarità del manifestarsi degli eventi fenologici nel singolo individuo, è opportuno introdurre il concetto operativo di unità di osservazione, che rappresenta ciò che viene osservato dal rilevatore per giungere all'attribuzione della fenofase.

L'unità di osservazione può essere la pianta *in toto*, oppure singoli organi e parti di essa.

Se come unità di osservazione viene scelta la pianta *in toto*, bisogna adottare chiavi di rilevamento le cui fenofasi siano comprensive della variabilità entro l'individuo (*tabella 2.12*).

Se si scelgono come unità di osservazione singole parti di una pianta (gemme, foglie, fiori, frutti) si dovranno effettuare valutazioni quantitative della presenza delle fenofasi mediante percentuali: per esempio si dovranno individuare l'inizio di una fenofase (presenza della fenofase in poche unità di osservazione, da 1% a 10%), la fase mediana (40-60%) e il completamento del fenomeno (90-100%).

La variabilità fenologica tra individui

Al fine di assicurare la valutazione della variabilità tra gli individui della stessa specie, è necessario effettuare le osservazioni secondo i metodi e i criteri della fenologia quantitativa; il metodo di rilevamento infatti deve permettere di sottoporre i dati rilevati a elaborazioni e confronti statistici e consiste nella registrazione delle quantità di individui di una certa specie che si trovano nelle diverse fenofasi.

Se gli individui di una specie sono molto numerosi e non possono essere osservati tutti, tali quantità possono essere stimate in vario modo:

- con valutazioni percentuali, riferite alla copertura della specie nella stazione (vedi la scala di abbondanza-dominanza secondo Braun-Blanquet, 1964) o al numero di individui (vedi la scala quantitativa di Krusi, 1981);
- con conteggi di individui, fino a un limite numerico massimo (Arrigoni *et al.*, 1977; Puppi e Speranza, 1983; Puppi, 1989).

Quest'ultimo metodo ha il vantaggio di eliminare la soggettività delle valutazioni quantitative.

Oltre a un limite massimo è importante definire anche la quantità minima di individui da osservare per ogni specie in una certa stazione; questa quantità dipende dalla variabilità fenologica della specie e dalla precisione dei dati che si vuole ottenere (Puppi, 1989); in ogni caso è sconsigliabile considerare meno di 5 individui per le piante legnose (alberi e arbusti) e meno di 20 individui per le piante erbacee.

Le chiavi di rilevamento

Le fenofasi vengono registrate usualmente mediante delle chiavi fenologiche; queste

consistono in serie di stadi fenologici (o fenofasi) sinteticamente descritti che rappresentano nei tratti essenziali lo svolgersi di un evento fenologico, quale la fioritura, la fruttificazione o la fogliazione.

L'obiettività del metodo di rilevamento, requisito indispensabile per poter confrontare i dati, si consegue con l'adozione di chiavi di rilevamento standard che abbiano fenofasi facilmente individuabili e non ambigue.

Il pericolo di ambiguità delle fenofasi non è certo da sottovalutare: più volte è capitato di riscontrare, anche per chiavi molto collaudate, interpretazioni assai differenti dello stesso fenomeno.

Difficoltà ed errori nel rilevamento possono essere legati anche alla morfologia e alla dimensione degli organi.

Se non c'è difficoltà nell'attribuire la giusta fenofase di fioritura a una pianta con fiori grandi (per esempio un ciliegio), questo può risultare meno agevole in casi di infiorescenze formate da fiori minuscoli non distinguibili a occhio (amenti di salice o di nocciolo): in questi ultimi casi è conveniente affiancare a quelle standard delle chiavi specifiche con descrizioni *ad hoc*, corredate da immagini fotografiche che facilitino il rilevamento.

Le chiavi di rilevamento possono essere generali, quando sono applicabili a grandi gruppi di specie (per esempio Angiosperme, Gimnosperme oppure latifoglie, erbe ecc.), oppure specifiche, quando si riferiscono a singoli generi o specie e le descrizioni delle fenofasi sono strettamente aderenti alle relative caratteristiche morfologiche e morfogenetiche.

Le chiavi generali sono adottate soprattutto nei lavori di sinfenologia e di fenologia generale, perché rendono immediatamente confrontabili i cicli fenologici di specie diverse; d'altro lato, però, possono presentare difficoltà di applicazione e possibilità di errori di valutazione, perché in certi casi le descrizioni sono poco aderenti alla realtà delle singole specie e richiedono sforzi interpretativi.

Le chiavi specifiche sono adatte soprattutto per lavori di fenologia applicata, relativi a singole specie.

Le chiavi fenologiche possono essere di tipo qualitativo, quando le descrizioni delle fenofasi sono esclusivamente qualitative, oppure quantitativo, quando le fenofasi rappresentano stadi di un unico fenomeno graduale di sviluppo (per esempio lo srotolamento e distensione delle fronde delle felci) e richiedono valutazioni quantitative (dati di misura o dati percentuali).

Per lo più le chiavi fenologiche sono quali-quantitative, cioè con alcune fenofasi qualitative e altre quantitative, come nelle classiche chiavi di Ellenberg (1954) e di Dierschke (1972).

Inoltre si possono distinguere chiavi vegetative, generative (*tabella 2.10*) e chiavi miste (*tabella 2.11*) a seconda che descrivano solo il ciclo vegetativo (sviluppo delle foglie e dei germogli), solo quello riproduttivo (fioritura e fruttificazione) oppure entrambi.

Infine le chiavi possono essere distinte in due categorie a seconda che i relativi stadi corrispondano a fenofasi isolate (puntiformi) oppure a fenofasi sequenziali (intervalli consecutivi).

Nelle chiavi a fenofasi isolate vengono descritti solo alcuni eventi del ciclo vegetativo o riproduttivo delle piante e le modalità di rilevamento prevedono la registrazione della data di inizio e di fine oppure completamento di ciascuna fenofase (*tabella 2.9*).

Per “fine” di un fenomeno si intende quella fase in cui il fenomeno si è appena manifestato, ma ormai non è più presente o quasi sulla pianta osservata: per esempio, fine della fioritura è il momento in cui sfioriscono gli ultimi fiori.

Per “completamento” si intende il momento in cui il fenomeno si è manifestato in tutte le parti della pianta: per esempio, il completamento dell’antesi si verifica quando tutti i fiori sono sbocciati e quindi non ci sono più fiori in boccio (possono esserci o no fiori appassiti).

Nel caso di chiavi a fenofasi sequenziali, invece, tutto il ciclo fenologico viene suddiviso in intervalli e a ciascun intervallo corrisponde una fenofase (*tabella 2.12*): ne consegue che in qualunque momento dell’anno è possibile attribuire una fenofase alla pianta osservata e quindi si possono effettuare rilevamenti anche a cadenza regolare (settimanale o decadale).

Nell’ampia scelta di chiavi fenologiche disponibili in letteratura (vedi per esempio la rassegna in Puppi Branzi, 1989) segnaliamo, oltre alla classica chiave di Marcello (*tabella 2.10*) per le fioriture, la ben nota chiave mista di Dierschke (*tabella 2.11*) e infine la chiave recentemente adottata dalla rete dei Giardini Fenologici Italiani (*tabella 2.12*).

Le stazioni di rilievo

Un punto molto importante nella programmazione dei rilievi consiste nella scelta delle stazioni fenologiche.

Le stazioni fenologiche, in primo luogo, devono essere rappresentative di un’area il più possibile vasta, perché così facendo i dati raccolti nella stazione indicheranno le condizioni fenologiche di un ampio territorio.

Perché la stazione sia rappresentativa di una determinata area, bisogna che quest’ultima sia il più possibile omogenea dal punto di vista topografico e ambientale (quota, esposizione, substrato, clima).

È assolutamente indispensabile inoltre che la stazione fenologica sia rigorosamente omogenea, sia per le caratteristiche topografiche che per quelle edafiche e vegetazionali, e disponga di una superficie sufficiente a effettuare i rilievi secondo i criteri sopra esposti.

Il monitoraggio territoriale

Per realizzare un monitoraggio territoriale si deve programmare una serie di stazioni collegate tra loro da ben precise relazioni, e cioè una rete di stazioni fenologiche.

Per la programmazione di una rete fenologica, un punto molto importante è il problema della rappresentatività dei dati delle stazioni fenologiche e le relazioni tra le stazioni della rete.

Infatti da questo dipende la possibilità di una buona interpolazione spaziale dei dati, e quindi la possibilità di stimare correttamente l’andamento fenologico nel territorio.

Le reti costituite da stazioni distribuite in modo occasionale, e cioè unicamente secondo la disponibilità individuale di singoli rilevatori, difficilmente rappresentano delle reti vere e proprie: generalmente infatti esse costituiscono solo un insieme di informazioni puntiformi, tra cui non è possibile individuare precise relazioni spaziali.

Il problema della dislocazione delle stazioni di una rete può essere affrontato in vari modi, di cui ricordiamo i due seguenti:

- metodo delle aree omogenee;
- metodo dei modelli feno-topografici.

Il primo procedimento si basa sulla suddivisione del territorio in aree climaticamente e fenologicamente omogenee.

La ripartizione del territorio in unità separate tra loro da linee di discontinuità è chiaramente un artificio rispetto alla realtà, tuttavia questo sistema comporta il vantaggio di una gestione semplice dei dati fenologici.

Infatti ciascuna area potrà essere rappresentata da un'unica stazione di rilevamento, i cui dati saranno estesi a tutta l'area. Per migliorare la precisione delle interpolazioni, potranno essere applicati dei fattori di correzione per differenti condizioni microambientali (giorni di ritardo o anticipo a seconda dell'esposizione).

Il secondo metodo consiste nella ricerca di relazioni tra il manifestarsi degli eventi fenologici nel territorio e le caratteristiche fisiche dello stesso deducibili dalla sua topografia.

Per quanto riguarda il procedimento di elaborazione dei dati raccolti, invece che procedere a un raggruppamento e classificazione, si effettua un ordinamento delle stazioni secondo il loro **ritardo fenologico**.

Proprio di questa variabile "ritardo fenologico" vengono analizzate le relazioni con i fattori topografici delle stazioni.

Da queste analisi dovrebbe scaturire un modello empirico che permette di calcolare i valori stimati della variabile "ritardo fenologico" per tutti i punti del territorio, a partire dai dati topografici.

Il modello ottenuto va verificato su un certo numero di annate, ricercando anche la distribuzione ottimale delle stazioni di rilevamento, in modo da ottenere un livello stabilito di precisione con il minore numero di punti.

Il rilevamento sinfenologico

Poiché lo scopo del rilevamento sinfenologico è lo studio delle manifestazioni ritmiche stagionali di una comunità vegetale, o più precisamente di un popolamento elementare, è necessario in primo luogo identificare sul terreno la posizione e l'estensione di tale popolamento, con il metodo fitosociologico.

Per assicurare che il rilievo sinfenologico sia realmente rappresentativo, bisogna assicurarsi che la superficie di rilievo sia adeguata (non inferiore all'area minima del popolamento) e che gli individui osservati siano il più possibile distribuiti su tutta la superficie (o almeno in 5 punti diversi).

Se si tratta di vegetazione erbacea o di piccoli arbusti si può adottare il metodo del quadrato mobile (Puppi e Speranza, 1983) che consiste nell'effettuare le osservazioni all'interno di quadrati di 1 m^2 di superficie (almeno 5) distribuiti a caso nel popolamento vegetale: in ogni quadrato vengono esaminati gli individui presenti, fino a un massimo di 25 per ogni specie.

Per le specie sporadiche che non raggiungono la quota di 25 individui nei primi 5 quadrati, vengono effettuate osservazioni supplementari in altri quadrati.

Nella vegetazione a struttura complessa, come quella forestale, bisogna invece adottare un procedimento un po' diverso. È conveniente valutare separatamente lo strato arboreo dal sottobosco; inoltre, poiché gli alberi e gli arbusti di grossa taglia presentano generalmente una variabilità minore delle erbe, è sufficiente un numero inferiore di conteggi (da 5 a 25 individui).

Le specie dello strato arboreo e arbustivo vanno rilevate nell'intera area minima del popolamento elementare.

Inoltre, per le specie dello strato erbaceo bisogna distinguere tra due situazioni: se il sottobosco è a copertura piena (come accade in boschi luminosi e boscaglie), si può procedere con il metodo del quadrato mobile, se invece il sottobosco è a copertura più modesta, è consigliabile l'uso di transetti (dimensioni orientative: larghezza 1 m, lunghezza 5-10 m).

Esempi. Si riportano brevemente alcuni esempi di applicazione dei rilievi fenologici con la relativa bibliografia per eventuali approfondimenti:

• telerilevamento

L'utilizzazione di dati fenologici per un'approfondita interpretazione di immagini telerilevate è testimoniata da una ricca bibliografia (Pettiger, 1969; Richardson *et al*., 1973).

Per il territorio italiano ricordiamo, tra le altre, una ricerca in cui sono state utililzzate informazioni fenologiche per realizzare la carta della vegetazione (Puppi e Speranza, 1980) di un'area del medio Appennino bolognese, in questo lavoro vengono indicati, in base allo studio del ciclo vegetativo e riproduttivo delle specie dominanti, i momenti dell'anno in cui i diversi tipi vegetazionali sono più facilmente riconoscibili a distanza per particolari effetti cromatici. Un'altra ricerca che affronta queste problematiche è stata condotta dallo stesso gruppo di ricerca sulla vegetazione del crinale appenninico (Puppi, Zanotti e Speranza, 1993);

• zonazione bioclimatica

Gli studi fenologici con applicazioni bioclimatiche solitamente si valgono di rappresentazioni cartografiche; i dati raccolti in una rete di stazioni distribuite opportunamente sul territorio vengono sintetizzati in mappe, ove le campiture corrispondono a una determinata situazione fenologica e bioclimatica.

Si puo dire che tutte le carte fenologiche hanno implicitamente una valenza bioclimatica, dalla classica mappa di Hoffmann del 1881, riproducente le fioriture primaverili della media Europa, alle attuali mappe computerizzate (Caprio *et al*., 1974; Reader *et al*., 1974; Klante, 1986; Puppi e Zanotti, 1989).

La realizzazione di vere e proprie carte bioclimatiche su base fenologica è dovuta soprattutto a studiosi tedeschi e svizzeri (Ellenberg, 1956; Schreiber, 1977); va ricordato inoltre che, in questi paesi, i servizi meteorologici nazionali e regionali (Primault, 1986; Jeanneret, 1991; Freitag e Klante, 1986) gestiscono reti di rilevamento fenologico e si avvalgono anche di questi dati per completare il quadro climatico del proprio territorio.

Bisogna dire che l'utilizzo delle piante come sensori bioclimatici ha alcuni limiti, dovuti alla scarsa precisione dello strumento biologico e alla sua elevata variabilità; i ritmi fenologici delle piante inoltre non misurano la temperatura istantanea, come farebbero dei termometri, ma l'integrale di una curva termica relativa a periodi di settimane o di mesi.

D'altra parte, l'utilizzo di questi sensori comporta alcuni vantaggi: basso costo, nessuna manutenzione nè spese di installazione, giacché le piante sono già presenti in abbondanza in tutti i territori;

• stato di salute dei boschi

Il ritmo fenologico collettivo della comunità vegetale è la risultante dei ritmi individuali delle diverse specie componenti ed è caratteristico per ogni tipo vegetazionale (Tüxen, 1962).

Il ritmo sinfenologico è legato ai tipi di adattamento delle diverse specie all'ambiente fisico, alle loro strategie di sopravvivenza, alla loro capacità competitiva.

Alle nostre latitudini, con l'avvicendarsi di stagioni molto differenziate, diventa di cruciale importanza per ciascuna specie che determinate fenofasi si verifichino in corrispondenza di determinati momenti dell'anno.

Per esempio, per la schiusura delle gemme in primavera si osserva una straordinaria convergenza nei meccanismi biologici di molte specie; la schiusura delle gemme si verifica infatti in un momento ottimale, abbastanza precoce da permettere una lunga stagione vegetativa (e quindi un accumulo di sostanze di riserva tale da permettere la riproduzione e la ripresa vegetativa nell'anno successivo), ma non tanto da esporre al rischio di gelate le giovani foglie neoformate.

Per le fenofasi riproduttive invece si osserva una situazione più articolata. In una comunità vegetale, di norma, le fioriture si presentano in modo scalare durante più o meno tutto il periodo della stagione vegetativa, minimizzando tra l'altro la competizione tra le specie per l'impollinazione.

La distribuzione delle fioriture tuttavia, benché scalare, non è casuale, né troppo regolare, ma presenta delle aggregazioni temporali che variano a seconda del tipo vegetazionale.

In alcuni casi è l'ambiente fisico che determina fortemente l'andamento del ritmo sinantesico (soprattutto in ambienti estremi); in altri casi hanno maggior importanza i fattori biotici, come per esempio la copertura dello strato arboreo nei boschi mesofili.

L'adattamento dei cicli fenologici all'ambiente fisico e biotico è un problema assai complesso e di non facile interpretazione perché sono molti i fattori in gioco (ambiente fisico aereo e ipogeo, relazioni competitive tra specie vegetali, interazioni con parassiti, erbivori, pronubi) e ogni specie ha adottato la propria peculiare soluzione a tutti questi problemi, in termini di strategia vitale e riproduttiva.

In ogni modo la conoscenza approfondita di una comunità vegetale non dovrebbe prescindere dagli aspetti ritmici dei fenomeni biologici che in essa si verificano, che, come si è accennato, rappresentano una precisa risposta all'ambiente e al problema della convivenza tra le specie.

I ritmi fenologici delle specie componenti una comunità sono il risultato di un ben preciso equilibrio tra fattori biotici e abiotici; è evidente che forti perturbazioni che possano rompere questo equilibrio avranno conseguenze a cascata su tutta la comunità.

Possibili anomalie nei cicli vegetativi o riproduttivi delle specie dominanti del bosco possono essere la spia della rottura di questo equilibrio e perciò vanno seguite e studiate con molta attenzione.

Nei nostri boschi si può osservare saltuariamente l'insorgenza di fenomeni definibili come anomali: in particolare sono noti da tempo casi di fioriture fortemente anticipate o ripetute nel corso dello stesso anno. L'origine di tali eventi può essere fatta risalire all'interazione dei ritmi endogeni con condizioni climatiche eccezionali, ma probabilmente anche allo stress ambientale causato da inquinamento atmosferico (Schirone, 1992).

Infatti è stato osservato che nelle cenosi forestali interessate dai fenomeni di sofferenza e deperimento si verificano fenomeni anomali quali: la produzione di amenti solo femminili nel castagno, superfioriture accompagnate da spinta defogliazione nei

lecci, anticipo dell'ingiallimento e della caduta delle foglie nei faggi e in altre latifoglie (Gellini, 1991).

Questi fenomeni sono molto interessanti dal punto di vista della bioindicazione, pur tenendo presente la necessità di separare gli effetti delle normali fluttuazioni meteoclimatiche da quelli eventualmente causati dalle sostanze inquinanti.

Per fare ciò è necessario avere una buona conoscenza di base della situazione e cioè:

- conoscere il comportamento fenologico "normale" delle specie in esame;
- conoscere in modo preciso (mediante la costruzione di modelli matematici) le relazioni tra fluttuazioni meteoclimatiche e ritmi fenologici e produzione di fiori delle singole specie. Solo dopo aver ricostruito un quadro preciso della normalità sarà possibile sapere se le anomalie rilevate sono effettivamente manifestazioni patologiche oppure se si possono ricondurre a casi pur estremi, ma nell'ambito della normalità.

Bibliografia

Arrigoni, P.V. 1977. Problemi di ricerca sinfenologica. *Informatore Botanico Italiano,* 9, 302-305.

Arrigoni, P. V., Lamioni, S. e **Marconcini, C.** 1977. Ricerche sinfenologiche in alcuni boschi della Toscana. *Webbia,* 31, 1-33.

Caprio, J. M., Hopp, R. J. e **Williams, J. S.** 1974. Computer mapping in phenological analysis. In: **Lieth, H.** (ed.). Phenology and seasonality modeling. Springer NY, 77-82.

Dierschke, H. 1972. Zur Aufname und Darstellung phanologischer Erscheinungen in Pflanzengesellschaften. In: **Tüxen, R.** (ed.). Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziölogie. Ber. Int. Symp. der Int. Verein. für Veg. Junk, Den Haag.

Ellenberg, H. 1954. Naturgemässe Anbauplanung, Melioration und Landespflege. Landw. Pflanzensoziologie III, Stuttgart.

Ellenberg, H. 1956. Wuchsklimakarte von Südwest-Deutschland. 1/200.000, Stuttgart.

Freitag, E. e **Klante, B.** 1986. Pflanzenphanologie beim Deutschen Wetterdienst (DWD). *Arboreta phaenologica, Offenbach aa. M.*, 31, 81-91.

Gellini, R. 1991. I danni di nuovo tipo nei boschi italiani. In: **Ferrari** e **Bagnaresi.** I boschi Italiani. Società Emiliana Pro Montibus et Sylvis, Bologna, 85-96.

Jeanneret, F. 1991. Une coupe phénologique à travers le Jura Suisse. *Publ. Ass. Int. Climatologie,* 4, 307-314.

Klante, B. 1986. Syntetische phanologische Karten. *Arboreta Phaenologica, Offenbach aa. M.*, 31, 97-102.

Krusi, B. 1981. Phenological methods in permanent plot research. *Veroff. Geobot. Inst. Eidg. Te chn. Hochschule, Siftung Rubel. Zurich,* 75, 115.

Malossini, A. 1993. Procedure per il rilevamento fenologico nei Giardini Italiani. Gruppo di Lavoro nazionale per i Giardini Fenologici. Assessorato Agricoltura, R.E.R.

Marcello, A. 1935. Nuovi criteri per le osservazioni fitofenologiche. *Nuovo Giorn. Bot. Ital.*, 42, 543-556.

Pettinger, L. R. 1969. Analysis of earth resources on sequential high altitude photography. Forest. Rem. Sens. Lab. Berkeley, USA.

Primault, B. 1986. Phanologie: Frühling, Frühsommer, Sommer, Herbst. In: **Kirchhofer *et al.*** (eds.).

Klimaatlas der Schweiz. Bundesamt für Landestopographie, Wabern-Bern.

Puppi Branzi, G. 1989. Rilevamenti fenologici su piante della flora spontanea. In: **AA.VV.** Metodi di Rilievo e di rappresentazione degli stadi fenologici. *IPRAQuaderni metodologici*, 12, 9-36.

Puppi, G. e **Speranza, M.** 1980. La ricerca fenologica applicata alla cartografia della vegetazione. In: **AA.VV.** La cartografia della vegetazione per la gestione del territorio. CNR e RER Serie AC/1/129. Bologna, 107-127.

Puppi, G. e **Speranza, M.** 1983. Considerazioni su un'esperienza di rilevamento sinfenologico in brughiere a mirtillo. *Inf. Bot. Ital.*, 15 (2-3), 225-230.

Puppi, G., Speranza, M., Zanotti, A. L. e **Cristofolini, G.** 1989. Le specie vegetali quali indicatori climatici e sensori meteorologici: un esempio di applicazione. Atti Convegno "Approcci metodologici per la definizione dell'ambiente fisico e biologico mediterraneo". Lecce, novembre 1986. Sem. Tecn. Scient. Lecce, 225-242.

Puppi, G., Zanotti, A. L. e **Speranza, M.** 1993. Phenological studies on *Vaccinium* and *Nardus* communities. *Fitosociologia*, 26, 63-79.

Richardson, A. J., Wiegand, C. L. e **Torline, R. J.** 1973. Temporal analysis of multispectral scanner data. Proc. 8th int. Symp. on Remote Sensing of Envir., Univ. of Michigan, Ann Arbor.

Schirone, B., Leone, A. e **Mori, A.** 1989. I rilevamenti fenologici in bosco. In: **AA.VV**. Metodi di Rilievo e di rappresentazione degli stadi fenologici. *IPRAQuaderni metodologici*, 12, 95-127.

Schirone, B. e **Codipietro, G.** 1992. Periodicity and aperiodicity in the flowering rhythm of trees. Atti Congresso A.I.A. Habitat e Salute, Montecatini Terme, 211-216.

Schnelle, F. e **Volkert, E.** 1964. Internationale Phanologische Garten. *Agric. Met.*, 1, 22-29.

Tüxen, R. 1962. Das phanologische Gesellschaftsdiagramm. *Mitt. Flor. Soz. Arbeitsgem.*, 9, 51-55, Stolzenau / Weser.

2.5 Rilevamento del danno istologico e ultrastrutturale nei vegetali - *Guido Violini*

2.5.1 Criteri diagnostici

Numerosi approcci di tipo biochimico, fisiologico, biologico sono stati sviluppati per individuare i criteri in grado di distinguere gli effetti dei diversi possibili fattori di danno forestale. Generalmente gli studi si basano sulla comparazione tra alberi sani (controlli) e quelli sottoposti a precipitazioni acide artificiali, fumigazioni in condizioni controllate o esperimenti condotti variando artificialmente la nutrizione minerale delle piante. In questo modo è possibile individuare criteri idonei che vengono poi trasferiti in campo, usando materiale proveniente da alberi sani o mostranti sintomi di declino.

In termini generali, i metodi diagnostici che possono essere utilizzati sono diversi e prevedono l'impiego di tecniche specifiche. In ogni caso molti tra questi utilizzano analisi biochimiche quantitative di omogenati di aghi o foglie, alla ricerca di variazioni nel contenuto in importanti sostanze quali carboidrati (e metaboliti associati), lipidi, an-

tiossidanti o enzimi. Tali indicatori, tuttavia, spesso reagiscono in maniera aspecifica a diversi fattori di stress e ne consentono la determinazione solo in alcuni casi.

Per migliorare la possibilità di giungere a una diagnosi eziologica dei sintomi fogliari, un approccio più dettagliato può partire dalle differenti reazioni di alcune cellule o tessuti a particolari fattori di stress. Infatti la comparsa di specifiche variazioni qualitative a carico di cellule o tessuti specializzati può essere utilizzata come un criterio diagnostico al posto delle variazioni quantitative in un omogenato indistinto.

Questo approccio si basa sul concetto di "cellule bersaglio", in grado di reagire in maniera differenziale all'azione di specifici agenti.

2.5.2 Informazioni deducibili

Le indagini qui illustrate servono, allo stato attuale delle ricerche, per dare indicazioni preliminari sulla possibile azione di agenti inquinanti, da confermare attraverso l'incrocio con i risultati di altri mezzi diagnostici.

2.5.3 Campo di applicazione

La maggior parte della letteratura disponibile riguarda conifere forestali interessate dal fenomeno del deperimento, e in particolare *Picea excelsa*, *Abies alba*, *Pinus sylvestris*. Sono meno numerosi i lavori su latifoglie sia decidue (*Fagus sylvatica*), sia sempreverdi mediterranee (*Quercus ilex*).

2.5.4 Parametri istologici, istochimici e ultrastrutturali per il rilevamento del danno

Integrità dei tessuti fogliari e variazioni morfologiche

Le osservazioni al microscopio ottico dei tessuti fogliari possono costituire un primo elemento per la caratterizzazione del danno e per la ricerca delle possibili cause. Per esempio, nelle conifere l'ingiallimento diffuso degli aghi, frequentemente associato al fenomeno del deperimento forestale, è caratterizzato da alterazioni localizzate all'interno dei fasci vascolari, soprattutto a carico del tessuto del floema e delle cellule parenchimatiche circostanti, che compaiono già in aghi verdi all'inizio dell'ingiallimento (*figura 2.8*).

Nel caso dell'ozono, il danno diretto provocato da questo inquinante ad alte concentrazioni, è caratterizzato da necrosi e collasso delle cellule del mesofillo, mentre la zona dei fasci vascolari, e il floema, rimangono normalmente inalterati. Tale quadro sintomatologico sembra peraltro presente anche a seguito dell'azione diretta di diversi inquinanti gassosi, non solo per l'ozono ma anche per SO_2 e altri gas.

Oltre agli inquinanti gassosi, nel fenomeno del deperimento sono coinvolti altri fattori, quali quelli nutrizionali. Talvolta tali carenze (per esempio, di Mg o di K), in condizioni controllate, possono provocare nelle foglie delle conifere alterazioni cromatiche ad andamento basipeto simili a quelle osservabili in bosco su alberi deperienti. A livello microscopico, la lesione è caratterizzata da alterazioni a livello dei fasci vascolari, e del floema in particolare, spesso seguiti (nel caso di carenza da K), dalla necrosi delle cellule del mesofillo. Il significato diagnostico di tali alterazioni rimane peraltro ancora alquanto incerto.

Nel caso delle deposizioni umide, il loro diretto effetto sulla superficie delle foglie è stato considerato uno dei fattori determinanti nel fenomeno del declino. In questo caso l'azione primaria si esplica a livello dell'epidermide, spesso accompagnata dalla erosione delle cere epicuticolari. Il tessuto sottostante rimane tipicamente integro, o si danneggia solo dopo la morte delle cellule epidermiche protettive.

La localizzazione delle cellule danneggiate o morte, quindi, può costituire un primo elemento diagnostico per la individuazione di un possibile gruppo di cause, e per l'esclusione di altre, anche se tale approccio deve operare a livelli avanzati di danno, con lesioni ben visibili e caratterizzate.

Struttura delle cere epicuticolari

Un importante strumento per indagare le alterazioni a carico delle strutture superficiali delle foglie è fornito dal microscopio elettronico a scansione (SEM). Numerosi sono gli studi condotti soprattutto a livello delle cere epicuticolari e degli stomi. Questi ultimi, infatti, a causa delle loro caratteristiche strutturali, sono il principale sito-bersaglio dell'azione degli inquinanti atmosferici, nelle conifere in particolare. Le camere epistomatiche sono parzialmente riempite da materiale ceroso, probabilmente con funzione di protezione della camera stomatica sottostante e di regolazione degli scambi gassosi. È riportato da molti Autori che gli inquinanti atmosferici provocano una degradazione delle cere epistomatiche e l'intensità delle lesioni di tali cere può costituire una vera e propria "scala" di riferimento cui comparare foglie danneggiate. D'altra parte è stato segnalato che foglie di alcune specie (come *Ginkgo biloba*), provenienti da aree fortemente inquinate da SO_2, non mostrano alterazioni significative delle cere a livello degli stomi, anche in presenza di un elevato contenuto in zolfo nel tessuto fogliare, a conferma dell'intensa esposizione al gas.

Anche altri fattori abiotici sono in grado di alterare le cere epicuticolari, per esempio vari tipi di polveri, in particolare a reazione alcalina. Inoltre è stato dimostrato per *Picea excelsa* che la struttura delle cere epicuticolari dipende non solo dall'intensità dell'inquinamento da SO_2, ma anche dalla vitalità dell'albero.

La modificata funzionalità stomatica e la degradazione delle cere porta a un'iniziale occlusione temporanea del lume stomatico, seguito da una sua apertura non più regolata. Ciò, oltre a determinare manifestazioni di stress idrico, riduce la capacità di difesa delle piante contro le infezioni da patogeni fungini, che contribuiscono così al deperimento dell'albero.

Distribuzione dell'amido primario

Stadi iniziali di danno possono essere rilevati valutando cambiamenti biochimici che interessano specifiche cellule bersaglio e impiegando numerose tecniche istochimiche al microscopio. Una tra queste, di semplice esecuzione, è la evidenziazione dei granuli di amido primario nelle foglie con il test di Lugol. È noto infatti che le cellule mostrano frequentemente un accumulo patologico di amido prima che avvenga il danneggiamento irreversibile e la morte. Va precisato che l'impiego di questo criterio di indagine è possibile solo in periodi dell'anno nei quali il contenuto fisiologico di amido è relativamente basso.

Normalmente il contenuto di amido nelle foglie è molto basso nelle prime ore del mattino, a causa dell'attiva traslocazione (avvenuta durante la notte) verso le radici dell'amido accumulato durante il giorno precedente. Quando si verifica un danneggiamento provocato dall'ozono, la capacità di traslocazione dell'amido risulta alterata in alcuni gruppi di cellule, mentre in altri contigui ciò non si verifica. Come conseguenza, all'osservazione microscopica il tessuto mostra un aspetto "chiazzato", "a macchie" (*patchy*), con cellule ripiene di amido accanto ad altre senza alcun accumulo.

Questo aspetto è abbastanza caratteristico e consente di differenziare l'effetto dell'ozono dall'azione di altri fattori, quali la carenza di magnesio. In quest'ultimo caso, infatti, l'accumulo di amido avviene in maniera omogenea nel tessuto, probabilmente a causa del blocco del sistema di trasporto degli zuccheri a livello del floema.

Questo esempio è emblematico e mostra come la valutazione per via biochimica del contenuto in amido dei tessuti fogliari non avrebbe consentito una chiara differenziazione dell'azione dei due agenti causali, imputabile più alla diversa localizzazione dell'amido nel tessuto che a differenze quantitative nel suo contenuto.

Accumulo di composti fenolici

Tra le alterazioni osservate in alberi colpiti dal *forest decline*, è stato segnalato anche un anormale accumulo di polifenoli osmiofili nelle foglie danneggiate, soprattutto a carico dei vacuoli del tessuto lacunoso (nel caso di *Abies alba*). Questo fenomeno è stato osservato anche in *Picea excelsa* ed è stato associato alle variazioni delle condizioni ossidoriduttive all'interno della cellula conseguente all'azione degli inquinanti atmosferici, in particolare ozono. D'altra parte è noto che il metabolismo dei composti fenolici rappresenti un diffuso meccanismo aspecifico di difesa delle piante contro diversi fattori di stress, sia biotici che abiotici.

Presenza e localizzazione di accumuli di calcio

Recentemente è stato messo in evidenza che la distribuzione di ossalato di calcio può essere un sensibile indicatore per situazioni patologiche, soprattutto in foglie di conifere. Nelle foglie adulte e completamente sviluppate, la concentrazione di ione calcio (Ca^{2+}) deve essere mantenuta bassa per non interferire con i processi metabolici. La via di detossificazione degli eccessi di calcio che giungono alla foglia con la corrente traspiratoria è costituita dall'ossalato di calcio. Nelle conifere la cristallizzazione avviene normalmente a livello delle pareti cellulari e negli spazi intercellulari, mentre nelle angiosperme i cristalli di ossalato di calcio si ritrovano entro le cellule, a livello del vacuolo di cellule specializzate.

A seguito dell'impatto dell'ozono si verifica un'alterazione nella localizzazione dell'ossalato di calcio. Nell'epidermide i cristalli sono localizzati nel lume delle cellule, mentre non si accumulano lungo le pareti. A livello del mesofillo, invece, a seguito dell'esposizione all'ozono l'accumulo di cristalli di ossalato si verifica sia all'interno che all'esterno delle cellule e questi risultano inclusi entro le pareti, anche se talvolta sono individuabili anche nel vacuolo.

L'elemento caratterizzante, quindi, sembra da riferire agli eccessi di calcio, sotto forma di cristalli di ossalato, i quali vengono tenuti al di fuori delle cellule, a livello dell'apoplasto. La localizzazione anche vacuolare di tali cristalli a seguito dell'azione dell'ozono sembra imputabile all'alterata permeabilità della membrana plasmatica. Come conseguenza dell'accumulo di calcio, si possono verificare reazioni di difesa, quali deposizione di callosio con ostruzione del vacuolo. Pertanto l'azione dell'ozono in questo caso si traduce in un disturbo della compartimentalizzazione interna dei minerali, con incremento del flusso dall'apoplasto verso il simplasto.

Ultrastruttura dei cloroplasti

Per quanto riguarda la microscopia elettronica a trasmissione (TEM), l'ultrastruttura

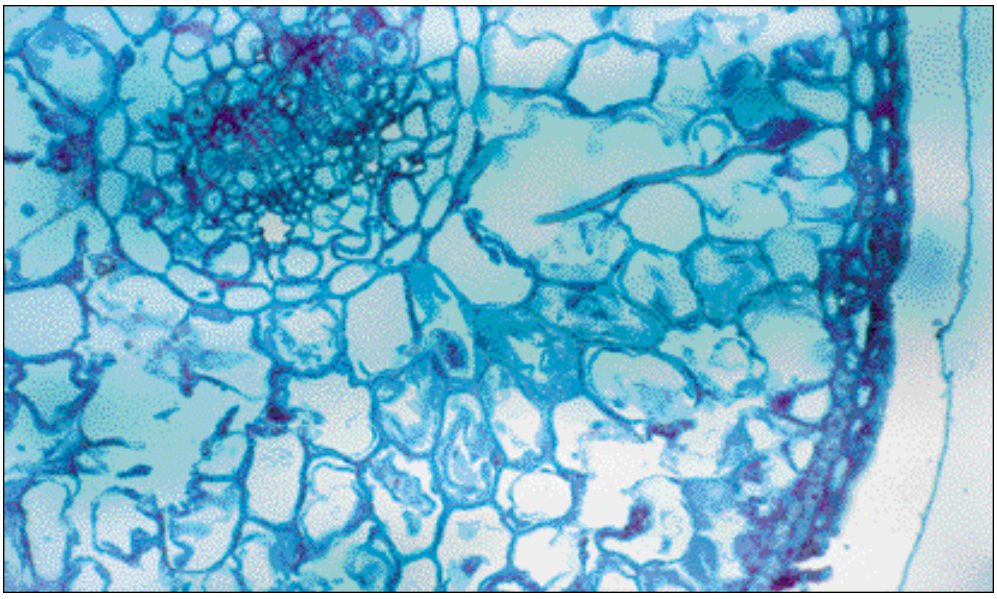


Figura 2.8 - *Aghi di* Picea excelsa *(3 anni di età) provenienti da alberi mostranti sintomi di deperimento. Microscopio ottico. Sezione trasversale. Colorazione con blu di toluidina. Si notano ampie zone del mesofillo con le cellule completamente distrutte e altre nelle quali il citoplasma è ancora presente in forma addensata e coagulata. L'epidermide si presenta integra, così come la zona del cilindro centrale (foto G. Violini).*

dei cloroplasti è stata indicata come un sensibile strumento per individuare iniziali cambiamenti patologici nelle foglie di conifere e latifoglie mostranti sintomi di deperimento. In generale, l'impiego del TEM richiede protocolli di preparazione dei campioni lunghi e complessi, ed è perciò prerogativa dei centri di ricerca specializzati. Inoltre le alterazioni ultrastrutturali che si osservano a carico degli organelli cellulari in foglie di alberi danneggiati sono in molti casi del tutto aspecifiche, e sono più che altro conseguenza delle modificazioni biochimiche che i diversi fattori inducono nella foglia. In alcuni casi, però, le alterazioni a livello dei cloroplasti possono dare un valido contributo nell'individuazione dell'agente causale. Nel caso dell'abete rosso, per esempio, aghi ingialliti a causa della carenza in Mg presentano a livello dei cloroplasti forte riduzione del sistema delle membrane tilacoidali e inclusioni di amido. La carenza di calcio provoca riduzione delle dimensione dei cloroplasti e distacco dei tilacoidi; in caso di carenza di potassio si verificano invece incremento dei plastoglobuli e riduzione delle membrane. In foglie danneggiate da SO_2 od O_3 si osservano distorsioni e assottigliamenti del sistema di membrane dei cloroplasti, che provocano separazione dei tilacoidi e apertura di spazi irregolari.

Alberi con sintomi di deperimento presentano alterazioni simili, e in particolare riduzione dei tilacoidi e accumulo di plastoglobuli (*figure 2.9* e *2.10*). Occorre però ricordare che le alterazioni dei cloroplasti sono spesso aspecifiche e sembrano essere una conseguenza all'azione del(i) fattore(i) primario(i) sul biochimismo della pianta. Per

esempio secondo alcuni Autori l'ozono difficilmente raggiunge direttamente i cloroplasti, in quanto viene ridotto già a livello delle prime membrane cellulari con le quali viene in contatto, come quella plasmatica. Sarebbero quindi i cambiamenti nella permeabilità e i disturbi osmotici che indirettamente causerebbero le alterazioni evidenziate a carico dei cloroplasti.

Per questi motivi i danneggiamenti a carico dei cloroplasti, pur avendo evidenti ripercussioni sulla capacità fotosintetica della foglia e quindi sulle condizioni della pianta intera, devono essere usati con molta cautela quali elementi diagnostici in grado di differenziare tra i diversi fattori di stress.

2.5.5 Discussione e conclusioni

L'approccio diagnostico basato sulle alterazioni differenziali di specifiche cellule o tessuti bersaglio sembra adatto per numerose situazioni e per diversi fattori di stress e in molti casi risulta più efficace che non l'analisi quantitativa di specifici parametri effettuata su omogenati di tessuto.

In linea generale, le cellule epidermiche costituiscono il bersaglio preferenziale delle precipitazioni acide, mentre gli inquinanti gassosi agiscono soprattutto sulle cellule del mesofillo e le carenze minerali (Mg e K) alterano spesso le cellule del cilindro centrale. L'impiego di tecniche istochimiche in microscopia consente di approfondire

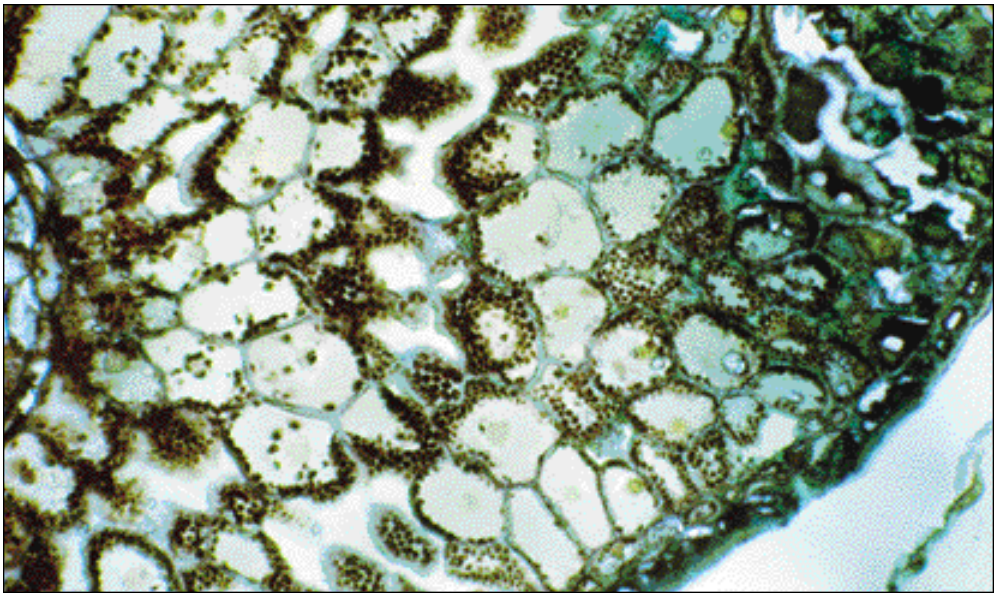


Figura 2.9 - *Aghi di* Picea excelsa *(3 anni di età) provenienti da alberi mostranti sintomi di deperimento. Microscopio ottico. Sezione trasversale. Particolare dopo test di Lugol per l'amido e controcolorazione con fucsina basica. Si notino i granuli di amido primario (colore bruno) localizzati nei cloroplasti delle cellule. L'accumulo di amido si presenta disomogeneo nel tessuto. All'estremità destra della foto una zona particolarmente danneggiata con cellule morte e assenza di amido (foto G. Violini).*

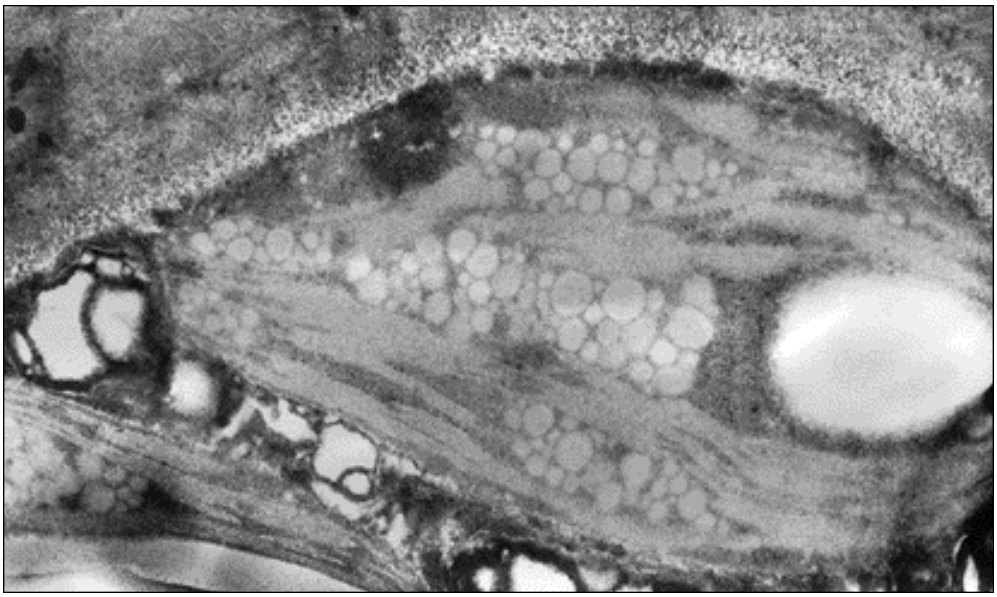


Figura 2.10 - *Aghi di* Picea excelsa *(3 anni di età) provenienti da alberi mostranti sintomi di de - perimento. Microscopio elettronico a trasmissione (TEM). Cloroplasto di una cellula del mesofillo contenente numerose vescicole rotondeggianti (plastoglobuli). Tali vescicole sono normalmente presenti in numero molto limitato in foglie sane e aumentano in numero e dimensioni nelle foglie deperienti. Sono considerati depositi di materiale lipidico proveniente dalla distruzione delle mem - brane della cellula (foto D. Maffi).*

ancora l'indagine su questi tessuti individuando precoci marcatori delle modificazioni biochimiche per giungere a una più precisa definizione del quadro sintomatologico e delle possibili cause.

Per poter impiegare con successo tali tecniche, tuttavia, sono ancora necessari approfondimenti per meglio chiarire gli effetti dell'azione combinata di numerosi fattori che possono intervenire in natura, quali lo stress idrico, il freddo e l'azione di patogeni e parassiti.

Bibliografia

Azienda Regionale delle Foreste Regione Lombardia 1992. Indagini epidemiologiche sui danni forestali di nuovo tipo nei boschi demaniali della Regione Lombardia.

Fink, S. 1993. Microscopic criteria for the diagnosis of abiotic injuries to conifer needles. Forest Decline in Atlantic and Pacific Region. Springer-Verlag.

Hartmann, G., Niehaus, F., Butin, H. e **Winter, K.** 1991. Les symptomes de dépérissement des arbres forestiers. Institut pour le développement forestier. Eugen Ulmer Gmbh and Co.

Huettl, R. F. e **Mueller-Dombois, D.** 1993. Forest Decline in Atlantic and Pacific Region. Springer-Verlag.

Lorenzini, G. 1983. Le piante e l'inquinamento dell'aria. Edagricole, Bologna.

Matta, A. e **Nicolotti, G.** 1996. Le piante e l'inquinamento dell'aria in città. *Inquinamento*, 3, 58-62.

Mezzetti, A., Bonaga, P., De Santis, A. e **Fortezza, S.** 1987. Inquinamento atmosferico e vegetazione. Edagricole, Bologna.

Olson, R. K., Binkley, D. e **Bohm, M.** 1992. The response of western forests to air pollution. Springer-Verlag.

Smith, W. H. 1981. Air pollution and forests. Interaction between air contaminants and forest ecosystems. Springer-Verlag.

Schmieden, U. e **Wild, A.** 1995. The contribution of ozone to forest decline. *Physiologia Plantarum*, 94, 371-378.

Tainter, F. H. e **Baker, F. A.** 1996. Principles of forest pathology. John Wiley & Sons.

Treshow, M. 1984. Air Pollution and Plant Life. John Wiley & Sons.

Treshow, M. e **Anderson, F.K.** 1991. Plant stress from air pollution. John Wiley & Sons.

Turunen, M. e **Huttunen, S.** 1990. A review of the response of epicuticolar wax of conifer needles to air pollution. *J. Environmental Quality*, 19, 35-45.

2.6 Rilevamento del danno genetico negli alberi forestali - *Giorgio Binelli, Ivan Scotti, Ryan Fink, Federica Magni* e *Mirella Sari-Gorla*

2.6.1 La biodiversità

La prima definizione della nozione di diversità biologica si ebbe all'inizio degli anni Ottanta, quando ci si cominciò a rendere conto di quanto poco fosse noto circa la variabilità degli organismi, piante, animali e microrganismi, esistenti sul pianeta. La diversità biologica venne appunto definita come la variabilità totale della vita sulla Terra: il termine fu poi abbreviato in biodiversità (Rosen, 1985).

Solo recentemente quindi le problematiche legate alla conservazione e alla preservazione dalla distruzione del patrimonio floristico e faunistico hanno sottolineato quale ruolo cardine abbia avuto la diversità biologica lungo i tre miliardi di anni di evoluzione occorsi dalla comparsa della vita sul nostro pianeta. L'evoluzione, e i meccanismi a essa legati, agiscono, infatti, proprio sui differenti "espedienti" sia comportamentali che fisiologici che gli esseri viventi utilizzano per meglio adattarsi all'ambiente.

La biodiversità è quindi paragonabile a una sorta di "serbatoio" in cui vengono conservate le esperienze evolutive di milioni di individui appartenenti a innumerevoli specie diverse. Il potenziale evolutivo di tutte le specie esistenti risiede proprio nella variabilità biologica degli individui che le compongono.

L'impatto che la presenza dell'uomo ha sull'ambiente è notevole essendo, infatti, la

specie umana l'unica in grado di modificare massicciamente l'ambiente in ragione delle sue esigenze. Nel suo bisogno di rendere il proprio habitat più confortevole l'uomo costruisce case, lastrica ampie zone di terreno su cui vive, innalza dighe e, fattore di grave rilevanza, inquina l'ambiente con milioni di tonnellate di sostanze di scarto; tutto ciò sta mettendo in grave pericolo l'esistenza di innumerevoli nicchie ecologiche. Le specie vegetali attualmente minacciate dall'estinzione sono circa 25.000 e da ogni singola specie dipendono dalle venti alle quaranta specie animali differenti; una specie animale su dieci è, quindi, in serio pericolo di estinzione.

In pericolo di estinzione sono anche quelle specie vegetali che hanno un interesse economico per l'uomo perché:

a) sono estinte o in via di estinzione quelle specie animali da cui dipendevano per l'impollinazione;
b) la diminuzione della variabilità ha portato a un'omogeneità genetica che ha ridotto l'adattabilità delle specie a nuove condizioni ambientali. Infatti, la perdita di diversità porta alla drastica riduzione del *pool* genico di cui una specie può fruire e la perdita del bagaglio di risorse genetiche può portare ugualmente all'estinzione, per il semplice fatto che a questa specie mancherà lo slancio evolutivo per adattarsi a un ambiente in continua trasformazione; tale fenomeno è chiamato, con un termine molto suggestivo, erosione genetica.

2.6.2 Lo studio della biodiversità

La definizione di diversità biologica nacque in realtà per integrare i due concetti correlati di diversità genetica e diversità ecologica.

La diversità genetica è definita come la quota di variabilità genetica all'interno di una specie o tra specie, mentre la diversità ecologica è il numero di specie presenti in una comunità di organismi.

La diversità genetica è la variabilità entro e tra popolazioni di una specie e viene misurata come differenze tra geni (frequenze alleliche) o tra sequenze di DNA o proteine. Gran parte delle attuali conoscenze sulla variabilità genetica derivano dallo sviluppo delle tecniche biomolecolari degli ultimi vent'anni, che hanno permesso di ottenere dati al proposito con una facilità molto maggiore di quanto fosse possibile in precedenza.

Qualsiasi azione volta alla conservazione di una specie deve necessariamente tenere conto della preservazione della sua varietà genetica. Due sono le direttrici lungo le quali può essere condotta un'analisi approfondita della diversità genetica:

- la caratterizzazione tassonomica e filogenetica della specie, in modo da determinare l'origine della diversità e individuare possibili relazioni di parentela con specie affini aventi caratteristiche fenotipiche desiderabili e utilizzabili per la specie presa in considerazione;
- lo studio della genetica delle popolazioni che appartengono alla stessa specie per poterne dare un'accurata valutazione della loro struttura genetica.

2.6.3 Genetica di popolazioni delle specie forestali

Le ragioni per intraprendere uno studio accurato della genetica delle popolazioni forestali sono molteplici:

a) la produzione di legname e derivati influisce in modo determinante sull'econo-

mia di molte nazioni delle zone temperato-fredde, delle regioni equatoriali e di quelle tropicali. Infatti molti dei primi studi effettuati sulla struttura genetica delle popolazioni forestali si sono rivolti allo studio fisiologico e genetico dell'espressione di caratteri economicamente rilevanti, quali il tasso di accrescimento del legno e la sua densità;

b) nelle operazioni di riforestazione il possesso di conoscenze approfondite sulla struttura genetica delle popolazioni naturali delle specie forestali condurrebbe sicuramente a una migliore strategia di gestione delle operazioni di riforestazione; tali conoscenze infatti consentirebbero di scegliere le specie da introdurre in modo più appropriato e più consono alle condizioni ambientali del sito in esame per poter dare, così, alla foresta creata in modo artificiale, una struttura genetica che sia la più adatta possibile a un ambiente naturale, consentendone così la sopravvivenza e la riproduzione spontanea;

c) per quanto riguarda il complesso fenomeno del declino deiboschi, un'approfondita analisi genetica delle specie forestali risulterebbe estremamente utile dal momento che sarebbe in primo luogo rilevante conoscere quali e quanti geni controllino l'espressione dei caratteri coinvolti nei danni da inquinamento e individuare eventuali loci responsabili della variabilità degli individui nella risposta agli stress ambientali. In secondo luogo, la conoscenza degli effetti selettivi dell'inquinamento consentirebbe di seguire l'andamento dei processi di erosione genetica in relazione a diversi stress ambientali; consentirebbe cioè di valutare l'entità e la direzione della perdita di variabilità genetica da parte delle popolazioni soggette agli effetti dell'inquinamento. In terzo luogo, le informazioni sulla struttura genetica delle popolazioni e sulla risposta agli agenti inquinanti permetterebbero la scelta più adatta degli insiemi di individui a partire dai quali si intende pianificare la salvaguardia e il recupero di aree degradate; questo discorso si ricollega a quanto già detto per la riforestazione.

2.6.4 L'analisi della variabilità

Quando parliamo di variabilità degli individui che compongono una popolazione, il primo livello di osservazione è quello visivo; gli esseri umani possono essere alti o bassi, il pelo dei roditori di diverse sfumature di colore, gli alberi avere una chioma più o meno folta ecc. La valutazione della variabilità effettuata in questo modo può tuttavia condurre a conclusioni erronee: infatti, in molti casi il fenotipo degli individui è determinato dalle interazioni con l'ambiente (l'aumento della statura media in Italia registrato negli ultimi trent'anni è dovuto a ragioni di miglioramento della dieta e delle condizioni igienico-sanitarie, non a un miglioramento genetico!), oppure il fenotipo osservato per un individuo descrive solo una parte limitata della variabilità, nel senso che solo i caratteri più vistosi (colore, dimensioni ecc.) sono presi in considerazione. In quest'ultimo caso, quindi, la stima della variabilità è limitata ad alcuni geni soltanto, delle decine di migliaia che controllano lo sviluppo di un organismo.

L'analisi della variabilità genetica deve pertanto essere effettuata a un livello più approfondito: il perfezionamento delle tecniche di biologia molecolare avvenuto negli ultimi venticinque anni ci consente di andare a studiare la variabilità al livello più approfondito possibile, quello del DNA.

Nel caso delle specie forestali questo si attua principalmente utilizzando dei marcatori

il cui fenotipo sia determinato da variazioni nella sequenza del DNA dei singoli individui. In questo modo, se due alberi di una popolazione risultano diversi, questa differenza è vera, e non causata da fattori esterni (qualità del suolo, irrigazione, inquinamento) come potrebbe accadere per l'analisi visiva. Lo strumento principe per l'analisi della struttura genetica della popolazione è quindi costituito da un insieme di marcatori genetici in grado di caratterizzare gli individui che la compongono. Questi possono essere marcatori morfologici, oppure marcatori genetici il cui fenotipo è espresso a livello proteico (isoenzimi) o a livello di DNA (RFLP, microsatelliti, VNTR, RAPD, SCAR).

Vi è una serie di caratteristiche che un marcatore deve possedere per essere un buon marcatore genetico:

- segregazione mendeliana: gli alleli devono segregare come gli alleli di un normale *locus* genico;
- neutralità selettiva: un marcatore genetico non deve essere soggetto a pressioni selettive, poiché queste conducono inevitabilmente a una distorsione dei risultati di segregazione, di flusso genico e di tutti i parametri genetici;
- elevato numero di *loci*: una classe di marcatori deve poter individuare un numero elevato di regioni genomiche, consentendo così un'analisi genetica accurata;
- elevato polimorfismo: il numero di *loci* polimorfici sul totale di quelli individuati dal marcatore deve essere elevato, poiché alla base di qualsiasi analisi genetica e tassonomica stanno la variabilità e le differenze tra individui;
- praticità ed economicità: è desiderabile che una classe di marcatori produca un gran numero di dati; tutto ciò evidentemente non è attuabile se l'uso di un marcatore richiede un grande dispendio di tempo e di energie oppure l'utilizzo di sistemi sofisticati e costosi;
- leggibilità dei risultati: marcatori i cui risultati siano ambigui o di difficile lettura non possono essere impiegati efficacemente, perché gli errori nella lettura dei risultati possono inficiare l'intera analisi genetica.

Questi requisiti sono del tutto rispettati nel caso dei marcatori biochimici, e soprattutto dei marcatori molecolari.

Prima di proseguire il discorso è quindi necessario passare in rapida rassegna le caratteristiche delle classi di marcatori che possono venire impiegati in *screening* su vasta scala data la loro facilità d'uso.

2.6.5 I marcatori molecolari

La quasi totalità dei metodi oggi impiegati è basata su modificazioni della reazione a catena della polimerasi, o PCR (Polymerase Chain Reaction): questa tecnica, messa a punto nel 1987, ha letteralmente, e senza esagerazioni, cambiato il volto della ricerca biologica. La PCR, infatti, consentendo di ottenere rapidamente, e facilmente, immense quantità del DNA che si vuole studiare, ha messo a disposizione dei ricercatori lo strumento principe per l'analisi di qualunque parte del genoma.

Le variazioni sul tema della PCR sono molteplici e hanno dimostrato l'immensa versatilità del sistema: dalla clonazione alla mappatura dei geni, dall'analisi dei trascritti alla mutagenesi, dallo *screening* di massa alle applicazioni forensi, non esiste campo della genetica e della biologia in cui la PCR non abbia trovato applicazione.

In genetica di popolazioni, la PCR è stata utilizzata principalmente per la costituzione di *set* di marcatori molecolari. Di questi descriveremo due classi:

RAPDs

La tecnica RAPD è basata su una modifica della PCR dove, in luogo di due *primers* specifici, l'amplificazione del DNA si ha a partire da un solo *primer* di sequenza nota ma casuale; lo stampo per la reazione di sintesi del DNA non è fornito da uno specifico frammento di DNA ma dall'intero genoma (Williams *et al*., 1990), e da questo fatto la tecnica deriva il nome RAPD (Random Amplified Polymorphic DNA). Si ottiene così l'amplificazione di tutte quelle regioni di DNA interne a una sequenza complementare a quella del *primer* in una direzione su un'elica e nella direzione opposta sull'altra. L'amplificazione in questo caso avviene in modo distribuito casualmente in tutte le regioni genomiche: il numero di marcatori ottenibili è estremamente elevato, essendo virtualmente infinito il numero di sequenze diverse che possono essere usate per progettare i *primers* RAPD.

Questi marcatori hanno trovato ampio utilizzo nell'analisi della variabilità genetica. Importante è anche l'utilizzo dei RAPD nella costruzione di mappe genetiche; in particolare è stata costruita una mappa genetica in *Picea excelsa* (Binelli e Bucci, 1994) allo scopo di iniziare uno studio approfondito di genetica forestale centrato proprio su questa specie.

Problema che però rende poco efficiente l'utilizzo dei RAPD nell'analisi genetica di specie dal genoma particolarmente complesso, quali sono le specie vegetali forestali, è il profilo di amplificazione di difficile interpretazione, dovuto al fatto che in un genoma di grosse dimensioni con un elevato grado di complessità sarà estremamente probabile che il *primer* casuale identifichi un gran numero di sequenze omologhe. Altra caratteristica indesiderabile delle amplificazioni RAPD è che i risultati possono non essere perfettamente trasferibili fra laboratori diversi, in quanto risentono molto delle condizioni di amplificazione.

SCAR

La tecnica SCAR (Sequence Characterized Amplified Region) è un affinamento della tecnica RAPD (Paran e Michelmore, 1993): gli SCAR sono marcatori sito-specifici ottenibili per amplificazione del DNA genomico mediante PCR con coppie di *primer* specifici; a differenza dei RAPD, individuano sempre *loci* singoli geneticamente definiti. Infatti un marcatore SCAR si ottiene a partire da un marcatore RAPD mediante la seguente procedura: la banda RAPD viene escissa ed eluita dal gel di agarosio, riamplificata mediante PCR e clonata all'interno di un vettore plasmidico; a questo punto l'inserto clonato può essere sequenziato. Sulla base delle informazioni di sequenza può venir disegnata una coppia di *primers* specifici di 24 paia di basi che potranno essere utilizzati per le successive amplificazioni SCAR. Ciascun *primer* contiene, ovviamente, le originali dieci basi del *primer* RAPD da cui deriva, seguite dalle successive 14 basi interne dell'inserto sequenziato. Questo tipo di marcatore presenta notevoli vantaggi rispetto ai RAPD; infatti:

- i marcatori SCAR sono molto più affidabili sotto l'aspetto della riproducibilità dell'esperimento: come già detto la riuscita di una amplificazione RAPD risente molto delle condizioni sperimentali; nel caso degli SCAR si ha un'amplificazione sito-specifica e come tale lo SCAR è un marcatore molecolare molto più stabile del RAPD;
- la lettura dei dati elettroforetici dello SCAR risulta molto più semplificata e meno ambigua, in quanto l'amplificazione SCAR produce solo una o poche bande;
- vi è la possibilità che alcuni marcatori SCAR si dimostrino polimorfici rispetto alle dimensioni della banda risultando così codominanti.

2.6.6 Misure della variabilità genetica

Per un'analisi quantitativa del quadro delineato in precedenza è opportuno presentare i parametri genetici comunemente utilizzati per la stima della variabilità genetica.

Diversi parametri vengono utilizzati per descrivere il grado di variabilità entro specie ed entro popolazione.

La percentuale di *loci* polimorfici entro specie, Ps, viene calcolata come rapporto tra il numero di *loci* polimorfici della popolazione e il numero totale di *loci*, dove polimorfico viene definito un *locus* che presenta più di un allele e in cui la frequenza dell'allele più raro è almeno pari a 0,01 (Nei, 1975)

Analogamente la percentuale di *loci* polimorfici entro popolazione, Pp, è la proporzione di *loci* polimorfici in ciascuna popolazione calcolata come la media dei *loci* polimorfici su tutte le popolazioni.

È stato calcolato che le specie vegetali, in media, mantengono livelli di variabilità isoenzimatica entro popolazioni (0,113) più elevati rispetto agli animali, sia invertebrati (0,100) sia vertebrati (0,054) (Nevo *et al.*, 1984). Confronti a livello di specie non sono ancora possibili dal momento che non sono disponibili in letteratura lavori sulla variabilità a livello di specie in animali.

Studi compiuti su *loci* isoenzimatici di 55 specie di Gimnosperme, 111 specie di Monocotiledoni e 329 specie di Dicotiledoni, hanno evidenziato differenze significative tra i diversi *taxa* (Hamrick e Godt, 1990). Il gruppo con la maggiore percentuale di *loci* polimorfici risulta essere quello delle Gimnosperme (0,71) mentre valori inferiori si hanno per le Angiosperme Monocotiledoni (0,59) e Dicotiledoni (0,45).

Questo parametro varia in relazione alla forma di vita, assumendo per le specie legnose a lunga vita valori superiori (0,65) rispetto a quelli delle specie erbacee (0,40); varia inoltre in relazione al sistema di incrocio, assumendo valori più elevati nelle specie allogame (0,66, se a impollinazione anemofila; 0,50 se a impollinazione entomofila) rispetto alle autogame (0,42).

Nell'analisi della variabilità genetica l'utilizzo di questo parametro pone alcuni problemi di campionamento: Ps infatti risente fortemente delle dimensioni della popolazione e del numero di *loci* considerati; se il numero di *loci* campionati è basso, Ps è soggetto a un elevato errore.

Un altro parametro utile in una fase preliminare di studio della variabilità genetica è il numero medio di alleli per *locus*, As, dato dal rapporto tra il numero di alleli rilevati per tutti i *loci* e il numero totale dei *loci* considerati.

L'andamento di questo parametro è simile a quello riscontrato per Ps.

Una misura più sofisticata per descrivere la variabilità genetica entro popolazione è la diversità genetica o eterozigosità media; si ritiene che questo indice rappresenti la migliore stima della variabilità, in quanto può essere definito in termini di frequenze alleliche.

Data una popolazione panmittica, l'eterozigosità a singolo *locus*, h, è definita come:

$$h = 1-\sum p_i^2$$

dove p_i è la frequenza dell'allele i-esimo e la sommatoria è estesa a tutte le forme alleliche del *locus*. Si definisce quindi l'eterozigosità media H come media di h su tutti i *loci* considerati.

La diversità genetica entro specie a livello di singolo *locus* viene rappresentata come

$$h_{es} = 1 - \sum p_i^2$$

dove p_i è la frequenza media dell'allele i-esimo. La diversità genetica media entro specie viene calcolata come media di Hes su tutti i *loci*, considerando sia i *loci* polimorfici sia quelli monomorfici. Questo parametro tiene dunque conto del peso relativo della frequenza di ciascun allele, attribuendo maggiore variabilità a quei *loci* nei quali le frequenze sono distribuite più omogeneamente tra gli alleli.

Analogamente la misura della diversità genetica entro popolazione Hep viene calcolata per ciascun *locus* (sia monomorfico sia polimorfico) e per ciascuna popolazione come

$$h_{ep} = 1 - \sum p_i^2$$

dove p_i è la frequenza dell'allele i-esimo in ciascuna popolazione.

Sulla base di queste definizioni di variabilità genetica, è stata introdotta una correzione del parametro numero di alleli per *locus* a dare il numero effettivo di alleli per *locus* definito come

$$A_{es} = 1 / (1 - H_{es})$$

che tiene anch'esso conto della distribuzione degli alleli in ciascun *locus*.

L'analogo di Aes all'interno della popolazione è Aep, il numero effettivo di *loci* entro popolazione, dato da

$$A_{ep} = 1 / (1 - H_{ep})$$

La scomposizione della variabilità genetica nelle sue diverse componenti può essere condotta secondo quanto proposto da Wright (1965) in base alla definizione del coefficiente di inincrocio F. La relazione

$$F_{ST} = (F_{IT} - F_{IS}) / (1 - F_{IS})$$

correla i tre coefficienti di inincrocio, che vengono utilizzati per distribuire la diversità genetica a tre diversi livelli: di intera popolazione (F_{IT}), di sottopopolazione (F_{ST}) e di singolo individuo (F_{IS}).

Il metodo proposto da Nei (1973) rappresenta un'estensione dell'F-statistics di Wright nel caso in cui si abbiano più di due alleli per *locus*.

La diversità genetica totale (H_T) può essere suddivisa in una quota entro popolazione (H_S) e tra popolazioni (D_{ST}); la relazione che lega i tre parametri è la seguente:

$$H_T = H_S + D_{ST}$$

Questi parametri vengono calcolati per ogni *locus* in ciascuna delle popolazioni considerate; il valore di diversità che caratterizza l'intera specie viene poi calcolato come media su tutti i *loci* e tutte le popolazioni.

Uno dei parametri più utilizzati per la stima della distanza genetica tra popolazioni (Muller-Starck *et al.*, 1992) è la quantità relativa di differenziamento genetico G_{ST}, definita dal rapporto

$$G_{ST} = D_{ST} / H_T$$

Il significato biologico di G_{ST}, il cui valore può variare tra 0 e 1, è molto importante, in quanto ci dice quanto della variabilità genetica totale di una specie sia dovuto a differenze tra le popolazioni che compongono la specie stessa: la quota restante di variabilità sarà quella dovuta a differenze tra gli individui di una popolazione.

In un ampio studio condotto sulle specie forestali è stato dimostrato come solo una piccola ma significativa quota della variabilità genetica sia attribuibile a differenze tra popolazioni, mentre la quota maggiore di variabilità risiede all'interno delle popolazioni (Hamrick e Godt, 1990). Per quanto riguarda in particolare l'abete rosso, i valori di G_{ST} stimati variano dallo 0,02, calcolato da Lundkvist e Rudin (1977) in due studi condotti su popolazioni svedesi, allo 0,06 calcolato da Tigerstedt (1973) in un lavoro su due popolazioni finlandesi, l'una "centrale" (ovvero situata al centro dell'areale di diffusione della specie) e l'altra "marginale" (ovvero situata all'estremo margine settentrionale dello stesso areale).

2.6.7 Le popolazioni di alberi forestali

Le popolazioni forestali costituiscono, in virtù delle loro caratteristiche biologiche, un interessante modello genetico. Sono infatti delle specie a ciclo biologico lungo, in cui la variabilità genetica è distribuita prevalentemente entro le popolazioni, piuttosto che tra le popolazioni; ciò lascia supporre l'esistenza di cospicui flussi genici oppure una minima tendenza al differenziamento tra le popolazioni. L'eterozigosi media degli individui di queste specie è elevata, e le cause di questa condizione sono ancora da determinarsi. Poco nota a tutt'oggi è la storia naturale di molte di queste specie, la cui diffusione e distribuzione, in particolare per quanto riguarda le specie più antiche, è cambiata più volte in relazione ai cambiamenti climatici avvenuti a livello planetario; un caso classico è quello della distribuzione dell'abete rosso in Europa (Lagercranz e Ryman, 1990).

La genetica delle piante forestali è un campo di ricerca relativamente recente, dal momento che i primi studi risalgono alla metà degli anni Sessanta (Andersson, 1965; Kedharnath e Upadhaya, 1967), mentre l'impegno in questo campo si è sempre più intensificato dagli inizi degli anni Settanta (Eiche e Gustaffson, 1970; Koski, 1970; Tigerstedt, 1973); le caratteristiche biologiche di questi organismi, in particolare il lungo ciclo vitale e le cospicue dimensioni del genoma, li rendono inadatti come oggetto di analisi genetica classica; il periodo di generazione delle specie arboree può infatti ricoprire l'arco di diversi decenni, come nel caso dell'abete rosso (circa 20 anni), ed è evidente che ciò rende problematico pianificare esperimenti d'incrocio e analisi della progenie che prevedano la produzione di più di una generazione filiale.

Numerosi sono i risultati ottenuti nel campo della genetica di popolazione studiando la variabilità di marcatori quali gli isozimi in popolazioni naturali forestali (Strauss *et al.*, 1992); l'analisi isoenzimatica ha permesso lo studio di dieci specie di

conifere e cinque specie di angiosperme europee (Lundkvist e Rudin, 1977; Lundkvist, 1979; Lagercranz *et al*., 1988; Muller-Starck *et al.*, 1992), permettendo lo studio dei meccanismi di differenziamento genetico di queste e la formulazione di ipotesi circa il ripopolamento seguente l'ultima glaciazione (detta di Würm).

Da uno studio della distribuzione della variabilità genetica condotto da Hamrick e Godt (1990) è stato dimostrato che le specie forestali presentano un elevato grado di variabilità entro le popolazioni (il 77% della variabilità totale), ma uno scarso grado di differenziamento tra le popolazioni; questo significa che le popolazioni condividono molti degli alleli presenti in ciascun *locus* e che le frequenze di tali alleli sono simili tra le diverse popolazioni. Il medesimo risultato è stato ottenuto da diversi Autori; tra questi El-Kassaby (1991) ha raccolto dati di diversità genetica con loci isoenzimatici relativi a 24 specie forestali differenti. In precedenza Bergmann (1973) aveva valutato la distribuzione della variabilità in sei popolazioni finlandesi di abete rosso, sempre mediante marcatori isoenzimatici.

La distribuzione della variabilità genetica entro popolazione è correlata a una serie di fattori diversi legati alle caratteristiche del ciclo vitale delle conifere e alla loro storia naturale.

Le specie arboree presentano una variabilità più elevata rispetto a quella delle piante annuali di un valore pari a circa il 15% (Hamrick e Godt, 1990); rispetto alle piante erbacee perenni, invece, è superiore al 42% e maggiore del 55% rispetto alle specie legnose a vita breve (Hamrick e Godt, 1990); da questi dati sembra che sussista una correlazione tra il valore della variabilità e la lunghezza del ciclo vitale della pianta. Le modalità di dispersione dei semi e del polline influenzano i livelli di diversità entro popolazione, che sono più bassi nelle specie a impollinazione entomofila e più alti nelle specie che utilizzano l'impollinazione anemofila (Hamrick e Godt, 1990).

Per quanto riguarda invece la diversità genetica tra popolazioni, sempre Hamrick e Godt (1990) mettono in evidenza una dipendenza da fattori quali le caratteristiche della specie, l'area geografica di diffusione e la distribuzione regionale. Le differenze più grandi vengono osservate in relazione all'area di diffusione dal momento che le specie endemiche sono caratterizzate da livelli medi di variabilità tra popolazioni più di quattro volte superiori a quelli riscontrati nelle specie ampiamente diffuse.

Sebbene sia stato ormai chiarito con certezza che nelle conifere la maggior parte della variabilità totale sia da attribuirsi a differenze entro le popolazioni, esistono pareri discordanti riguardo alla ripartizione della diversità su scala microgeografica. Alcuni studi hanno infatti riscontrato che, a livello di scala microgeografica, è possibile evidenziare un differenziamento delle frequenze fenotipiche o genotipiche (Gregorius *et al.*, 1986). È stato ipotizzato che questa strutturazione sia stata prodotta in primo luogo dalla dispersione limitata dei semi e, in secondo luogo, dall'incrocio tra individui imparentati. In altri studi invece non è stata riscontrata alcuna strutturazione microgeografica (Roberds e Conkle, 1984; Epperson e Allard, 1989); la soluzione a tale discordanza dei risultati può essere data dal fatto che elevati livelli di fecondazione incrociata e flusso genico intenso (via dispersione dei semi o del polline) siano forze dominanti nella strutturazione delle popolazioni.

Il bilancio delle forze che agiscono producendo un differenziamento genetico lo-

cale e delle forze che invece tendono a creare omogeneità genetica risulta nella distribuzione della variabilità geografica. Infatti, se da una parte il differenziamento locale delle popolazioni viene determinato dalla mutazione, dalla deriva genetica dovuta a dimensioni ridotte della popolazione stessa e dalla selezione naturale, dall'altra il flusso genico si oppone a tale differenziamento. È stato dimostrato che livelli discretamente bassi di flusso genico spesso riescono a controbilanciare sia gli effetti della deriva genetica che di una debole selezione direzionale. Il ruolo del flusso genico sull'evoluzione di una specie, quindi, risulta duplice, perché se da un lato può impedire l'adattamento a condizioni particolari, dall'altro favorisce la dispersione di nuove varianti alleliche e di nuove combinazioni geniche (Slatkin, 1987).

Bibliografia

Andersson, E. 1965. Cone and seed studies in Norway spruce. *Studia Forest. Suecica,* 23, 214.

Binelli, G. e **Bucci, G.** 1994. A genetic linkage map of *Picea excelsa* (Lam.) Link. based on RAPD markers, as a tool in population genetics. *Tag*., 88, 283-288.

Duffey, E. 1980. Le foreste temperate. De Agostini, Novara.

Eiche, V. e **Gustaffson, Å.** 1970. Population research in the Scandinavian Scots pine: Recent experimentation. North Holland Publ. Co., Amsterdam, 209-235.

El-Kassaby, Y. A. 1991. Genetic variation within and among conifer populations: review and evaluation of methods. In: **Fineschi *et al*.** Biochemical markers in the population genetics of forest trees. Ed. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.

Epperson, B. K. e **Allard, W. R.** 1989. Spatial autocorrelation analysis of the distribution of genotipes within population of Lodgepole pine. *Genetics,* 121, 369-377.

Hamrick, J. L. e **Godt, M. J.** 1990. Allozyme diversity in plant species. Plant population Genetics, Breeding and Genetic Resource, 43-63, Sinauer Ass. Inc.

Kedharnat, S. e **Upadhaya, L. P.** 1967. Chiasma frequency in *Pinus roxburghii* Sarg. and *Pinus scotti* Engelm. *Silvae Genetica,* 16, 112-113.

Koski, V. 1970. A study of pollen dispersal as a mechanism of gene flow in conifers. *Com - mun. Inst. Forest. Fenn*., 70 (4), 464-480.

Lundkvist, K. 1979. Allozyme frequency distributions in four Swedish populations of Norway spruce. *Hereditas,* 90, 127-143.

Lundkvist, K. e **Rudin, D.** 1977. Genetic variation in eleven populations of *Picea excelsa* as determined by isozymes analysis. *Hereditas.* 85, 67-74.

Muller-Starck, G., Baradat, Ph. e **Bergmann, F.** 1992. Genetic variation within European tree species. *New Forests,* 6, 23-47.

Nei, M. 1973. Analysis of Gene Diversity in Subdivided Populations. *PNAS,* 70, 3321-3323.

Nei, M. 1975. Molecular Evolutionary Genetics. Columbia University Press, New York.

Nevo, E., Beiles, A. e **Ben-Shlomo, R.** 1984. The evolutionary significance of genetic diversity: ecological, demographic and life history correlates. In: **Mani, G. S.** (ed.). Evolutionary Dynamics of Genetic Diversity. Lecture Notes in Biomathematics, Vol. 53, 13-123. Springer-Verlag, New York.

Paran, I. e **Michelmore, R. W.** 1993. Development of reliable PCR-based markers linked to downy mildew resistance genes in lettuce. *Tag*, 85, 985-993.

Raddi, P. (ed.) 1992. Mediterranean forest tree decline in Italy, CNR (luglio).

Roberds, J. H. e **Conkle, M. T.** 1984. Genetic structure in loblolly pine stands: allozyme variation in parents and progeny. *For. Sc.*, 30 (2), 319-329.

Schulze, E. D., Lange, O. L. e **Oren, R.** (eds.) 1989. Forest decline and air pollution. Ecological Studies. Springer-Verlag.

Slatkin, M. 1987. Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science*, 236, 787-792.

Strauss, S. H., Bousquet, J., Hipkins, V. D. e **Hong, Y. P.** 1992. Biochemical and molecular genetic markers in biosystematic studies of forest trees. *New Forests*, 6, 125-158.

Tigerstedt, P. M. A. 1973. Studies on isozyme variation in marginal and central populations of *Picea excelsa*. *Hereditas*, 75, 47-60.

Williams, J. G. K., Kubelik, A. R., Livak, K. J., Rafalsky, J. A. e **Tingey, S. V.** 1990. DNA polymorphic amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucl. Ac. Res.*, 18 (22), 6532-6535.

Wright, S. 1965. The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating. *Evolution*, 19, 395-420.

2.7 Analisi nutrizionale delle foglie - *Uta Biino* e *Cristina Tazzi*

2.7.1 Importanza delle analisi fogliari nei protocolli internazionali sulla valutazione delle foreste

L'analisi del contenuto chimico delle foglie è uno degli strumenti adottati dai protocolli ufficiali internazionali per valutare la combinazione degli effetti procurati dall'inquinamento atmosferico sugli ecosistemi forestali.

Tali protocolli discendono dal programma, lanciato nel 1985 dalla Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza, denominato ICP-*Forests* (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest) e dall'insieme dei regolamenti comunitari conosciuto come Schema dell'Unione Europea sulla Protezione delle Foreste contro l'Inquinamento Atmosferico (per approfondimenti in merito vedi Capitolo 1, paragrafo 1.3).

Le indagini CEE e UN-ECE di valutazione e monitoraggio delle foreste, coerentemente con quanto previsto nell'ambito di ICP-Forests, sono distinte in tre livelli di intensità, ovvero con un approfondimento crescente.

Il livello I prevede il monitoraggio estensivo delle condizioni delle foreste e si applica a livello sia transnazionale che nazionale. Il livello II prevede il monitoraggio intensivo delle condizioni delle foreste e si attua su un numero di aree di saggio ridotto rispetto al livello I. Il livello III è rappresentato dall'analisi degli ecosistemi forestali ed è ancora in fase di definizione sulla base del manuale di monitoraggio integrato dell'UN-ECE ICP.

Al crescere del livello, varia il numero e la tipologia dei parametri da determinare. In particolare, per quanto riguarda le indagini estensive sul chimismo fogliare, esse sono facoltative per il livello I (Regolamento CE 94/836) e obbligatorie per quello II (Regolamento CE 94/1091).

La *tabella 2.15* sintetizza le caratteristiche che devono presentare le analisi fogliari nei livelli I e II.

Nell'intento di migliorare la comprensione sul ruolo dell'inquinamento atmosferico in relazione alle condizioni della chioma e allo stato nutrizionale degli alberi, è sta-

Livello	Obbligatorietà	Frequenza	Parametri
I	non obbligatorio	unica	N, S, P, Ca, Mg, K
II	obbligatorio	annuale	N, S, P, Ca, Mg, K, Fe, Mn, Zn, Cu

Tabella 2.15 - *Caratteristiche delle analisi fogliari per i crescenti livelli di indagine.*

ta programmata un'indagine europea su larga scala del livello dei nutrienti contenuti nelle specie forestali.

Tale indagine ha reso possibile costituire una banca dati sulla concentrazione dei nutrienti nelle foglie utile a descrivere lo stato nutrizionale presente nei vari Paesi europei, evidenziare disturbi o squilibri e fornire le basi per ulteriori studi che correlino i dati nutrizionali con altri parametri.

I risultati relativi al 1995 e agli anni precedenti sono pubblicati in Forest Foliar Condition in Europe (ICP-Forests 1997). Da una prima valutazione dei dati ottenuti si rileva l'esistenza di una variabilità molto ampia sia delle concentrazioni dei nutrienti che dei loro rapporti nei vari Paesi europei.

Nell'ambito di ICP-Forest, durante l'ottavo Task Force Meeting di Avignone nel 1992, è stata nominata una commissione di esperti in analisi fogliari (Expert Panel on Foliar Analyses) con l'incarico di elaborare delle procedure di campionamento e di analisi standardizzate, che sono confluite nel Manual on Metodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests (UN-ECE 1994).

La Task Force ha inoltre commissionato ai laboratori di una ventina di Paesi europei dei test di intercalibrazione, effettuati su campioni di aghi e foglie, per assicurare la comparabilità dei dati analitici provenienti dai diversi Paesi. Con le analisi chimiche svolte sono stati determinati i valori soglia dei macronutrienti N, P, K, Ca, Mg e S per i generi arborei maggiormente rappresentati nelle foreste europee: picea, pino, faggio e quercia (*tabella 2.16*). Al gruppo di esperti dei laboratori europei spetta inoltre il compito di indicare i livelli soglia dei micronutrienti in base all'analisi dei campioni raccolti nel 1995 e 1996.

2.7.2 Utilità e scopi dell'analisi fogliare

Attraverso l'analisi chimica di aghi e foglie è possibile risalire a variazioni della concentrazione sia dei nutrienti, valutando così eventuali deficienze o eccedenze

Campione	Valore mg/g	N mg/g	P mg/g	K mg/g	Ca mg/g	Mg mg/g	S mg/g
picea	inferiore	12,0	1,0	3,5	1,5	0,6	1,1
	superiore	17,0	2,0	9,0	6,0	1,5	1,8
pino	inferiore	12,0	1,0	3,5	1,5	0,6	1,1
	superiore	17,0	2,0	10,0	4,0	1,5	1,8
faggio	inferiore	18,0	1,0	5,0	4,0	1,0	1,3
	superiore	25,0	1,7	10,0	8,0	1,5	2,0
quercia	inferiore	15,0	1,0	5,0	3,0	1,0	da determinarsi
	superiore	25,0	1,8	10,0	8,0	1,5	da determinarsi

Tabella 2.16 - *Valori di soglia dello stato nutritivo dei principali generi arborei.*

nutrizionali (Mengel *et al.*, 1987), sia di quegli elementi che si trovano negli inquinanti atmosferici, contenuti nei tessuti biologicamente attivi della pianta (UN-ECE 1994, UN-ECE 1997).

La possibilità che il danno forestale di nuovo tipo sia legato a disturbi dello stato nutrizionale delle piante è sorretta dall'osservazione dei dati sull'analisi fogliare in varie regioni europee, dove le piante danneggiate mostrano una minor concentrazione di magnesio negli aghi e nelle foglie, spesso combinata con una concentrazione ottimale o alta di azoto (Hantschel *et al.*, 1988, Huttl *et al.*, 1987).

Diagnosi degli inquinanti

Per la valutazione dell'influenza delle sostanze pericolose presenti nell'ambiente, la scelta dell'organo di campionamento è caduta sulle foglie in quanto altre parti che pur possono sembrare promettenti ai fini diagnostici, come per esempio il capillizio radicale o gli anelli di crescita, presentano maggiori complicazioni analitiche e oggettive difficoltà di prelievo, e necessitano pertanto di ulteriori progressi per essere facilmente utilizzabili.

L'analisi fogliare può essere usata come mezzo diagnostico in due casi:

- evidenziare l'accumulo di alcuni elementi presenti in concentrazioni superiori alla norma nell'aria, (in forma gassosa), oppure le cui concentrazioni nel suolo sono aumentate al punto di rendere possibile il loro accumulo nelle foglie;
- dimostrare gli effetti degli inquinanti atmosferici attraverso risposte in organi assimilativi.

Nel primo caso va ricordato che:

- solo l'effetto di alcuni componenti dell'inquinamento atmosferico, in particolare HF, HCl e SO_2, può essere provato dall'analisi fogliare; inoltre in alcuni casi mediante la determinazione di particolari sostanze presenti negli organi assimilativi, è anche possibile derivare la concentrazione di tali inquinanti nell'ambiente;

- per provare l'impatto delle altre specie gassose (NH_3, NO_x, CO, O_3 e inquinanti organici) invece, i dati di analisi fogliare sono del tutto insufficienti;
- l'analisi fogliare può anche evidenziare l'accumulo nel suolo di alcuni elementi che vengono quindi traslocati in notevoli quantità agli organi assimilativi, dove possono creare dei disturbi o risultare tossici;
- l'affidabilità dei risultati dell'analisi fogliare dipende strettamente dai metodi di campionamento, trattamento e analisi del materiale analizzato. La concentrazione dei nutrienti infatti può variare non solo tra alberi dello stesso sito ma anche tra le diverse parti della chioma di una stessa pianta.

Diagnosi dello stato nutrizionale

La determinazione dei nutrienti va inclusa nel monitoraggio degli effetti degli inquinanti atmosferici in quanto:

- le deposizioni acide accelerano il dilavamento (*leaching*) dal profilo del suolo di alcuni nutrienti, in particolare magnesio, calcio, potassio, e alcuni elementi presenti in traccia (Mn e Zn). L'analisi fogliare può determinare la caduta delle concentrazioni di tali nutrienti sotto il livello critico sia in presenza che in assenza di sintomi visibili;
- il livello dei nutrienti può anche essere influenzato da deposizioni azotate quando queste superino di un fattore 2-3 la quota che si verifica naturalmente;
- la nutrizione viene inoltre influenzata da variazioni nelle condizioni del suolo, particolarmente da pH estremi che danneggiano il sistema radicale;
- lo stato nutrizionale di un sito dà delle indicazioni sul suo sviluppo futuro e sulla sua capacità di resistere a impatti dannosi a opera sia di fattori abiotici sia biotici.

Dal contenuto dei vari nutrienti, è poi possibile determinare il valore dei loro rapporti reciproci. Ciò risulta molto utile per evidenziare l'esistenza di squilibri nutrizionali (Bengston *et al.*, 1971; Mohren *et al.*, 1986, Stefan, 1995). La *tabella 2.17* riporta i valori soglia dei rapporti tra i macro-nutrienti per i principali generi arborei.

Campione	Valore	S/N	N/P	N/K	N/Ca	N/Mg	K/Ca	K/Mg	Ca/Mg
picea	inferiore	0,065	6,0	1,33	2,0	8,0	0,58	2,33	1,0
	superiore	0,150	17,0	4,86	11,33	28,33	6,00	15,0	10,0
pino	inferiore	0,065	6,0	1,2	3,0	8,0	0,881	2,33	1,0
	superiore	0,150	17,0	4,86	11,33	28,33	6,67	16,67	6,67
faggio	inferiore	0,052	10,59	1,8	2,25	12,0	0,63	3,33	3,67
	superiore	0,111	25,00	5,0	6,25	25	2,50	10,0	8,00
quercia	inferiore	-	8,33	1,5	1,88	6,0	0,63	2,0	1,2
	superiore	-	25,0	5,0	8,33	25,0	3,33	10,0	8,0

Tabella 2.17 - *Valori soglia dei rapporti tra macronutrienti per i principali generi arborei.*

2.7.3 Procedure di campionamento

Per i metodi di campionamento si fa principalmente riferimento alla metodologia proposta da ICP-Forests, contenuta nel Regolamento CE 94/1091 (UN-ECE, 1994).

Per un'appropriata valutazione dei risultati si rende necessario svolgere le suddette analisi a intervalli regolari, su piante di pari età e sviluppo e in concomitanza con analisi su altri parametri (biochimici e fisiologici) al fine di verificare se un'eventuale variazione dei nutrienti sia imputabile al deperimento forestale o in particolare all'inquinamento atmosferico.

Il numero delle piante campione dipende dallo scopo specifico che ci si propone. (Si rimanda al Capitolo 1, riguardante le direttive sull'installazione di reti di monitoraggio, le modalità di definizione delle aree di saggio e del numero e caratteristiche delle piante campione).

Prelievo

L'epoca di campionamento è compresa tra metà settembre e metà ottobre per quanto riguarda le conifere, nel mese di agosto per le latifoglie.

Il quantitativo minimo di materiale necessario per le analisi dei macro e dei micronutrienti è di 15-20 g di peso fresco.

Per ciascuna pianta spia i campioni (aghi o foglie) vengono prelevati mediante il taglio di quattro (uno per ogni punto cardinale) rametti apicali di luce situati nella parte alta della chioma (terzo superiore) in modo da rappresentare tutte le esposizioni. Le quattro porzioni sono poi collocate in un unico contenitore di polietilene forato che viene etichettato e conservato in borsa frigo fino all'arrivo in laboratorio dove i campioni vengono trasferiti in cella fredda (+4°C) e trattati entro 24 ore. Sia durante la raccolta che durante il trasferimento dovrà essere fatta la massima attenzione a non contaminare i campioni con polvere o terreno.

Trattamento

Prima della valutazione dei nutrienti le foglie e gli aghi subiscono un trattamento preliminare. Inizialmente vengono mescolati quantitativi uguali di foglie o aghi staccati dai quattro rametti costituendo un unico campione rappresentativo. Successivamente dei campioni così preparati vengono pesati circa 40 g (peso fresco) e poi, senza essere lavati, vengono essiccati in stufa a 70-80°C per una notte e a 105°C per altre 24 ore. Al termine del processo di essiccamento i campioni vengono nuovamente pesati, per avere il valore del peso secco, e poi sono polverizzati (diametro particelle < 0,5 mm) mediante un frullatore in acciaio inox e stoccati in contenitori a chiusura ermetica onde evitare che assorbendo umidità si alteri il valore del peso secco. I campioni così preparati sono pronti per essere analizzati e non dovrebbero essere miscelati tra loro in modo da fornire il maggior numero di informazioni possibili sulla variabilità esistente in natura.

Per quanto riguarda l'essiccamento dei campioni di conifere in particolare, vengono divisi e trattati separatamente gli aghi dei getti dell'anno in corso e quelli dei getti dell'anno precedente. Sugli aghi di entrambi gli anni, viene inoltre determinato il peso (fresco e secco) di 1000 aghi, come previsto dal protocollo.

2.7.4 Metodiche analitiche

Il Regolamento 1091/94 indica come obbligatoria la determinazione dei principali ma-

cro e micronutrienti quali: azoto (N), fosforo (P), potassio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), zolfo (S), manganese (Mn), zinco (Zn), rame (Cu) e ferro (Fe). In base ai dati relativi a foreste danneggiate, è consigliabile anche la determinazione di altri elementi quali, in ordine di importanza decrescente: fluoro (F), cloro (Cl), sodio (Na), cadmio (Cd), piombo (Pb), alluminio (Al), silicio (Si), boro (B) e molibdeno (Mo).

Le procedure comunemente utilizzate per la determinazione sono:

- per N il metodo Kjehldahl che consiste nella trasformazione dell'azoto organico in NH_4^+ in presenza di H_2SO_4 concentrato e catalizzatori di reazione (ossidi di rame e di selenio);
- per Mg, Ca, K, Na, Mn, Zn, Cu, Fe, P, Si la mineralizzazione può essere effettuata tramite incenerimento in muffola a 550-650°C, o per digestione umida con una miscela di acidi forti, mentre per la determinazione della concentrazione dei nutrienti è possibile utilizzare la spettrometria ad assorbimento atomico (AAS), oppure in emissione per quanto riguarda K e Na, la spettrometria in emissione a plasma (ICP), e la fluorescenza a raggi X (XRF);
- per il P si utilizza solitamente la determinazione colorimetrica della P_2O_5;
- per il Mo l'AAS previo arricchimento del materiale con alfa-benzoinoxim;
- per il B, la spettrofotometria.

I risultati vanno comparati con i livelli critici, quando noti, che indicano il confine tra l'adeguato e l'insufficiente (*tabella 2.16*), e con lo stato di salute del sito e con sintomi visibili di carenze nutrizionali e / o di tossicità; è inoltre consigliabile verificare che i rapporti tra i vari nutrienti siano equilibrati (*tabella 2.17*).

Bibliografia

Bengston, G. W. e **Holstener-Jorgensen, H.** 1971. Interaction of nitrogen and phosphorus: their effects on forest tree response to N-P fertilization and on the diagnostic value of foliar analysis. XV. IUFRO-Congr., Section 21, Gainesville, Florida.

Hantschel, R., Kaupenjohann, M., Horn, R. e **Zech, W.** 1988. Acid rain studies in the Fichtelgebirge (NE-Bavaria). In: **Mathy, P.** (ed.). Air pollution and ecosystems, Reidel, Dordrecht, 881-886.

Huttl, R. F. e **Wisniewski, J.** 1987. Fertilisation as a tool to mitigate forest decline associated with nutrient deficiencies. *Water, Air and Soil Pollution*, 32, 265-76.

ICP-Forests 1994. Manual on Metodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests.

Mengel, K. e **Kirkby, E. A.** 1987. Principles of plant nutrition. International Potash Istitute, Basilea, 687.

Mohren, G. M. J., Van Den Burg, J. e **Burger, F. W.** 1986. Phosphorus deficiency induced by nitrogen input in Douglas fir in The Netherlands. *Plant and Soil*, 95, 191-200.

Stefan, K. 1995. Changes in the nutritional status of Austrian spruce forest between 1983 and 1990. In: **Nilsson, L. O., Huettl, R. F., Johansson, U. T.** e **Mathy, P.** (eds.) Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems. Proceedings of a Symposium held in Halmstad. Sweden 7-10 June 1993, European Commission, S 215-23.

UN-ECE 1994. Convention on long-range transboundary air pollution. Manual on method and criteria for harmonized sampling assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 3rd edition BHF, Hamburg.

UN-ECE, ICP e **EC** 1997. Forest Foliar Condition in Europe. Forest Foliar Co-ordinating Centre.

2.8 Parametri fisiologici e biochimici - *Giuseppina Rabotti*

2.8.1 Introduzione

Le condizioni sanitarie della maggior parte delle foreste dell'emisfero settentrionale ha convinto molti Paesi europei e nordamericani della necessità di valutare la diffusione e la gravità del deperimento forestale. I parametri più comunemente adottati fino a oggi nelle analisi inventariali si sono limitati a indagini di tipo morfologico la cui evoluzione nel tempo può contribuire alla definizione della fenomenologia del deperimento e all'individuazione di alcuni fattori ambientali influenti, ma riesce solo in parte alla ricerca delle cause.

La correlazione, in molti casi evidente, tra deperimento forestale e grado di inquinamento dell'ambiente spinge alla ricerca di indicatori semplici e affidabili tanto della presenza di agenti inquinanti quanto delle intensità e specificità del danno biologico della foresta. Il primo obiettivo è perseguibile in condizioni di pieno campo, attraverso l'uso di indicatori biologici della qualità dell'ambiente. Il secondo richiede, invece, la messa a punto di indicatori interni al sistema biologico soggetto a stress ambientale.

L'impiego di organismi biologici come bioindicatori della qualità dell'ambiente nasce in seguito all'evidenziarsi dei limiti mostrati dall'utilizzo esclusivo di analizzatori di carattere chimico e chimico-fisico per una valutazione del grado di inquinamento in ecosistemi.

Infatti, il controllo della qualità dell'ambiente effettuato mediante parametri chimici e fisici non è in grado di valutare la presenza e l'azione di inquinanti non previsti dai protocolli di monitoraggio o di quelli sintetizzati *ex novo* o, ancora, non consente una valutazione del danno che si verifica per gli effetti combinati dell'immissione nell'ambiente di più sostanze inquinanti.

Il monitoraggio ambientale attraverso indicatori biologici non presenta gli inconvenienti suddetti poiché non si interessa direttamente alla misura delle singole emissioni inquinanti ma fornisce una valutazione quantitativa dell'assunzione e del danno eventualmente subito dagli organismi che fanno parte di un determinato sistema biologico.

La variazione di alcuni parametri particolarmente significativi quali parametri fisiologici, morfologici e anatomici degli organismi, la rarefazione delle comunità oppure la scomparsa di specie può rappresentare un indice del fatto che l'inquinamento nell'area oggetto di indagine abbia o meno raggiunto livelli di pericolosità .

2.8.2 Ruolo dei parametri fisiologici e biochimici per la valutazione del danno nei sistemi forestali

La valutazione del deperimento forestale effettuata mediante parametri visivi, quali la trasparenza della chioma, la perdita di foglie o aghi e le variazioni cromatiche, presenta aspetti interessanti come la relativa rapidità e semplicità che consentono di estendere l'analisi a superfici piuttosto vaste. Vi sono, tuttavia, alcuni fenomeni difficilmente valutabili quali la variazione annuale della perdita di foglie, la fase iniziale di comparsa del danno, fenomeni di alterazioni cromatiche che si manifestano soprattutto nella pagina superiore delle foglie ecc.

Al fine di ottenere una più precisa e puntuale valutazione del deperimento forestale nonché delle sue cause, si rende necessario integrare lo studio di questo complesso fenomeno con parametri addizionali: analisi di parametri fisiologici, indagini morfoanatomiche a livello ultrastrutturale e indagini biochimiche. L'impiego di indicatori biologici di fenomeni di stress può, quindi, essere affrontato a differenti livelli gerarchici: ecosistema, organismo, cellula.

Il monitoraggio del danno con l'aiuto di sintomi visibili e mediante indicatori fisiologici e biochimici può essere effettuato ai diversi livelli gerarchici e in scale spazio-temporali diverse (Arndt, 1993; Ulrich, 1993). L'integrazione dei due metodi consente di definire con più precisione lo stato di vitalità degli alberi anche in un sistema forestale.

La valutazione degli effetti dello stress ambientale sulle foreste attraverso parametri biochimici può essere effettuato mediante esperimenti condotti in condizioni controllate, come pure dalla correlazione spazio-temporale dei parametri biochimici con quelli ambientali presenti in condizioni naturali.

L'analisi delle risposte agli stress può essere condotta con l'impiego di diversi parametri fisiologici e biochimici, scelti al fine di integrare, approfondire le informazioni già acquisite con la valutazione dei sintomi visibili o costituire elementi di diagnosi differenziale. È, infatti, possibile ipotizzare che studiando particolari aspetti biochimici e fisiologici della pianta si possa, se il sistema non è eccessivamente complesso o eccessivamente degradato, risalire alla causa e/o alle cause che lo hanno determinato. Fenomeni che si verificano a livello cellulare, come le risposte agli stress, possono essere individuati prima della comparsa di alterazioni a livello di organismo (Ulrich, 1993) fornendo informazioni molto utili per una diagnosi precoce dello stato di salute e di vitalità dell'organismo stesso.

Le variazioni di uno o più parametri fisiologici e biochimici se risultano essere correlate alla presenza di determinati livelli di sostanze xenobiotiche, presenti nell'aria, nell'acqua e nel suolo, possono costituire parametri bioindicatori della qualità dell'ambiente.

Molti sono i parametri biologici che, sfruttando i meccanismi di tossicità o di detossificazione indotti sulle attività biochimiche e sulle funzioni fisiologiche degli organismi viventi, possono essere candidati a rilevare la presenza di sostanze inquinanti nell'ambiente e soprattutto la loro reale tossicità nei riguardi dei sistemi biologici.

Oggi, nonostante le numerose ricerche condotte negli ultimi decenni che in condizioni controllate hanno individuato alcuni parametri correlati alla presenza di sostanze inquinanti specifiche è, tuttavia, ancora molto difficile la loro reale applicazione su individui già presenti nei sistemi naturali. Nei sistemi naturali è, infatti, piuttosto difficile confermare queste ricerche poiché presentano complessità e differenze talvolta

sostanziali, quali la presenza di specie vegetali differenti da quelle impiegate nella ricerca di base, di popolazioni caratterizzate da una notevole variabilità del loro patrimonio genetico, di ambienti spesso caratterizzati dalla presenza di sostanze inquinanti di natura chimica molto diversa e dall'assenza di condizioni di controllo che possano convalidare inequivocabilmente i risultati ottenuti.

Alcune di queste limitazioni possono essere almeno in parte superate attraverso la scelta di parametri sufficientemente specifici evitando di limitare le indagini a importanti processi fisiologici, quali respirazione, fotosintesi e traspirazione, che pur essendo parametri fondamentali per la valutazione delle condizioni fitosanitarie degli organismi, sono fortemente condizionati da diversi fattori di stress esogeni (condizioni ambientali, inquinanti diversi) ma anche endogeni (ormoni). La specificità può essere incrementata mediante un'accurata metodologia di campionamento (scelta e ampiezza del campione, epoche e modalità di campionamento, evoluzione temporale dei parametri studiati, organi e tessuti prelevati), valutazione della compartimentazione dei sistemi indagati e, nel caso di enzimi, delle isoforme associate a un determinato fenomeno.

Sintesi dell'etilene in risposta allo stress da ozono

È stato recentemente proposto che l'etilene, la cui sintesi viene rapidamente indotta in seguito a esposizioni a ozono, possa agire come secondo messaggero nella risposta delle piante all'agente inquinante. Il significato e il tipo di questa produzione indotta in condizioni di stress e l'interazione con i sistemi di difesa delle piante non sono ancora chiariti. È noto che l'etilene può indurre in alcune piante reazioni di difesa (Ecker *et al.*, 1987), ma non è ancora chiaro se esso svolga un ruolo primario nella trasduzione del segnale verso una espressione dei geni di difesa o se invece svolga un ruolo di secondaria importanza di sola modulazione dell'espressione.

In tal senso è stato rilevato da alcune prove sperimentali che esposizioni a etilene, prima di esposizioni a ozono, possono ridurre i danni provocati da quest'ultimo in pisello e fagiolo (Mehlhorn *et al.*, 1987; Mehlhorn,1990; Mehlhorn *et al.*,1991). Relativamente a queste prove è stato ipotizzato che pretrattamenti con etilene inducano l'attivazione di sistemi di difesa, quali le attività perossidasiche in grado di proteggere le piante dagli effetti dannosi dell'ozono e dei prodotti di reazione secondari.

Molti studi indicano che la capacità da parte delle piante di sintetizzare etilene in risposta a esposizioni di ozono (Telewski, 1981; Castillo *et al*., 1987; Mehlhorn *et al*., 1987; Taylor *et al.*, 1988; Langebartels *et al.*, 1991; Mehlhorn *et al.*, 1991) potrebbe essere un fattore determinante nella sensibilità della pianta all'ozono.

È stato ipotizzato che l'etilene possa reagire con l'ozono producendo radicali liberi solubili in acqua che possono danneggiare le piante (Mehlhorn *et al*., 1987; Mehlhorn *et al*., 1991). L'inibizione della sintesi dell'etilene diminuisce, infatti, l'entità dei danni sulle piante.

Una conferma di questa relazione è stata verificata in due varietà di tabacco Bel W3 e Bel B (Langebartels *et al.*, 1991). La sintesi di etilene e del suo precursore ACC (acido 1-carbossil-1-aminociclopropano) incrementa considerevolmente dopo esposizioni di ozono nella *cultivar* sensibile Bel W3, mentre rimane bassa nella *cultivar* tollerante Bel B. L'incremento dell'etilene e del suo precursore ACC avviene 1-2 ore dopo l'esposizione ed è correlata alla comparsa dei sintomi fogliari su Bel W3.

Sintesi delle poliammine e loro ruolo nei sistemi scavenger

Le poliammine, ammine alifatiche presenti in tutti gli organismi viventi, sono coinvolte in moltissimi processi fisiologici nelle piante, quali la regolazione della replicazione del DNA, trascrizione di geni, divisione cellulare, sviluppo di organi, maturazione dei frutti, senescenza fogliare e dormienza dei tuberi. L'impiego di inibitori specifici di alcuni *step* delle loro vie biosintetiche ha chiarito, almeno in parte, la relazione tra i livelli di poliammine endogene e le risposte delle piante. Le difficoltà nello studio dei ruoli svolti da questo gruppo di ammine è legato a diversi fattori che dipendono dalle modalità di controllo delle loro vie biosintetiche e cataboliche (che avviene a livello trascrizionale, traslazionale e postrascrizionale), dal frequente trasporto da siti di sintesi ad altre cellule e organi, dalla localizzazione all'interno della cellula, nonché dal fatto che esse sono attive sia in forma libera che coniugata. I recenti risultati ottenuti con l'impiego di tecniche di biologia molecolare contribuirà in modo determinante a chiarire ulteriormente il loro ruolo nei processi di crescita e di sviluppo, nonché nelle risposte agli stress ambientali. Indicazioni positive in questo senso sono state evidenziate nella percezione e nella traduzione del segnale controllata dall'etilene.

Insieme all'etilene, le poliammine sembra siano coinvolte nella determinazione della sensibilità all'ozono (Rowland-Banford *et al*., 1989; Langebartels *et al*., 1991).

Le poliammine giocano un ruolo indiretto nella prevenzione dei danni di membrana mediante la chelazione di ioni che catalizzano la perossidazione dei lipidi (Bors *et al*., 1989) e la conseguente alterazione della permeabilità della membrana plasmatica (Heath, 1987; Chevrier *et al*., 1990). Le poliammine possono agire come agenti stabilizzanti delle membrane e come *scavengers* dei radicali liberi (Evans *et al*., 1989; Rowland-Banford *et al*., 1989). A questo proposito è stato dimostrato che l'effetto *scavenger* è dovuto ai gruppi idrossilici di fenoli coniugati e non al gruppo amminico stesso (Bors *et al*., 1989).

Un altro meccanismo ipotizzato per la prevenzione dei danni da ozono svolto dalle poliammine è l'inibizione della sintesi dell'etilene. Alti livelli di poliammine inibiscono, infatti, due enzimi della via biosintetica dell'etilene, l'ACC sintasi e l'ACC ossidasi, sia in termini di attività sia a livello trascrizionale (Langebartels *et al*., 1991). La differente induzione delle vie metaboliche delle poliammine e dell'etilene e il loro ruolo nella determinazione della sensibilità all'ozono è stata messa bene in evidenza in due *cultivar* di tabacco, Bel B e Bel W3, caratterizzate rispettivamente da un'elevata tolleranza e da un'elevata sensibilità (Langebartels *et al*., 1991).

Esiste una forte correlazione positiva tra esposizione all'ozono e induzione dell'attività dell'arginina decarbossilasi in tabacco e orzo, dove si assiste a un incremento del contenuto di poliammine, spermidina in orzo e putrescina in Bel B.

In particolare la tolleranza all'ozono della *cultivar* di tabacco Bel B è sicuramente strettamente correlata all'incremento dell'attività della arginina decarbossilasi e all'aumento dei livelli di poliammine libere e coniugate e all'inibizione della sintesi dell'etilene.

L'aggiunta di putrescina o spermidina esogena alla *cultivar* sensibile Bel W3 prima di trattamenti con ozono incrementa la quantità di poliammine libere e coniugate nella foglia e determina una riduzione nella comparsa dei sintomi (Bors *et al*., 1989).

Induzione delle vie biosintetiche di fenilpropanoidi e flavonoidi

Queste vie metaboliche svolgono un ruolo significativo nelle risposte di difesa delle piante poiché sono in grado di sintetizzare molti composti potenzialmente protettivi

inclusi i flavonoidi (protezione da UV e fitoalessine) e le furano cumarine (fitoalessine e lignina). L'induzione avviene in condizioni di stress ambientale quali ferite, attacchi di patogeni, UV e ozono.

Trattamenti con l'ozono hanno dimostrato l'incremento dell'attività di fenilalanina ammonio liasi (PAL) (Rosemann *et al*., 1991; Eckey-Kaltenbach *et al*., 1994) calcone sintasi (Keen *et al.*, 1975; Rosemann *et al.*, 1991) e cinnamil alcool deidrogenasi (Galliano *et al*., 1993), enzimi che controllano rispettivamente le vie biosintetiche di fenilpropanoidi, flavonoidi e lignina. L'incremento della biosintesi di fenilpropanoidi, regolata dalla PAL sembra sia dovuto a una sintesi *ex novo* dell'enzima attraverso un incremento di mRNA. Un'induzione della trascrizione genica della PAL in piante esposte è stata osservata in prezzemolo e betulla (Eckey-Kaltenbach *et al.*, 1994).

Induzione della sintesi di proteine di patogenesi

Recenti studi biochimici e molecolari sulla risposta a elevate concentrazioni di ozono hanno indicato un incremento dell'attività di alcune proteine di patogenesi definite comunemente *pathogenesis-related proteins* (PR *proteins*) perché la loro individuazione è legata a una risposta non specifica all'invasione di un organismo patogeno. Queste proteine, o meglio alcune di loro, sono associate anche alla risposta all'ozono, in particolare è stato dimostrato un incremento della loro attività in tabacco e abete rosso, e una corrispondente induzione a livello trascrizionale in tabacco (Ernst *et al.*, 1992) e prezzemolo (Eckey-Kaltenbach *et al*., 1994).

Induzione dei sistemi antiossidanti

Lo stress ossidativo nelle piante non è causato solo dall'ozono e da altri inquinanti, ma alcune reazioni del metabolismo, quali la catena di trasporto degli elettroni nei cloroplasti e nei mitocondri, producono specie di ossigeno ridotto, come il radicale superossido e il perossido di idrogeno. Lo stress ossidativo è, inoltre, indotto in condizioni di basse temperature, carenze nutrizionali, presenza di ferite, agenti patogeni, metalli pesanti ecc.

Le cellule viventi devono quindi mantenere un delicato equilibrio tra la generazione di specie attive dell'ossigeno e la loro rimozione. A tal fine hanno elaborato nel corso dell'evoluzione diversi meccanismi di regolazione per il controllo di sistemi antiossidanti rappresentati sia da componenti non enzimatici che enzimatici (Elstner, 1987; Foyer *et al*., 1994; Kangasjärvi *et al*., 1994).

Gli antiossidanti non enzimatici sono generalmente costituiti da piccole molecole quali l'acido ascorbico, il glutatione e l'α-tocoferolo, composto lipofilo che associato ai carotenoidi svolge un importante ruolo antiossidante.

L'**acido ascorbico** è un buon riducente e il suo radicale è molto stabile, proprietà coerenti con la relativa innocuità di quest'ultimo e del suo ruolo di antiossidante nei sistemi biologici (Loews, 1988; Arrigoni, 1994). L'acido ascorbico può agire come protettivo contro l'ozonolisi e accoppiato con l'ascorbico perossidasi nella protezione contro la perossidazione (Penel *et al.*, 1991).

È ritenuto il più importante antiossidante presente nelle piante per la sua capacità di rimuovere il perossido di idrogeno (Foyer, 1993) e di rigenerare l'α-tocoferolo. L'**α-tocoferolo** è un antiossidante di natura lipofila, associato alle membrane, che svolge un'efficace protezione nei riguardi di perossidi lipidici e dell'ossigeno singoletto contro la perossidazione. L'azione antiossidante dell'α-tocoferolo sembra essere determi-

nata da un sinergismo con l'acido ascorbico solubile in acqua; in particolare è stato proposto che l'α-tocoferolo agisca come antiossidante primario e poi venga rigenerato, mediante la sua riduzione, dall'acido ascorbico. Kunert ed Ederer (1985) hanno dimostrato che il rapporto della concentrazione dell'acido ascorbico e dell'α-tocoferolo presenti nelle foglie di faggio e negli aghi di abete bianco, che determina il potenziale antiossidante del sistema, diminuisce con l'età. Questa diminuzione è direttamente correlata a una maggiore perossidazione dei lipidi.

Acido ascorbico e α-tocoferolo sono antiossidanti estremamente efficaci perché sono relativamente poveri di elettroni in condizioni fisiologiche e agiscono principalmente mediante il singolo trasferimento di atomi di idrogeno.

L'ossidazione dell'acido ascorbico avviene in due passaggi successivi producendo prima il monodeidroascorbico e poi il deidroascorbico. I due enzimi coinvolti sono monodeidroascorbico reduttasi NAD(P)H-dipendente e la deidroascorbico reduttasi.

Il **glutatione** può reagire con l'ossigeno singoletto e i radicali idrossilici e proteggere, quindi, i gruppi tiolici degli enzimi. Esso partecipa alla rigenerazione dell'acido ascorbico dal deidroascorbico in una reazione catalizzata dalla deidroscorbato reduttasi in cui il glutatione viene ossidato per poi essere rigenerato dalla glutatione reduttasi in una reazione NAD(P)H-dipendente.

Il glutatione è il principale componente tiolico a basso peso molecolare presente nella maggior parte delle piante (Rennenberg, 1982; Kunert *et al.*, 1994). Esso è coinvolto in molti processi cellulari delle piante, quali il trasporto dello zolfo, la detossificazione da molecole ad azione erbicida e altri xenobiotici mediante un processo di coniugazione spontanea o catalizzato dalla glutatione-S-transferasi. Svolge, inoltre, un'azione di regolazione dell'espressione genica in risposta a stress ambientali e all'attacco di patogeni (Kunert *et al.*, 1994).

L'incremento dell'attività di enzimi antiossidanti rilevato in molti studi suggerisce che la loro regolazione possa fornire alla pianta un'ulteriore capacità di difesa in condizioni di stress. L'ipotesi che la tolleranza allo stress possa essere migliorata dall'incremento della capacità endogena antiossidante ha raccolto molto interesse negli ultimi anni. Questo interesse è basato sull'osservazione che la produzione di specie tossiche dell'ossigeno è comune a molti fattori di stress ambientale di origine antropica o endogeni.

Queste ipotesi sono supportate dal fatto che in condizioni di stress o in seguito a tali condizioni si verifica:

- la presenza di danno ossidativo a livello delle membrane o di altri costituenti cellulari;
- l'incremento di specie attive dell'ossigeno e di radicali liberi;
- il marcato incremento di enzimi antiossidanti e di acido ascorbico e glutatione.

Le piante contengono enzimi come le perossidasi, catalasi e superossido dismutasi che rimuovono questi radicali altamente tossici.

Le **superossido dismutasi** (SOD) sono una famiglia di metalloenzimi che catalizzano la trasformazione di due molecole dell'anione superossido a ossigeno molecolare e perossido di idrogeno in accordo con la seguente equazione:

$$O_2^{\cdot-} + O_2^{\cdot-} + 2H^+ \longrightarrow H_2O_2 + O_2$$

Esistono tre tipi di SOD:

- Cu / Zn SOD, presente negli organismi eucarioti, è la forma più abbondante nelle

piante superiori dove è principalmente associata ai cloroplasti sebbene sia stata riscontrata in altri organelli e comparti cellulari;
- Mn SOD, presente sia in eucarioti (mitocondri e gliossisomi) sia in procarioti dove è stata riscontrata nei tilacoidi dei cloroplasti di cianobatteri e alghe verdi;
- Fe SOD, ritenuta in passato presente solo negli organismi procarioti con eccezione di *Euglena gracilis*, è invece stata riscontrata in alcune famiglie di piante superiori (*Gingkoaceae*, *Nymphaceae*, *Cruciferae*, *Rutaceae* e *Solanaceae*) dove sembra sia localizzata nei cloroplasti e sia invece assente nei mitocondri (Salin, 1987).

Le SOD svolgono un ruolo molto importante nella protezione delle cellule nei confronti della tossicità e della mutagenicità delle specie attive dell'ossigeno in virtù della loro capacità di rimuovere il superossido e diminuire così il rischio della formazione del radicale idrossilico mediante reazioni, catalizzate da metalli, del tipo di Haber-Weiss. Il radicale idrossilico è il più forte agente ossidante conosciuto, particolarmente pericoloso per la sua capacità di attaccare indiscriminatamente e rapidamente tutte le macromolecole, determinando seri danni ai componenti cellulari, quali lesioni al DNA, mutazioni, perossidazione dei lipidi.

Incrementi della concentrazione atmosferica di ozono hanno determinato un aumento dell'attività enzimatica della SOD (Chanway *et al*., 1984; Castillo *et al*., 1987; Sen Gupta *et al*., 1991).

Il ruolo della superossido dismutasi nello sviluppo delle piante e nelle reazioni di difesa è stato oggetto di numerosi studi (Scandalios, 1993). Nonostante le ricerche fino a ora condotte sulle varie isoforme di SOD, sulla loro localizzazione e sul loro ruolo nel metabolismo cellulare, rimangono ancora aperte molte domande, quali la possibilità che le SOD possano svolgere altre funzioni biologiche e l'individuazione dei meccanismi molecolari coinvolti nella induzione dei sistemi di difesa antiossidanti degli organismi aerobi (Scandalios, 1993).

I risultati finora ottenuti sono controversi; incrementi nell'attività della SOD sono stati osservati in spinacio e fagiolo in risposta a trattamenti con ozono, ma in altri esperimenti con mais, spinacio e fagiolo non sono stati riscontrati incrementi di attività (Bowler *et al*., 1992). Gli studi condotti negli ultimi anni con l'impiego di piante transgeniche hanno chiarito in parte alcuni aspetti del problema. Piante transgeniche di tabacco con una sovraespressione del gene che codifica la proteina Cu / Zn-SOD localizzata nei cloroplasti non hanno mostrato alcun incremento nella resistenza all'ozono (Pitcher *et al*., 1991), ma solo una riduzione del danno cellulare dovuta ai radicali prodotti con paraquat (Bowler *et al*., 1991; Sen Gupta *et al*., 1993).

Solo recentemente, abbandonando l'idea che un incremento della resistenza potesse essere associato a una sovraespressione del gene che codifica la proteina Cu / Zn-SOD localizzata nei cloroplasti, e producendo invece piante transgeniche con una sovraespressione del gene che codifica la proteina Cu / Zn-SOD localizzata nel citoplasma, è stato ottenuto in *Nicotiana tabacum* Bel W3 e Wisconsin 38 un incremento della resistenza ad alte concentrazioni di ozono. Su queste piante è stata, infatti, riscontrata una diminuzione delle necrosi fogliari in foglie giovani appena espanse.

Si ipotizza, inoltre, un ruolo dell'incremento dell'attività della SOD del citoplasma nella protezione dell'integrità della membrana plasmatica (Pitcher *et al*., 1996).

Al fine di comprendere i meccanismi di controllo dei sistemi detossificanti nella tolleranza a stress ossidativo di origine esogena, molte domande restano ancora aperte.

Sicuramente valida appare l'ipotesi che elevando solo la SOD non sia possibile ottenere una protezione nei confronti della tossicità di specie attive dell'ossigeno. Sarebbe invece necessario incrementare contemporaneamente altri enzimi coinvolti nella detossificazione del perossido di idrogeno.

Altri enzimi coinvolti nella risposta all'ozono sono la ascorbato perossidasi (Castillo *et al*., 1987; Peters *et al*., 1989; Mehlhorn *et al*., 1990) e la glutatione reduttasi (Tanaka *et al*., 1988; Sen Gupta *et al*., 1991; Madamanchi *et al*., 1992; Winglse *et al*., 1992). Questi enzimi sono localizzati principalmente nei cloroplasti dove partecipano alla inattivazione di specie reattive di ossigeno generate durante la fotosintesi (via di Asada-Halliwell). La loro presenza è stata riscontrata anche in altri comparti cellulari, in particolare nel citoplasma e nell'apoplasto.

L'**ascorbato perossidasi** (AAPOX) è una emoproteina presente nelle piante in diverse isoforme dove svolge la funzione di *scavenging* nei confronti di perossido di idrogeno e di idroperossidi organici:

$$AA + H_2O_2 \longrightarrow DHA + 2H_2O$$

Essa rappresenta il sistema enzimatico più importante di rimozione del perossido di idrogeno e di perossidi organici. Le catalasi, sebbene siano in grado di eliminare elevate quantità di perossido di idrogeno, sono caratterizzate da una bassa efficienza nella protezione dei danni di natura ossidativa a causa della loro localizzazione nei perossisomi e della K_m alta.

È specifica delle alghe e delle piante superiori, indispensabile nella protezione dallo stress ossidativo nei cloroplasti e in altri comparti cellulari (Asada, 1992).

Le proprietà molecolari dell'ascorbico perossidasi, compresa la sequenza aminoacidica, sono più simili a quelle della citocromo c perossidasi presente nei lieviti di quanto non lo siano nei confronti delle guaiacolo perossidasi, glicoproteine che partecipano alla biosintesi della lignina, alla degradazione dell'acido indolacetico, alla biosintesi dell'etilene e a processi di riparazione delle ferite (Asada, 1992).

L'ascorbico perossidasi è stata purificata e caratterizzata in spinacio (Tanaka *et al*., 1991), tè (Chen *et al*., 1989) e pisello (Mittler *et al*., 1991a; Mittler *et al*., 1991b). La forma cloroplastica può essere distinta da quella citosolica per la sua labilità in assenza dell'acido ascorbico, per la sua alta specificità per il substrato, e per il suo ristretto *range* di pH ottimale (Allen, 1995).

La rigenerazione dell'ascorbato è un altro punto critico nei sistemi di difesa dalle specie attive dell'ossigeno. Tra gli enzimi coinvolti in questo processo, la **glutatione reduttasi** (GR), ha ricevuto molta attenzione negli ultimi anni. Analogamente a quanto è stato detto per la AAPOX, anche per la glutatione reduttasi non sono chiari i meccanismi di controllo a livello genetico dell'espressione di questa famiglia di enzimi.

Piante transgeniche con una sovraespressione degli enzimi coinvolti nel metabolismo del glutatione sono state prodotte recentemente con lo scopo di studiare queste vie metaboliche (Aono *et al*., 1991; Foyer *et al*., 1994). Piante transgeniche di tabacco nell'espressione del gene per la glutatione reduttasi hanno mostrato una maggiore resistenza allo stress ossidativo da paraquat, ma non hanno mostrato alcun cambiamento nella loro sensibilità all'ozono (Aono *et al*., 1991; Foyer *et al*., 1991).

Alla luce di quanto esposto è possibile ipotizzare che la localizzazione subcellulare delle reazioni primarie di difesa indotte dall'ozono sia prevalentemente a livello dell'apoplasto e nella vicinanza della membrana plasmatica (Luwe *et al.*, 1993; Rabotti *et al.*, 1994; Rabotti *et al.*, 1996) a differenza di quanto avviene nel danno indotto da paraquat che interessa prevalentemente i cloroplasti.

Induzione di GSTs

Le **glutatione-S-transferasi** (GSTs) sono una famiglia di enzimi che catalizzano la reazione di coniugazione del gluatione (GSH) con un'ampia serie di composti idrofobici o elettrofilici, spesso caratterizzati da un'elevata citotossicità. Le GSTs sono state studiate in modo molto approfondito nel mais grazie alla loro abilità nella detossificazione di molecole ad azione erbicida e, quindi, nel conferimento della tolleranza a molte specie coltivate a diverse classi di erbicidi (Kreuz *et al.*, 1996; Rossini *et al.*, 1996)

I meccanismi di detossificazione sono in generale costituiti da una prima fase di reazioni di ossidazione, riduzione e idrolisi seguita da una seconda fase di coniugazione dell'erbicida con molecole endogene quali glutatione, glucosio o aminoacidi e conseguente perdita di fitotossicità nonché conversione di molecole lipofile in metaboliti più polari e solubili. I composti disattivati così ottenuti vengono successivamente sequestrati e/o compartimentalizzati fino al naturale ricambio dei tessuti.

Sebbene sia stata riscontrata la formazione di complessi per differenti erbicidi che coniugano i loro gruppi funzionali idrossilici, carbossilici o aminici con glucosidi, la coniugazione con la forma ridotta del glutatione (GSH) è riconosciuta come una delle principali vie di detossificazione nelle piante. È una reazione di notevole importanza perché è caratterizzata da un ampio spettro di potenziali substrati e costituisce uno dei principali fattori di selettività agli erbicidi (triazine, tiocarbammati sulfossidi, cloroacetamidi e difenileteri).

Il sistema GSH/GST è peraltro importante nella strategia difensiva della pianta verso una serie di stress abiotici di natura ambientale (Mauch *et al.*, 1993; Marrs, 1996; Coleman *et al.*, 1997).

Recentemente è stato ipotizzato il ruolo delle GSTs in numerose risposte a fattori di stress, quali stress ossidativo, attacco di patogeni e tossicità da metalli pesanti. Alcune GSTs sono in grado di coniugare prodotti endogeni altamente tossici formatisi in seguito a fenomeni di danno ossidativo, quali radicali idrossilici, perossidi lipidici e prodotti della degradazione ossidativa del DNA.

Fitochelatine

I metalli pesanti sono diffusi in molte formazioni rocciose e suoli naturali, ma la loro presenza è notevolmente incrementata fino a diventare un problema con l'elevato incremento delle emissioni antropogeniche nella biosfera che spesso diffondono questi metalli nel particolato e in forma di vapore nelle acque e nei suoli.

I metalli pesanti possono alterare profondamente le funzioni metaboliche principalmente per i legami ai gruppi sulfidrilici coinvolti nell'azione catalitica o nell'integrità strutturale degli enzimi, e/o determinando condizioni di carenza di un metallo essenziale in metalloproteine o in complessi metallo-proteine, eventualmente associate alla sostituzione dei metalli tossici agli elementi essenziali. A questi meccanismi di

tossicità si aggiungono, tra gli altri, l'alterazione dei meccanismi di trasporto e il danno ossidativo generato dai cicli ossidoriduttivi dei metalli stessi. Le piante devono quindi selezionare meccanismi efficienti e specifici di regolazione della concentrazione di ioni potenzialmente tossici mediante i quali essi possano essere trasformati in forme tollerabili per il regolare mantenimento delle funzioni metaboliche.

Le fitochelatine (PC) svolgono un ruolo molto importante nella regolazione della disponibilità di ioni metallici a livello cellulare. Da un lato formano complessi con metalli in eccesso o potenzialmente fitotossici per inattivarli e compartimentarli nel vacuolo; dall'altro lato sono in grado di trasferire metalli essenziali ad apoenzimi di nuova sintesi che richiedano per esempio Cu^{2+} e Zn^{2+} per l'attività catalitica, o ad acidi nucleici.

La struttura di questi peptidi è stata definita come $(\gamma\text{-acido glutammico-cisteina})_n$-glicina ($n$=2-11).

La biosintesi di fitochelatine è indotta dalla presenza di metalli pesanti mediante l'attivazione di un enzima costitutivo che utilizza il glutatione (GSH) come substrato, chiamato fitochelatina sintasi (PC sintasi). Il sequestro dei metalli potenzialmente fitotossici da parte delle fitochelatine e la loro compartimentazione nel vacuolo conferisce protezione alle attività metaboliche della pianta incrementandone la loro tolleranza (Meharg, 1994; Rauser, 1995; Zenk, 1996).

La formazione di complessi PC *in vivo* non è limitata al Cd^{2+}, ma anche altri metalli sono risultati essere attivi nell'indurre la sintesi di PC in condizioni di esposizione a concentrazioni non tossiche degli stessi. In colture di sospensioni cellulari di *Rauvolfia serpentina* è stata evidenziata una risposta caratterizzata da una gradualità dell'efficienza nell'indurre la sintesi di PC in relazione al metallo a cui queste colture sono esposte:

$Cd^{2+} > Pb^{2+} > Zn^{2+} > Sb^{3+} > Ag^{+} > Hg^{2+} > As^{5-} > Cu^{2+} > Sn^{2+} > Au^{3+} > Bi^{3+}$ (Grill *et al*., 1987).

In alcuni gruppi di piante dell'ordine delle *Fabales*, e in particolare soprattutto *Phaseolaceae*, il GSH coinvolto è una specie con un C-terminale costituito da (β-alanina invece di glicina, che è stato definito omo-glutatione (h-GSH) da cui ne consegue la definizione di omo-fitochelatine (h-PC). Più recentemente, l'evidenziarsi di diversi aminoacidi terminali, ha determinato l'adozione di un nuovo termine per questi peptidi, che vengono ora indicati come *iso*-PC a cui viene spesso aggiunto tra parentesi l'abbreviazione dell'aminoacido terminale. Nella serie di fitochelatine cui manca, invece, l'aminoacido terminale, rappresentate dalla formula $(\gamma\text{-acido glutammico-cisteina})_n$, si parla didesGly-PC.

Tutte queste forme, PC, *iso*-PC e desGly-PC, sono coinvolte nei processi di detossificazione dei metalli pesanti in modo diverso nelle numerose specie vegetali indagate (Zenk, 1996).

Una buona relazione dose-risposta è stata ottenuta in una diatomea, *Thalassiosira weissflogii*, tra la concentrazione di Cd^{2+} libero, presente nel mezzo di incubazione in prove di laboratorio ma anche nel mezzo di crescita in condizioni ambientali, e i livelli di PC intracellulari misurati (Ahner *et al*., 1994).

I livelli di PC sono stati impiegati come indicatori di stress da metalli pesanti in due specie forestali soggette a inquinamento ambientale al fine di valutare il possibile contributo dei metalli pesanti nel determinare il *novel decline*. Il *pattern* di deposizione dei metalli pesanti è stato, infatti, correlato alla presenza di fenomeni di deperimento forestale, tuttavia, non vi sono evidenze dirette di un legame fisiologico tra il danno rilevato su alberi e l'esposizione a metalli pesanti. Nelle indagini condotte in un sistema

naturale nel nord-est degli Stati Uniti è emerso che i livelli di PC in aghi di *Picea rubens*, una specie soggetta a *novel decline*, erano più elevati di quelli riscontrati in *Abies balsamea* che non mostrava sintomi di deperimento. I livelli di PC sono, inoltre, risultati essere più elevati con l'acuirsi dei sintomi di deperimento, quali l'altitudine, e diffusi in diversi sistemi forestali soggetti a fenomeni di deperimento (Gawel *et al.*, 1994).

Il ruolo delle fitochelatine nei meccanismi di detossificazione da metalli pesanti potrà essere ulteriormente approfondito in futuro con l'impiego di piante transgeniche grazie all'interessante esperienza condotta su *Arabidopsis thaliana* con un gene mutato nella PC sintasi. Il mutante *cad1*, cadmio-sensibile, non è in grado di formare complessi Cd-PC mentre la sintesi di GSH procede alla stessa velocità del *wild type*. Questo mutante non accumula PC quando esposto a Cd^{2+} nel mezzo di crescita e i livelli di PC osservati sono correlati ai livelli di sensibilità del mutante (Howden *et al.*, 1995).

Una più completa comprensione delle risposte delle piante ai metalli pesanti dovrà, invece, prendere in considerazione numerosi altri meccanismi, quali i processi di assorbimento e di estrusione, la produzione di essudati radicali che potrebbero immobilizzare a livello della rizosfera metalli tossici e, soprattutto in ambito forestale, la presenza di micorrize a livello radicale e la loro influenza nei processi di assorbimento di metalli pesanti e nutrienti minerali.

Bibliografia

Ahner, B. A., Price, N. M. e **Morel, F. M. M.** 1994. Phytochelatin production by marine phytoplankton at low free metal ion concentrations: laboratory and field data from Massachusetts Bay. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 91, 8433-8436.

Allen, R. D. 1995. Dissection of oxidative stress tolerance using transgenic plants. *Plant Physiol.*, 107, 1049-1054.

Aono, M., Kubo, A., Saji, H., Natori, T., Tanaka, K. e **Kondo, N.** 1991. Resistance to active oxygen toxicity of transgenic *Nicotiana tabacum* that expresses the gene for glutathione reductase from *Escherichia coli*. *Plant Cell Physiology*, 32, 691-697.

Arndt, U., Bauer, F. W., Bourgois, P., Christmann, A., Dizengremel, P., Egger, B., Einig, W., Fink, S., Flammersfeld, U., Frenzel, B., Granier, A., Gulpen, M., Hampp, R., Jäger, H. J., Lu, P., Manderscheid, R., Meier, A., Petrini, M., Schmidt, V., Schneckenburger, H., Schweizer, B., Strobel, P., Urfer, W. e **Wild, A.** 1993. Schadgasausschlubexperimente bei Fichten am Edelmannshof, Ergebnisse der ökophysiologischen und biochemischen Untersuchungen, 9. Statuskolloquium des PEF, 9-11 March 1993, Kernforschungszentrum Karlsruhe. KfK-Pef-Bericht, 104, 155-193. ISSN 0931-2749.

Arrigoni, A. 1994. Ascorbate system in plant development. *J. Bioenergetics and Biomembrane*, 26, 407-419.

Asada, K. 1992. Ascorbate peroxidase-a hydrogen peroxide-scavenging enzyme in plants. *Physiologia Plantarum*, 85, 235-241.

Bors, W., Langebartels, C., Michel, C. e **Sandermann, H.** 1989. Polyamines as radical scavengers and protectants against ozone damage. *Phytochemistry*, 28, 1589-1595.

Bowler, C., Slooten, L., Vanderbranden, S., De Rycke, R., Botterman, J., Sybesma, C., Montagu van, M. e **Inzè, D.** 1991. Manganese superoxide dismutase can reduce cellular damage mediate by oxygen radicals in transgenic plants. *EMBO Journal*, 10, 1723-1732.

Castillo, F. J., Miller, P. R. e **Greppin, H.** 1987. Extracellular biochemical markers of photochemical oxidant air pollution damage to Norway spruce. *Experientia*, 43, 111-120.

Chanway, C. P. e **Runeckles, V. C.** 1984. The role of superoxide dismutase in the susceptibility of bean leaves to ozone injury. *Canadian Journal of Botany*, 62, 236-240.

Chen, G. X. e **Asada, K.** 1989. Ascorbate peroxidase in tea leaves: occurence of two isozymes and the differences in their enzymatic and molecular properties. *Plant and Cell Physiology*, 30, 987-998.

Chevrier, N., Chung, Y. S. e **Sarhan, F.** 1990. Oxidative damages and repair in *Euglena gracilis* exposed to ozone. II. Membrane permeability and uptake of metabolites. *Plant Cell Physiology*, 31, 987-992.

Coleman, J. O. D., Blake-Kalff, M. M. A. e **Davies, T. G. E.** 1997. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation. *Trends Plant Sci.*, 2, 144-151.

Ecker, J. R. e **Davis, R. W.** 1987. Plant defense genes are regulated by ethylene. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 86, 5202-5206.

Eckey-Kaltenbach, H., Ernst, D., Heller, W. e **Sandermann, H.** 1994. Biochemical plant responses to ozone. IV. Cross-induction of defensive pathways in parsley plants. *Plant Physiology*, 104, 67-74.

Elstner, E. F. 1987. Metabolism of activated oxygen species. In: The biochemistry of plants. Ac. Press Inc., London, 11, 253-315.

Ernst, D., Schraudner, M., Langebartels, C. e **Sandermann, H.** 1992. Ozone-indeced changes of mRNA levels of B-1,3-glucanase, chitinase and "pathogenesis-related" protein 1b in tobacco plants. *Plant Molecular Biology*, 20, 673-682.

Evans, P. T. e **Malmberg, R. L.** 1989. Do polyamines have roles in plant development. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40, 235-269.

Foyer, C. H. 1993. Ascorbic acid. In: **Alscher, R. G.** e **Hes, J. L.** (eds.). Antioxidant in Higher Plants, CRC press, Boca Raton, FL, 31-58.

Foyer, C. H., Lelandais, M., Galap, C. e **Kunert, K. J.** 1991. Effects of elevated cytosolic glutathione activity on the cellular glutathione pool and photosynthesis in leaves under normal and stress conditions. *Plant Physiology*, 97, 863-872.

Foyer, C. H., Descourvières, P. e **Kunert, K.** 1994. Protection against oxygen radicals: an important defense mechanism studied in transgenic plants. *Plant Cell and Environment*, 17, 507-523.

Galliano, H., Cabanè, M., Eckerskorn, C., Lottspeich, F., Sandermann, H. e **Ernst, D.** 1993. Molecular cloning, sequence analysis and elicitor-/ozone-induced accumulation of cinnamyl alcohol dehydrogenase from Norway spruce (*Picea abies* L.). *Plant Molecular Biology*, 23, 145-156.

Howden, R., Goldsbrough, P. B., Andersen, C. R. e **Cobbett, C. S.** 1995. Cadmium-sensitive, cad1 mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytochelatin deficient. *Plant Physiology*, 107, 1059-1066.

Kangasjärvi, J., Talvinen, J., Utriainen, M. e **Karjalainen, R.** 1994. Plant defence system induced by ozone. *Plant Cell Environ.*, 17, 783-794.

Keen, N. T. e **Taylor, O. C.** 1975. Ozone injury in soybeans. Isoflavonoid accumulation is related to necrosis. *Plant Physiology*, 55, 731-733.

Kreuz, K., Tommasini, R. e **Martinoia, E.** 1996. Old enzymes for a new job. Herbicide detoxification in plants. *Plant Physiology*, 111, 349-353.

Kunert, T. K. e **Ederer, M.** 1985. Leaf aging and lipid peroxidation: the role of the antioxidants vitamins C and E. *Physiol.Plant.*, 65-85.

Kunert, K. J. e **Foger, C. H.** 1994. Thiol/disulphide exchange in plants. In: **Dekok, L. J., Stulen., I., Rennenberg, H., Brunhold, C.** e **Rausen,W.** (eds.). Sulphur Nutrition and Assimilation in higher plants: regulatory, agricultural and environmental aspects. SPB Academic Publishers, The Hague.

Langebartels, C., Kerner, K., Leonardi, S., Schraudner, M., Trost, M., Heller, W. e **Saundermann, H.** 1991. Biochemical plant responses to ozone I. Differential induction of polyamine and ethylene biosynthesis in tobacco. *Plant Physiology*, 95, 882-889.

Loewus, F. A. 1988. Ascorbic acid and its metabolic products. In: **Stumpf, P. K.** e **Conn, E. E.** (eds.). The biochemistry of plants,

Carbohydrates, Academic Press, San Diego, 14-85.

Luwe, M., Takahama, U. e **Heber, U.** 1993. Role of ascorbate in detoxifying ozone in the apoplast of spinach (*Spinacia oleracea* L.) leaves. *Plant Physiology*, 101, 969-976.

Madamanchi, N. R., Anderson, J. V., Alscher, R. G., Cramer, C. L. e **Hess, J. L.** 1992. Purification of multiple forms of glutathione reductase from pea (*Pisum sativum* L.) seedlings and enzyme levels in ozone-fumigated pea leaves. *Plant Physiology*, 100, 138-145.

Marrs, A. K. 1996. The functions and regulation of glutathione-*S*-transferase in plants. *Annu. Rev. Plant Mol. Biol*., 47, 127-158.

Mauch, F. e **Dudler, R.** 1993. Differential induction of distinct glutathione-S-transferases of wheat by xenobiotics and pathogen attack. *Plant Physiology*, 102, 1193-1201.

Meharg, A. A. 1994. Integrated tolerance mechanisms: constitutive and adaptive plant responses to elevated metal concentrations in the environment. *Plant Cell Environ*., 17, 989-993.

Mehlhorn, H. e **Wellburn, A. R.** 1987. Stress ethylene formation determines plant sensitivity to ozone. *Nature*, 327, 417-418.

Mehlhorn, H., Tabner, B. e **Wellburn, A. R.** 1990. Electron spin resonance evidence for the formation of free radicals in plants exposed to ozone. *Physiologia Plantarum*, 79, 377-383.

Mehlhorn, H., O'Shea, J. M. e **Wellburn, A. R.** 1991. Atmospheric ozone interacts with stress ethylene formation by plants to cause visible plant injury. *Journal of Experimental Botany*, 42, 17-24.

Mittler, R. e **Zilinskas, B. A.** 1996. Purification and Characterization of Pea Cytosolic Ascorbate Peroxidase. *Plant Physiology*, 97, 962-968.

Penel, C. e **Castillo, F. J.** 1991. Peroxidases of plant plasma membranes, apoplastic ascorbate, and relation of redox activities to plant pathology. In: **Crane, F. L., Morrè, D. J.** e **Löw, H. E.** (eds.). Oxireduction at plasma membrane: relation to growth and transport, CRC Press, Boca Raton FL, 2, 121-147.

Pitcher, L. H., Brennan, E., Hurley, A., Dunsmuir, P., Tepperman, J. M. e **Zilinskas, B. A.** 1991. Overproduction of petunia chloroplastic copper / zinc superoxide dismutase does not confer ozone tolerance in transgenic tobacco. *Plant Physiology*, 97, 452-455.

Pitcher, L. H. e **Zilinskas, A.** 1996. Overexpression of copper / zinc superoxide dismutase in the cytosol of transgenic tobacco confers partial resistance to ozone-induced foliar necrosis. *Plant Physiology*, 110, 583-588.

Rabotti, G. e **Ballarin Denti, A.** 1994. Biophysical and biochemical responses to oxidative stress from air pollution in tobacco cultivars (*Nicotiana tabacum* L.). *Agr. Med*., 42-46.

Rabotti, G. e **Ballarin Denti, A.** 1996. Compartimentation of detoxifying enzymes in the responses to ozone stress of tobacco leaf cells. The 10th FESSP Congress "From Molecular Mechanisms to the Plant: an integrated Approach", Firenze 9-13 settembre.

Rauser, W. E. 1995. Phytochelatins and related peptides. Structure, biosynthesis and function. *Plant Physiology*, 109, 1141-1149.

Rennenberg, H. 1982. Glutathione metabolism and possible biological roles in higher plants. *Phytochemistry*, 21, 2771-2781.

Rosemann, D., Heiler, W. e **Sandermann, H.** 1991. Biochemical plant responses to ozone II. Induction of stilbene biosynthesis in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings. *Plant Physiology*, 97, 1280-1286.

Rossini, L., Jepson, I., Greeland, A. J. e **Sari-Gorla, M.** 1996. Characterization of glutathione *S*-transferase isoforms in three maize inbred lines exhibiting differential sensitivity to Alachlor. *Plant Physiology*, 112, 1595-1600.

Rowland-Bamford, A. J., Borland, A. M., Lea, P. J. e **Mansfield, T. A.** 1989. The role of arginine decarboxylase in modulating the sensitivity of barley to ozone. *Environmental Pollution*, 61, 95-106.

Salin, M. L. 1987. Toxic oxygen species and protective systems of the chloroplast. *Physiol. Plant.*, 72, 681-689.

Scandalios, J. G. 1993. Update on abiotic stress. Oxygen and superoxide dismutases. *Plant Physiology*, 101, 7-12.

Sen Gupta, A., Alsher, R. G. e **McCune, D.** 1991. Response of photosynthesis and cellular antioxidants to ozone in *Populus* leaves. *Plant Physiology*, 96, 650-655.

Sen Gupta, A., Heinen, J. L., Holaday, A. S., Burke, J. J. e **Allen, R. D.** 1993. Increased resistance to oxidative stress in transgenic plants that overexpress chloroplastic Cu / Zn superoxide dismutase. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 90, 1629-1633.

Tanaka, K., Saji, H. e **Kondo, N.** 1988. Immunological properties of spinach glutathione reductase and inductive biosynthesis of the enzyme with ozone. *Plant Cell Physiology*, 29, 637-642.

Taylor, G. E., Ross-Todd, B. M. e **Gunderson, C. A.** 1988. Action of ozone on foliar gas exchange in *Glycine max* L. Merr: a potential role for endogenous stress ethylene. *New Phytologist*, 110, 301-307.

Ulrich, B. 1993. Prozebhierarchie in Waldökosystemen. *Biol. Unserer Zeit*, 23, 322-329.

Wingsle, G., Mattson, A., Ekblad, A., Hallgren, J. E. e **Selstam, E.** 1992. Activities of glutathione reductase and superoxide dismutase in relation to changes of lipids and pigments due to ozone in seedling of *Pinus sylvestris* L. *Plant Sciences*, 82, 167-178.

Zenk, M. H. 1996. Heavy metal detossification in higher plants: a review. *Gene*, 179, 21-30.

2.9 Rilevamento del danno nel suolo

2.9.1 Microrganismi del suolo in foreste sotto stress ambientale - *Annamaria Ferrari* e *Luigi Allievi*

Introduzione

La pianta e la microflora del suolo vivono in associazione, almeno da un punto di vista fisiologico, in quanto è essenzialmente la microflora che, mineralizzando la sostanza organica e le riserve umiche, produce i nutrienti minerali per la pianta; d'altra parte la pianta libera continuamente, a livello delle radici, sostanze organiche utilizzabili dalla microflora, così come utilizzate da quest'ultima sono le spoglie vegetali che arrivano al suolo, quali le foglie ecc. In alcuni casi questa associazione pianta-microrganismi diviene anche morfologicamente più stretta (per esempio nelle micorrize), intensificando e rendendo ancor più efficace la relazione (Florenzano, 1983).

In questa condizione di interazione, tipica della struttura di un ecosistema organizzato, il danneggiamento di un membro dell'associazione positiva si ripercuote facilmente sull'altro membro; il danneggiamento della microflora riduce i flussi dei nutrienti minerali, o di qualche nutriente, mentre il danneggiamento del vegetale può verosimilmente ridurre il flusso di nutriente organico per i microrganismi, o eventualmente modificarlo qualitativamente.

Lo studio microbiologico della porzione di suolo interessata dalla presenza di una pianta che mostra alterazioni, per esempio correlabili a inquinamento atmosferico, po-

trebbe quindi fornire indicazioni circa l'interazione fra la sostanza inquinante e l'associazione pianta-microrganismi. Ciò si potrebbe ottenere mediante confronto con la situazione che riguarda una pianta non alterata. Peraltro, il presentare o no alterazioni potrebbe essere semplicemente espressione di una variabilità di risposta, di una differenza di resistenza tra le singole piante a parità di fattore di stress, indipendentemente dalla presenza di ripercussioni sulla microflora. Il confronto inoltre risulta probante qualora nell'intero suolo indagato siano presenti caratteristiche di sufficiente omogeneità, per cui l'unica differenza fra una zona e l'altra del suolo sia la presenza di una pianta alterata piuttosto che sana.

Se viene verificata un'alterazione della microflora in presenza di un fattore inquinante e del manto vegetale, si possono formulare tre ipotesi:

- la sola pianta risente direttamente dell'inquinante e la microflora viene colpita solo indirettamente (attraverso la pianta) da questa alterazione;
- la sola microflora risente direttamente dell'inquinante e la pianta viene danneggiata dall'alterazione microbiologica;
- sia la pianta che la microflora risentono direttamente, ma indipendentemente, dell'inquinamento.

Evidentemente questi diversi effetti, elencati separatamente, possono sommarsi nella realtà, ognuno con diverso grado di intensità. La prima delle tre ipotesi è comunque quella che appare più verosimile; per lo meno, è probabile che l'effetto diretto di maggior intensità sia quello sulla pianta, stante la nota maggior resistenza generale della microflora ai fattori negativi.

In altre parole, è più probabile che un consistente effetto negativo sulla microflora non sia di tipo primario ma secondario, mediato dall'alterazione della fisiologia della pianta a opera dell'inquinamento. Si può verificare una modificazione delle secrezioni a livello radicale; gli essudati radicali per esempio possono essere privi di composti organici azotati e influenzare in tal modo negativamente i microrganismi responsabili del ciclo dell'azoto.

È tuttavia problematico riuscire a verificare quale delle tre ipotesi sopra esposte sia la più vicina alla realtà nello studio "in campo" di un caso di inquinamento reale, date le inscindibili relazioni fra vegetali e microrganismi del suolo: sarebbe necessario allestire dei test in cui l'effetto dell'inquinante possa essere saggiato separatamente sui due membri della suddetta relazione.

La microflora, anche in questi casi, può essere considerata un bioindicatore utile per lo studio di una situazione e l'interpretazione dei fenomeni; le metodiche sono di conseguenza le consuete a disposizione per tale fine. Verranno di seguito suggerite e descritte alcune rilevazioni microbiologiche che si possono considerare fondamentali e verrà riassunto il ventaglio di possibilità alternative tra le più diffuse: per approfondimenti e per una descrizione dettagliata dei metodi si consiglia la consultazione del volume di questa collana"Bioindicatori ambientali" della Fondazione Lombardia per L'Ambiente ed eventualmente del manuale americano *Methods of Soil Analysis* (Page, 1982), ampiamente citato nella letteratura internazionale.

Metodiche a disposizione

Una determinazione che può essere considerata di base è la ricerca delle cariche microbiche riferite ai due gruppi numericamente maggioritari nei suoli anche forestali, cioè batteri aerobi totali ed eumiceti.

In ogni caso, l'allestimento dell'analisi è la fase finale di una serie di operazioni la cui accurata esecuzione ha rilevante influenza sul risultato. Innanzitutto si deve garantire la "rappresentatività" del campione da esaminare, vale a dire le caratteristiche che si rileveranno analiticamente devono essere identiche nel campione prelevato e nell'intero appezzamento che esso rappresenta, o almeno assumere lo stesso valore medio. Il raggiungimento di tale obiettivo è ragionevolmente sicuro se si ha cura di prelevare un "campione medio", composto da diversi prelievi equivalenti effettuati in diversi punti dell'appezzamento scelti con procedura casuale. Per quanto riguarda la dimensione verticale, ci si può riferire agli "orizzonti" del suolo, se rilevati, per poter confrontare campioni dello stesso orizzonte. Come indicazione di massima, si devono ottenere, se possibile, campioni medi di circa un chilogrammo, eseguendo singoli prelievi di non meno di 100 g. Inoltre, si deve campionare, sempre ove possibile, terreno lontano almeno qualche millimetro dalle radici, almeno dalle più grosse.

Per il prelievo dei campioni di terra, non sono indispensabili quell'assoluta sterilità dei materiali e quelle precauzioni a livello di procedure che saranno invece indispensabili nell'analisi microbiologica vera e propria; è sufficiente non introdurre inquinanti di carattere microbico a livelli eccessivi. A tal fine è sufficiente impiegare strumenti e contenitori puliti (per esempio lavati e sciacquati con acqua potabile), evitando comunque l'impiego di agenti chimici persistenti (per esempio disinfettanti). Nel caso non si possano completare le analisi entro poche ore, si devono conservare i campioni a pochi gradi sopra lo zero e nelle condizioni originarie di umidità, evitando assolutamente congelamento o altre alterazioni fisiche o chimiche del campione.

Arrivato in laboratorio e prima dell'analisi, il materiale prelevato va interamente setacciato a 2 mm e accuratamente rimescolato. L'analisi microbiologica vera e propria si basa sull'allestimento di diluizioni successive 1:10 del materiale in acqua distillata sterile o appropriata soluzione salina, a partire da un'aliquota indicativamente di 10 g e comunque superiore al grammo. Aliquote di 1 ml delle diluizioni vengono poi poste in corrispondenti piastre, dove si verserà l'appropriato terreno colturale, gelificato mediante agar, preliminarmente sciolto a 100°C e raffreddato a 45-50°C. Dopo accurato ma delicato rimescolamento, si lascia gelificare l'agar, si capovolgono le piastre e si pongono in incubazione, dal secondo giorno in contenitore chiuso e con una fonte d'umidità per evitare l'asciugatura del mezzo colturale.

Per la determinazione della carica dei batteri aerobi totali, si consiglia l'impiego di un terreno colturale composto da un estratto di terra agarizzato a 14 g/l. Si mescolano in parti uguali acqua e terra di giardino o incolta con pH neutro, si estrae a caldo in autoclave a 130°C per un'ora, si filtra grossolanamente su cotone idrofilo e si chiarifica mediante centrifugazione, per esempio a 5000x*g* per 20 min. Per l'analisi di alcuni suoli, fornisce buoni risultati l'addizione di glucosio ed estratto di lievito (1 g/l ciascuno), per altri, un estratto più diluito (per esempio acqua/suolo 3:1). Anche secondo nostre esperienze non è indispensabile dare un pH basso, nemmeno per l'analisi di suoli forestali acidi: si regola pertanto il pH a 7,5 circa, si aggiunge l'agar e si sterilizza. Indicativamente, si allestiscono piastre dalla diluizione 10^{-3} alla 10^{-9}. Si incubano a 28°C, per 15 giorni o meglio fino a raggiungimento del numero massimo di colonie cresciute.

Per la determinazione della carica degli eumiceti (generalmente rappresentati in assoluta prevalenza dal gruppo morfologico delle muffe) si allestiscono piastre, indicativamente dalla diluizione 10^{-3} alla 10^{-7}, impiegando Agar Malto (disponibile anche in

commercio) con pH 5,5. È consigliabile addizionare, prima della sterilizzazione, cloramfenicolo (100 mg/l) per inibire la crescita di batteri. Si incubano la piastre a 28°C per 7 giorni. Può essere d'aiuto una rilevazione delle colonie già cresciute a pochi giorni, prima che le stesse possano invadere la piastra; nostre esperienze indicano la scarsa utilità dell'aggiunta di sostanze per la limitazione delle dimensioni delle colonie stesse.

Analogamente a quelle per i batteri e per gli eumiceti, possono essere rilevate per via colturale le cariche relative ad altri gruppi microbici, secondo i casi e gli scopi della ricerca. Queste metodiche colturali sono impiegate da tempo e perciò rappresentano una tecnica di studio ormai ampiamente sperimentata e consolidata. Le critiche cui tuttavia in questi ultimi anni sono soggette riguardano, oltre a un livello di precisione (in senso statistico, ineliminabile) piuttosto scadente, il fatto che trascurano quella quota di popolazione microbica, pur vitale nel senso di mostrare attività biochimica, definita non-coltivabile (*non-culturable*) e che sembra addirittura maggioritaria in vari ambienti, compresi molti suoli. Secondo alcuni, in realtà, questa quota di popolazione in qualche modo quiescente avrebbe un'importanza minore nel biochimismo generale del suolo di quanto non indichi la sua eventuale preponderanza numerica. Se si tiene conto del reale significato, resta comunque valida la determinazione di queste cariche per via colturale; l'entità delle popolazioni rappresenta in ogni caso un parametro biologico-ecologico di insostituibile importanza per lo studio della fisiologia o patologia degli ecosistemi.

In alternativa alle cariche "colturali" esistono le cosiddette cariche microscopiche dirette, rilevabili mediante conteggio al microscopio delle cellule microbiche presenti in un materiale. Addirittura, ricorrendo a particolari colorazioni "vitali", si può in prima approssimazione ritenere di poter contare solo le cellule "vive" (anche se non coltivabili) (Bloem *et al.*, 1995). Un grosso difetto di tali determinazioni è di non poter distinguere con metodi sufficientemente semplici gruppi microbici differenziati su base funzionale (cioè fisiologica, di attività biochimica), la differenziazione più importante dal punto di vista ecologico. Resta il fatto che metodiche di conta diretta, come quelle che utilizzano particolari colorazioni con fluorocromi (per esempio il DAPI), sono piuttosto diffusamente impiegate in ambiente scientifico. Un altro tipo di rilevazione che fornisce una stima dell'entità della popolazione microbica nel suolo è quella della biomassa: se le cariche, colturali o microscopiche, rappresentano il numero di cellule di microrganismi (organismi tendenzialmente unicellulari) presenti, la biomassa esprime la quantità totale di materiale vivente. Esistono diverse metodiche sufficientemente sperimentate, di carattere chimico-biochimico; in primo luogo, la fumigazione-incubazione e la fumigazione-estrazione. Anche per le determinazioni di biomassa è molto difficile, se non impossibile, distinguere in modo semplice gruppi microbici funzionali.

Oltre alle rilevazioni sopra definite di entità di popolazione, che esprimono la potenzialità biologica dell'ecostema in senso sia quali- che quantitativo, un secondo importante approccio allo studio della microflora del suolo è la rilevazione di attività microbico-enzimatiche, totali o riferite a una particolare attività biochimica e microbica (respirazione come produzione di CO_2, attività deidrogenasica, attività nitrificante, azoto-fissatrice ecc.). Anche queste rilevazioni sono metodologicamente di carattere chimico-biochimico, pur essendo completamente biologico-microbiologico l'oggetto dello studio ed ecologico il significato e l'importanza.

Tutte le metodologie finora descritte o citate possono essere considerate di carattere quantitativo: il risultato è esprimibile con un numero e un'unità di misura. Pos-

sono essere tuttavia importanti nello studio della comunità microbica del suolo, e contribuire a descrivere le reazioni a stress endogeni o esogeni, anche rilevazioni che potremmo definire di carattere qualitativo, quali l'identificazione completa, a livello di specie, dei componenti almeno preponderanti della microflora o perlomeno una caratterizzazione sommaria per poter riconoscere il grado di biodiversità presente. L'identificazione completa con i classici metodi colturali comporta un lavoro molto più lungo e complesso di quanto possa apparire al non specialista: per i soli batteri sono oltre tremila le specie descritte (Holt *et al*., 1994), che rappresentano comunque i soli "coltivabili"; inoltre, a differenza di quanto avviene in campo botanico o zoologico, la morfologia dell'organismo (cellula microbica) e la struttura interna possono dire ben poco ai fini tassonomici. Sono da tempo in commercio kit che facilitano notevolmente il lavoro di identificazione (per esempio gli API), ma sono praticamente limitati ai soli microrganismi d'interesse igienico-medico.

In ogni caso esistono dati convincenti che la reale varietà di forme batteriche esistenti nella biosfera sia enormemente superiore al numero citato. Una promettente possibilità di superare il grave e limitante problema della non-coltivabilità è fornita dalle tecniche avanzate di tipo biochimico-genetico (sonde di acidi nucleici, sequenziamento degli stessi ecc.), già abbastanza diffuse a livello di centri di ricerca anche se ancora da affinare e verificare nelle loro reali possibilità. Richiedono comunque non tanto apparecchiature di estrema sofisticazione, quanto personale altamente specializzato. Inizia a essere in commercio qualche costoso kit basato su tali tecniche, ma con la consueta limitazione all'ambito igienico-clinico.

Quanto descritto finora riguarda i microrganismi definiti saprofiti, cioè quelli che vivono utilizzando le sostanze (in massima parte organiche) prelevate dall'ambiente. Diffuse sono tuttavia, e di grande rilevanza ecologica e positività per la struttura e la vita dell'ecosistema, la forme microbiche simbionti che vivono in associazione, con cospicui vantaggi anche nutrizionali, con altri organismi, per esempio con piante. Tra le più diffuse simbiosi che coinvolgono microrganismi, importanti per l'ambiente forestale sono quelle micorriziche, fra eumiceti a morfologia miceliare (quelli comunemente conosciuti come muffe) e molte, forse potenzialmente tutte, le piante. Può essere quindi interessante studiare queste importanti forme microbiche, la loro presenza e diffusione, anche in relazione agli stress ambientali: lo studio si basa essenzialmente su rilevazioni di carattere morfologico, macro- e microscopico, eventualmente per arrivare a una identificazione o a una stima indicativa del grado di biodiversità presente in questa particolare popolazione.

Bibliografia

Bloem, J., Bolhuis, P. R., Veninga, M. R. e **Wieringa, J.** 1995. Microscopic methods for counting bacteria and fungi in soil. In: **Alef, K.** e **Nannipieri, P.** (eds.). Methods of Applied Soil Microbiology and Biochemistry, 158-186. Academic Press, London.

Florenzano, G. 1983. Fondamenti di Microbiologia del Terreno. REDA, Roma.

Holt, J. G., Krieg, N. R., Sneath, P. H. A., Staley, J. T. e **Williams, S. T.** 1994. Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. Williams and Wilkins, Baltimore, USA.

Page, A. L. (ed.) 1982. Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison, USA.

2.9.2 Tossicità e fertilità dei suoli agro-forestali sotto stress ambientale - *Pier Luigi Genevini*

Premessa

Il suolo rappresenta il nodo dei cicli biogeochimici degli elementi nella biosfera e in forza di ciò rappresenta uno schermo in grado di farci rivivere il succedersi degli eventi e dei fenomeni che li caratterizzano. Per gli stessi motivi il suolo si presta molto bene a indagini di tipo ambientale anche in forza dell'intensa vita, e non solo microbica, che si svolge al suo interno.

Benché si tratti di un sistema eterogeneo per antonomasia, è abbastanza agevole, attraverso accertamenti chimico-biologici stabilirne le caratteristiche tipiche e quindi le eventuali modificazioni. Ciò è possibile in quanto ogni suolo risulta un'entità a sé stante che tende a mantenere un preciso equilibrio tra le varie componenti in dipendenza dei vegetali presenti e del clima che, tra l'altro, è il principale agente pedogenetico. Purtroppo, in quanto sistema tamponato, risulta caratterizzato da elevata inerzia per cui le eventuali modificazioni si evidenziano non certo nei macroparametri, ma solo in piccoli particolari che, gradualmente, sfociano in differenze ampiamente apprezzabili.

Ogni suolo è finalizzato, alla stregua di tutti gli esseri viventi, a durare nel tempo ed è caratterizzato dalla tendenza a opporsi a tutto ciò che potrebbe rappresentare un nocumento alla propria esistenza. La componente organica, seppur minoritaria in termini di peso, svolge in tal senso un ruolo determinante. È in grado di tamponare la reazione, di chelare i metalli anche quelli tossici, di favorire il metabolismo delle molecole xenobiotiche, di conservare, opponendosi alla forza di gravità, acqua ed elementi nutritivi in essa disciolti. Infatti, anche in situazioni di forte inquinamento antropico, è comunque possibile l'esercizio agricolo con rese raramente inferiori alle medie generali.

Analoghe considerazioni valgono per gli aspetti legati all'inquinamento atmosferico ove molecole organiche, ossidi di azoto e composti dello zolfo, allorquando giungono al suolo, vengono "trasformati" in elementi nutritivi riducendo quasi completamente il pericolo di alterazione dei sistemi idrici.

Sistemi diagnostici

Atteso che le alterazioni del suolo avvengono naturalmente, in quanto il processo pedogenetico continua nel tempo, è pur vero che gli inquinanti atmosferici possono influire sia inducendo o accelerando il fenomeno della acidificazione sia apportando elementi specifici in grado di influire sul metabolismo microbico. Lo studio del suolo passa attraverso la determinazione di diversi parametri in grado di aiutare nella definizione del mosaico-suolo che per nostra incapacità dobbiamo fotografare in termini discreti mentre, in natura, rappresenta un continuo. Più propriamente andrebbe interpretato secondo le logiche dell'analisi multivariata ove qualsivoglia parametro non ha un'unica ma molte dipendenze.

Ciò premesso, appare utile una disamina dei parametri che possono essere presi in considerazione e delle modalità interpretative al fine di evidenziare fenomeni di alterazione.

La reazione viene spesso indicata come parametro di semplice acquisizione e di

facile gestione: vale forse la prima affermazione non certo la seconda. La scala è logaritmica il che sta a significare che piccole variazioni corrispondono in effetti a rilevanti differenze. L'aspetto interpretativo è inoltre reso più difficoltoso in considerazione dell'eterogeneità del sistema suolo il che obbliga a numerosi campionamenti e alla elaborazione statistica prima di essere certi dell'avvenuta variazione. Inoltre il sistema suolo risulta, come già indicato, tamponato esistendo acidi deboli (sostanza organica e argille parzialmente desaturate) in presenza di basi relativamente forti e dei loro sali il che rappresenta un ostacolo non trascurabile a variazioni di reazione realmente apprezzabili. Al posto dell'acidità attuale sembrerebbe quindi più corretto, ai fini diagnostici, adottare l'acidità potenziale se non addirittura quella idrolitica che fornisce la misura completa degli ioni idronio presenti sul complesso di scambio.

Una stima della acidificazione del mezzo, attraverso la misura del pH è solamente indicativa ma non risolvente. Sembra invece più corretto operare sull'analisi del complesso di scambio o meglio sulla ripartizione di cationi e anioni che risultano adsorbiti sulla componente colloidale del suolo. Va anticipato che gli ioni idronio risultano i più fortemente attratti dal suolo e questa loro forte affinità si traduce da parte degli altri cationi nella impossibilità di aderire al colloide. Se, com'è vero, la composizione della soluzione circolante riflette, seppur a concentrazioni più basse, la ripartizione dei cationi sul colloide è facile capire come dalla fotografia della prima si abbia una buona indicazione sulla composizione della seconda. Quanto detto vale principalmente per i cationi e non per tutti gli anioni risultando, alcuni, caratterizzati da scarsa affinità per i siti dei complessi adsorbenti a meno che la reazione sia caratterizzata da pH molto acidi. In ogni caso la misura risulta discreta mentre il fenomeno assume caratteri di continuità nell'arco dell'anno risentendo ovviamente e della meteorologia del sito e dell'andamento delle temperature, parametri in grado di influire sull'intensità della vita microbica e quindi sull'entità della degradazione della matrice organica con la messa in circolo degli elementi minerali che la salificavano. Per maggiore correttezza quindi lo studio della ripartizione degli ioni va integrato con quello delle soluzioni circolanti che vengono studiate o attraverso l'immissione di capsule porose mantenute in depressione o con altri accorgimenti sperimentali. Il risultato è rappresentato da andamenti relativi alla presenza dei vari nutrienti nel tempo sì da poter rilevare concentrazioni e tempi di eventuale criticità.

Protocolli previsti a livello internazionale

Ai fini della caratterizzazione chimica del suolo, il protocollo ICP-*Forest* prevede le seguenti determinazioni obbligatorie: pH($CaCl_2$), C organico, N, P, K, Ca, Mg, densità apparente dello strato organico e carbonato di calcio. Ci si potrebbe chiedere se si tratta di parametri sufficienti a caratterizzare la componente chimica del substrato anche in funzione della metodica analitica scelta. Appare necessario premettere che la funzione di tale protocollo analitico non è già quella agronomica ma piuttosto riveste carattere ambientale proponendosi di tracciare una fotografia pur minima ma comunque sufficiente nel rilevare eventuali modificazioni che possono avvenire nel tempo. È per questo motivo che non viene mai determinata l'acidità in acqua ma in soluzione di sale neutro ($CaCl_2$) poiché la prima è più suscetti-

bile nel subire variazioni anche nel breve periodo mentre modificazioni della seconda sono senz'altro sintomo di profonde o quanto meno significative alterazioni del substrato. Carbonio e azoto, in grado di indicare il tipo di humus e il grado della sua evoluzione, vengono identificati con metodo di combustione a secco proprio degli analizzatori elementari. Risultano senz'altro metodi caratterizzati da alta precisione ma con il difetto di operare su piccoli campioni che risultano spesso poco rappresentativi nel caso di materiali eterogenei quali le lettiere e il suolo a meno di operare con estrema cura nella preparazione del campione. Tale tipo di strumentazione risulta in genere molto costosa (necessità di microbilancia) rappresentando inoltre un vincolo strutturale per l'espletamento dell'analisi. Esistono metodi "manuali" forse meno precisi, sicuramente meno onerosi che si possono condurre anche in situazioni non strettamente di laboratorio, meno suscettibili all'interferenza dei carbonati, egualmente in grado di fornire dati attendibili. Gli altri elementi nutritivi vengono determinati obbligatoriamente nello strato organico, mentre, per lo strato minerale, la loro determinazione non risulta obbligatoria. La ragione di ciò va ascritta al presupposto che il flusso dei nutrienti derivi essenzialmente dalle lettiere il che giustifica non solo la scelta ma anche il tipo di metodica analitica e cioè la determinazione del contenuto totale (mineralizzazione in acqua regia). L'informazione che si ricava è quindi quella relativa alla "totalità" dell'elemento contenuto nell'orizzonte organico, nella certezza che prima o poi gli elementi minerali legati alla matrice carboniosa ritorneranno in circolo. Sempre in quest'ottica si giustifica la determinazione della densità apparente in grado di informare sullo stato di trasformazione dei residui organici che, nel tempo proporzionalmente al prosieguo del processo di umificazione, tendono a collassare determinando, così, un aumento della densità apparente. La scelta è caduta in sostanza sulle caratteristiche più dipendenti dalle alterazioni che l'ambiente può indurre sul metabolismo della foresta e che possono essere evidenziate solo confrontando l'evolversi dei dati analitici.

Bibliografia

Barber, A. S. 1984. Soil nutrition bioavailability: A Mechanistic Approach. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Toronto.

Mengel, K. e **Kirkby, E. A.** 1982. Principles of Plant Nutrition. Ed. Der Bund AG, Bern, Switzerland.

Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste. Metodi ufficiali di Analisi chimica del fuoco. GU del 25 maggio 1992.

Sequi, P. 1989. Chimica del Suolo. Patron Editore, Bologna.

Soltner, D. 1988. Les Bases de la Production Végétale - Tome 1: Le Sol. Ed. Le Clos Lorelle, Angers.

Soon Y. K. 1985. Soil Nutrient Availability: Chemistry and Concepts. Ed. Charles W. Finkl, Jr., Florida.

2.9.3 Studio della soluzione circolante dei suoli - *Carmen Gigliotti* e *Pier Luigi Genevini*

Tra le diverse problematiche connesse alla valutazione della fertilità dei suoli riveste un ruolo determinante il dosaggio, in modo puntuale, nel tempo e nello spazio, della frazione solubile degli elementi nutritivi presenti nella soluzione circolante (fase liquida del suolo), in quanto essa, con quella scambiabile, costituisce la frazione prontamente assimilabile dalle piante.

Diversi sono i metodi che possono essere utilizzati per condurre studi sulla soluzione circolante che, a secondo del costo, del tempo, della disponibilità di apparecchiature e soprattutto dello scopo, possono essere di tipo chimico, biologico, chimico-fisiologico.

Tutti questi metodi presentano alcuni svantaggi che, per i metodi chimici, possono essere così riassunti:

- rappresentatività del campione;
- prelievo e asportazione del campione con conseguente possibilità di alterare le caratteristiche originali del suolo;
- necessità di disporre di metodi diversi per estrarre i vari elementi che si desiderano indagare;
- dosaggio nell'ambito della frazione solubile di parte della scambiabile a causa della non specificità degli estraenti;
- difficoltà di individuare la "reale quota" di elementi assorbiti dalla pianta dato che gli estraenti usati non si comportano come la radice di una pianta.

I metodi biologici prevedono l'impiego di piante e sono caratterizzati dal fatto che richiedono l'applicazione di modelli matematici e di una costante K, pertanto sottostanno all'incertezza dei modelli matematici quando applicati ai fenomeni biologici; inoltre sono metodi lunghi e laboriosi.

I risultati che si ottengono con il terzo tipo di metodo, quello chimico-fisiologico, sono strettamente legati alle condizioni in cui si opera (condizioni controllate).

Da alcuni anni, per minimizzare i problemi su accennati, lo studio della dinamica degli ioni nella soluzione circolante del suolo viene condotto mediante l'impiego *in situ* di resine a scambio ionico le quali, per le loro modalità di funzionamento, possono essere assimilate sia al complesso di scambio del suolo sia alle radici delle piante. La metodologia, che va ancora considerata in fase di studio nella messa a punto e nella verifica applicativa, è particolarmente indicata per le indagini ambientali che prevedono l'interazione suolo-pianta (piogge acide, fertilizzazioni, inquinamento sia di tipo organico che inorganico ecc.) (Sibbensen 1977; Gibson *et al*. 1985; McLaughlin *et al*., 1993; Dar-Yuan Lee e Hsiu-Ching Zheng, 1994).

Per questi tipi di indagine, le resine, normalmente, vengono poste nel suolo all'interno di sacchetti di terilene (*resin-bag*) i quali vengono periodicamente prelevati e dopo eluizione vengono determinati i diversi cationi e anioni. Questa tecnica, come messo in evidenza dai diversi ricercatori, presenta l'interferenza della componente vivente del suolo sulla resina (radici che si infiltrano nel sacchetto, mesofauna che può modificare o danneggiare la funzionalità della resina ecc.).

Attualmente, presso la sezione di Biochimica del Suolo del DIFCA, è in corso una sperimentazione, che prevede l'impiego delle resine in due suoli forestali, con un duplice intento:

- verificare la possibilità applicativa, mediante lo sviluppo di una opportuna tecnica operativa, delle resine a scambio ionico per lo studio *in situ* della soluzione circolante del suolo;
- valutare la quota biodisponibile di elementi nutritivi nei due suoli.

La metodologia operativa impiegata per questo studio ha previsto, in base a quanto su esposto, l'introduzione dei *resin-bag* in tubi di plastica forati. In tal modo è stato possibile evitare qualsiasi interferenza, da parte del suolo e delle radici, e nel contempo garantire il flusso tra suolo e resina della soluzione circolante mediante i fori praticati sui tubi. Informazioni più dettagliate circa le modalità di esecuzione sono riportate nel Capitolo 4.

I risultati ottenuti da questa sperimentazione, anche se di carattere assolutamente preliminare in quanto è necessario un'ulteriore approfondimento, confermano, a nostro avviso, la validità della tecnica di impiego delle resine per studi concernenti la dinamica della soluzione circolante del suolo e le possibili ripercussioni sulle piante.

Per l'applicazione routinaria, la metodica riferita, si posiziona a un livello medio-basso sia in termini di modalità che di difficoltà di esecuzione. Infine, va sottolineato che il numero di repliche è in relazione a quanto dettagliata deve essere l'indagine.

Bibliografia

Dar-Yuan Lee e **Hsiu-Ching Zheng** 1994. Simultaneous extraction of soil phytoavailable cadmium, copper, and lead by chelating resin membrane. *Plant and Soil*, 164, 19-23.

Gibson, D. J., Colquhoun, I. A. e **Greig-Smith, P.** 1985. A new method for measuring nutrient supply rates in soil using ion-exchange resins. In: **Fitter, A. H.** (ed.). Ecological Interactions Soil. Blackwell scientific publications, Oxford, 73-80.

McLaughlin, M. J., Lancaster, P. A., Sale, P. W. G, Uren, N. C. e **Peverill, K. I.** 1993. Use of cation / anion exchange membranes for multi-element testing of acidic soils. *Plant and Soil*, 155 / 156, 223-226.

Sibbesen, E. 1977. A simple ion-exchange resin procedure for extracting plant-available elements from soil. *Plant and Soil*, 46, 665-669.

Capitolo 3

L’inquinamento quale possibile causa di stress in ambiente forestale

Giacomo Gerosa, Antonio Ballarin Denti,
Renzo Bagnati, Marco Natangelo,
Silvia Mangiapan, Raffaella Balestrini,
Gianni Tartari , Alberto Rivetta e Maurizio Cocucci

3.1 Inquinamento dell'aria

3.1.1 Inquinanti atmosferici inorganici - *Giacomo Gerosa* e *Antonio Ballarin Denti*

3.1.1.1 Introduzione: il deperimento forestale e l'inquinamento atmosferico

A partire dagli anni Settanta, nelle foreste dell'Europa Centrale e nel Nord America si è iniziato a osservare una forma di deperimento diffusa, prevalentemente a carico dell'abete bianco e del faggio, estesasi poi ad altre specie forestali – sia conifere che latifoglie – in gran parte dei due continenti.

Dapprima la causa di tale deperimento venne ricercata, caso per caso, tra gli agenti di rischio già noti quali l'azione dei patogeni, la carenza di nutrienti, lo stress idrico e climatico o la generica mancanza di cure forestali in ogni singola stazione.

Successivamente però, l'ampiezza e la particolarità della diffusione del deperimento – che colpisce in particolare gli alberi più esposti e a iniziare dalla sommità con defogliazione, alterazione cromatica e in alcuni casi morte dell'albero – ha portato ad attribuire all'inquinamento atmosferico, alla presenza e al trasporto di sostanze tossiche nell'aria e nelle deposizioni atmosferiche, una delle possibili cause del deterioramento delle condizioni fitosanitarie degli ecosistemi forestali, o perlomeno un ruolo importante come fattore predisponente, contribuente o scatenante il danno.

Infatti non solo la distribuzione spaziale dei danni era ben correlata con quella dell'inquinamento atmosferico, ma anche l'evoluzione temporale di tale deperimento andava aggravandosi di pari passo con l'aumento del carico di sostanze inquinanti immesse in atmosfera in seguito allo sviluppo industriale e al crescere delle attività antropiche. In Italia, nei primi anni Ottanta venne riconosciuto l'inquinamento atmosferico come possibile agente causale del deperimento delle foreste della Toscana, e recentemente questa convinzione è sostenuta anche per le foreste di tutte le regioni dell'arco alpino, e in particolare del Trentino-Alto Adige e del Friuli-Venezia Giulia.

Nella valutazione del deperimento forestale si è diffusa la tecnica di distinguere i danni di *origine nota* da quelli di *origine ignota* – detti anche di nuovo tipo (*Novel Decline*) – la cui causa potrebbe essere rappresentata dall'inquinamento atmosferico. Tuttavia, nel caso dei danni di origine ignota, si è spesso mostrato difficile giungere con certezza a una definizione del rapporto causale con l'inquinamento atmosferico e pertanto diviene importante valutare la coincidenza spaziale tra i due fenomeni, affiancando alle indagini sul deperimento forestale quelle sulla qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche.

3.1.1.2 Emissioni in atmosfera: sorgenti e inquinanti di interesse forestale

Ogni giorno vengono immesse in atmosfera quantità molto elevate di sostanze gassose – ma anche solide e liquide – provenienti sia dalle attività umane che da quelle naturali, sostanze che vanno a modificare la naturale composizione dell'atmosfera e che per questo vengono definite inquinanti.

Le sorgenti naturali sono responsabili dell'emissione di rilevanti quantità di inquinanti, ma, di norma, queste sono ben distribuite nel tempo e nello spazio andando a interessare aree vaste sulle quali le sostanze emesse raggiungono una diluizione tale da comportare raramente problemi per l'ambiente.

Le sorgenti antropiche, al contrario, sono tipicamente concentrate nelle aree urbane e industriali e comprendono attività che comportano combustioni (impianti di riscal-

Inquinante	Sorgenti antropiche	Sorgenti naturali	Stima delle emissioni annue 10^6 t/anno	Percentuale di emissione antropica	Tempo di residenza in atmosfera	Processi di rimozione
SO_2	combustione di carburanti fossili, fonderie	vulcani, attività microbica	150	90%	1-4 giorni	ossidazione a $SO_4^=$ per via fotochimica o per adsorbimento degli aerosol, e rimozione con la pioggia
H_2S	processi chimici trattamento fanghi industriali	vulcani, attività biologica nei suoli e nelle acque	90	4%	1-2 giorni	ossidazione a SO_2 ed $SO_4^=$
NO, NO_2	combustioni ad alta temperatura (trasporti, centrali termoelettriche)	attività batterica nel suolo, fulmini	30	10%	2-5 giorni	ossidazione a nitrati per via fotochimica e successiva deposizione
NH_3	trattamento dei rifiuti	decompo-sizione biologica nel terreno	250	0,5%	1-7 giorni	reazione con SO_2 a formare solfato di ammonio in aerosol
CO	combustioni (gas di scarico automobili)	incendi, oceani, reazioni fotochimiche	2000	80%	1-3 mesi	reazioni fotochimiche e con CH_4
CH_4	combustioni produzione di gas naturale, risaie, allevamenti, discariche	processi microbio-logici nel terreno	550	70%	8 anni	formazione di CO per reazione con $^{\cdot}OH$
NMHC (idrocarburi non metanici)	combustione, industria chimica	emissione da parte delle piante	20.000	8%	3 anni	reazioni fotochimiche con $^{\cdot}OH$, NO, H_2O e O_3

Tabella 3.1 - *Principali inquinanti atmosferici in forma gassosa di interesse vegetale.*

Sorgenti	SO_2	NO_x	NMHC	CH_4	CO	CO_2	N_2O	NH_3
Centrali termoelettriche ecc.	52	18				26	4	
Combustioni commerciali, residenziali ecc.	6	4	3	1	10	18	2	
Combustioni industriali	25	11			6	22	2	
Processi produttivi	4	2	6		5	5	24	3
Estrazione e distribuzione di combustibili fossili		1	6	16				
Uso di solventi			25					
Trasporti su strada	4	51	34	1	65	18	2	
Altre sorgenti mobili	3	12	3	4	3			
Trattamento e raccolta rifiuti	1	1	1	24	6	1	1	1
Agricoltura			4	34	1	1	33	95
Natura	5		17	24	3	6	32	2

Tabella 3.2 - *Inventario delle emissioni atmosferiche nei paesi della Unione Europea (fonte CORINAIR 1990). Per ogni inquinante è indicato il contributo emissivo (%) di ciascuna categoria di sorgenti.*

damento, centrali termoelettriche, traffico veicolare, inceneritori) e attività industriali. Questa concentrazione, unitamente alla difficoltà di diffusione in atmosfera delle sostanze prodotte, in seguito a particolari condizioni meteorologiche o alla presenza di barriere artificiali o naturali quali per esempio le montagne, può dare luogo a fenomeni di vero e proprio accumulo di inquinanti con conseguenti effetti nocivi sulla salute dell'uomo e sull'ambiente.

Tradizionalmente si distingue tra inquinanti primari e secondari: i primi sono emessi direttamente nell'atmosfera da sorgenti puntuali, come industrie e centrali elettriche, oppure da sorgenti diffuse quali il traffico veicolare o le aree urbane. Gli inquinanti secondari, invece, si formano nell'atmosfera in seguito a reazioni chimiche a partire dagli inquinanti primari. È opportuno notare come possano essere considerate inquinanti anche sostanze già naturalmente presenti nell'atmosfera quando l'attività antropica ne aumenta la concentrazione fino a valori tali da alterare il loro naturale equilibrio biogeochimico (*tabella 3.1* e *3.2*).

Tra gli inquinanti primari, assumono particolare interesse dal punto di vista forestale gli ossidi di zolfo e azoto, l'ammoniaca, i composti organici volatili, i fluoruri e i metalli pesanti.

Gli ossidi di zolfo sono presenti in atmosfera quasi esclusivamente sotto forma di SO_2 e in via minoritaria come SO_3 (anidride solforica).

Il *biossido di zolfo* (SO_2) – un gas prodotto naturalmente dalle eruzioni vulcaniche – viene rilasciato dalla combustione di sostanze contenenti zolfo, come i derivati del carbone e del petrolio dove esso è presente come contaminante. Le sorgenti di emissione sono costituite principalmente dalle centrali termoelettriche e dalle industrie. Il Ministero dell'Ambiente ha stimato come a metà degli anni ottanta que-

ste due sorgenti da sole contribuivano a poco meno del 90% delle emissioni totali di biossido di zolfo in Italia. La circoscrivibilità delle sorgenti di emissione e l'imposizione dell'adozione di impianti di raccolta e depurazione dei fumi industriali (desolforatori), unitamente all'utilizzo di combustibili a basso tenore di zolfo, hanno consentito di ottenere nell'ultimo decennio una notevole riduzione delle emissioni di SO_2 nel nostro paese.

Altri composti dello zolfo di una certa rilevanza atmosferica sono i solfuri e in particolare l'H_2S (solfuro di idrogeno), un composto rilasciato naturalmente in grande quantità dall'attività microbica nei suoli e nelle acque, e in forma minore dalle discariche e dai processi di trattamento biologico dei fanghi di depurazione.

Gli *ossidi di azoto* (NO_x) sono gas prodotti sia dalla combustione di sostanze contenenti azoto che dall'ossidazione dell'azoto normalmente contenuto nell'aria durante i fenomeni di combustione. Ossidi di azoto possono essere prodotti naturalmente anche dalle scariche temporalesche e dall'attività microbica. Gli ossidi di azoto più importanti sono il monossido (NO) e il biossido (NO_2) di azoto, formatisi soprattutto nelle combustioni ad alta temperatura e in particolare nei motori degli autoveicoli e nelle combustioni industriali ad alta resa, come quelle delle centrali termoelettriche a metano.

Altri ossidi di una certa rilevanza sono l'ossido di diazoto (N_2O), un gas relativamente inerte ritenuto tra i responsabili dell'effetto serra e rilasciato dall'attività microbica nei suoli favorita dall'impiego massiccio di fertilizzanti, e il pentaossido di diazoto (N_2O_5) di origine sia biologica che secondaria, risultato delle complesse trasformazioni chimiche cui vanno incontro gli NO_x in atmosfera.

La maggior varietà delle sorgenti di emissione per questa classe di inquinanti, la crescita vertiginosa del numero degli autoveicoli in circolazione e l'impossibilità di intervenire variando la composizione del combustibile, hanno fatto sì che le emissioni totali di ossidi di azoto siano tuttora in forte aumento.

L'*ammoniaca* (NH_3) è un gas incolore e la sua principale fonte di emissione è costituita dalla decomposizione batterica della sostanza organica e dalle attività agricole e zootecniche. L'ammoniaca viene infatti rilasciata soprattutto dai concimi e dai liquami utilizzati come fertilizzanti, ma piccole quantità di questo inquinante possono derivare anche dalle attività industriali e dalle combustioni.

I *composti organici volatili* (COV) sono numerosi e difficili da identificare. Alcuni di essi sono prodotti naturalmente dagli organismi biologici, come i terpeni, idrocarburi volatili rilasciati dagli alberi negli ecosistemi forestali. Altri invece vengono emessi dal traffico veicolare e dall'attività antropica, quali l'evaporazione dei solventi, i tensioattivi e i biocidi usati in agricoltura. Questi ultimi assumono particolare interesse dal punto di vista forestale. Rilasciati infatti massicciamente dalle attività agricole mediante tecniche di spargimento a spruzzo o con velivoli, alcuni di questi composti possono essere trasportati per distanze notevoli nell'atmosfera prima di essere ridisposti in aree anche remote causando danni alla vegetazione naturale. I composti organici volatili sono oggetto di una trattazione più dettagliata in un apposito capitolo del presente volume al quale si rimanda per approfondimenti.

I *fluoruri* sono rilasciati nell'atmosfera prevalentemente dalle attività industriali (fornaci di laterizi e di ceramiche, vetrerie, acciaierie) sotto forma di gas acido fluoridrico (HF) o di particelle solide solubili (NaF) o insolubili (criolite). Fluoruri sono rilasciati

L'ozono e gli ossidanti fotochimici

L'ozono (O_3) è un gas azzurrognolo che viene continuamente formato e distrutto nell'atmosfera terrestre. È altamente reattivo – molto più dell'ossigeno molecolare – ed è un forte ossidante in grado di decomporre i composti organici e di reagire con gli organismi biologici e i materiali.
L'ozono svolge un ruolo ecologico molto diverso a seconda della sua collocazione entro l'atmosfera. La sua presenza nella stratosfera (in uno strato a circa 50 km di altezza) è benefica in quanto consente di proteggere gli organismi viventi presenti sulla superficie terrestre dall'azione delle pericolose radiazioni solari ultraviolette (responsabili tra l'altro del cancro dell'epidermide nell'uomo) grazie alla sua azione filtrante.
Nella troposfera (lo strato di atmosfera più vicino alla superficie terrestre, tra 0 e 10 km di altezza) l'ozono si comporta invece da pericoloso inquinante con effetti nocivi sulla salute umana, sulla vegetazione e sui materiali. Le attività antropiche hanno indirettamente intaccato il ciclo naturale di formazione e di distruzione dell'ozono con conseguenze ambientali di una certa rilevanza. Da un lato alcune attività hanno contribuito alla diminuzione dell'ozono stratosferico (l'impiego di freon e CFC negli spray e negli impianti di refrigerazione), dall'altro il traffico veicolare e le attività industriali hanno causato l'aumento costante dell'ozono troposferico. Sfortunatamente non esiste la possibilità di trasferire l'eccesso di ozono presente sulla superficie terrestre alla stratosfera.

La generazione di ozono in troposfera
Il livello naturale di ozono troposferico è piuttosto basso (circa 30 ppb), sostanzialmente dovuto a un leggero scambio con lo strato di ozono stratosferico. Tuttavia l'ozono in troposfera può essere prodotto attraverso una complessa serie di processi fotochimici (*figura 3.1*) che coinvolgono principalmente due classi di precursori: gli ossidi di azoto – emessi dal traffico veicolare e dalle combustioni in genere – e i composti organici volatili (COV) che possono essere sia di origine antropica che naturale: massicce quantità di terpeni e isoprene sono infatti rilasciate in continuazione dalla vegetazione forestale.
Gli ossidi di azoto, sotto l'influenza della radiazione solare, instaurano un ciclo fotolitico fotostazionario nel quale l'ozono viene sia generato che distrutto in continuazione (*figura 3.1*).
In condizioni normali tale ciclo implica le seguenti tre rapide reazioni:
(**1**) $NO_2 + h\nu \longrightarrow NO + O$
(**2**) $O + O_2 + M \rightarrow O_3 + M$
(**3**) $NO + O_3 \longrightarrow NO_2 + O_2$
dove hν rappresenta la radiazione solare ed M altre molecole presenti in atmosfera.
È interessante notare come l'ossidazione dell'NO a NO_2 consumi l'ozono prodotto (reazione 3), e questo spiega in parte l'apparente paradosso della presenza di più basse concentrazioni di ozono nelle aree urbane – interessate da forti emissioni di NO – rispetto a quanto osservato in aree rurali (prive di significative sorgenti di inquinanti) nelle quali l'NO_2 è trasportato sottovento e poi fotodissociato con conseguente formazione di ozono.
L'equilibrio dinamico raggiunto tra le varie specie chimiche coinvolte nel ciclo viene però turbato dalla presenza in atmosfera dei composti organici volatili e in particolare dai loro prodotti di degradazione ossidativa. L'ossidazione dei COV, a opera soprattutto del radicale $HO^{\cdot}$ e dell'ossigeno atmosferico, conduce infatti alla formazione di radicali perossido ($HOO^{\cdot}$) e alchilperossido ($ROO^{\cdot}$) che interferiscono con il ciclo fotolitico degli ossidi di azoto a livello della reazione (3), sostituita dalla ben più veloce reazione
(**4**) $NO + ROO\bullet\ (HOO^{\cdot}) \rightarrow RO^{\cdot}\ (HO^{\cdot}) + NO_2$
L'NO viene così ossidato competitivamente a NO_2 senza consumo di ozono e il ciclo di reazioni così ottenuto (reazioni 1, 2 e 4) porta alla generazione netta di ozono. Quest'ultimo, non trovando più NO con cui reagire, si accumula infine in troposfera.

(segue)

Fattori che influenzano la produzione di ozono. Evoluzione diurna e stagionale delle concentrazioni. La formazione di ozono in troposfera è strettamente dipendente, oltre che dalla presenza di precursori, dalle particolari condizioni meteorologiche. La persistenza di tempo anticiclonico, l'elevata temperatura, la bassa umidità relativa, la stabilità atmosferica e, soprattutto, l'elevato l'irraggiamento solare favoriscono una massiccia produzione fotochimica di ozono. I venti e le brezze contribuiscono poi a redistribuirlo a scala regionale fino a interessare anche aree remote quali quelle rurali e montane. Il trasporto dell'ozono e dei suoi precursori dalle aree fortemente antropizzate della pianura padana fino alle foreste dell'arco alpino a opera delle brezze estive è stato più volte evidenziato in studi condotti da italiani, svizzeri e austriaci, e il capitolo sul "caso Valtellina" (capitolo 4.13) ne è un esempio.
Durante il giorno la concentrazione dell'ozono segue generalmente un profilo a campana con un massimo nelle ore pomeridiane, in corrispondenza della massima attività fotochimica, e un minimo nelle ore notturne durante le quali l'ozono, non più prodotto, viene rapidamente distrutto per deposizione al suolo e per processi chimico-biologici (*figura 3.2 a* e *b*). A livello stagionale l'ozono presenta un massimo nelle stagioni primaverili e estive e un minimo d'inverno. Improvvisi aumenti delle concentrazioni di ozono si possono osservare anche in concomitanza a fenomeni di rimescolamento verticale dell'atmosfera causate da forti venti discendenti (quali il föhn) e da intrusioni di aria dalla stratosfera particolarmente frequenti nella stagione primaverile.

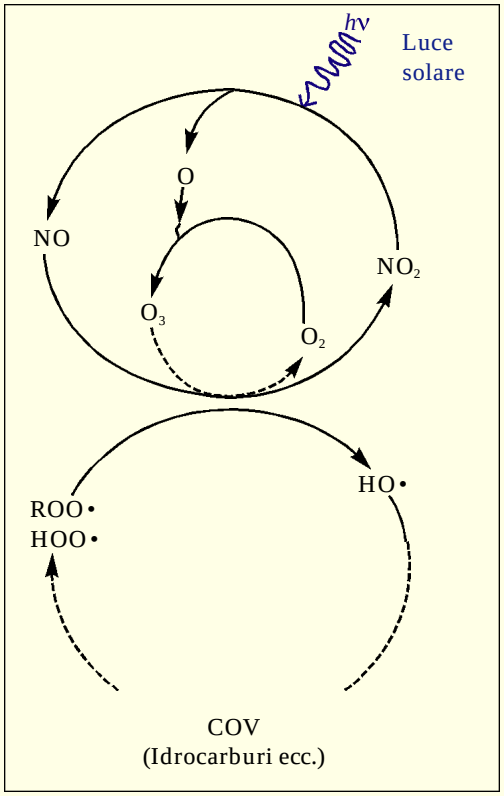
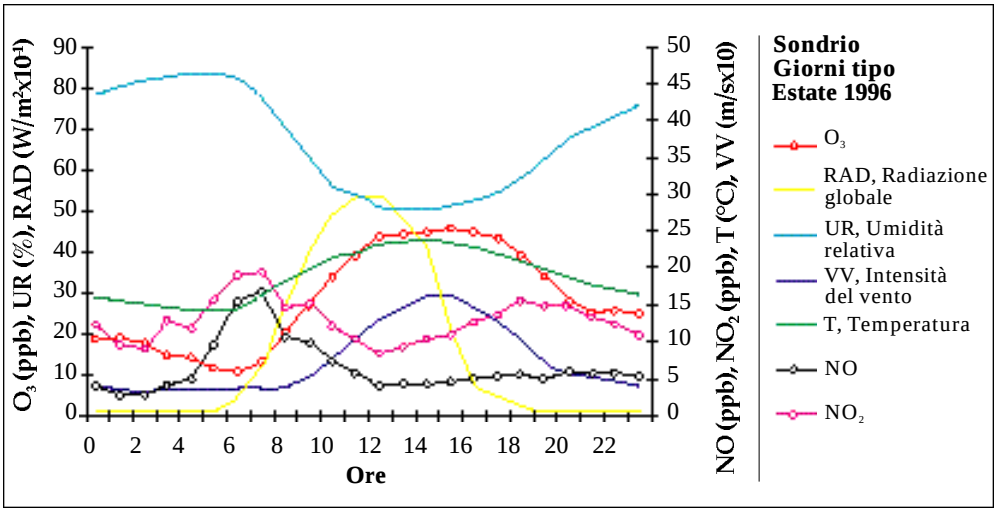
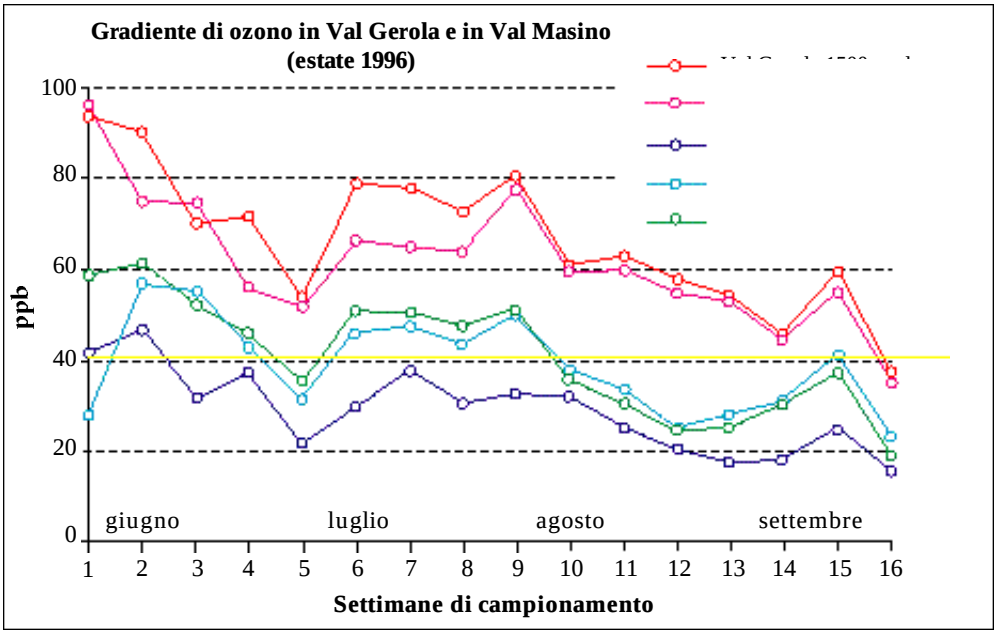


Figura 3.1 - *L'azione interferente degli inquinanti organici porta all'apertura del ciclo fotolitico degli ossidi di azoto e a un accumulo netto di O_3.*



(a) Evoluzione giornaliera tipo (i punti rappresentano concentrazioni medie orarie)



(b) Evoluzione stagionale (i punti rappresentano concentrazioni medie settimanali)

Figura 3.2 a e b - *Evoluzione giornaliera (a) e stagionale (b) dell'ozono. Come esempio si riportano i grafici relativi alle misure effettuate nell'estate 1996 nell'ambito del progetto di ricerca sul "Caso Valtellina".*

naturalmente anche dall'attività vulcanica. L'interesse forestale per questa classe di inquinanti è legato alla loro particolare fitotossicità, seconda per importanza solo a quella degli ossidanti fotochimici (vedi inquinanti secondari).

Le *polveri* presenti in atmosfera sono costituite da materiale solido organico o inorganico in sospensione. Una parte rilevante di esse ha origine naturale, dovuta al sollevamento di particelle minerali e organiche dai suoli a opera del vento e alle emissioni vulcaniche. Tuttavia una parte non trascurabile ha origine antropica, prevalentemente derivante dai processi industriali, dal traffico veicolare e dalle combustioni. Un aspetto importante delle polveri è legato alla presenza di metalli pesanti quali cadmio, cromo, manganese, nichel, piombo, rame e zinco dovuti principalmente ai processi industriali metallurgici e chimici.

Gli *inquinanti secondari* di interesse forestale sono principalmente gli acidi solforico e nitrico – ottenuti per ossidazione e dissoluzione degli ossidi di zolfo e di azoto – e soprattutto gli ossidanti fotochimici quali l'ozono (O_3), i radicali ossidrilici ($HO^{\bullet}$, $RO^{\bullet}$), perossilici ($HOO^{\bullet}$, $ROO^{\bullet}$), il PAN e i composti organici correlati quali le aldeidi e i chetoni. Gli ossidanti fotochimici vengono prodotti nell'atmosfera quando alcuni inquinanti primari, come i composti organici volatili, reagiscono con gli ossidi di azoto in presenza della radiazione solare. La loro formazione è un fenomeno tipicamente estivo e negli ultimi anni si sta assistendo a un loro preoccupante aumento, anche in relazione alla loro elevata fitotossicità.

3.1.1.3 Monitoraggio degli inquinanti atmosferici

Tecniche di monitoraggio e strumentazione. Il monitoraggio degli inquinanti convenzionali viene effettuato generalmente per mezzo di centraline di rilevamento fisse o con laboratori mobili per l'analisi della qualità dell'aria (*figura 3.3a* e *b*). Entrambi sono delle apparecchiature complesse e modulari dotate di strumentazioni analitiche automatiche in grado di effettuare con continuità misure diversificate delle diverse variabili ambientali (*tabella 3.3*). Ciascuna centralina, con qualche differenza, è dotata di sensori per la rilevazione dei parametri meteoclimatici (pressione atmosferica, temperatura e umidità dell'aria, intensità della radiazione solare, quantità delle precipitazioni, direzione di provenienza e intensità del vento) e di analizzatori per la rilevazione in continuo della concentrazione delle principali specie chimiche (ossido, biossido e ossidi totali di azoto, ozono, monossido di carbonio, biossido di zolfo, idrocarburi volatili non metanici, frazione respirabile del particolato aerodisperso). I valori restituiti per ciascuna grandezza sono medie orarie o semiorarie, sebbene le diverse misure vengano effettuate diverse volte al minuto. I dati, registrati automaticamente su supporto magnetico, vengono poi resi disponibili sotto forma tabulare in un formato informatico opportuno.

I sensori meteorologici sono montati su un *palo meteo* che può essere innalzato fino a un'altezza di 5 metri, mentre le sonde per il prelievo dei campioni d'aria sono posizionate sul tetto della centralina. La strumentazione analitica e i sistemi accessori per la raccolta e la memorizzazione dei dati sono invece alloggiati nel locale interno, mantenuto opportunamente climatizzato.

Le misure meteorologiche vengono effettuate con strumentazione classica accoppiata a sistemi elettronici di trasduzione del segnale: banderuola e anemometro a cappe accoppiati a un *encoder* per le misure di direzione di provenienza e intensità del vento, barometro aneroide accoppiato a una capacità variabile per le misure di pres-

sione atmosferica, conduttori a resistenza variabile (termistori) per le misure di temperatura, sensore igrometrico al cloruro di litio per le misure di umidità relativa, solarimetro a semiconduttori fotovoltaici per le misure della radiazione solare e, infine, pluviometro a bilancetta per la quantità della pioggia caduta.

Gli analizzatori in continuo rilevano le concentrazioni delle varie specie chimiche principalmente con metodi ottici e interferometrici: spettrofotometrici UV-VIS in assorbimento (O_3), fluorimetrici UV (SO_2), basati sulla chemiluminescenza di molecole eccitate elettronicamente (NO, NO_2 ed NO_x), interferometrici (CO) e ad assorbimento di radiazioni β (PTS). La sensibilità del monitoraggio si aggira mediamente attorno a 2 ppb, così come il limite di rilevabilità.

L'utilizzo dei laboratori mobili è subordinato alla presenza nel sito di indagine di ali-

Parametri ambientali	**Sigla**	**Unità di misura**	**Strumentazione analitica**
Parametri meteoclimatici			
Intensità del vento	VV	m / s	Anemometro a cappe
Direzione del vento	DV	gradi sessagesimali	Banderuola
Temperatura dell'aria	T	°C	Termoresistenza
Umidità relativa	UR	% saturazione	Igroresistenza al LiCl
Pressione atmosferica	P	mbar	Barometro aneroide
Radiazione solare	RAD	W / m^2	Piranometro fotovoltaico
Precipitazioni piovose	PREC	mm	Pluviometro a bilancetta
Parametri chimici			*Rilevatori a ...*
Ossido di azoto	NO	$\mu g / m^3$	Chemiluminescenza
Biossido di azoto	NO_2	$\mu g / m^3$	Chemiluminescenza
Ossidi di azoto	NO_X	$\mu g / m^3$	Chemiluminescenza
Ozono	O_3	$\mu g / m^3$	Assorbimento UV
Ossido di carbonio	CO	mg / m^3	Interferometria IR
Biossido di zolfo	SO_2	$\mu g / m^3$	Fluorescenza UV
Idrocarburi non metanici	NMHC	$\mu g / m^3$	Interferometro
Frazione respirabile φ<10 µ del particolato aerodisperso	PTS	$\mu g / m^3$	Assorbimento radiazione β

Tabella 3.3 - *Principali parametri ambientali rilevati in continuo dalle centraline automatiche e dai laboratori mobili, strumentazione analitica e unità di misura.*

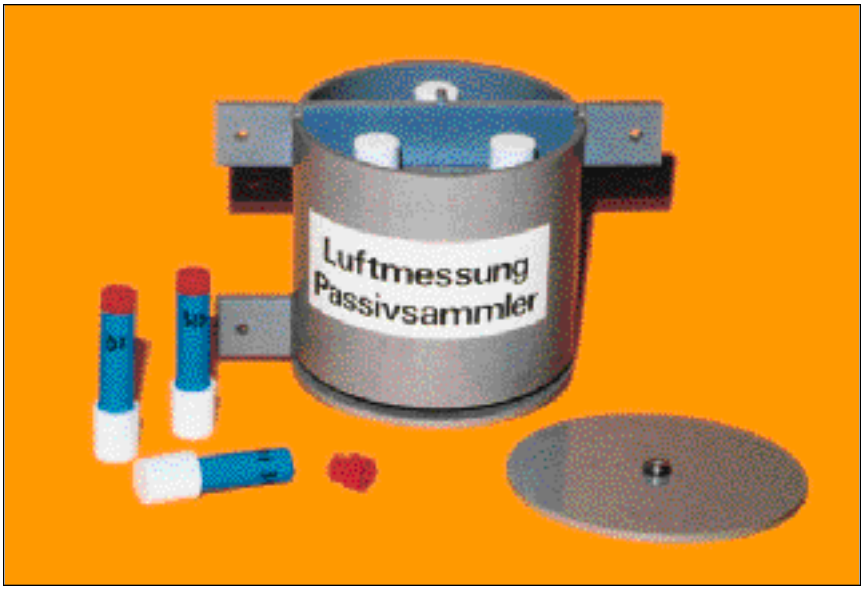
mentazione elettrica costante e stabile, pena la perdita delle misure e l'obbligo di reiterare la calibrazione della strumentazione alla riaccensione. È chiaro che se da una parte gli analizzatori in continuo permettono di rilevare meglio le dinamiche degli inquinanti nelle masse d'aria e di ricostruirne i cicli giornalieri e le relazioni con le variabili meteoclimatiche, dall'altra può risultare difficile una loro collocazione in ambienti montani o forestali, proprio per via della dipendenza dall'alimentazione elettrica.

(a)

(b)

Figura 3.3 a e b - *Laboratorio mobile per l'analisi della qualità dell'aria utilizzato nelle indagini in Val Gerola (a). Sotto, l'interno del mezzo dove è alloggiata la strumentazione (b).*

(a)



(b)

Figura 3.4 a e b - *Campionatori passivi di ozono* **(a)** *e loro utilizzo nelle rilevazioni sottochioma* **(b)**; **(a)** *sono riconoscibili tre dosimetri (uno dei quali senza tappino), e l'apposito contenitore dove se ne intravedono altri tre posti a triangolo e capovolti.* **(b)** *la localizzazione sottochioma dei campionatori passivi nelle indagini forestali.*

Per questi motivi nelle aree difficilmente accessibili è più agevole utilizzare campionatori passivi, più semplici ed economici, ma anche più imprecisi. I vantaggi dei campionatori passivi consistono essenzialmente nel non necessitare di alimentazione elettrica, nell'essere di poco ingombro e di facile utilizzo e nel non richiedere un assiduo controllo: vanno solo posizionati e poi rimossi.

Lo svantaggio principale è dovuto al fatto che questi forniscono solo un valore medio della concentrazione della specie chimica monitorata per un fissato periodo di esposizione (un valore medio settimanale, per esempio): valori di picco non possono essere rilevati e quindi non possono essere osservate le variazioni giornaliere e quelle dovute a condizioni meteoclimatiche mutevoli. Tuttavia può avere senso misurare l'esposizione media con i campionatori passivi per osservazioni di *trend* su lunghi periodi (evoluzione stagionale), per fare comparazioni fra differenti aree, per effettuare misure entro la chioma degli alberi, oppure per calcolare la dose media assorbita dagli organismi biologici e quindi permettere di correlare le dosi con gli effetti.

A titolo esemplificativo si illustrano i campionatori passivi dell'ozono usati nelle ricerche effettuate per il "caso Valtellina" (*figura 3.4 a* e *b*). Questi sono costituiti da tubetti di plastica di qualche centimetro di lunghezza (i dosimetri) contenenti una molecola chimica in grado di assorbire l'ozono (DPE, un piridil etilene).

Per ottenere delle misure statisticamente affidabili si utilizzano più dosimetri per ciascuna misura (generalmente 3) e questi vengono alloggiati, con l'apertura rivolta verso il basso, in uno speciale contenitore (*shelter*) progettato in modo da consentire la libera circolazione dell'aria e insieme limitare gli influssi meteorologici e gli effetti della luce sulla molecola rivelatrice. Eccezion fatta per i casi particolari, i campionatori vanno collocati a due-tre metri dal suolo in luoghi arieggiati e protetti, appesi a sostegni isolati, non a ridosso delle abitazioni.

Il campionamento ha inizio quando si rimuove il tappo posto a una delle due estremità del tubetto, permettendo così all'ozono di diffondere all'interno. Il tubetto viene richiuso alla fine del periodo di campionamento e conservato in frigorifero (a 4°C) e al riparo dalla luce fino all'analisi, che è bene venga effettuata entro due mesi dall'esposizione. Il tempo di esposizione dei campionatori può variare tra una e due settimane a seconda delle condizioni locali, ma una volta fissato deve essere mantenuto costante.

Unità di misura delle concentrazioni delle specie chimiche. Le concentrazioni degli inquinanti atmosferici vengono normalmente misurate in parti per bilione (miliardo) in volume (ppbV): una sostanza gassosa presenta una concentrazione di una parte per bilione quando se ne trova un millimetro cubo in un metro cubo di aria. Spesso però gli standard normativi e le soglie di fitotossicità sono espressi in microgrammi per metro cubo ($\mu g / m^3$): è la massa di ciascuna sostanza, in milionesimi di grammo, contenuta in un metro cubo d'aria.

Le misure espresse in ppbV sono preferibili perché permettono un immediato confronto fra diversi tipi di inquinanti, in quanto 1 ppbV di ossido di azoto contiene, per esempio, lo stesso numero di molecole di 1 ppbV di ozono o di biossido di azoto. La conversione da un'unità di misura all'altra dipende dal peso molecolare del gas, oltre che dalle condizioni di temperatura e di pressione atmosferica in cui si effettua la misura:

$$ppbV = \mu g\ m^{-3} \cdot \frac{V_0}{M} \cdot 10^3 \cdot \frac{T}{T_0} \cdot \frac{P_0}{P}$$

$$ppmV = \mu g\ m^{-3} \cdot \frac{V_0}{M} \cdot \frac{T}{T_0} \cdot \frac{P_0}{P}$$

dove V_0 è il volume molare di un gas ideale, pari a 22,4 10^{-3} m^3 mol^{-1} a temperatura e pressioni normali (T_0=273,15 K e P_0=1 atm o 1013 hPa o 1013 mbar), M è il peso molecolare del gas considerato, T e P sono la temperatura (espressa in Kelvin) e la pressione (in hPa) effettive in cui si opera la misura.

A condizioni standard (T = 25°C = 298,15 K ; P=1013 mbar)
1 ppbV di NO corrisponde a circa 1,34 µg / m^3
1 ppbV di NO_2 corrisponde a circa 2,05 µg / m^3
1 ppbV di SO_2 corrisponde a circa 2,86 µg / m^3
1 ppbV di O_3 corrisponde a circa 2,14 µg / m^3.

Elaborazione delle misure ed espressione sintetica dei risultati. Le concentrazioni di un inquinante in prossimità del suolo variano nel tempo come conseguenza della variabilità temporale dei fenomeni di emissione, trasformazione, trasporto e deposizione. Tale fenomeno avviene sia per gli ossidi di zolfo e di azoto che per l'ozono, ma quest'ultimo mostra una variabilità maggiore, a causa della relazione tra i fenomeni fotochimici che lo producono, dell'intensità della radiazione solare, della possibilità di improvvise intrusioni di ozono stratosferico e delle condizioni aerodinamiche locali, come movimenti convettivi e strati di inversione. Infatti la concentrazione di ozono misurata dagli strumenti a registrazione continua mostra variazioni periodiche con numerose frequenze, limitate solo dalla costante intrinseca di tempo dello strumento di misura: in prossimità di strade e di impianti termoelettrici sono state osservate oscillazioni del 50% nella concentrazione di ozono con periodi variabili da pochi secondi a qualche minuto. Queste oscillazioni sono legate alla distruzione locale di ozono che reagisce chimicamente con gli ossidi di azoto appena prodotti. In aree rurali e forestali le oscillazioni veloci della concentrazione dell'ozono hanno un'importanza limitata e si portano nell'ordine dei minuti e delle ore, oltre alle variazioni giornaliere e stagionali legate alla variazione della luce solare.

La valutazione delle oscillazioni veloci nell'inquinamento atmosferico ha notevole importanza nella stima della capacità disperdente dell'atmosfera, della deposizione secca e nello studio delle intrusioni dell'ozono stratosferico; tuttavia nel monitoraggio della qualità dell'aria i valori medi orari sono sufficienti per la maggior parte delle necessità.

Poiché il livello di molti inquinanti, e in particolare dell'ozono, mostra una periodicità diurna, la media giornaliera non è sufficiente a descrivere la distribuzione diurna della concentrazione e viene affiancata da misure dell'escursione verso valori elevati come la massima media oraria per ciascun giorno, la deviazione standard o il numero di ore in cui viene superato un determinato valore.

Nel considerare il ciclo annuale degli inquinanti, la concentrazione media mensile viene affiancata alla massima media giornaliera e oraria dello stesso mese. Le medie orarie e giornaliere possono essere inoltre usate per costruire distribuzioni di frequenza che permettono di valutare la dispersione dei valori di concentrazione rispetto alla media. Se la distribuzione di frequenza viene riportata in forma cumulata viene a coincidere con la valutazione del numero di ore o di giorni in cui un singolo valore soglia viene superato.

Gli indici statistici fin qui elencati si prestano bene a descrivere distribuzioni di frequenza che si avvicinano alla distribuzione normale, simmetrica e con eventi via via più rari quanto più differenti dalla media. Tuttavia le distribuzioni di frequenza delle concentrazioni di inquinanti non sono mai simmetriche, ma anzi sono limitate dallo zero verso i bassi livelli (dal momento che le concentrazioni negative non hanno significato fisico), mentre si possono avere saltuariamente valori molto elevati. Questi ultimi, pur avendo poco significato nel descrivere globalmente la distribuzione (*outlayers*), vengono a influire notevolmente sulla determinazione della media e del suo massimo. Per ovviare a questo inconveniente vengono quindi utilizzate delle statistiche di posizione, in particolare la mediana (o 50° percentile) e il 98° percentile. La mediana è, a rigore, il valore centrale della distribuzione ordinata; in altre parole è quel valore che viene superato dal 50% delle misure e quindi la probabilità che una misura scelta a caso sia superiore o inferiore alla mediana. È quindi un indice di posizione centrale, come la media, ma a differenza di questa non viene trascinata verso valori alti dalla presenza di singoli dati particolarmente elevati (*outlayers*). Allo stesso modo il 98° percentile è quel valore che viene superato dal 2% dei dati (le misure) della distribuzione: sostituisce il massimo quando si desidera scartare quei dati che si discostano notevolmente dalla distribuzione globale. Si noti, comunque, che nella distribuzione annuale delle medie orarie il 2% dei dati corrisponde a più di 80 campioni.

Nell'utilizzare gli indici di posizione, o percentili, è importante ricordare che questi non godono delle proprietà degli indici parametrici di posizione. Per esempio, la media annuale delle medie orarie si può ottenere dalla media delle 12 medie mensili delle medie orarie (ponderando sul differente numero dei giorni per ogni mese) e allo stesso modo la massima media oraria nell'arco dell'anno corrisponde al massimo tra le massime medie orarie all'interno di ciascun mese. Invece la mediana annuale delle medie orarie non può essere calcolata dalle singole mediane mensili, e così il 98° percentile su base annua non si può ricavare da quelli mensili.

Si può ricordare inoltre che esistono modelli matematici che permettono di stimare una delle espressioni sintetiche della concentrazione a partire dalle altre.

In definitiva, le espressioni sintetiche più usate per esprimere la concentrazione delle specie inquinanti in atmosfera sono la media oraria e la massima media oraria per lo studio dell'evoluzione diurna e delle esposizioni acute, e la media su periodi più lunghi (settimanali, mensili o annuali) per l'evoluzione stagionale e le esposizioni croniche.

Nel caso dell'ozono, a causa delle forti variazioni orarie e stagionali della sua concentrazione, viene utilizzata anche una media annuale calcolata solo sui valori estivi misurati tra le ore 9 e le 16 solari. Esse vengono comunque affiancate dalle altre misure, a seconda delle necessità di ciascun particolare studio.

Criteri normativi. Le concentrazioni massime degli inquinanti nell'aria sono regolamentate per legge. Il DPR 24 maggio 1988, dando attuazione alle direttive CEE 80/779, 82/884, 84/360 e 85/203, detta norme per la tutela della qualità dell'aria ai fini della protezione della salute e dell'ambiente su tutto il territorio nazionale e fissa valori limite e valori guida per gli inquinanti dell'aria nell'ambiente esterno e i relativi metodi di campionamento, di analisi e di valutazione.

I **valori limite** sono concentrazioni massime accettabili e limiti di esposizione agli inquinanti a tutela soprattutto della salute umana. Il controllo è affidato alle regioni che hanno l'obbligo di predisporre appositi piani di risanamento per il miglioramento progressivo della qualità dell'aria qualora si abbia il superamento di tali limiti.

I **valori guida** sono invece limiti massimi delle concentrazioni destinati alla prevenzione a lungo termine della salute, alla protezione dell'ambiente e alla costituzione di parametri di riferimento per l'istituzione di zone specifiche di protezione ambientale per le quali sia necessaria una particolare tutela della qualità dell'aria. I valori guida sono più restrittivi dei valori limite e rappresentano i limiti di esposizione cronica, cui bisognerà in futuro adeguarsi, ritenuti effettivamente tollerabili per la salute umana e la salvaguardia dell'ambiente secondo le indicazioni dell'Organizzazione Mondiale della Sanità.

Infine il DM 12 novembre 1992 fissa i livelli di attenzione e di allarme per le concentrazioni di inquinanti in ambiente urbano e stabilisce precisi provvedimenti di informazione della popolazione e misure coercitive in caso di superamento di tali soglie. I limiti di legge stabiliti dai decreti succitati e dalle successive modificazioni sono illustrati nella *tabella 3.4.*

Inquinante	Livello di allarme	Livello di attenzione	Valore limite di accettabilità	Valore guida
SO_2	massima media giornaliera 250 µg/m³	massima media giornaliera 125 µg/m³	98° percentile delle medie giornaliere 250 µg/m³ mediana delle medie giornaliere invernali (†) 130 µg/m³ mediana delle medie giornaliere annuali (‡) 80 µg/m³	massima media giornaliera da 100 a 150 µg/m³ media annuale (‡) da 40 a 60 µ/m³
NO_2	massima media oraria 400 µg/m³	massima media oraria 200 µg/m³	98° percentile delle medie orarie (‡) 200 µg/m³	98° percentile delle medie orarie (‡) 135 µg/m³ mediana delle medie orarie (‡) 50 µg/m³

(segue)

Inquinante	Livello di allarme	Livello di attenzione	Valore limite di accettabilità	Valore guida
O_3	massima media oraria [1] 360 µg / m³	massima media oraria [1] 180 µg / m³		a) per la protezione degli individui [2] media su 8 ore [°]: 110 µg / m³ b) per la protezione della vegetazione [3] media oraria: 200 µg / m³ mediagiornaliera: 65 µg / m³
CO	massima media oraria 30 mg / m³		massima media oraria 40 mg / m³ massima media sulle 8 ore 10 mg / m³	
PTS	massima media giornaliera 180 µg / m³		95° percentile delle medie giornaliera [‡] 300 µg / m³ media annuale delle medie giornaliere [‡] 150 µg / m³	media giornaliera da 100 a 150 µg / m³ media annuale delle medie giornaliere [‡] da 40 a 60 µg / m³
Fluoro			media giornaliera 20 µg / m³ media mensile delle medie giornaliere 10 µg / m³	
NMHC			media su 3 ore consecutive [§] 200 µg / m³ di carbonio	

Note

Le concentrazioni sono espresse in µg / m³. Il volume deve essere riferito alle condizioni standard di temperatura e pressione: T=293 K e P=101,3 kPa.

(1) DM 15 aprile 1994.
(2) Da non superarsi per più di tre giorni consecutivi.
(3) DM 16 maggio 1996.
(°) Media su otto ore di tipo mobile senza sovrapposizione: è calcolata tre volte al giorno sulla base degli otto valori orari tra le ore 0-9, 8-17, 16-1 e 12-21.
(†) Rilevate durante il periodo di riferimento 1 ottobre - 31 marzo.
(‡) Rilevate durante il periodo di riferimento 1 aprile - 31 marzo.
(§) Rilevate in un periodo stabilito dalle competenti autorità regionali nelle zone in cui si siano avuti superamenti significativi dello standard di qualità dell'aria per l'ozono.

Tabella 3.4 - *Valori limite, valori guida, soglie di attenzione e di allarme determinati dal DPCM 28/3/83, dal DPR 203/88 e successive modificazioni.*

Ai fini della protezione dell'ambiente i livelli massimi da considerare come riferimento sono dunque i valori guida. Tuttavia i limiti fissati per legge sono ancora più attenti alla salute umana di quanto non lo siano per l'ambiente. Quali siano poi effettivamente le concentrazioni al di sotto delle quali si può escludere una pericolosità per le foreste (livelli critici) è ancora oggi oggetto di ricerca scientifica. I limiti che vengono considerati compatibili con la salute delle essenze forestali, tenendo conto anche dei sinergismi tra i diversi inquinanti, sono normalmente più restrittivi di quelli imposti dalla legislazione vigente. A titolo del tutto esemplificativo, nell'ambito della Convenzione Europea sul Trasporto Transfrontaliero degli Inquinanti, sono stati considerati valori critici per gli effetti a lungo termine sugli ecosistemi le concentrazioni di circa 31 $\mu g / m^3$ per l'SO_2 (media annua), 54 $\mu g / m^3$ per l'O_3 (media estiva della fascia oraria 9-16), e 31 $\mu g / m^3$ per l'NO_2 (media annua) in presenza degli altri due inquinanti (CEC, 1989).

Per quanto riguarda l'ozono, questo è stato fatto oggetto di due recenti specifiche direttive comunitarie, la 92/72 del 21/9/92 e la 96/62 del 27/9/96 nelle quali, per la prima volta, compaiono soglie per la protezione della vegetazione a breve (200 $\mu g / m^3$ in 1 ora) e lungo termine (65 $\mu g / m^3$ al giorno), soglie che sono state recepite anche dalla normativa italiana con il decreto del Ministero dell'Ambiente in data 16/5/96.

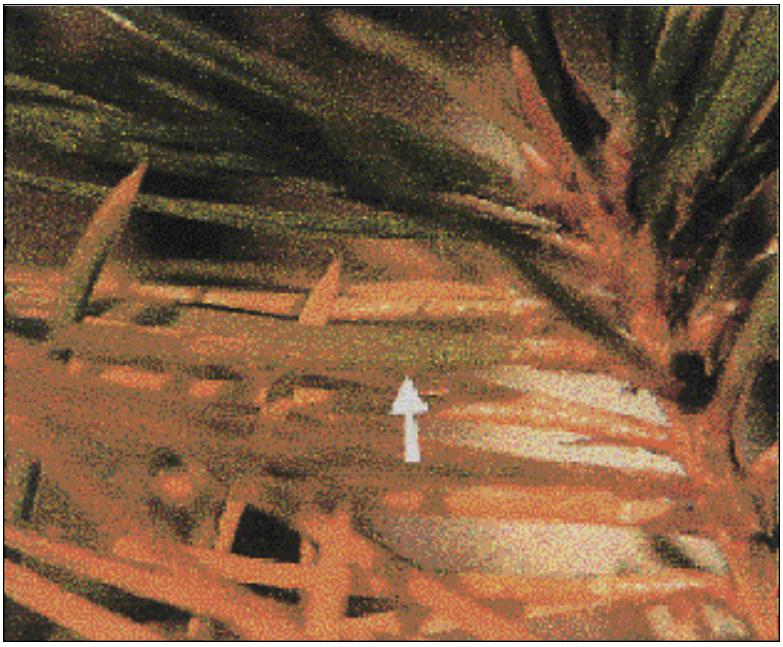
3.1.1.4 Effetti degli inquinanti atmosferici sulla vegetazione

Le piante sono generalmente più sensibili agli inquinanti atmosferici di quanto non lo siano l'uomo e gli animali. Le foglie, infatti, hanno un elevato rapporto superficie/volume e i relativi scambi gassosi possono essere 50-100 volte superiori rispetto a quelli degli animali.

Gli effetti negativi degli inquinanti sulla vegetazione possono avvenire anche in assenza di manifestazioni sintomatiche macroscopiche, quali lesioni fogliari o altro, ma semplicemente come riduzione della crescita e diminuzione del raccolto in conseguenza a danni di tipo metabolico (danni fisiologici o danni invisibili quali la riduzione della fotosintesi ecc.).

Qualora venga espresso un danno visibile, questo si manifesta generalmente a carico della chioma e delle strutture fogliari. A livello della chioma la sintomatologia può comprendere la progressiva defogliazione (diradamenti), la fogliazione tardiva, la forte produzione di gemme florali anziché vegetative, l'alterazione della ramificazione con disseccamenti di branche e asimmetrie, la riduzione dello sviluppo radicale.

A livello fogliare si possono avere alterazioni strutturali, arricciamenti o accartocciamenti, cambiamenti di colore, lesioni necrotiche e clorosi (*figura 3.5*). Le lesioni necrotiche si localizzano di solito sulla pagina superiore delle foglie e sono costituite da macchie o ticchiolature generalmente di colore bruno. Sono un sintomo molto comune, indicatore di danno acuto, dovute al collasso delle cellule a palizzata del mesofillo fogliare con fuoriuscita massiccia di liquido cellulare e di fenoli (responsabili della colorazione scura). Si possono avere anche punteggiature bianche, nere, rosse o violacee nel caso in cui si abbia il danneggiamento di un numero inferiore di cellule. La clorosi è la perdita della normale colorazione verde delle foglie a seguito della distruzione o della ridotta produzione di clorofilla. È riscontrata frequentemente in esposizioni croniche agli inquinanti su lunghi periodi e conduce spesso a una caduta precoce delle foglie (filloptosi).



(a)

(b)

Figura 3.5 a e b - *Fotografia di foglia di pino (*Pinus *sp.) e di faggio (*Fagus sylvatica*) (Fonte: Hartman, Nienhaus e Butin, 1991).*

Alcune specie mostrano una spiccata sensibilità nei confronti di un determinato inquinante per il quale evidenziano sintomi molto specifici, e per questo motivo vengono usate come specie bioindicatrici. È il caso per esempio del tabacco (*cultivar* Bel-W3), la cui estensione delle lesioni necrotiche è stata riconosciuta essere direttamente proporzionale ai livelli di ozono nell'ambiente.

Nell'ultimo secolo si è cercato di porre in relazione le dosi di esposizione dei vari inquinanti (considerati singolarmente o in miscela) e le relative risposte vegetazionali, nonché i meccanismi di tossicità delle varie sostanze e di difesa da parte delle piante.

Sebbene i risultati di laboratorio abbiano permesso un significativo avanzamento delle conoscenze in questo settore, gli studi sul campo sono tuttora problematici perché diventa difficile discriminare tra i danni causati dall'azione di un particolare inquinante su una specie forestale e l'azione sinergica effettuata dalla presenza di altri inquinanti e da altre condizioni di stress ambientale quali l'azione dei parassiti, degli agenti climatici, il dilavamento dei nutrienti, le deposizioni azotate o altro. Per di più, l'identificazione in campo degli agenti causali su base sintomatologica è complicata dal fatto che diversi agenti conducono spesso all'espressione degli stessi sintomi. Inoltre l'impatto ambientale di un inquinante può essere anche di tipo indiretto, come l'acidificazione delle precipitazioni e del terreno, l'alterazione del ciclo dei nutrienti e la mobilitazione di metalli tossici nel suolo.

Gli inquinanti atmosferici conosciuti per la loro particolare azione fitotossica sono l'SO_2, l'NO_2, i fluoruri e soprattutto l'ozono e il PAN. Questi si depositano sulle piante per via secca o umida e attraverso le aperture stomatiche penetrano all'interno della foglia dove esplicano la loro azione tossica, ma possono arrivare anche alle radici attraverso il suolo. L'azione fitotossica dipende ovviamente dalla sensibilità delle varie specie e varietà, e nell'ambito di una pianta può agire su organi bersaglio differenti (*tabella 3.5*).

Diversi altri fattori influenzano la tossicità di un inquinante atmosferico: innanzitutto la concentrazione dell'inquinante nell'aria e il tempo di esposizione (che costituiscono la dose, definita come prodotto concentrazione x tempo); poi la modalità stessa dell'esposizione legata alle variazioni cicliche che l'inquinante può avere, alle condizioni climatiche e allo stato fisiologico della pianta (e fra tutte l'apertura degli stomi). Per esempio: un inquinante che si presenti a elevate concentrazioni la sera, quando gli stomi delle foglie vengono mantenuti aperti per i necessari scambi gassosi, espone le piante a un potenziamento della dose reale assorbita proprio nel momento in cui sono più vulnerabili. Al contrario, di giorno, in condizioni di stress idrico o in presenza di forti venti gli stomi vengono mantenuti chiusi per limitare eccessive perdite idriche, e questo limita l'assorbimento degli inquinanti anche qualora si presentassero a livelli molto critici. Elevata illuminazione, temperatura elevata, buona dotazione idrica del terreno e umidità relativa alta sono tutte condizioni che determinano l'apertura degli stomi e aggravano la severità dei danni. Un fattore di influenza importante, infine, è costituito dallo stato nutrizionale e fitosanitario della pianta.

Il *biossido di zolfo* causa sulle foglie danni acuti sotto forma di necrosi localizzate agli spazi internervali, di colore scuro, che rapidamente collassano conducendo al disseccamento. Le necrosi sono prevalentemente a carico delle foglie giovani al termine della loro espansione e si localizzano all'apice e al centro della foglia. La clorosi fogliare costituisce il sintomo tipico di danno cronico da SO_2. La foglia assume un colore gial-

Inquinante	Principali sintomi fogliari	Altri sintomi	Tipo di foglie maggiormente colpite	Esposizioni di soglia		Specie sensibili
				ppm	ore	
SO_2	necrosi internervali (maculatura bianca, clorosi)	arresto della crescita abscissione anticipata, cali di produzione	media età	0,70 0,18	1 8	betulla, olmo, noce, larice, abete rosso, pruno, melo, orzo, grano, avena, cotone, erba medica, lattuga
NO_2	necrosi internervali (maculatura bruna)	riduzione della crescita	media età	2,5	4	lattuga, fagiolo, elianto, girasole, azalea, tabacco
HF	necrosi marginali apicali, disseccamenti	nanismo, abscissione anticipata, cali di produzione	mature	< 100 µg F / g peso secco, nei tessuti		abete bianco, larice, pino strobo e silvestre, albicocco, vite, mais, tulipano, gladiolo
O_3	necrosi puntiformi (macchie marrone rossastro sulla pagina superiore, imbianchimento)	arresto della crescita, abscissione anticipata, invecchiamento	media età in espansione	0,03	4	abete bianco, pino silvestre, noce, melo, vite, tabacco, erba medica, orzo, avena, fagiolo, spinacio, trifoglio, pomodoro, cipolla, mais
PAN	argentatura, bronzatura (sulla pagina inferiore)	clorosi, riduzione della crescita	giovani	0,01	6	fagiolo, avena, pomodoro, lattuga, petunia
NH_3	necrosi internervali		media età	0,10	2	betulla, salice bianco, sambuco, fagiolo, pisello

(segue)

Inquinante	Principali sintomi fogliari	Altri sintomi	Tipo di foglie maggiormente colpite	Esposizioni di soglia		Specie sensibili
				ppm	ore	
Cl_2 e HCl	necrosi internervali (clorosi a macchie, imbianchimento, disseccamento marginale)	abscissione prematura	mature	0,10	2	quercia, abete bianco, pesco, ravanello, erba medica, grano saraceno, mais, tabacco
idrocarburi insaturi (etilene)	clorosi, distrofia, abscissione	caduta dei fiori, aborto delle gemme da fiore, arresto della crescita	tutte	0,05	6	pesco, cetriolo, cotone, pomodoro, azalea, garofano, orchidea
metalli pesanti	clorosi		tutte			

Tabella 3.5 - *Schema riepilogativo dei principali effetti sulla vegetazione degli inquinanti atmosferici fitotossici.*

lastro generalizzato oppure compaiono aree decolorate di aspetto biancastro. Il danno cronico può essere reversibile per le foglie giovani, mentre quelle vecchie subiscono in genere senescenza prematura e vengono eliminate. In seguito alla diminuzione della fotosintesi, dovuta ai danni sviluppatisi a livello dei cloroplasti, si osservano rallentamenti nello sviluppo che influiscono sull'aspetto generale della pianta e cali di resa nelle produzioni agricole.

Dei due *ossidi di azoto* il più fitotossico è l'NO_2, in relazione alla sua maggiore solubilità in acqua: le piante infatti assorbono l'NO_2 a un ritmo 12 volte superiore a quello dell'NO. Nelle zone rurali raramente vengono superati i livelli di esposizione critica, proposti intorno ai 15 ppb di NO_2 come concentrazione media oraria su base annua, oltre i quali insorgono danni alle specie vegetali più sensibili. I problemi talora si pongono nelle aree urbane fortemente antropizzate.

La comparsa di sintomi acuti è piuttosto rara, essendo necessarie concentrazioni dell'ordine dei 1000 ppb. La valutazione dei danni di tipo cronico è invece difficilissima perché questi sono assolutamente aspecifici: ritardi di sviluppo, riduzione della biomassa e modeste clorosi sono i sintomi più frequenti.

Gli ossidi di azoto, per converso, danno luogo a forti effetti sinergici in presenza di altri inquinanti (per esempio con l'SO_2 e l'O_3).

I *fluoruri* gassosi (HF, SF_4, H_2SiF_6) sono conosciuti per la loro estrema fitotossicità, stimata almeno 100 volte più elevata di quella della SO_2. Sono tipici veleni cumulativi e danno luogo ad azione graduale con l'espressione di sintomi cronici. Effetti acuti si possono verificare in casi rarissimi e a concentrazioni eccezionali. L'accumulo pro-

gressivo di fluoruri nei tessuti fogliari conduce a clorosi e a necrosi, di norma limitate all'apice e ai margini, che interessano anche le nervature. Una sottile, ma ben definita, linea rossastra separa i tessuti necrotici da quelli adiacenti sani. Le aree necrotiche possono separarsi lungo questa linea e cadere. Gli alberi da frutto sono particolarmente sensibili alla presenza di fluoruri nell'aria. Livelli atmosferici di un paio di $\mu g\ F/m^3$ possono non causare sintomi fogliari, ma provocare la "sutura morbida" nei frutti (una prematura maturazione limitata a un'area ristretta del frutto nella porzione distale) con evidenti riflessi sul piano economico. Il bioaccumulo di fluoruri nei tessuti vegetali può costituire infine un serio problema per le conseguenze che comporta sugli animali erbivori e sull'uomo.

L'*ozono* è attualmente ritenuto il contaminante atmosferico fitotossico più pericoloso in Europa e in Nord America, con una concentrazione al suolo in costante aumento, mediamente 2-3 volte più elevata di quella del secolo scorso. Le ragioni della particolare tossicità di questo inquinante risiedono nelle sue caratteristiche chimiche: innanzitutto è un forte ossidante (+2,07 V di potenziale redox), ha un alto coefficiente di diffusione che lo porta a penetrare facilmente nelle foglie e, infine, ha un'elevata solubilità in acqua (dieci volte superiore a quella dell'ossigeno) e quindi nei liquidi cellulari.

È in grado di interagire con un numero elevato di sistemi biologicie determina la distruzione ossidativa delle biomolecole per reazione diretta o mediante la formazione di radicali liberi. Perossidazione dei lipidi, alterazione della permeabilità delle membrane cellulari e subcellulari, perdita di funzionalità degli enzimi, danneggiamento dei cloroplasti e riduzione della fotosintesi sono le conseguenze più comuni, e costituiscono una seria perturbazione del normale metabolismo vegetale.

Il quadro sintomatologico è molto vario e spesso aspecifico. Alla difficoltà di diagnosi contribuisce inoltre il fatto che spesso l'O_3 è accompagnato dalla presenza di altri ossidanti fotochimici con i quali instaura forti sinergie.

Le piante colpite evidenziano sintomi di danno acuto costituiti da allessamenti, lesioni necrotiche puntiformi di colore chiaro, e talora bruno, interessanti principalmente le foglie giovani che hanno appena completato la fase di espansione, a cominciare dall'apice. Nelle conifere questi sintomi si presentano soprattutto negli aghi semimaturi, in forma di bande trasversali variamente distribuite.

Sintomi di danno cronico possono essere cambiamenti di colore (le foglie assumono estensivamente un colore violaceo o marrone), clorosi (molto spesso è l'unico sintomo manifestato dalla pianta), senescenza prematura e caduta anticipata delle foglie.

A livello fisiologico è riscontrata una riduzione generalizzata della crescita e della produzione determinata dalla riduzione della fotosintesi e dalla variazione nella distribuzione degli assimilati. A bassi livelli di ozono, infatti, una grande quantità di assimilati viene collocata nelle foglie e nel fusto a spese delle radici e della chioma. Nelle colture perenni l'alterazione della distribuzione riduce notevolmente l'energia di riserva disponibile nelle radici, da cui ne conseguono effetti sulla sopravvivenza invernale e sulla ripresa vegetativa in primavera quando l'energia di riserva diventa particolarmente importante. L'inquinamento da ozono può infine influenzare indirettamente la produttività attraverso un decremento della resistenza della pianta agli stress ambientali.

L'azione nociva dell'ozono sulla vegetazione si esplica quando l'esposizione ("do-

se") supera una certa "soglia", detta anche livello critico. Si parla di livello critico a breve termine come valore di soglia al di sopra del quale si manifestano danni fogliari visibili alle piante più sensibili e di livello critico a lungo termine per un valore soglia oltre il quale si verificano cali di resa alle colture più sensibili.

Correntemente si utilizza il valore di AOT40 (Average Over the Threshold of 40 ppb O_3), un indice di esposizione cumulativa espresso come somma delle eccedenze di concentrazioni medie orarie di O_3 oltre il valore di 40 ppb in un determinato intervallo di tempo. Gli AOT40 proposti per le colture agrarie e seminaturali vanno dai 700 ppb·ora di O_3 calcolato sui tre giorni precedenti l'apparizione del danno fogliare (livello critico a breve termine) ai 5300 ppb·ora di ozono determinato sulle sole ore diurne nei tre mesi della stagione vegetativa (livello critico a lungo termine). Per le foreste e la vegetazione naturale viene proposto un unico livello critico, provvisoriamente fissato a 10.000 ppb·ora di ozono, il cui calcolo è esteso a tutte le ore del periodo vegetativo di sei mesi (*tabella 3.6*).

	Val Gerola		**Val Masino**
Località	**larice**	**Alpe Culino**	**Bagni**
	(1300 m slm)	(1500 m slm)	(1200 m slm)
AOT40 *(ppb·ora)*	60.060	81.768	16.426

Tabella 3.6 - *Esempio di indici di esposizione all'ozono calcolati per la vegetazione di alcune stazioni valtellinesi nell'estate 1996.*

$$AOT40 = \sum_{[O_3]_i > 40\ ppb} ([O_3]_i - 40)$$

Il recente rapporto dell'ICP-Forest ("Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe", ICP-Forest e UN-ECE 1997) introduce infine misure di AOT30 e AOT60 e mostra in particolare come quest'ultimo sia generalmente ben correlato con il danno fogliare rilevato in specie arboree forestali (*figura 3.6*).

Il *PAN* (perossiacetilnitrato) è un potente ossidante che accompagna spesso l'ozono, gli ossidi di azoto e gli idrocarburi nello smog fotochimico. Sebbene sia fortemente fitotossico la sua presenza non desta attualmente preoccupazione per i bassi livelli che raggiunge generalmente in atmosfere non urbane.

Nella maggior parte dei casi l'esposizione acuta al PAN provoca l'argentatura, la specchiatura ed eventualmente la bronzatura della pagina inferiore delle foglie (a differenza di quanto avviene per l'O_3 che agisce sia sulla superficie inferiore che su quella superiore delle foglie). Poiché le cellule più colpite sono quelle in rapido accrescimento, i sintomi si localizzano all'apice delle foglie più giovani, al centro di quelle intermedie e alla base di quelle più vecchie.

A concentrazioni molto basse l'unico sintomo visibile è una semplice clorosi; esposizioni prolungate portano a prematura senescenza e alla filloptosi anticipata.

Dal punto di vista fisiologico il PAN interferisce con la fotosintesi a livello della fissazione della CO_2 e inibisce alcuni enzimi essenziali per la sintesi e la degradazione dei costituenti della parete cellulare.

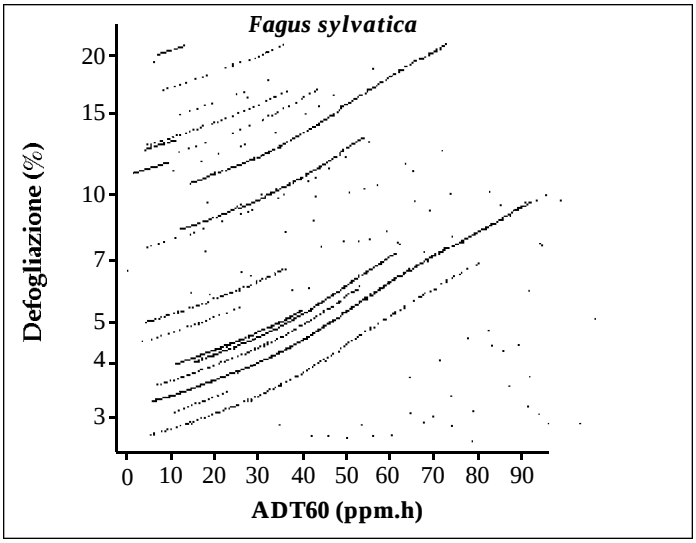


Figura 3.6 - *Danno su foglie di faggio esposte all'azione dell'ozono; il grafico mostra la correlazione esistente tra l'estensione del danno e l'indice di esposizione all'ozono (AOT60) (Fonte: UN-ECE "Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe", 1997).*

L'ozono e le foreste montane

La presenza di elevate concentrazioni di ozono in aree lontane da possibili sorgenti di precursori e prive di emissioni antropogeniche significative, come i boschi montani, è un fatto ormai accertato e confermato da recenti campagne di misurazione condotte in diverse zone alpine (vedi il capitolo su "Il caso Valtellina").

Le concentrazioni di ozono rilevate sono spesso al di sopra dei livelli in grado di causare un danno diretto e visibile, e sono in grado di determinare profonde modificazioni nel metabolismo delle piante con ripercussioni sulla produttività e sulla stabilità di ecosistemi naturali. Diversi studi individuano infatti nell'ozono un fattore responsabile del deperimento forestale, noto come danno di nuovo tipo, anche se il fenomeno appare complesso per l'effetto sinergico che possono avere sugli ecosistemi forestali altri fattori di stress ambientale.

La carenza di informazione sui livelli di ozono e di fotossidanti e la loro complessa correlazione con i danni rilevati sulla vegetazione hanno portato a un aumento della richiesta di un loro più preciso monitoraggio, soprattutto nei Paesi del Mediterraneo e nelle regioni alpine.

Nei siti montani, a causa della complessa circolazione atmosferica nelle valli e sui pendii, è necessario disporre di un'elevata densità di dati sugli inquinanti atmosferici, spesso non facilmente ottenibile per difficoltà pratiche legate all'orografia, alle avverse condizioni meteoclimatiche e a problemi di installazione, alimentazione e gestione delle stazioni di monitoraggio.

La concentrazione di ozono naturale dipende dalla quota, e questo è particolarmente evidente nelle località montane dove si possono avere fenomeni di trasporto, accumulo,

(segue)

stratificazioni e processi di scambio di masse d'aria fra la bassa troposfera, la troposfera libera e la stratosfera. L'aumento della concentrazione di ozono al crescere dell'altitudine è in accordo con l'incremento dell'incidenza del deperimento forestale osservato nelle fasce altimetriche superiori.
È interessante segnalare inoltre che per uno stesso sito le concentrazioni di ozono variano anche lungo l'altezza dell'albero. Infatti, misurazioni effettuate alla sommità della chioma sono risultate superiori a quelle rilevate ai piedi dell'albero, e questo è consistente con la localizzazione della maggior parte del danno nella parte superiore della chioma.
Per una migliore comprensione del fenomeno è necessario quindi intensificare gli studi, attraverso la messa a punto sistemi di monitoraggio efficaci, di semplice gestione e interdisciplinari, in grado di rilevare i parametri fisici, chimici e biologici essenziali per la valutazione dei cambiamenti di vitalità della foresta a vari livelli di organizzazione (individuo, popolazione, ecosistema) e dei fattori che la influenzano.

Le indagini sugli effetti fitotossici dei particolati e delle *polveri* sono piuttosto rare, anche in relazione all'inevitabile eterogeneità delle loro caratteristiche chimiche. L'inquinamento da polveri è di tipo cronico e le foglie finiscono spesso per essere colpite da croste più o meno compatte. Le interferenze che ne derivano a livello metabolico sono paragonabili a quelle causate dalla presenza di fumaggini di natura crittogamica. L'ostruzione parziale o totale delle aperture stomatiche, con conseguenti riduzioni negli scambi gassosi, e l'inevitabile schermatura della radiazione solare, costituiscono la causa principale delle riduzioni di produttività osservate. Quando poi le particelle sono costituite da materiali solubili sono possibili anche effetti caustici a carico della cuticola e dell'epidermide, oppure la penetrazione per via stomatica di soluzioni tossiche.

La presenza nelle polveri di metalli pesanti costituisce poi un tema ecotossicologico di grande rilievo che è stato trattato dettagliatamente nel Capitolo 3.3 al quale si rimanda per approfondimenti.

Bibliografia

Ballarin Denti, A. (a cura di) 1997. L'inquinamento da ozono. Diagnosi e terapie per lo smog del Duemila, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano.

Guderian, R. (ed.) 1985. Air Pollution by photochemical oxidants, Springer-Verlag, Berlino.

Lefohn, A. (ed.) 1994. Surface ozone. *Atmospheric Environment*, 28 (1), 1-173.

Lorenzini, G. 1983. Le piante e l'inquinamento dell'aria, Edagricole.

Marchetti, R. (a cura di) 1993. Ecologia Applicata, Città Studi, Milano.

Maugeri, M. (a cura di) 1995. Atti della giornata di studio "Ozono e foto ossidanti in aree pedemontane, prealpine e alpine", Saronno, 27 giugno.

Progetto MEMOSA 1993. Rilevamento e simulazione del comportamento di sostanze inquinanti aeriformi in ambiente alpino.In: Provincia Autonoma di Trento, Settore Foreste e Ambiente (1993). "Relazione sullo stato di deperimento del bosco".

Provincia di Milano - USSL 75/III. Studi per la valutazione della qualità dell'aria nella provincia di Milano. Quaderni di aggiornamento (1993, 1995, 1997).

Regione autonoma Friuli-Venezia Giulia, Direzione regionale delle foreste e dei parchi 1993. La qualità dell'aria e delle deposizioni atmosferiche sulle foreste del Friuli-Venezia Giulia nel 1992. A cura di R. Mosello.

Rindone, B. 1996. Chimica dell'Ambiente. Città Studi, Milano.

Smith, W. 1991. Air Pollution and Forests, Springer-Verlag, New York.

UN-ECE 1990. Convention on long-range transboundary air pollution - Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNEP, Global monitoring system.

3.1.2 Inquinanti organici - *Renzo Bagnati, Marco Natangelo* e *Silvia Mangiapan*

Introduzione

L'uso del carbone, del petrolio e dei loro derivati come fonte energetica è un processo considerato tra i maggiori responsabili dell'inquinamento atmosferico. Le sostanze inquinanti generate dalla combustione di queste materie prime sono prevalentemente di tipo inorganico e vengono indicate come responsabili dell'effetto serra (anidride carbonica), delle piogge acide (anidride solforosa, ossidi di azoto) e dei fenomeni acuti di inquinamento urbano (ossido di carbonio, ossidi di azoto e, indirettamente, ozono). Accanto a questo tipo di inquinamento, su cui molto è stato scritto e si scrive, ne esistono però altri tipi, dovuti sia a queste stesse fonti che ad altre fonti legate all'industria chimica e all'agricoltura, come l'inquinamento da metalli pesanti o da sostanze organiche. In questo capitolo parleremo principalmente di quest'ultimo gruppo di sostanze.

L'inquinamento prodotto dal rilascio di sostanze organiche industriali e pesticidi nell'atmosfera viene stimato, su scala mondiale, nell'ordine dei milioni di tonnellate ogni anno (Simonich e Hites, 1995b). Queste sostanze, prodotte principalmente in luoghi densamente popolati, si diffondono poi in tutte le aree del globo, seguendo i movimenti delle correnti d'aria e delle perturbazioni. Inquinanti organici sono stati trovati anche in Antartide e in altre zone forestali dove non esistono fonti dirette di emissione.

A seconda delle proprietà chimiche delle diverse sostanze (in particolare la loro volatilità), esse possono trovarsi nell'aria sotto forma di vapore oppure legate al particolato atmosferico. La distribuzione tra queste due fasi è però molto variabile (anche per una stessa sostanza) e dipende da numerosi fattori come la temperatura, l'umidità, il tipo e la quantità di particolato atmosferico.

Diversi studi sono stati fatti per perfezionare i metodi di misura di questi inquinanti nell'aria e per cercare di capire il loro destino ambientale, sia nell'atmosfera che in altri compartimenti, come l'acqua, i sedimenti, i suoli e la vegetazione. È chiaro comunque che luoghi più vicini a zone industriali o ad aree urbane densa-

mente popolate sono maggiormente esposti a questo tipo di inquinamento (Calamari *et al.*, 1995).

Per quanto riguarda le zone forestali, l'inquinamento dell'aria, sia da sostanze organiche che inorganiche, viene indicato da molti Autori come uno dei maggiori responsabili del deperimento della vegetazione osservato negli ultimi decenni in Europa e negli Stati Uniti.

Nei prossimi paragrafi prenderemo in esame i principali inquinanti organici che sono stati trovati nell'aria di zone forestali, per descriverne la provenienza, il destino ambientale e i possibili effetti sull'ambiente (in particolare sui vegetali). Gli inquinanti verranno raggruppati secondo le loro caratteristiche chimiche o le loro fonti nelle seguenti classi: composti alifatici, idrocarburi volatili clorurati, benzene e alchilbenzeni, clorobenzeni e clorofenoli, nitrofenoli, idrocarburi policiclici aromatici, policlorobifenili e pesticidi organoclorurati.

Composti alifatici

In questo paragrafo verranno considerati unicamente composti alifatici che non contengono cloro o altri alogeni. Per alcuni di questi composti la definizione di contaminanti può non essere corretta, poiché la loro origine è legata sia a sorgenti naturali che antropogeniche.

I principali composti alifatici che verranno qui considerati sono: gli alcani, le aldeidi, i chetoni, gli esteri e il perossiacetil nitrato (PAN, *figura 3.7*).

Le sorgenti di emissione di tali composti, oltre a quelle naturali, sono numerose: dall'uso di solventi industriali e domestici agli scarichi degli autoveicoli (questi ultimi in particolare per gli alcani). Diversi solventi industriali sono esteri di acidi carbossilici

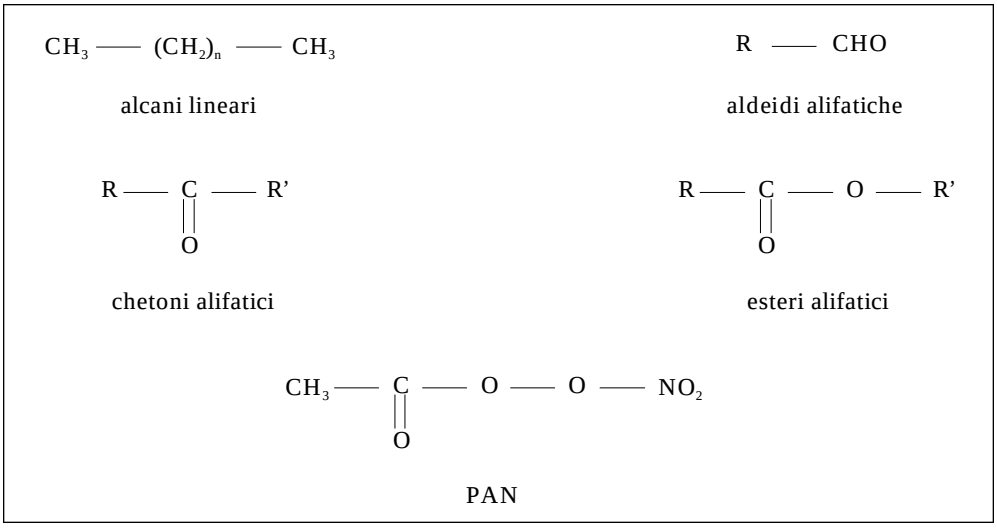


Figura 3.7 - *Strutture generali di alcuni composti alifatici e del perossiacetilnitrato (PAN). R ed R' sono gruppi alchilici lineari o ramificati contenenti da 1 a circa 20 atomi di carbonio.*

alifatici (acetati di etile, butile e isobutile). Altri composti come le aldeidi e i chetoni possono formarsi attraverso reazioni fotochimiche in atmosfera a partire da composti organici naturali o no; la loro origine è quindi difficile da valutare. In generale, per tutti i composti alifatici, è comunque difficile quantificare i contributi derivanti da sorgenti naturali o antropogeniche.

Diversi studi sono stati intrapresi al fine della caratterizzazione qualitativa e quantitativa dei composti organici presenti nell'aria delle foreste. La conoscenza di questa composizione permette infatti di stimare il contributo relativo dei composti organici presenti *in situ* alla formazione di ozono e altri foto-ossidanti nell'aria delle foreste e di evidenziare la presenza di composti fitotossici, da correlare con il danno al patrimonio forestale.

Reischl e collaboratori (Reischl *et al*., 1989) hanno identificato numerosi composti alifatici nell'aria di un sito forestale della Germania (Fichtelgebirge). In tale sito sono stati identificati alcani costituiti da 10 fino a 32 atomi di carbonio, oltre ad altri numerosi composti di origine naturale (terpenoidi, alcooli alifatici, acidi grassi). Gli Autori riportano anche la presenza di diverse aldeidi (n-nonanale, n-dodecanale, n-esadecanale) senza però riportare dati riguardo alle concentrazioni. Helmig e collaboratori (Helmig *et al*., 1989) hanno identificato le sostanze organiche volatili nell'atmosfera di una foresta di abeti rossi fortemente danneggiata, situata in Westfalia. I composti alifatici erano una delle classi predominanti nei campioni, con serie di alcani costituiti da 4 a 16 atomi di carbonio. Le aldeidi, i chetoni e gli esteri costituivano le classi meno abbondanti e tra di esse sono stati identificati il dodecanale, il nonanale, l'esanale, il decanale, l'acetone (un comune solvente) e altri chetoni simili, gli acetati di metile, etile, butile e isobutile. Cecinato e collaboratori (Cecinato *et al*., 1994) hanno sottolineato come il pentano e l'esano siano composti inquinanti ubiquitari, ritrovati sia in località urbane che forestali, e che composti ossigenati quali l'acetone e l'acido acetico sono presenti in tutti i siti studiati (urbani, rurali e forestali) a livelli elevati ($\mu g / m^3$). Gli stessi Autori hanno rilevato, però, che i composti più abbondanti da essi trovati nell'aria di siti forestali, erano composti di origine naturale (terpeni). Altri Autori (Juttner, 1988) hanno quantificato diversi composti alifatici presenti nell'aria di alcuni siti forestali della regione meridionale della Foresta Nera, dei quali sono state studiate anche le concentrazioni in funzione delle condizioni meteorologiche e della distanza dal suolo (analisi del gradiente). I livelli degli alcani (dal nonano all'esadecano) erano compresi tra 7 e 1291 ng / m^3, mentre concentrazioni meno elevate si erano osservate per due esteri (acetati di butile e isobutile), presenti a livelli di 2-452 ng / m^3. Le misure effettuate per l'analisi del gradiente non hanno rivelato variazioni nei livelli di questi contaminanti in funzione dell'altezza, mentre si è osservata una forte diminuzione delle concentrazioni in presenza di vento.

Un caso particolare è rappresentato dal PAN che, insieme all'ozono, è il principale componente dello smog fotochimico. Questo tipo di smog si genera da una serie di reazioni in atmosfera, catalizzate dalla radiazione solare, tra composti organici volatili (sia antropogenici che naturali) e ossidi di azoto. Il PAN non ha altre sorgenti conosciute di emissione e rappresenta quindi un indicatore di inquinamento di origine fotochimica. Ulteriore interesse per questo composto è giustificato dalla sua tossicità (mutageno, possibile agente del tumore della pelle, irritante per gli occhi) e dalla sua fitotossicità.

Pochi sono i lavori che riportano misurazioni del PAN in località forestali. I livelli erano compresi tra 13 e 22 ppb (come valori massimi) nell'aria di un sito della California del sud, nel periodo 1989-1991, valori del tutto comparabili con quelli riscontrati in siti urbani della stessa regione (Grosjean *et al.*, 1993; Williams e Grosjean, 1991). Altri Autori (Renner *et al.*, 1993) riportano invece valori molto inferiori (0,025-0,3 ppb) per un sito della Westfalia; questi livelli sono però relativi a un periodo di misura molto limitato (4 giorni).

Idrocarburi volatili clorurati

Gli idrocarburi volatili clorurati costituiscono una classe di contaminanti organici di sicura origine antropogenica, infatti non si conoscono fonti naturali per questi composti. I principali componenti di questa classe sono i clorofluorocarburi (CFC) e i solventi clorurati (*tabella 3.7*).

I CFC sono molecole semplici, derivate dal metano o dall'etano per sostituzione parziale o totale degli atomi di idrogeno con atomi di fluoro e cloro.

Formula	Nomi comuni
$CFCl_3$	triclorofluorometano, CFC-11
CCl_2FCClF_2	1,1,2-tricloro-1,2,2-trifluoroetano, CFC-113
CCl_2F_2	diclorodifluorometano, CFC-12

Tabella 3.7 - *Principali clorofluorocarburi (CFC).*

Queste molecole hanno numerose applicazioni come fluidi refrigeranti, data la loro non infiammabilità e la stabilità termica e chimica. La loro tossicità trascurabile per l'uomo ne ha favorito anche l'uso come propellenti per le comuni bombolette spray e come solventi per la pulizia di metalli e componenti elettronici. Nel 1991 ne è stata stimata una produzione globale annua di 1 milione di tonnellate (World Health Organization, 1991a).

È ben noto il loro potenziale distruttivo per la fascia di ozono stratosferico, per questa ragione la quantità prodotta negli anni futuri sarà drasticamente diminuita fino alla messa al bando totale, a partire dall'anno 2000, per diversi membri di questa classe. (World Health Organization, 1991). Esistono delle stime riguardo alle quantità di alcuni clorofluorocarburi rilasciati nell'aria, in seguito a perdite dai sistemi refrigeranti e alle emissioni dirette dei propellenti. Le quantità si aggirano intorno alle 650.000 tonnellate solo per il CFC-11 nel 1985 (World Health Organization, 1990).

La loro pericolosità per gli ambienti forestali è principalmente di tipo indiretto, poiché, come già detto, contribuiscono alla distruzione dell'ozono stratosferico e quindi all'aumento delle radiazioni UV che filtrano verso il suolo e che possono poi provocare la formazione di smog fotochimico.

L'altra classe di sostanze alogenate è costituita dai solventi clorurati, cioè da quegli idrocarburi clorurati a basso peso molecolare, costituiti da 1 o 2 atomi di carbonio (*tabella 3.8*).

Formula	Nomi comuni
CH_2Cl_2	diclorometano, cloruro di metilene
$CHCl_3$	cloroformio, triclorometano
CCl_4	tetracloruro di carbonio, tetraclorometano
CH_2ClCH_2Cl	1,2 dicloroetano, dicloroetilene, DCE
CCl_3CH_3	1,1,1-tricloroetano, metilcloroformio
$CHCl_2CHCl_2$	1,1,2,2-tetracloroetano
CHCl=CHCl	1,2-dicloroetilene, 1,2-dicloroetene
CCl_2=CHCl	tricloroetilene, TCE, tricloroetene
$CCl_2=CCl_2$	tetracloroetilene, percloroetilene, tetracloroetene

Tabella 3.8 - *Principali solventi clorurati.*

In questa categoria si riuniscono numerose sostanze il cui principale impiego è come solvente in applicazioni quali le diluizioni delle vernici e degli adesivi, i lavaggi a secco dei tessuti, lo sgrassaggio di parti metalliche e le estrazioni di componenti dei cibi. Alcuni di questi composti sono utilizzati anche come intermedi di produzione nell'industria petrolchimica.

Nel 1982 è stata stimata una produzione globale annua di circa 5 milioni di tonnellate per la somma dei principali solventi clorurati; le quantità rilasciate nell'ambiente, venivano stimate attorno ai 2,8 milioni di tonnellate / anno su scala globale. Le perdite dagli impianti di produzione erano considerate le principali sorgenti emissive per questi composti (World Health Organization, 1985).

I solventi clorurati hanno tossicità elevate per gli animali: molti sono mutageni e alcuni di essi, come il cloroformio e il tetracloruro di carbonio, sono stati riconosciuti come possibili cancerogeni per l'uomo (IARC, 1987).

Alcuni solventi clorurati, oltre ai CFC, sono caratterizzati da un'alta persistenza nell'atmosfera e da un alto potenziale distruttivo per la fascia di ozono stratosferico; per questa ragione, il tetracloruro di carbonio è stato incluso nella lista dei composti alogenati volatili messi al bando a partire dall'anno 2000, mentre per il metilcloroformio il divieto partirà dal 2005 (World Health Organization, 1991a).

CFC e solventi alogenati sono stati trovati nell'aria di un sito forestale in Germania (Helmig, 1989). Le analisi effettuate hanno mostrato che questi composti, insieme ad altri contaminanti (alchilbenzeni, composti alifatici), rappresentavano le classi predominanti identificate nei campioni.

In un altro studio i livelli nell'aria di siti forestali per diversi idrocarburi volatili clorurati presentavano variazioni temporali caratteristiche per ciascun tipo di composto considerato (Frank *et al.*, 1991). Per il tetracloruro di carbonio e il cloroformio le concentrazioni si mantenevano costanti nel tempo (circa 1 $\mu g / m^3$ e 0,1-0,2 $\mu g / m^3$ rispettivamente), indicando come questi due inquinanti provenissero da fonti remote e costanti e che i livelli riscontrati negli ecosistemi forestali erano da considerarsi dei valori di fondo. Gli andamenti temporali di altri inquinanti, quali i CFC, i cloroeteni e il

metilcloroformio, mostravano invece fluttuazioni marcate e di breve periodo. Le concentrazioni di tali composti (0,75-10 µg / m^3 per i CFC-11, CFC-12 e CFC-113; 1-2 µg / m^3 per il metilcloroformio, 0,1-2 µg / m^3 per i cloroeteni) erano quindi influenzate dall'attività di sorgenti emissive poste a breve distanza dai siti studiati.

I solventi clorurati dispersi nell'aria posseggono un'elevata tendenza a concentrarsi nelle parti lipofile delle piante, come gli strati cerosi epicuticolari degli aghi delle conifere. Elevati livelli di clorometani, cloroetani e cloroeteni sono stati infatti ritrovati in aghi di abete rosso (Sinkkonen *et al.*, 1995a), provenienti da alberi cresciuti nelle vicinanze di un impianto di riciclaggio dei metalli. Le concentrazioni misurate di diclorometano e tetracloroetene raggiungevano rispettivamente 20 e 0,5 µg / g.

Un importante prodotto di fotodecomposizione atmosferica di tre clorocarburi (tetracloroetene, tricloroetene, 1,1,1-tricloroetano) è l'acido tricloroacetico (TCA), un composto fitotossico (è stato usato fino agli anni Sessanta come erbicida). Per questa ragione è stata studiata la sua presenza nel fogliame di piante forestali danneggiate (Frank *et al.*, 1990).

Benzene e alchilbenzeni

Il benzene rappresenta il più semplice composto organico aromatico e un importante componente dell'inquinamento atmosferico. Viene utilizzato come componente delle benzine e negli USA è uno dei principali composti chimici prodotti (più di 5 milioni di tonnellate nel 1981). Il benzene è anche emesso in piccola parte da sorgenti naturali, quali i processi naturali di combustione. Nel passato è stato anche utilizzato come solvente in numerose applicazioni, ma attualmente questo uso è in continua diminuzione, perché si cerca di sostituirlo con solventi meno tossici (World Health Organization, 1993). Infatti il benzene è stato riconosciuto come sicuro cancerogeno per l'uomo e in particolare la sua esposizione rappresenta una causa di insorgenza della leucemia.

Gli alchilbenzeni sono derivati del benzene (tra cui il toluene, gli xileni e l'etilbenzene) che trovano svariati impieghi in campo industriale e agricolo, principalmente come solventi (per esempio in pitture, inchiostri, adesivi) e come componenti delle benzine. Nel 1988 la IARC (Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro) ha stimato che circa 12 milioni di tonnellate di toluene, xileni e di alchilbenzeni superiori sono stati emessi da fonti quali le perdite delle raffinerie, l'evaporazione delle benzine e del gasolio e le emissioni autoveicolari.

Le strutture del benzene e di alcuni semplici alchilbenzeni sono riportate in *figura 3.8*.

La presenza di alte concentrazioni di benzene nell'aria urbana rappresenta un gravoso problema di sanità pubblica da risolvere cercando di limitare l'impatto delle principali sorgenti di emissione, come gli scarichi degli autoveicoli. Il benzene è presente anche nell'aria di zone rurali e forestali (Helmig *et al.*, 1989; Cecinato *et al.*, 1994), ma le sue concentrazioni sono sicuramente minori rispetto a quelle riscontrate nelle aree densamente popolate (1,5 µg / m^3) (Shah e Singh, 1988).

Diversi Autori hanno identificato alchilbenzeni nell'aria di siti forestali: Cecinato e collaboratori (Cecinato *et al.*, 1994) hanno ritrovato tracce di toluene nell'aria in un sito tedesco (Storkow). Questo composto è stato identificato anche da altri Autori (Helmig *et al.*, 1989), insieme ad altri alchilbenzeni (xileni, etilbenzene, propilbenzene, 3 / 4-etiltoluene, mesitilene, più altri aromatici con sostituenti alchilici a 4,

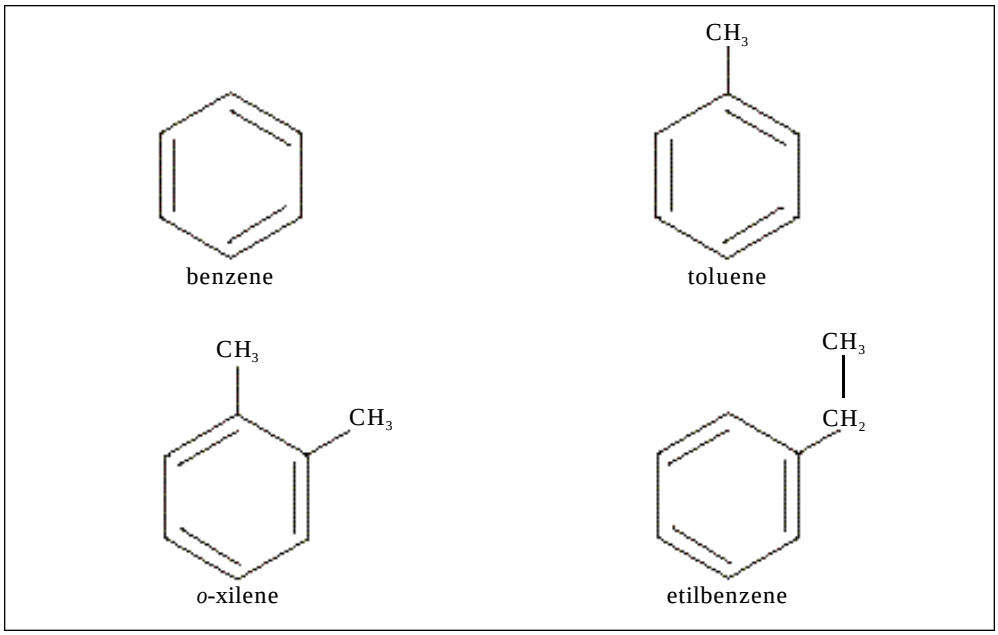


Figura 3.8 - *Strutture chimiche del benzene e di alcuni alchilbenzeni semplici.*

5, 6 o 7 atomi di carbonio). Anche Reischl e collaboratori (Reischl e*t al.*, 1989) riportano la presenza, a livello qualitativo, di diversi composti aromatici quali etildimetilbenzene, tetrametilbenzene, metilpropilbenzene, più un alchilbenzene di origine naturale (cimolo).

In *tabella 3.9* vengono riportate invece le concentrazioni riscontrate nell'aria di un sito nella regione meridionale della Foresta Nera.

toluene	79-5628
p-xilene	26-551
m-xilene	66-1180
o-xilene	62-1133
etilbenzene	45-1393
propilbenzene	6-302
mesitilene	7-70
3/4-etiltoluene	35-469

Tabella 3.9 - *Concentrazioni (ng/m³) di alcuni alchilbenzeni nell'aria di un sito della Foresta Ne - ra (Germania), Juttner, 1988.*

I livelli di questi contaminanti variavano in funzione delle condizioni metereologiche, in particolare mostravano un abbattimento delle concentrazioni in presenza di venti sostenuti.

Clorobenzeni e clorofenoli

Clorobenzeni e clorofenoli sono due importanti classi di microcontaminanti organici ritrovati nell'aria urbana e non. I clorobenzeni sono sostanze aromatiche derivate dal benzene, dove gli atomi di idrogeno sono sostituiti con 1-6 atomi di cloro (*figura 3.9*). A questo gruppo di sostanze appartiene anche l'esaclorobenzene (HCB), che però verrà trattato nel paragrafo dei pesticidi organoclorurati, come viene fatto in molti degli studi che lo riguardano.

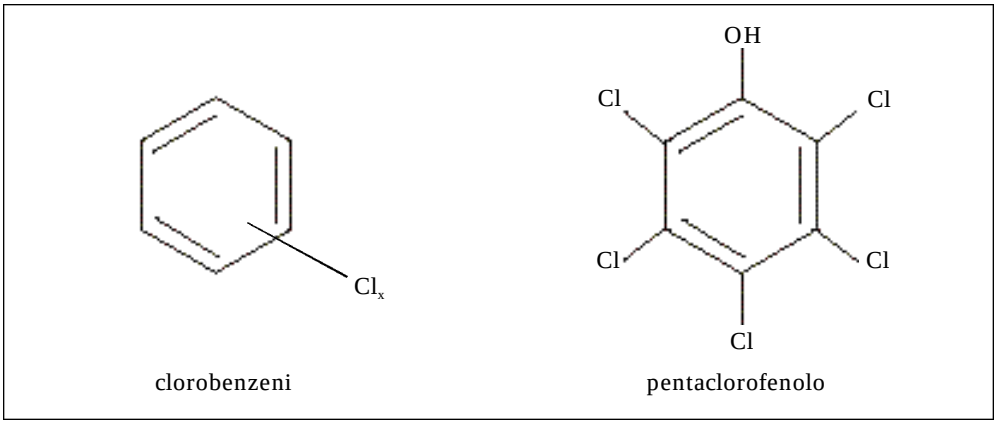


Figura 3.9 - *Strutture chimiche dei clorobenzeni e del pentaclorofenolo (x=1-6).*

I clorobenzeni non hanno sorgenti naturali, ma sono prodotti industrialmente come intermedi nella sintesi di erbicidi e defoglianti o come fluidi in isolanti elettrici. Questi composti sono inoltre emessi in tracce nell'atmosfera da diverse sorgenti di combustione, come gli inceneritori di rifiuti municipali e le stufe a legna (World Health Organization, 1991b). L'emissione complessiva nell'ambiente è principalmente dovuta alle perdite durante i processi produttivi e alla natura dispersiva di alcuni dei loro usi (il *para*-diclorobenzene è usato in alcuni deodoranti per interni e come antitarme per il vestiario).

I clorofenoli sono derivati del fenolo per graduale sostituzione degli atomi di idrogeno con 1-5 atomi di cloro. Il clorofenolo di maggiore importanza è il pentaclorofenolo (PCP, *figura 3.9*) che, insieme al suo sale sodico, è utilizzato come alghicida, battericida, fungicida, erbicida, insetticida e molluschicida sia a livello industriale e agricolo che domestico. Il PCP è comunemente utilizzato come preservativo del legno (sin dagli anni Trenta) attraverso varie formulazioni di vernici protettive. La sua diffusione e la sua relativa alta volatilità hanno generato una diffusa contaminazione ambientale da parte di questo composto (World Health Organization, 1987).

I livelli medi di diversi clorobenzeni (dai mono- ai tri-cloro) nell'aria di siti urbani sono nel campo delle decine di μg / m³ (World Health Organization, 1991b). Diversi clorobenzeni, come il monoclorobenzene, l'1,2,3-triclorobenzene e il *para*-diclorobenzene, sono stati identificati nell'aria di siti forestali (Helmig *et al.*, 1989), analogamente ad altri composti persistenti organoclorurati. La determinazione delle concentrazioni di questi composti nelle foglie è stata utilizzata per monitorare l'impatto di una sorgente inquinante puntiforme in una regione contaminata della Slovenia (Jan *et al.*, 1994). Poiché i clorobenzeni posseggono una pronunciata tendenza ad accumularsi nello strato lipidico esterno degli aghi delle conifere, queste piante possono essere utilizzate come bioindicatori della presenza nell'ambiente di questi inquinanti.

La contaminazione diffusa da parte del PCP è stata evidenziata quantificando la sua presenza nell'aria di un sito remoto montano posto a 5200 metri di quota (Cautreels *et al.*, 1977), rilevando concentrazioni comprese tra 0,25 e 0,93 ng / m³. Le foglie delle piante (in particolare gli aghi delle conifere) sono state utilizzate come "campionatori passivi" dell'aria ambiente, per evidenziare, analogamente ai clorobenzeni, l'ubiquitaria presenza del PCP e risalire alle sue concentrazioni in atmosfera (Thompson e Treble, 1995). Jensen e collaboratori (Jensen *et al.*, 1992) hanno utilizzato gli aghi di conifere nello studio degli andamenti temporali e geografici della contaminazione ambientale da parte di diversi composti organoalogenati, tra i quali il PCP. Considerando campioni vegetali cresciuti in aree rurali di svariate regioni europee, gli Autori hanno evidenziato un'area di elevata contaminazione da PCP in Svezia, dove però questo composto è stato bandito da più di 15 anni. Lo studio mette in risalto come il trasporto atmosferico di contaminanti organici quali il PCP possa avvenire anche su distanze di livello continentale.

Nitrofenoli

I nitrofenoli rappresentano una classe di inquinanti su cui l'attenzione dei ricercatori si è concentrata negli ultimi anni, in seguito al loro rilevamento nell'atmosfera e alla loro tossicità per le piante.

Alcuni dei composti più importanti, dal punto di vista ambientale, appartenenti a questa classe sono indicati in *figura 3.10*.

I nitrofenoli sono caratterizzati da una moderata acidità, che aumenta con il numero dei gruppi nitro presenti sulla molecola, e generalmente da un basso coefficiente di ripartizione tra fase gassosa e fase acquosa (la costante di Henry), che li porta quindi a concentrarsi negli aerosol, nelle nebbie, nelle nubi e nelle gocce di pioggia (Rippen *et al.*, 1987; Leuenberger *et al.*, 1985). Attraverso questa via essi entrano facilmente in contatto con i vegetali e vengono assorbiti direttamente dalle foglie (Hinkel *et al.*, 1989; Rippen *et al.*, 1987) dove esercitano un'azione tossica come disaccoppianti della fosforilazione ossidativa. Il 2,4-dinitro-*o*-cresolo, per queste sue proprietà, è stato usato come erbicida per oltre 50 anni.

La capacità di diffondere attraverso la cuticola vegetale è stata studiata per questa classe di composti (Shea *et al.*, 1983; Schafer e Schönherr, 1985) in sistemi sperimentali acqua-cuticola, calcolando elevate costanti di diffusione.

I sistemi vegetali sono in grado di metabolizzare efficientemente i nitrofenoli (Shea *et al.*, 1983), tuttavia alcuni Autori hanno evidenziato la loro presenza in piante forestali. Secondo Hinkel questo risultato è indice di un elevato tasso di immis-

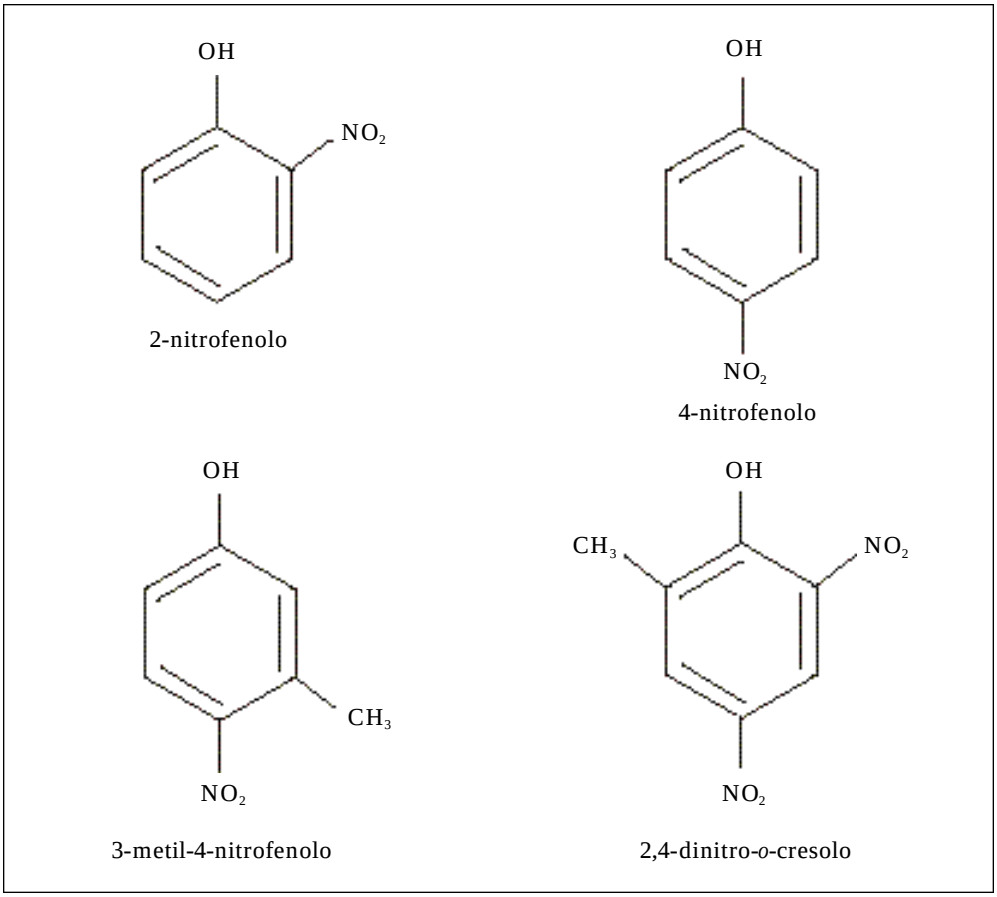


Figura 3.10 - *Strutture chimiche di alcuni nitrofenoli.*

sione dall'esterno verso l'interno dei vegetali, superiore a quello di metabolizzazione degli stessi composti.

I nitrofenoli possono derivare direttamente da fenomeni di combustione, per esempio dagli scarichi degli autoveicoli, (Herterich e Herrmann, 1990) e da reazioni, fotochimiche e non, tra idrocarburi aromatici, ossidi di azoto e radicali ossidrile (Leuenberger *et al.*, 1988; Nojima *et al.*, 1976; Nojima e Kanno, 1977; Grosjean, 1985). Questi precursori derivano anch'essi principalmente dal traffico veicolare e quindi da fonti lontane da luoghi forestali o rurali. Inoltre, le concentrazioni di nitrofenoli possono risentire anche di differenti condizioni locali (insolazione, concentrazione di ozono), che influenzano non solo le reazioni fotochimiche di formazione, ma anche quelle di decomposizione (Leuenberger *et al.*, 1988; Herterich e Herrmann, 1990).

In alcuni studi sono state misurate le concentrazioni di nitrofenoli nell'aria, nelle deposizioni umide e in campioni vegetali. I livelli riscontrati nell'aria di due differenti

aree forestali (Fichtelgebirge in Germania e Valtellina) erano compresi tra 0 e 25 ng / m^3, mentre i livelli in campioni di deposizioni umide erano compresi tra 0,1 e 20 µg / l (Herterich e Herrmann, 1990; Bagnati, 1996). Nell'aria i composti presenti in maggior quantità erano i 2-nitrofenoli, mentre nei campioni di pioggia la situazione era rovesciata, poiché i 4-nitrofenoli erano sempre più abbondanti dei corrispondenti 2-nitrofenoli. Questo comportamento è stato spiegato anche su base teorica (Herterich e Herrmann, 1990). Infatti i 2-nitrofenoli hanno una costante di Henry più alta che non i 4-nitrofenoli e perciò tendono a rimanere maggiormente nell'aria, mentre i 4-nitrofenoli vengono concentrati nelle precipitazioni e nelle deposizioni umide. I dinitrofenoli hanno coefficienti di Henry di valore intermedio, ma tendono comunque a essere concentrati nelle precipitazioni.

Alcuni Autori sostengono che, a causa della loro fitotossicità, i nitrofenoli possano essere responsabili, o corresponsabili, del deperimento forestale osservato in alcune zone dell'Europa (Leuenberger *et al*., 1988; Herterich e Herrmann, 1990; Rippen *et al*., 1987).

Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono inquinanti ubiquitari le cui fonti sono costituite soprattutto da processi industriali (produzione di coke), da inceneritori, dal traffico veicolare, dal riscaldamento domestico e in minor parte da altri processi naturali di combustione incompleta di materiali organici (Baek *et al.*, 1991; Wagrowski e Hites, 1997). Alcuni Autori hanno calcolato che circa il 50% degli IPA nell'ambiente siano dovuti, in inverno, al riscaldamento domestico e al traffico veicolare (Dörr *et al*., 1996). La presenza di questi composti in aree montane e rurali è perciò dovuta principalmente al trasporto, da aree urbane o industriali, attraverso l'atmosfera e le precipitazioni (Baek *et al.*, 1991; Menichini, 1992; De Raat e De Meijere, 1991; Cotham e Bidleman, 1995).

Dal punto di vista chimico gli IPA sono composti costituiti da tre o più anelli benzenici fusi in maniera lineare, angolare o a *cluster*. Esistono circa 70 possibili isomeri costituiti da 4-6 anelli, ma i più importanti, dal punto di vista ambientale sono i seguenti: acenaftilene, acenaftene, fluorene, fenantrene, antracene, fluorantene, pirene, benzo[a]antracene, crisene, benzo[b]fluorantene, benzo[k]fluorantene, benzo[e]pirene, benzo[a]pirene, indeno[1,2,3,cd]pirene, benzo[ghi]perilene e coronene. Alcuni di questi composti sono mostrati in *figura 3.11*.

Le concentrazioni degli IPA nell'aria variano in funzione del luogo e della stagione considerata. I livelli sono da 2 a 10 volte più alti in luoghi urbani o industrializzati rispetto a zone rurali o montane (Menichini, 1992; De Raat e De Meijere, 1991; Cotham e Bidleman, 1995). Inoltre anche in inverno, a causa del maggior uso di fonti di riscaldamento domestico, i livelli sono 2-10 volte maggiori che in estate (Wagrowski e Hites, 1997; Dörr *et al*., 1996; Menichini, 1992). Anche le abbondanze relative dei vari componenti degli IPA sono variabili in funzione del luogo e del periodo. Questo è dovuto al variare dei contributi forniti dalle varie fonti di emissione e da fenomeni di reattività chimica di alcuni IPA in condizioni di maggiore insolazione e temperatura. In base a queste variazioni alcuni Autori hanno proposto di considerare il fenantrene, il fluorantene e il coronene (presenti soprattutto in estate) come indicatori di emissioni di traffico veicolare (Dörr *et al*., 1996).

Gli IPA nell'aria sono prevalentemente associati al particolato atmosferico, ma possono essere presenti anche in fase gassosa, specialmente i composti con minor numero di anelli (Baek *et al*., 1991). La frazione di IPA legata al particolato, oltre che più ab-

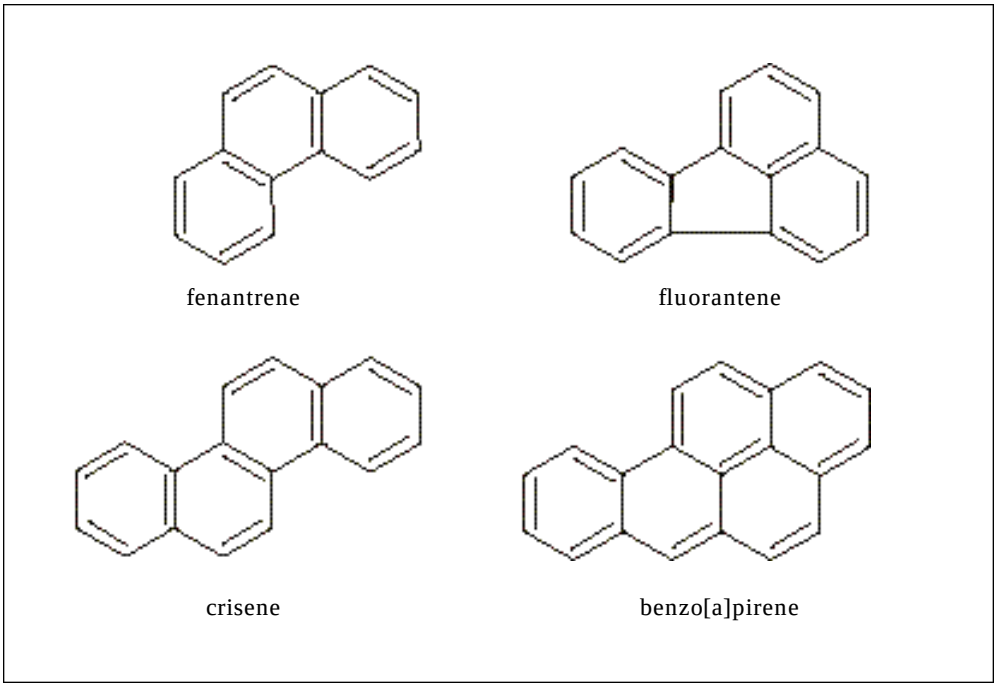


Figura 3.11 - *Strutture chimiche di alcuni idrocarburi policiclici aromatici.*

bondante, è considerata anche la più pericolosa per la salute umana, poiché è associata a particelle respirabili di dimensioni minori di 3,5 µm (Menichini, 1992).

In una *review* dei livelli atmosferici di IPA misurati dagli anni Settanta agli anni Novanta le concentrazioni di benzo[a]pirene erano indicate nell'intervallo 1-20 ng / m^3 in Europa e intorno a 1 ng / m^3 negli Stati Uniti. Altri IPA sono stati trovati in concentrazioni individuali di 1-50 ng / m^3 in Europa, 0,1-1 ng / m^3 in nord e sud America e in Australia, 1-10 ng / m^3 in Giappone e 10-100 ng / m^3 in due città in India e Nuova Zelanda (Menichini, 1992). Altri Autori hanno indicato livelli totali di IPA in zone rurali in Europa e negli Stati Uniti compresi tra 0,5 e 20 ng / m^3 (Baek *et al.*, 1992; De Raat e De Meijere, 1991; Cotham e Bidleman, 1995). Negli ultimi decenni, tuttavia, si è osservata una progressiva diminuzione dei livelli di IPA, probabilmente dovuta al minor uso di carbone per riscaldamento.

Molti composti appartenenti alla classe degli IPA sono considerati come sospetti cancerogeni o mutageni e quindi sono potenzialmente pericolosi per la salute umana. In particolare il benzo[a]pirene è stato classificato dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC, 1983) come cancerogeno per l'uomo, con sufficienti evidenze sperimentali.

Gli IPA sono composti lipofilici e possono accumularsi nei vegetali e nei tessuti adiposi animali, provocando un'esposizione aggiuntiva all'uomo attraverso il consumo di cibo. L'accumulo di IPA nei vegetali è considerato un significativo meccanismo di rimozione di questi composti dall'atmosfera. In letteratura è stato stimato che dal 4 al

45% degli IPA emessi nella regione nord-est degli Stati Uniti sono rimossi dalla vegetazione (Wagrowski e Hites, 1997). Questo fenomeno di ripartizione atmosfera-vegetazione dipende dalla concentrazione di IPA nell'aria e dalla temperatura ambientale. In inverno e autunno gli IPA si concentrano maggiormente nella vegetazione, mentre in estate si volatilizzano e ritornano in parte nell'atmosfera (Simonich e Hites, 1994).

Livelli di IPA totali in campioni vegetali, riportati in letteratura, sono compresi tra 20 e 1800 ng / g di peso secco. I livelli di benzo[a]pirene sono compresi tra 0,5 e 8 ng / g di peso secco (Simonich e Hites, 1994; Tremolada *et al.*, 1996a).

La destinazione ambientale finale degli IPA emessi è costituita dai suoli e dai sedimenti (Matzner, 1984; Sims e Overcash, 1983), dove vengono trasportati attraverso deposizioni umide o secche (Baek *et al.*, 1991). Sia nei vegetali che nei suoli gli IPA vengono decomposti attraverso reazioni di ossidrilazione e rottura degli anelli, con velocità diverse a seconda delle condizioni ambientali e delle caratteristiche chimico-fisiche dei vari composti. In genere i composti con maggior numero di anelli benzenici vengono degradati più lentamente (Sims e Overcash, 1983).

Policlorobifenili (PCB)

I PCB sono prodotti di sintesi costituiti da due anelli aromatici, uniti da un singolo legame (bifenile), ai quali sono legati da uno a dieci atomi di cloro (*figura 3.12*).

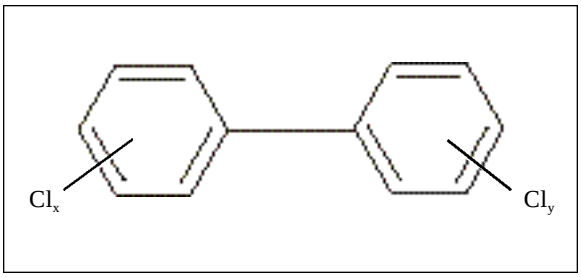


Figura 3.12 - *Struttura chimica generale dei policlorobifenili. $1 < (x + y) < 10$*

In genere, nei prodotti commerciali, si possono trovare circa 130 molecole diverse, sebbene siano teoricamente possibili fino a 209 congeneri.

Per le loro proprietà chimiche e fisiche peculiari (bassa conducibilità elettrica, buona conducibilità termica, stabilità chimica e termica) sono stati prodotti in enormi quantità per venire impiegati principalmente come dielettrici nei trasformatori e condensatori elettrici e come fluidi per circuiti idraulici e scambiatori di calore e in minor misura in numerose altre applicazioni (nella formulazione di lubrificanti e oli da taglio; come plastificanti e ritardanti di fiamma ecc.). A partire dal 1929 sono state prodotte 1.500.000 t di PCB, sotto diversi nomi commerciali (Aroclor, Fenclor, Clophen, Kanechlor ecc.). Si stima che un terzo dei PCB prodotti sia disperso nell'ambiente (Tanabe, 1988).

Le prime indagini ambientali risalgono alla fine degli anni Sessanta. Da allora, in

breve, i PCB sono stati ritrovati come contaminanti in quasi ogni compartimento dell'ecosistema. Il loro ritrovamento in campioni ambientali e la loro tossicità portarono a sempre maggiori restrizioni circa il loro utilizzo e la loro produzione, che venne progressivamente vietata a partire dagli anni Settanta in molti paesi industrializzati (Bacci e Gaggi, 1985). Tuttavia, elevate quantità di questi composti continuano a essere presenti in manufatti ancora in uso o smaltiti come rifiuti.

Le principali fonti di PCB risultano essere: evaporazione da discariche in cui sono stati smaltiti trasformatori, condensatori e altri rifiuti contenenti PCB; acque reflue e fanghi di depurazione; sversamenti e smaltimento illegale in aree aperte. Si può avere anche emissione di PCB durante l'incenerimento di rifiuti industriali e urbani. Infine, l'esplosione o il surriscaldamento di trasformatori o condensatori può rilasciare significative quantità di PCB nell'ambiente circostante.

Nell'atmosfera i PCB sono presenti in fase gassosa e adsorbiti sul particolato, dove tendono ad accumularsi i composti con maggior numero di atomi di cloro (IPCS). L'emivita delle particelle di particolato dipende dalla loro misura e dall'entità delle precipitazioni. La maggior parte si deposita entro 2-3 giorni nell'area di origine, le particelle più fini invece restano più a lungo in atmosfera e trasportano gli inquinanti in regioni più lontane (Nisbet e Sarofim, 1972). La ripartizione tra fase gassosa e particolato determina i meccanismi di deposizione e quindi il risultato finale del trasporto stesso dei PCB (Wittlinger e Ballschmiter, 1987). Questi composti evaporano dai siti contaminati, vengono trasportati dall'aria e tornano sulla terra per deposizione secca e umida, per poi rivolatilizzare in atmosfera. Questo processo di ridistribuzione costituisce la principale fonte di esposizione ai PCB e giustifica la loro ubiquità e il loro ritrovamento in località remote (World Health Organization, 1993).

In aria sono presenti concentrazioni di PCB variabili tra 0,002 e 15 ng / m^3 (nelle aree industriali possono essere nell'ordine dei microgrammi / m^3). I valori più bassi vengono misurati sugli oceani o sulle regioni non industrializzate (World Health Organization, 1993). Per esempio, in quattro città inglesi sono state trovate concentrazioni di 0,19-3,85 ng / m^3 nell'arco di un anno e i valori più alti venivano misurati nei mesi estivi (Halsall *et al.*, 1993). In un sito rurale vicino al Lago Michigan sono stati riscontrati valori (0,13 ng / m^3) di un ordine di grandezza inferiore rispetto alla Città di Chicago (1,3 ng / m^3), con una prevalenza dei congeneri a più basso peso molecolare (Cotham e Bidleman, 1995). Nelle precipitazioni le concentrazioni variano tra 0,001 a 0,25 µg / l (World Health Organization, 1993).

In acqua i PCB vengono adsorbiti sui sedimenti e altro materiale organico. Al crescere del grado di clorurazione, aumenta l'entità dell'adsorbimento. Si è stimato che il maggior carico ambientale di PCB si trova proprio nei sedimenti acquatici, che pertanto costituiscono un deposito e una riserva di tali inquinanti per gli organismi. I PCB, inoltre, si legano fortemente alle particelle del suolo, da cui difficilmente vengono lisciviati.

L'accumulo di PCB nella vegetazione avviene quasi esclusivamente per adsorbimento dall'atmosfera e in minima misura per assorbimento radicale e traslocazione. Concentrazioni di *background* per 18 specie esaminate risultarono variare da 0,03 a 0,32 ppm (µg / g); mentre in siti contaminati le concentrazioni risultavano più alte di più di due ordini di grandezza (Buckley, 1982).

In uno studio condotto in Slovenia l'accumulo dei singoli congeneri nella vegetazione risultava proporzionale al tempo di esposizione e alla volatilità delle molecole. Nell'erba di due mesi prevalevano i PCB a basso grado di clorurazione, mentre negli aghi di pino, esposti più a lungo, i composti più volatili tendevano a rivolatilizzare e si aveva così un arricchimento dei PCB con maggior numero di atomi di cloro (Jan *et al.*, 1994).

In campioni di aghi di conifere provenienti da foreste finlandesi due esaclorobifenili risultavano gli isomeri più abbondanti (Sinkkonen *et al.*, 1995b).

Aghi di pino sono stati utilizzati per monitorare la distribuzione spaziale dell'inquinamento di PCB sul territorio della Gran Bretagna. Le concentrazioni medie nelle foglie variavano da 0,5 ng / g peso secco fino a 4 ng / g peso secco. I valori delle foglie sono stati usati per una stima quantitativa dei livelli medi in aria basandosi su fattori di bioconcentrazione ricavati dalle proprietà fisico-chimiche dei composti (Tremolada *et al.*, 1996b).

Pesticidi organici clorurati

Nella categoria dei pesticidi organoclorurati rientrano composti con differenti strutture chimiche, come il DDT e i suoi prodotti di degradazione (DDE e DDD), gli esaclorocicloesani (alfa-HCH, gamma-HCH o lindano), e l'esaclorobenzene (HCB) (*figura 3.13*).

Queste molecole, sintetizzate nell'immediato dopoguerra, hanno un'efficace azione insetticida che ne ha giustificato il diffuso utilizzo fino agli anni Settanta. Le prime restrizioni alla loro produzione e all'uso risalgono infatti a quegli anni, dopo che diversi studi, specialmente sul DDT, ne avevano evidenziato l'accumulo e gli effetti tossici a livello di diverse specie animali (Sladen *et al.*, 1966). Il DDT non viene più utilizzato nei paesi industrializzati, ma altrettanto non si può dire per i paesi in via di sviluppo, dove è impiegato, assieme ad altri pesticidi clorurati per combattere i parassiti in agricoltura e nella lotta alla malaria (World Health Organization, 1979).

I pesticidi organoclorurati sono presenti nell'aria, pur presentando basse tensioni di vapore, a livelli di diverse centinaia di pg / m^3 in località remote (Tanabe *et al.*, 1983; Wittlinger e Ballschmiter, 1987), e possono essere trasportati in fase vapore fino a grandi distanze dalle loro sorgenti emissive (Atlas e Giam, 1981). Alla luce di tali considerazioni, i pesticidi alogenati sono ora considerati dei contaminanti ubiquitari a livello globale (Simonich e Hites, 1995a), come i bifenili policlorurati (PCB).

Numerosi sono gli studi che considerano la contaminazione dei vegetali (incluse le piante forestali) da parte di questi inquinanti. Essendo delle molecole lipofile, questi pesticidi non vengono assorbiti dalle piante attraverso le radici, ma per mezzo della loro ripartizione tra aria e le parti aeree della pianta. L'assorbimento di questi contaminanti dall'aria da parte delle foglie può essere modellato attraverso un sistema a due compartimenti (aria e foglia), caratterizzato da una cinetica di accumulo del primo ordine, in cui la concentrazione dei pesticidi nelle foglie cresce esponenzialmente nel tempo (Bacci e Gaggi, 1987). Questo modello cinetico ideale prevede il raggiungimento di una condizione di equilibrio in cui le concentrazioni nelle foglie e nell'aria sono costanti, il rapporto tra questi due valori è definito come fattore di bioconcentrazione (BCF). I BCF riportati per questi composti variano da 3400 a 192.500, secondo diversi Autori (Bacci e Gaggi, 1987; Reischl *et al.*, 1989).

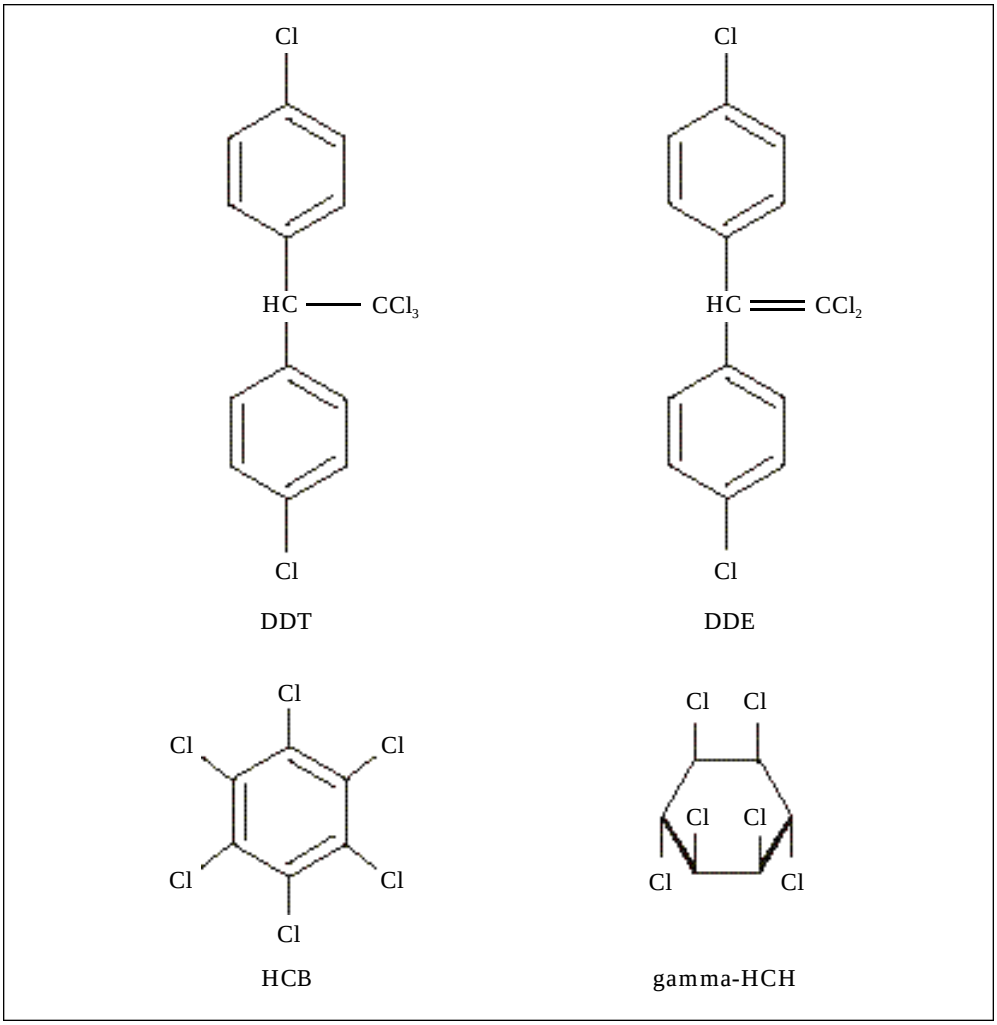


Figura 3.13 - *Strutture chimiche di alcuni pesticidi organoclorurati.*

Il progressivo accumulo di questi contaminanti nelle foglie è stato dimostrato in piante cresciute in ambienti naturali, esposte normalmente all'aria (Gaggi *et al*., 1985).

L'elevata capacità delle piante di accumulare questi inquinanti ne giustifica l'utilizzo quali bioindicatori di contaminazione ambientale, attraverso l'analisi di muschi e licheni (Carlberg *et al*., 1983; Villeneuve e Holm, 1984), di foglie (Gaggi e Bacci, 1985; Bacci *et al*., 1988; Granier e Chevreuil, 1992) e di aghi di conifere (*tabella 3.10*). Gli aghi di conifere provenienti dalle località forestali presentano livelli di questi contaminanti del tutto comparabili con quelli riscontrati in campioni prelevati nelle aree urbane, indicando quindi una situazione di inquinamento "di fondo", presente a livello globale.

Autore	Località	Ambiente	alfa-HCH	HCB	gamma-HCH	pp'-DDE	pp'-DDT
Gaggi e Bacci (1985)	Italia	-	16-33	4-8	4-8	7-9	8-29
Granier e Chevrenil (1992)	Francia	urbano	-	-	26	-	-
Calamari *et al.* (1994)	Italia	urbano e forestale	1-7	1-10	1-10	1-39	3-79
Ouzounis *et al.* (1985)	Grecia	-	1-11	0,2-3	0,2-3	0,4-8	-
Jensen *et al.* (1992)	Europa	rurale	0,1-2	0,01-0,5	0,06-3	0,06-0,65	0,1-2
Reischl (1989)	Germa-nia	rurale	5	1.5	7	1	2
Sinkkonen *et al.* (1995b)	Finlan-dia	forestale	1,1-1,3	0,16-0,36	0,8-1,1	0,1-1,2	0,04-0,5
Natangelo *et al.* (1995)	Italia	forestale	10-21	1,5-2,8	12-29	0,6-2,2	5-13

Tabella 3.10 - *Concentrazioni (ng/gr peso secco) di alcuni pesticidi alogenati in aghi di conifere (abete bianco e rosso).*

La distribuzione dei differenti pesticidi clorurati in campioni vegetali (*pattern* di distribuzione) dipende, a livello globale, da diversi fattori socioeconomici relativi a ogni specifica regione geografica, quali il livello tecnologico delle pratiche agricole, e l'effettivo rispetto delle limitazioni d'uso di questi insetticidi (Calamari *et al.*, 1994 e 1995).

Conclusioni

Ognuna delle classi di inquinanti descritta in questo capitolo contribuisce in maniera diversa all'inquinamento dell'aria in siti forestali. Tale inquinamento è considerato come uno dei fattori principali che provocano i danni forestali che sono stati osservati negli ultimi decenni in Europa e negli Stati Uniti (danni forestali di nuovo tipo). Tuttavia, considerando solo gli inquinanti organici qui trattati, nessuno studio finora portato a termine è riuscito a dimostrare inequivocabilmente una correlazione tra uno o più di questi composti e gli effetti globali finora osservati. In realtà, mentre si dispone a tutt'oggi di potenti tecniche analitiche, che sono in grado di misurare qualsiasi tipo di inquinante anche in piccole concentrazioni, non si dispone invece di sufficienti informazioni sulla tossicità e sugli altri effetti che questi inquinanti possono avere sulla vegetazione. Questo è particolarmente vero quando si considera la presenza simultanea, anche in piccole quantità, di numerose sostanze di tipo diverso.

L'opinione corrente della maggior parte dei ricercatori è che i danni riscontrati nei sistemi forestali siano dovuti a un insieme di fattori tra cui, oltre ai composti organici, l'inquinamento da composti inorganici (ossidi di azoto, anidride solforosa, ozono), le

piogge acide da essi provocate, lo stato di inquinamento o di povertà dei suoli, la presenza di parassiti o malattie delle piante. Per questo motivo però è necessario continuare a monitorare l'aria di siti forestali e intensificare gli studi sugli effetti delle sostanze inquinanti sulla vegetazione in modo da poter ipotizzare azioni di protezione o recupero di zone soggette a possibili danni o già danneggiate.

Bibliografia

Atlas, **E.** e **Giam**, **C. S.** 1981. Global Transport of Organic Pollutants: Ambient Concentrations in the Remote Marine Atmosphere. *Science*, 211, 163.

Bacci, **E.** e **Gaggi**, **C.** 1985. Polychlorinated Biphenyls in Plant Foliage: Translocation or Volatilization from Contaminated Soils? *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 35, 673.

Bacci, **E.** e **Gaggi**, **C.** 1987. Chlorinated Hydrocarbon Vapours and Plant Foliage: Kinetics and Applications. *Chemosphere*, 16, 2515.

Bacci, **E.**, **Calamari**, **D.**, **Gaggi**, **C.**, **Biney**, **C.**, **Focardi**, **S.** e **Morosini**, **M.** 1988. Organochlorine Pesticide and PCB Residues in Plant Foliage (*Mangifera indica*) from West Africa. *Chemosphere*, 17, 693.

Baek, **S. O.**, **Field**, **R. A.**, **Goldstone**, **M. E.**, **Kirk**, **P. W.**, **Lester**, **J. N.** e **Perry**, **R.** 1991. A Review of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Fate and Behavior. *Water, Air and Soil Pollution*, 60, 279.

Bagnati, **R.** 1996. Unità Operativa: Inquinanti organici e sistemi vegetali: una caratterizzazione tramite spettrometria di massa. In: "Effetti dell'inquinamento su sistemi agro-forestali: tecniche biologiche di monitoraggio e recupero". Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Relazione finale, Progetto 2, 147.

Buckley, **E. H.** 1982. Accumulation of Airborne Polychlorinated Biphenyls in Foliage. *Science*, 216, 520.

Calamari, **D.**, **Tremolada**, **P.**, **Di Guardo A.** e **Vighi**, **M.** 1994. Chlorinated Hydrocarbons in Pine Needles in Europe: Fingerprint for the Past and Recent Use. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 429.

Calamari, **D.**, **Tremolada**, **P.** e **Notarianni**, **V.** 1995. Relationships Between Chlorinated Hydrocarbons in Vegetation and Socioeconomic Indices on a Global Scale. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2267.

Carlberg, **G. E.**, **Baumann Ofstad**, **E.** e **Drangsholt**, **H.** 1983. Atmospheric Deposition Organic Micropollutants in Norway Studied by Means of Moss and Lichen Analysis. *Chemosphere*, 12, 341.

Cautreels, **W.**, **Van Couwenberghe**, **K.** e **Guzman**, **L. A.** 1977. Comparison Between the Organic Fraction of Suspended Matter at a Background and an Urban Station. *The Science of the Total Environment*, 8, 79.

Cecinato, **A.**, **Ciccioli**, **P.**, **Brancaleoni**, **E.** e **Frattoni**, **M.** 1994. Ruolo dei VOC nella formazione di ozono. In: Atti della giornata di studio "Inquinamento chimico e fotochimico in aree della Lombardia". Saronno, 14 ottobre 1993.

Cotham, **W. E.** e **Bidleman**, **T. F.** 1995. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polichlorinated Biphenyls in Air at an Urban and Rural Site Near Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2782.

De Raat, **W. K.** e **De Meijere**, **F. A.** 1991. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Concentrations in Ambient Airborne Particles from Local Traffic and Distant Sources; Variation of the PAH Profile. *The Science of the Total Environment*, 103, 1.

Dörr, **G.**, **Hippelein**, **M.**, **Kaupp**, **H.** e **Hutzinger**, **O.** 1996. Baseline Contamination Assessment for a New Resource Recovery Facility in Germany: Part VI: Levels and Profiles of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Ambient Air. *Chemosphere*, 33, 1569.

Frank, **H.**, **Vincon**, **A.**, **ReissJ.** e **Scholl**, **H.** 1990. Trichloroacetic Acid in the Foliage of Forest Trees. *Journal of High Resolution Chromatography*, 13, 733.

Frank, **W.**, **Neves**, **H. J. C.** e **Frank**, **H.** 1991. Levels of Airborne Halocarbons at Urban and Mountain Forest Sites in Germany and at the Atlantic Coast. *Chemosphere*, 5, 609.

Gaggi, **C.** e **Bacci**, **E.** 1985. Accumulation of Chlorinated Hydrocarbon Vapours in Pine Needles. *Chemosphere*, 14, 451.

Gaggi, **C.**, **Bacci**, **E.**, **Calamari**, **D.** e **Fanelli**, **R.** 1985. Chlorinated Hydrocarbons in Plant Foliage: an Indication of the Tropospheric Contamination Level. *Chemosphere*, 14, 1673.

Granier, **L.** e **Chevreuil**, **M.** 1992. On the Use of Tree Leaves as Bioindicators of the Contamination of Air by Organochlorines in France. *Water, Air and Soil Pollution*, 64, 575.

Grosjean, **D.**, 1985. Reaction of *o*-Cresol and Nitrocresol with NO_x in Sunlight and with Ozone-Nitrogen Dioxide Mixtures in the Dark. *Environ. Sci. Technol.*, 19, 968.

Grosjean, **D.**, **Williams**, **E.L. II** e **Grosjean**, **E.** 1993. Peroxyacetyl Nitrates at Southern California Mountain Forest Locations. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 110.

Halsall, **C.**, **Burnett**, **V.**, **Davis**, **B.**, **Jones**, **P.**, **Pettit**, **C.** e **Jones**, **K. C.** 1993. PCBs and PAHs in U.K. urban air. *Chemosphere*, 26, 2185.

Helmig, **D.**, **Muller**, **J.** e **Klein**, **W.** 1989. Volatile Organic Substances in a Forest Atmosphere. *Chemosphere*, 19, 1399.

Herterich, **R.** e **Herrmann**, **R.** 1990. Comparing the Distribution of Nitrated Phenols in the Atmosphere of Two German Hill Sites. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 961.

Hinkel, **M.**, **Reischl**, **A.**, **Schramm**, **K. W.**, **Trautner**, **F.**, **Reissinger**, **M.** e **Hutzinger**, **O.** 1989. Concentration Levels of Nitrated Phenols in Conifer Needles. *Chemosphere*, 18, 2433.

IARC, 1983. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Vol. 32. International Agency for Research on Cancer, Lyon.

IARC 1987. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Supplement 7. International Agency for Research on Cancer, Lyon.

Jan, **J.**, **Zupancic-Kralj**, **L.**, **Kralj**, **B.** e **Marsel**, **J.** 1994. The Influence of Exposure Time and Transportation Routes on the Pattern of Organochlorines in Plants from a Polluted Region. *Chemosphere*, 29, 1603.

Jensen, **S.**, **Eriksson**, **G.** e **Kylin**, **H.** 1992. Atmospheric Pollution by Persistent Organic Compounds: Monitoring with Pine Needles. *Chemosphere*, 24, 229.

Juttner, **F.** 1988. Quantitative Analysis of Monoterpenes and Volatile Organic Pollution Products (VOC) in Forest Air of the Southern Black Forest. *Chemosphere*, 17, 309.

Leuenberger, **C.**, **Ligocki**, **M. P.** e **Pankow**, **J. F.** 1985. Trace Organic Compounds in Rain. 4. Identities, Concentrations and Scavenging Mechanisms for Phenols in Urban Air and Rain. *Environ. Sci. Technol.*, 19, 1053.

Leuenberger, **C.**, **Czuczwa**, **J.**, **Tremp**, **J.** e **Giger**, **W.** 1988. Nitrated Phenols in Rain: Atmospheric Occurrence of Phytotoxic Pollutants. *Chemosphere*, 17, 511.

Matzner, **E.** 1984. Aromatic Hydrocarbons in Different Forest Ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 21, 425.

Menichini, **E.** 1992. Urban Air Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Levels and Sources of Variability. *The Science of the Total Environment*, 116, 109.

Natangelo, **M.**, **Mangiapan**, **S.**, **Benfenati**, **E.** e **Fanelli**, **R.** 1995. Levels of Chlorinated Pesticides in Conifer Needles of Different Italian Forestal Sites. Presented at 5th Symposium on Chemistry and Fate of Modern Pesticides, Paris, September 6-8, abstract book: P-B-25.

Nisbet, **I. C. T.** e **Sarofim**, **A. F.** 1972 Rates and routes of transport of PCBs in the environment. *Environ. Health Perspect*., 1, 21.

Nojima, **K.**, **Katsuhisa**, **F.**, **Fukui**, **S.**, **Kanno**, **S.**, **Nishiyama**, **S.** e **Wada**, **Y.** 1976. Studies on Photochemistry of Aromatic Hydrocarbons III. Formation of Nitrophenols by the Photochemical Reaction of Toluene in the Presence of Nitrogen Monoxide and Nitrophenols in Rain. *Chemosphere*, 1, 25.

Nojima, **K.** e **Kanno**, **S.** 1977. Studies on photochemistry of aromatic hydrocarbons IV. Mechanism of formation of nitrophenols by the photochemical reaction of benzene and toluene with nitrogen oxides in air. *Chemosphere*, 6, 371.

Ouzounis, **K.**, **Oxynos**, **K.**, **Gebefügi**, **I.** e **Bahadir**, **M.** 1985.Vorkommen chlorierter Kohlenwassertoffe in ausgewählten umweltproben Nordgriechenlands (Xanthi). *Chemosphere*, 14, 1571.

Reischl, **A.**, **Reissinger**, **M.** e **Hutzinger**, **O.** 1989. Organic micropollutants and plants. In: **Schulze**, **E. D.**, **Lange**, **O. L.** e **Oren**, **R.** (eds.). Forest decline and air pollution, a study of spruce (*Picea abies*) on acid soils. Springer-Verlag.

Renner, **E.**, **Rolle**, **W.** e **Helmig**, **D.** 1993. Comparison of Computed and Measured Photooxidant Concentrations at a Forest Site. *Chemosphere*, 27, 881.

Rippen, **G.**, **Zietz**, **E.**, **Frank**, **R.**, **Knacker**, **T.** e **Klöpffer**, **W.** 1987. Do airborne nitrophenols contribute to forest decline? *Environmental Technology Letters*, 8, 475.

Schafer, **E. W.** e **Schönherr**, **J.** 1985. Accumulation and transport of phenol, 2-nitrophenol and 4-nitrophenol in plant cuticles. *Ecotox. Environ. Safety*, 10, 239.

Shah, **J. J.** e **Singh**, **H. B.** 1988. Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air. A national VOCs data base. *Environ. Sci. Technol.*, 22, 1381.

Shea, **P. J.**, **Weber**, **J. B.** e **Overcash**, **M. R.** 1983. Biological activities of 2,4-dinitrophenol in plant-soil systems. In: Residue Reviews, vol. 87, 1-41, Spinger-Verlag, New York, Inc.

Simonich, **S. L.** e **Hites**, **R. A.** 1994. Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 939.

Simonich, **S. L.** e **Hites**, **R. A.** 1995a. Global distribution of persistence organochlorine compounds. *Science*, 269, 1851.

Simonich, **S. L.** e **Hites**, **R. A.** 1995b. Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2905.

Sims, **R. C.** e **Overcash**, **M. R.** 1983. Fate of polinuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. In: Residue Reviews vol. 88, 1-68, Spinger-Verlag, New York, Inc.

Sinkkonen, **S.**, **Veijanen**, **A.**, **Paasivirta**, **J.**, **Lahtipera**, **M.** e **Vattulainen**, **A.** 1995a. Chlorinated short chain aliphatic hydrocarbons in pine needles by purge and trap gas chromatography / mass spectrometry. *Chemosphere*, 30, 2343.

Sinkkonen, **S.**, **Raitio**, **H.**, **Paasivirta**, **J.**, **Rantio**, **T.**, **Lahtiperä**, **M.** e **Mäkelä**, **R.** 1995b. Concentrations of persistent organochlorine compounds in spruce needles from western Finland. *Chemosphere*, 30, 1415.

Sladen, **W. J. L.**, **Menzie**, **C. M.** e **Reichel**, **W. L.** 1966. DDT residues in Adelie Penguins and a Crabeater Seal from Antarctica. *Nature*, 210, 670.

Tanabe, **S.**, **Hidaka**, **H.** e **Tatsukawa**, **R.** 1983. PCBs and chlorinated hydrocarbon pesticides in antarctic atmosphere and hydrosphere. *Chemosphere*, 12, 277.

Tanabe, **S.** 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. *Environ. Pollut.*, 50, 2.

Thompson, **T. S.** e **Treble**, **R. G.** 1995. Use of Pine Needles as an Indicator of Atmospheric Contamination by Pentachlorophenol. *Chemosphere*, 31, 4387.

Tremolada, **P.**, **Burnett**, **V.**, **Calamari**, **D.** e **Jones**, **K. C.** 1996 A. Spatial distribution of PAHs in the UK atmosphere using pine needles. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3570.

Tremolada, **P.**, **Burnett**, **V.**, **Calamari**, **D.** e **Jones**, **K. C.** 1996 B. A study of the spatial distri-

bution of PCBs in the UK atmosphere using pine needles. *Chemosphere*, 32, 2189.

Villeneuve, **J.-P.** e **Holm**, **E.** 1984. Atmospheric background of chlorinated hydrocarbons studied in Swedish lichens. *Chemosphere*, 13, 1133.

Wagrowski, **D. M.** e **Hites**, **R. A.**, 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 279.

Williams, **E.L. II** e **Grosjean**, **D.** 1991. Peroxypropionyl nitrate at a Southern California Mountain forest site. *Environ. Sci. Technol.*, 25, 653.

Wittlinger, **R.** e **Ballschmiter**, **K.** 1987. Global baseline pollution studies XI: Congener specific determination of polychlorinated biphenyls (PCB) and occurrence of alpha and gamma-hexachlorocyclohexanes (HCH), 4,4'-DDE and 4,4'-DDT in continental air. *Chemosphere*, 16, 2497.

World Health Organization 1979. Environmental Health Criteria N. 9: DDT and its derivatives. World Health Organization, Geneva.

World Health Organization 1985. Environmental Carcinogens Selected Methods of Analysis. Volume 7 - Some Volatile Halogenated Hydrocarbons. World Health Organization, Lyon.

World Health Organization 1987. Environmental Health Criteria N. 71: Pentachlorophenol. World Health Organization, Geneva.

World Health Organization 1990. Environmental Health Criteria N. 113: Fully Halogenated Chlorofluorocarbons. World Health Organization, Geneva.

World Health Organization 1991a. Environmental Health Criteria N. 126: Partially Halogenated Chlorofluorocarbons (Methane Derivatives). World Health Organization, Geneva.

World Health Organization 1991b. Environmental Health Criteria N. 128: Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzene. World Health Organization, Geneva.

World Health Organization 1993. Environmental Health Criteria N. 150: Benzene. World Health Organization, Geneva.

3.2 Deposizioni atmosferiche totali e carichi critici - *Raffaella Balestrini* e *Gianni Tartari*

3.2.1 Introduzione

Generalità

L'atmosfera ricopre un'importanza primaria nella trasformazione delle specie chimiche presenti nell'ambiente e nel loro trasferimento a livello locale e a lunga distanza. Un esempio tipico di questi processi è rappresentato dal fenomeno delle deposizioni acide che, per vastità delle aree del globo colpite e per l'enfasi con cui ne sono state descritte le conseguenze, sono state considerate a ragione o a torto le responsabili dirette di molte alterazioni ambientali subite dagli ecosistemi acquatici e terrestri.

Il fenomeno dell'acidificazione dell'atmosfera a scala più o meno locale non è una problematica ambientale recente (Decet *et al.*, 1994), ma è associabile alla progressiva industrializzazione dei Paesi europei e dell'America settentrionale nella seconda metà di questo secolo, che ha portato a un notevole incremento delle emissioni

di SO_2 ed NO_x. Certamente l'alterazione dei cicli biogeochimici dello zolfo e dell'azoto ha determinato l'acidificazione delle acque e dei suoli di aree geografiche particolarmente sensibili per la loro scarsa capacità tampone, conseguenza del basso contenuto in specie carbonatiche. Rimangono invece da studiare e da dimostrare le relazioni di causa-effetto tra deposizioni acide e deperimento degli ecosistemi forestali, fenomeno che sta interessando aree sempre più vaste anche lontane dalle sorgenti di emissione degli inquinanti.

In periodi recenti sono stati evidenziati numerosi nuovi fattori in grado di concorrere all'alterazione delle foreste. I cosiddetti danni di nuovo tipo, nella cui accezione già si denuncia l'incertezza nell'attribuzione della causa del danno, trovano infatti numerosi candidati come responsabili (ozono, agenti ossidanti ecc.), tra cui le piogge acide (Smith, 1990). In realtà il fenomeno dell'alterazione degli ecosistemi terrestri, al pari di quelli acquatici, è determinato da numerosi fattori concomitanti, tra i quali l'atmosfera gioca un ruolo di rilievo sia attraverso le conseguenze della reattività della fase gassosa, che per i flussi veicolati dalle deposizioni atmosferiche, in grado di agire, quando acide, in modo diretto sugli apparati fogliari, ma molto più frequentemente in grado di generare carichi di specie acidificanti e nutrienti superiori a quelli che possono essere sopportati dai suoli forestali, nella maggior parte dei casi molto più fragili rispetto a quelli coltivati.

L'interazione delle deposizioni atmosferiche con gli ecosistemi forestali deve essere quindi vista come uno dei molteplici aspetti che concorrono alla definizione delle cause che minano la salute delle foreste e non il fattore predominante, la cui identità è ancora da scoprire.

Tipi di deposizioni atmosferiche: umide, secche e occulte

Il trasferimento degli inquinanti dalla troposfera alle superfici naturali avviene attraverso tre meccanismi principali: la deposizione umida, secca e occulta (*tabella 3.11*).

Tipo	Deposizione	Note
secche	Particelle	ø < 0,1 µm (*rain out*) ø > 1 µm (*wash out*)
	Gas e vapori	adsorbimento e dissoluzione
umide	pioggia neve grandine	ø > 500 µm
occulte	nebbie rugiada brina	ø > 0,5-50 µm

Tabella 3.11 - *Classificazione schematica delle deposizioni atmosferiche.*

La deposizione umida comprende l'incorporazione degli inquinanti nelle nubi, nella pioggia, nella neve ecc. e il successivo trasferimento al suolo con le precipitazioni. Particelle molto piccole con diametro inferiore a 0,1 µm vengono efficacemente inglobate per diffusione, mentre quelle con diametro superiore a 1 µm vengono catturate per impatto inerziale dalle gocce durante il percorso dalla nube al suolo (*wash out*). Il più importante processo di incorporazione avviene a carico dei nuclei di formazione (*rain out*), durante la condensazione delle nubi. Tali nuclei sono generalmente di dimensioni comprese fra 0,1 e 1 µm e contengono molte specie acidificanti come solfati, nitrati e ammonio e sali di origine marina, prevalentemente costituiti da cloruro di sodio.

La dissoluzione di gas, quali ossidi di zolfo e di azoto, acido nitrico e ammoniaca, è un ulteriore processo di formazione di acidità nelle gocce che diventa più importante in nube che durante la precipitazione perché, nel secondo caso, si riduce il tempo di contatto aria / acqua. In generale il pH delle idrometeore in fase liquida (pioggia, nebbia, rugiada, brina) è governato dagli equilibri CO_2 / H_2O. La presenza in aria di componenti di natura acida (SO_2, NO / NO_2) modifica tali equilibri se le concentrazioni di acidi minerali, quali H_2SO_4, HNO_3, HCl, raggiungono valori elevati. Con il termine di "piogge acide" vengono infatti indicate le precipitazioni con pH inferiore a 5-6 unità (valore guida riferito all'equilibrio di dissociazione del biossido di carbonio naturalmente presente in atmosfera).

La deposizione secca implica il trasferimento al suolo di gas, particelle fini e grossolane attraverso meccanismi di diffusione, sedimentazione e impatto. Il fenomeno dipende da molteplici fattori quali la concentrazione degli inquinanti in atmosfera, le condizioni meteorologiche su piccola e larga scala e le caratteristiche della superficie recettrice. Il processo di trasferimento dei componenti atmosferici, per via secca, può essere infatti suddiviso in tre fasi:

- il trasporto per trasferimento turbolento dall'atmosfera fino a pochi millimetri dalla superficie ricettrice, fenomeno condizionato da fattori aerodinamici che determinano la stabilità dell'atmosfera (vento, gradiente termico ecc.);
- il trasporto attraverso lo strato quasi-laminare della superficie di ricezione, governato da processi di diffusione, per le particelle fini, e di impatto, per quelle grossolane;
- la ritenzione da parte della superficie ricettrice, regolata dalle sue proprietà fisico-geometriche, chimiche e biologiche.

Le deposizioni occulte rappresentano un ulteriore meccanismo di rimozione degli inquinanti atmosferici attraverso forme di precipitazione particolari, quali le goccioline di nebbie o nubi che, avendo dimensioni molto più piccole (0,5-50 µm) rispetto alle gocce di pioggia (>500 µm), raggiungono le superfici attraverso processi di deposizione simili a quelli della rimozione secca. Tale processo viene denominato "deposizione occulta" derivando dalla constatazione che le goccioline non vengono efficacemente raccolte dai campionatori di precipitazione, ma richiedono sistemi di cattura di tipo attivo o passivo piuttosto complessi (*figura 3.14*). L'interesse scientifico nei riguardi di questo fenomeno è determinato dall'elevata concentrazione di inquinanti presente nelle goccioline di nubi o nebbie, generalmente molto superiore rispetto alla pioggia (Pahl *et al.*, 1994). Le piccole dimensioni di queste idrometeore comportano che la superficie di scambio con l'aria e il tempo di permanenza sulle superfici natura-

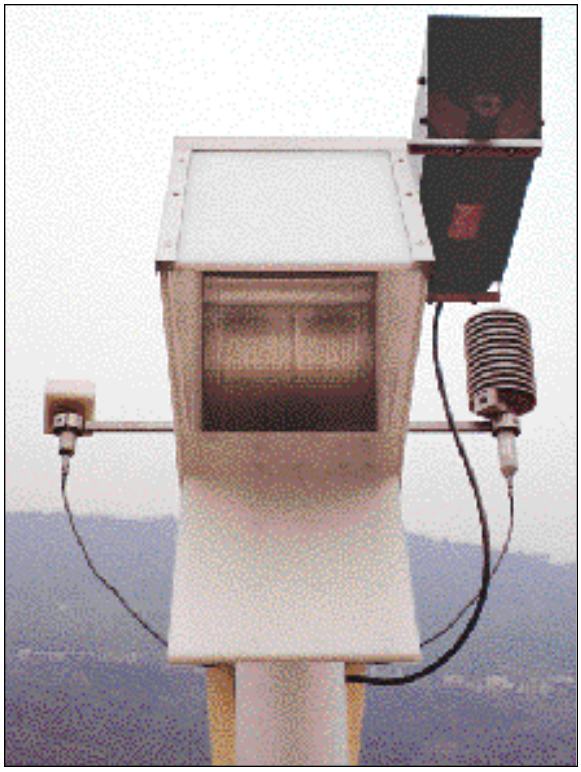


Figura 3.14 - *Campionatore attivo di nebbie/nubi, dotato di avvistatore automatico degli eventi, funzionante con un aspiratore laminare e impaccatore a fili di Teflon®, in grado di escludere automaticamente i periodi di pioggia.*

li siano molto elevati. Infatti, a differenza della pioggia, la quantità d'acqua depositata attraverso la nebbia o le nubi non è sufficiente a provocare un effetto dilavante, conseguentemente le goccioline rimangono per lungo tempo sulle superfici di ricezione. Oltre ai potenziali danni che gli inquinanti in essa contenuti possono provocare, l'acqua depositata discioglie le sostanze di origine naturale o antropica già presenti sulle superfici e attiva reazioni chimiche che non si potrebbero verificare in assenza di fase liquida. I danni diretti che può subire la vegetazione non sono quindi causati dal carico totale di inquinanti depositati, bensì dalle concentrazioni istantanee raggiunte che possono alterare le funzioni fisiologiche della pianta.

Metodologie utilizzate per lo studio delle deposizioni atmosferiche

L'attuale situazione della ricerca nel settore della circolazione degli inquinanti attraverso l'atmosfera si caratterizza per una vasta conoscenza del trasporto di massa delle specie acide veicolate dalle idrometeore, che ha consentito di individuare le aree geografiche maggiormente esposte al rischio dell'acidificazione. La semplicità

nella misurazione delle deposizioni umide ha consentito infatti la raccolta di moltissimi dati a partire dagli anni Sessanta, utilizzando, per il campionamento, dei recipienti in polietilene che, nella versione più moderna (*wet-only*), rimangono aperti solo in presenza di precipitazione. Al contrario, la misura della deposizione secca è, ancora oggi, un'operazione di difficile realizzazione a causa della complessità dei processi chimici e fisici coinvolti.

I metodi che attualmente vengono impiegati per la valutazione della deposizione secca si possono suddividere in due gruppi: i metodi indiretti e i metodi diretti. I primi, tra i quali il metodo del gradiente (Nicholson, 1988), l'*eddy correlation* (Hicks, 1986) o il metodo inferenziale (Catenacci *et al.*, 1993), si basano sulla parametrizzazione dei flussi, che stima il flusso di deposizione attraverso la misura della concentrazione delle specie chimiche in aria e di alcuni parametri meteorologici. Per esempio, le misure di *eddy correlation* si basano sulla determinazione della velocità del vento nelle tre componenti ortogonali, facendo uso di dispositivi anemometrici a risposta rapida. La turbolenza atmosferica viene poi correlata alla concentrazione istantanea del microinquinante, gas o particella, oggetto di studio. In generale sono metodi applicabili ad aree limitate o per brevi periodi di tempo e non tengono conto delle caratteristiche della superficie e dei processi chimici che avvengono a livello di essa; richiedono inoltre l'utilizzo di sensori sofisticati e costosi, come pure complessa è l'interpretazione dei dati.

I metodi diretti forniscono misure puntuali della velocità di deposizione delle specie chimiche e utilizzano superfici sostitutive di quelle reali, su cui il materiale depositato viene analizzato con metodologie standardizzate. Queste misure dipendono strettamente dalle caratteristiche delle superfici di raccolta, perché esse diventano parti attive nel processo di cattura delle specie che si depositano (Dasch, 1985). La maggiore o minore affinità di una specie per una superficie può quindi influenzare direttamente il flusso di deposizione secca. Per esempio, nel caso dei gas, la cattura da parte di una superficie dipende prevalentemente dalle proprietà chimiche e biologiche della superficie stessa, come il pH, la reattività chimica, la presenza di umidità ecc. Nel caso delle particelle, l'efficienza di rimozione per via secca dipende prevalentemente dalle caratteristiche fisico-geometriche della superficie, come l'adesività, la presenza di irregolarità, l'inclinazione ecc. Le superfici surrogate solide utilizzate in passato, quali piattaforme in Teflon®, secchi in polietilene, capsule Petri, sono adatte al campionamento di particelle grossolane, la cui velocità di deposizione è pressoché uguale alla velocità di sedimentazione, ma sono inefficienti nel catturare i gas e gli aerosol (Hicks, 1986). Recentemente è invece cresciuto l'interesse per le superfici naturali come la vegetazione e l'acqua. L'acqua mostra caratteristiche completamente diverse rispetto alle superfici artificiali solide, che la rendono adatta a raccogliere i componenti della deposizione secca. Innanzitutto l'acqua rappresenta la superficie naturale più diffusa sulla terra e la determinazione del flusso di deposizione sui corpi acquatici naturali, sia marini che superficiali, è uno dei processi fondamentali per comprendere il ciclo degli elementi nell'ambiente. Dal punto di vista chimico l'acqua è un sistema ideale di trattenimento delle specie chimiche: molti inquinanti gassosi vengono assorbiti secondo la legge di Henry e specie non volatili, come i metalli in traccia, si depositano irreversibilmente. Nonostante questi vantaggi e l'importanza ambientale delle superfici acquatiche, è a tutt'oggi scarso l'utilizzo dell'acqua come superficie di recezione della deposizione sec-

ca (Seung-Muk Yi, 1995). A questo proposito l'Istituto di Ricerca sulle Acque - CNR di Brugherio (Milano) ha messo a punto un sistema di campionamento della deposizione secca, che utilizza come superficie di raccolta uno strato acquoso (*figura 3.15*). In questo campionatore, il classico recipiente per la deposizione secca viene sostituito con una vaschetta riempita con un litro di acqua a elevato grado di purezza. Un sensore ottico, collegato a una pompa peristaltica, permette di mantenere il livello dell'acqua costante, mentre una resistenza elettrica consente di riscaldare leggermente la vaschetta, per evitare il congelamento dell'acqua durante i mesi invernali. Questo campionatore è stato sperimentato per circa un quadriennio nella stazione di Brugherio (Tartari *et al.*, 1995) e dal 1995 sono state attivate quattro stazioni in Lombardia: Longone al Segrino (Como), Morbegno (Sondrio), Tignale (Brescia) e Castione della Presolana (Bergamo). I risultati ottenuti hanno evidenziato l'efficienza della superficie acquosa nel catturare specie di notevole interesse ambientale quali l'azoto ammoniacale, l'azoto nitrico e i solfati, nonché l'indispensabile necessità di affiancare la misura della deposizione secca ai tradizionali sistemi di campionamento della deposizione umida, l'unica componente generalmente considerata nelle reti di monitoraggio.

Figura 3.15 - *Campionatore automatico* wet-dry *nella versione (*wet-*DSSA) in cui viene utilizzata una superfi - cie acquosa per la raccolta delle deposizioni secche.*

Interazione tra deposizione atmosferica e vegetazione

Insieme all'acqua, la vegetazione rappresenta una delle più diffuse superfici di captazione naturale degli inquinanti atmosferici essendo caratterizzata da una struttura adatta a intercettare la deposizione secca, grazie alla resistenza aerodinamica offerta dalle chiome degli alberi (Draijers *et al.*, 1992). L'analisi chimica comparata delle deposizioni atmosferiche raccolte sottochioma (*throughfall*), all'interno di un bosco (*figura 3.16*), e in un'area adiacente priva di alberi permette di studiare le interazioni biogeochimiche e fisiologiche tra chiome degli alberi e deposizioni atmosferiche, valutando in che modo le precipitazioni condizionano il ciclo dei nutrienti e quali effetti ha l'apparato fogliare sull'equilibrio acido-base della deposizione atmosferica. Le caratteristiche chimiche delle precipitazioni vengono infatti alterate dal passaggio attraverso la chioma degli alberi essenzialmente per due ragioni: il dilavamento di particelle depositate sulle foglie e il rilascio o l'assorbimento di specie ioniche da parte degli organi fogliari. Il termine *leaching* viene utilizzato per indicare la rimozione di sostanze dalle piante per azione di soluzioni acquose, come la pioggia, la rugiada o la nebbia (Tukey, 1970). Cationi quali potassio, calcio, magnesio e manganese vengono

Figura 3.16 - *Campionatori di deposizioni atmosferiche sottochioma.*

rilasciati dagli organi fogliari in grandi quantità insieme a una varietà di composti organici come gli zuccheri, gli aminoacidi, gli acidi organici, gli ormoni, le vitamine, i fenoli e le sostanze pectiche. Le latifoglie perdono più nutrienti delle conifere durante la stagione vegetativa, ma le conifere continuano a rilasciare sostanze anche durante i mesi invernali. La quantità e la qualità delle specie chimiche rilasciate dalla vegetazione dipendono da diversi fattori quali l'età, la specie, lo stato fisiologico, la luce e la temperatura. Ricerche in laboratorio hanno dimostrato che l'esposizione a inquinanti atmosferici (ozono e biossido di zolfo) o a piogge con pH pari a 3 e 4 (Turunen e Huttunen, 1990) provoca l'erosione delle cere epicuticolari e conseguentemente la perdita di nutrienti attraverso il *leaching*. Attraverso indagini in campo si è osservato che il pH delle deposizioni sottochioma è generalmente superiore a quello delle precipitazioni in campo aperto. La riduzione del pH avviene, infatti, a livello della superficie fogliare esterna, in seguito a reazioni di scambio tra calcio, magnesio e potassio con gli H^+ presenti nella pioggia (Smith, 1990). Gli idrogenioni che vengono rimossi dal flusso sottochioma sono trasferiti nel flusso interno della pianta e in definitiva al suolo, dove verranno scambiati con gli stessi ioni necessari a compensare la perdita attraverso le foglie. La capacità neutralizzante della chioma rimuove quindi l'acidità dal flusso *throughfall*, ma non riduce il carico di idrogenioni al suolo.

Per una corretta stima della deposizione secca in un'area ricoperta da vegetazione, occorre separare il contributo del *leaching* fogliare dall'interazione di componenti atmosferici con le chiome degli alberi. In letteratura sono riportati alcuni metodi per calcolare o modellizzare la deposizione secca utilizzando le misure di *throughfall*: Ulrich (1983) ha formulato un approccio in cui il sodio e i cloruri vengono utilizzati come traccianti per la deposizione secca di particelle e viene stabilito un rapporto fisso tra deposizione secca all'interno della foresta e deposizione umida all'aperto; Lindberg e Garten (1988) hanno stimato il contributo del *leaching* alla deposizione sottochioma iniettando traccianti radioattivi nel tessuto xilematico delle piante; Lovett e Linberg (1984) hanno elaborato un modello di regressione multipla basato sulla quantità d'acqua raccolta a ogni evento di pioggia e sulla durata del periodo secco prima dell'evento. Un approccio più semplice si può utilizzare per quelle sostanze ioniche il cui arricchimento nel *throughfall* deriva quasi interamente dalla deposizione secca e solo in misura minore dal *leaching* fogliare: per esempio, i solfati in aree industriali caratterizzate da una elevata deposizione di zolfo o i cloruri e il sodio in zone vicine al mare che risentono degli spray marini. In questi casi la deposizione secca viene semplicemente ottenuta sottraendo alla deposizione sottochioma la deposizione umida misurata in campo aperto. Negli Stati Uniti e nel Nord Europa importanti reti nazionali, create per il monitoraggio delle deposizioni atmosferiche, hanno condotto alcune campagne di misura per confrontare i flussi di deposizione sottochioma di azoto e zolfo con quelli ottenuti con le tecniche inferenziali (Butler e Likens, 1995). I risultati relativi ai primi anni di indagine evidenziano un buon accordo tra i carichi ottenuti con le due diverse metodologie e confermano la validità del campionamento delle deposizioni sottochioma come approccio alternativo per la valutazione della deposizione secca di zolfo in terreni complessi dal punto di vista morfologico. Per quanto riguarda la deposizione di azoto, i flussi sottochioma vanno analizzati con maggior cautela in quanto sono possibili una "cattura" delle forme azotate inorganiche e un rilascio di quelle organiche che rendono necessario un periodo di campionamento più lungo.

Carichi critici

In generale con il termine "carico" si intende il flusso di una specie chimica. Tale valore si ottiene genericamente in due modi completamente diversi a seconda del tipo di deposizione. Per le deposizioni umide, il carico della specie j (L_j, $mg / m^2 t$) è dato dal prodotto della concentrazione misurata in soluzione per l'equivalente in acqua:

$$L_j = \sum_{i=1}^{n} c_{ji}\, p_i$$

dove:

n = numero di eventi (i) nell'intervallo di tempo considerato (per esempio un anno);
c_{ji} = concentrazione ionica (mg / l) della specie j-esima nell'i-esimo evento;
p_i = quantità di pioggia dell'i-esimo evento (mm) o equivalente in acqua della neve caduta.

Per le deposizioni secche, tale formulazione diventa invece:

$$L_j = c_j\, Vd_j\, f_u$$

dove:

c_j = concentrazione media in aria ($\mu g / m^3$) della specie j-esima in un determinato periodo;
Vd_j = velocità di deposizione (cm / s) della specie considerata;
f_u = fattore di conversione delle unità di misura adottate.

Questa formulazione rende chiare le notevoli difficoltà di misura dei carichi a causa delle incertezze nella definizione di Vd_j e giustifica il ricorso a sistemi indiretti di stima della deposizione atmosferica totale.

I dati di deposizione ottenuti con il campionamento delle deposizioni sottochioma consentono di migliorare la valutazione del carico dei contaminanti che raggiunge il suolo e quindi di stimare le eventuali eccedenze rispetto a valori di riferimento di deposizione di acidità, zolfo e azoto, definiti per la protezione dei suoli forestali. Si ritiene infatti che le alterazioni più significative, causate dalla deposizione di composti ad azione acida, siano a carico del suolo che, a seconda delle sue proprietà geochimiche e fisiche, può andare incontro a una progressiva riduzione delle basi di scambio (calcio, magnesio, sodio e potassio) e quindi a una diminuzione della disponibilità di elementi nutritivi per le piante. Bassi valori di pH favoriscono la mobilizzazione degli ioni alluminio e di altri metalli in traccia che esplicano un'azione tossica sull'apparato radicale. L'effetto risultante sugli alberi si può manifestare con una crescita ridotta e, nella peggiore delle ipotesi, con la morte, sia per la mancanza di nutrienti che per l'insorgenza di effetti secondari favoriti dall'indebolimento e causati da eventi climatici estremi e da infezioni parassitarie (Sverdrup *et al.*, 1992).

Recentemente è stato introdotto il termine di "carico critico" con il quale si intende il più alto valore di deposizione di specie acidificanti, al di sotto del quale, sulla base delle attuali conoscenze scientifiche, non si verificano effetti negativi sugli elementi più sensibili dell'ecosistema naturale (Nillson e Grennfelt, 1988). Il Canada fu il pri-

mo Paese che, negli anni Ottanta, recepì in termini applicativi il concetto di carico critico ai fini di ridurre le emissioni di inquinanti. Questo tipo di approccio fu in seguito sviluppato all'interno della Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (Long-range Transboundary Air Pollution), firmata da 32 Paesi europei, da USA e Canada, finalizzata alla protezione dell'ambiente dall'azione degli inquinanti atmosferici (ossidi di zolfo e azoto, ozono, deposizioni acide ecc.). All'interno di questa Convenzione sono operativi dei Gruppi di Lavoro che studiano nuove procedure per la stima dei carichi critici e che nel 1991 hanno redatto la mappa dei carichi critici di acidità (composti solforati e composti azotati) per l'intero territorio europeo. Queste mappe sono essenziali per la definizione dei protocolli riguardanti la riduzione delle emissioni, come quello stipulato nel giugno 1994, che prevede entro il 2005 un'ulteriore riduzione delle emissioni di zolfo del 73% rispetto ai livelli stimati nel 1980.

La definizione dei carichi critici al suolo veicolati dalle deposizioni atmosferiche, può essere condotta attraverso tre tipi di approcci: semiquantitativi, statici e dinamici, a cui corrispondono crescenti livelli di complessità. I metodi semiquantitativi (livello 0) consentono di effettuare una prima definizione di carico critico, utilizzando informazioni di facile reperibilità, utili per valutare la sensibilità dei suoli e degli ecosistemi acquatici alle deposizioni acide. Nel caso dei suoli, vengono presi in esame quattro fattori: le caratteristiche mineralogiche e la velocità di alterazione delle roccia madre, le caratteristiche pedologiche, l'uso del suolo e infine la piovosità. La combinazione di questi fattori, a cui viene assegnato un peso diverso a seconda del ruolo nel determinare la sensibilità del sistema, consente di definire 5 classi di sensibilità a ognuna delle quali corrisponde un valore di carico critico di acidità (Hettelingh *et al.*, 1991). I metodi statici (livello 1), tra cui il metodo SMB (Simple Mass Balance), considerano una situazione all'equilibrio, indipendente dai fattori temporali e dalle interazioni chimiche che avvengono tra fase solida e soluzione del suolo, in cui le immissioni acide nel sistema vengono bilanciate dall'alcalinità interna al sistema e il *pool* di basi di scambio (Ca, Mg, Na e K) è costante (Sverdrup *et al.*, 1992). Infine i metodi dinamici (livello 2), molto complessi, sono utilizzati da pochissimi Paesi che hanno a disposizione informazioni più dettagliate rispetto a quelle richieste per il metodo SMB. Questi si avvalgono di modelli matematici, come per esempio PROFILE, che si basano sul calcolo del bilancio di massa applicato ai diversi strati del suolo. Attraverso informazioni sulle proprietà geofisiche, come la tessitura e la composizione minerale del suolo, PROFILE calcola infatti la velocità di alterazione delle rocce considerando le reazioni chimiche che avvengono tra il suolo e la soluzione circolante (Warfinge *et al.*, 1992).

3.2.2 Metodi

La raccolta sottochioma delle deposizioni umide è una procedura molto delicata, sia per le difficoltà di ottenere campioni spazialmente rappresentativi, che per i rischi di alterazione dei campioni stessi per trasformazione delle specie più instabili in seguito all'attività microbica e all'azione solare, oltre alla possibile contaminazione dovuta all'introduzione di foglie, polveri sollevate dal suolo, insetti ecc.

Numerose sono le metodologie di campionamento disponibili in letteratura, ma la necessità di effettuare comparazioni con altre misure di deposizione all'interno della Comunità Europea, richiede un'armonizzazione delle procedure. A tal pro-

posito un ottimo riferimento è il protocollo operativo messo a punto dall'International Cooperative Programme on Air Pollution in Forests (ICP-Forests), un vasto programma europeo per la sorveglianza intensiva e continua degli ecosistemi forestali istituito nel 1985 dalla Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza.

Tecniche di campionamento per il monitoraggio delle deposizioni throughfall
La strategia di campionamento deve essere scelta in modo da garantire risultati che siano il più possibile rappresentativi dell'area di saggio. Questo significa che il numero di campionatori e la loro disposizione deve essere tale da coprire la variabilità spaziale della deposizione sottochioma. Inoltre, in boschi decidui è necessario campionare anche l'acqua di pioggia che scorre lungo il fusto delle piante (*stemflow*) per poter valutare correttamente l'intero flusso che attraversa un ecosistema forestale. Per i boschi di conifere questo tipo di campionamento non è invece essenziale in quanto contribuisce in minor percentuale alla deposizione al suolo.

Campionatori throughfall *e* stemflow
I campionatori sottochioma sono generalmente costituiti da bottiglie sormontate da imbuti (*figura 3.15*) oppure da lunghi canali di raccolta. Poiché il materiale utilizzato non deve interferire con il tipo di analisi che si intende condurre, si impiegano, generalmente, recipienti in polietilene sia per lo studio dei macrocostituenti ionici che dei metalli. Nel secondo caso è necessario un prelavaggio con acido nitrico. Le dimensioni del recipiente devono essere sufficienti a contenere la maggiore quantità di pioggia attesa nella località in cui si conduce il monitoraggio. Per esempio, nel caso in cui si conosca l'entità massima degli eventi settimanali, quando venga adottata una frequenza di prelievo di questa durata, ed eventualmente il periodo di ritorno, cioè la frequenza con cui si verificano negli anni, un semplice calcolo consente di valutare il volume (dm^3) del recipiente

$$(f/2)^2 \; p_M / 100 = V_{max}$$

dove:
f = diametro dell'imbuto (dm);
p_M = massima quantità di pioggia settimanale (mm).

La corretta definizione del volume dei recipienti è essenziale per impedire la perdita di campioni che, trattandosi degli eventi di maggiore entità, possono contribuire in modo rilevante all'incertezza del valore del flusso di deposizione.

Il numero dei campionatori dipende invece dalla superficie e dalle caratteristiche geomorfologiche e vegetazionali dell'area di saggio; i protocolli internazionali ICP-Forests suggeriscono di utilizzare da 4 a 10 campionatori per un'area di 1000 m^2. I campionatori vanno collocati a 1 metro dal suolo per evitare possibili contaminazioni e vanno protetti dal sole e dal surriscaldamento. All'interno dell'area di saggio i campionatori possono essere disposti attorno agli alberi, casualmente o secondo un disegno sistematico, per esempio lungo le diagonali di un'area quadrata. È opportuno verificare l'entità della variabilità spaziale analizzando uno o più parametri (per esempio la conducibilità elettrica dei campioni acquosi) in ogni singolo campione sottochioma, per un numero significativo di volte. La conducibilità (µS/cm) è un'ottima variabile per la misura della

disomogeneità dei flussi sottochioma, in particolare per le specie presenti in maggiore concentrazione nelle deposizioni umide: solfati, nitrati, cloruri, idrogenioni / idrogenocarbonati, ammonio, calcio, magnesio, sodio, potassio, essendo rappresentativa dei singoli contributi di ognuna delle specie presenti secondo la relazione

$$\chi = \sum \chi_i \lambda_i$$

dove:
χ_i = concentrazione ionica (eq / l) della specie i-esima;
λ_i = conducibilità specifica a diluizione infinita (S cm^2 / eq).

La conducibilità (c) è determinabile in modo semplice e rapido con piccoli e maneggevoli strumenti portatili, ma richiede un'attenta procedura che tenga conto della misura della temperatura del campione, essendo questa in grado di influenzarne i valori per circa il 2% per grado centigrado.

I campionatori *stemflow* devono essere attaccati direttamente sul tronco degli alberi appartenenti alla specie dominante all'interno dell'area di saggio e sono costituiti da tubi a spirale o da collari in gomma posti sul tronco a un'altezza di 0,5-1,5 m rispetto al suolo. La variabilità della deposizione lungo il tronco è piuttosto ampia e dipende dalla specie e dalla dimensione degli alberi; le differenze maggiori si hanno tra le specie arboree con i rami rivolti verso l'alto (per esempio le latifoglie) e quelle con i rami rivolti verso il basso (per esempio gli abeti). Nel primo caso lo *stemflow* costituisce dal 10 al 40% della precipitazione misurata in campo aperto, mentre nel secondo caso è inferiore all'1%. Generalmente i protocolli consigliano di utilizzare da 5 a 10 campionatori per area di saggio e, se le dimensioni degli alberi non sono omogenee, occorre campionare alberi con diverso diametro e volume della chioma.

*Campionatori in campo aperto (*open field*)*
Il campionamento delle deposizioni *throughfall* e *stemflow* deve essere affiancato dal campionamento delle deposizioni umide in una zona priva di alberi adiacente all'area di saggio. Si possono utilizzare recipienti che rimangono sempre aperti (campionatori bulk), che non necessitano di alcuna alimentazione elettrica, oppure campionatori *wet-only*, che si aprono solo in presenza di pioggia. I campionatori bulk raccolgono anche parte della deposizione secca, soprattutto il particolato che si deposita per gravità, il cui contributo dipende dal carico di inquinanti atmosferici presente nella zona. La scelta tra i due tipi di campionatori può quindi influire sulla stima della deposizione secca per alcune specie ioniche, calcolata come differenza tra deposizione sottochioma e deposizione umida (in campo aperto). Il protocollo ICP suggerisce di utilizzare due campionatori *open field* per ogni area di saggio in modo da ridurre il rischio di perdere i campioni, per esempio, nel caso di episodi di contaminazione. È infine importante poter comparare i volumi di pioggia misurati nei campionatori bulk o *wet-only* con quelli ottenuti impiegando un pluviografo meccanico o automatico.

Procedure analitiche
Nell'ambito di un monitoraggio delle deposizioni atmosferiche sottochioma le varia-

bili che solitamente devono essere determinate si possono suddividere tra quelle necessarie per comparazioni su scala europea e quelle considerate secondarie, ma necessarie per avere un quadro più completo di informazioni su scala regionale. Nel primo gruppo rientrano le misure di pH e conducibilità, dei cationi basici (calcio, magnesio, sodio e potassio), dell'azoto ammoniacale, degli anioni, quali cloruri, nitrati e solfati, quindi dell'azoto totale e infine dell'alcalinità per campioni con pH superiore a 5 unità (*tabella 3.12*).

Tipo	Unità	Metodo consigliato
Volume	l	Volumetrico con cilindro graduato con divisioni da 1/100 o per pesata con bilancia tecnica
Conducibilità	µS/cm a 20°C	Conduttimetrico e taratura annuale della costante di cella
pH		Potenziometrico, con taratura con 2 tamponi di pH
Alcalinità	µeq/l	Titolazione potenziometrica a 2 *end-point*
Solfati	mg SO_4/l	Cromatografia ionica
Nitrati	mg N-NO_3/l	Cromatografia ionica
Cloruri	mg Cl/l	Cromatografia ionica
Calcio	mg Ca/l	Cromatografia ionica
Magnesio	mg Mg/l	Cromatografia ionica
Sodio	mg Na/l	Cromatografia ionica
Potassio	mg K/l	Cromatografia ionica
Ammonio	mg N-NH_4/l	Assorbimento molecolare (reazione: blu indofenolo)

Tabella 3.12 - *Principali variabili fisiche e specie chimiche determinate nelle deposizioni atmosferiche umide:* wet *e* throughfall.

Come già precedentemente accennato, queste specie chimiche rendono conto della maggiore o minore acidità (idrogenioni, solfati e nitrati), della influenza della natura geochimica del suolo (calcio, magnesio e potassio), delle emissioni agricole (ammonio), della distanza dal mare (sodio e cloruri), oltre a essere le più abbondanti in fase disciolta.

Tra le specie opzionali possono assumere una particolare importanza i metalli in traccia come alluminio, manganese, ferro, piombo, cadmio, mercurio, zinco e rame. La determinazione dei fosfati può invece essere utile per verificare eventuali contaminazioni dovute agli escrementi degli uccelli.

Altre variabili chimiche di interesse per le deposizioni in campo aperto sono i formiati, gli acetati e gli ossalati, la cui presenza è strettamente legata ai fenomeni ossidativi che avvengono in atmosfera su composti di origine naturale o antropica; nelle acque sottochioma di grande interesse è la determinazione del carbonio organico disciolto (DOC), testimone del rilascio di specie organiche scarsamente ionizzate, ma in grado di contribuire al bilancio di carica complessivo.

3.2.3 Discussione

3.2.3.1 Limiti d'uso

La valutazione delle eccedenze dei flussi di specie acidificanti rispetto ai carichi considerati critici richiede la valutazione corretta e approfondita del reale carico atmosferico che perviene agli ecosistemi naturali, siano essi terrestri o acquatici.

La mappatura del carico atmosferico al suolo è molto difficile da realizzare in modo estensivo, non essendo ancora disponibili strumenti in grado di effettuare una stima adeguata del flusso totale a scala regionale mediante il monitoraggio. A tale scopo esistono tre gruppi di metodi che vengono utilizzati a seconda della scala:

- modelli di trasporto a lunga distanza;
- combinazione di modelli ad alta risoluzione con dati di reti di misura;
- misure puntuali di concentrazioni di inquinanti in aria, deposizioni *wet/*bulk, misure micrometeorologiche, flussi *throughfall* e infine misure di concentrazioni di specie nelle acque di bacini idrografici campione.

Il primo gruppo porta a stime medie dei flussi di deposizione su griglie spaziali molto ampie (da circa 10 x 10 fino a 150 x 150 km), poco adatte a valutazioni ambientali degli effetti degli inquinanti, ma utili per la definizione di scenari per il contenimento delle emissioni.

Il secondo gruppo tende a risolvere la valutazione della deposizione totale attraverso la combinazione di metodi a larga scala con metodologie di interpolazione delle misure dirette dei flussi ottenute da reti sufficientemente dense, considerando, se disponibili, misure di deposizione con metodi inferenziali. Questo approccio consente una definizione a scale regionali con griglie comprese tra 1x1 e 10x10 km, con un'adeguata rispondenza tra emissioni e flussi di deposizione.

Il terzo gruppo di metodi, invece, è utile per valutazioni locali delle eccedenze dei carichi rispetto ai valori critici, perché i risultati non sono in genere correlabili con le emissioni e tantomeno le reti di misura sono abbastanza dense da coprire intere aree regionali o nazionali.

In particolare, la valutazione della deposizione atmosferica su superfici come quelle forestate è complessa, difficilmente interpolabile attraverso modelli, ma non trascurabile essendo il suo apporto superiore rispetto ad aree non coperte da vegetazione. In questo contesto le deposizioni sottochioma assumono un ruolo chiave per correggere il flusso di deposizione totale rispetto a quello determinato mediante collettori bulk e per comparazioni con misure ottenute tramite i metodi inferenziali. Ciononostante anche l'uso delle deposizioni *throughfall*, come già accennato nel paragrafo precedente, presenta alcune limitazioni dovute all'interazione degli inquinanti con gli organi fogliari e ad altre incertezze legate invece alla metodologia. La rappresentatività del campionamento è certamente tra i fattori limitanti più importanti da considerare nell'interpretazione dei flussi medi di deposizione. Generalmente il campionamento sottochioma fornisce dati di deposizione relativi a una piccola area forestata che vengono però estrapolati all'intera foresta, supponendo che questa sia un'area uniforme. In questo modo la possibile variabilità spaziale su piccola scala all'interno della foresta non viene considerata. Alcuni studi, per esempio, hanno dimostrato che la deposizione sottochioma aumenta considerevolmente passando dalla zona centrale alla porzione periferica del bosco confinante con le radure, mentre al-

l'interno del bosco è strettamente correlata alla distanza dai tronchi e alle dimensioni degli alberi (Beier *et al.*, 1993).

In due aree valtellinesi, Val Gerola e Val Masino, dove dal 1994 è in corso una campagna di campionamento delle deposizioni sottochioma (per maggiori informazioni si rimanda al Capitolo 4) è stata valutata la distribuzione spaziale dei carichi di azoto e zolfo (Balestrini *et al*., 1996). Nel sito forestale della Val Gerola si è riscontrata una distribuzione molto disomogenea con un carico al suolo che, per l'azoto inorganico, varia da 200 a 2000 mg / m^2 anno, mentre in Val Masino la variabilità spaziale è molto più contenuta (700-1100 mg / m^2 anno). Diversi fattori possono spiegare l'eterogeneità di Val Gerola: la maggiore pendenza (50%), la minore densità di alberi (0,018 alberi / m^2 rispetto a 0,032 a Val Masino), un maggiore grado di trasparenza delle chiome. La misura della variabilità spaziale costituisce quindi un'informazione molto utile perché consente una valutazione più realistica e critica delle misure di carico ottenute usando solo i valori medi o mediani.

3.2.3.2 Stato delle ricerche

Studio delle deposizioni atmosferiche in Lombardia. Le caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche umide in Italia settentrionale sono sufficientemente note da oltre un quindicennio, almeno per gli aspetti più rilevanti: acidità, composizione ionica di base, stagionalità. Non ancora ben conosciuta è invece la variabilità spaziale, sia in relazione alla complessa orografia alpina, che alla disomogenea distribuzione territoriale delle stazioni di campionamento. Ancora meno conosciuta è la variabilità temporale su lungo periodo, essendo ridotte a poche unità le stazioni attive ininterrottamente da almeno un decennio. Alcune stazioni sono inoltre poste in zone non adatte a valutazioni di questo tipo, a causa delle interferenze locali.

In Lombardia fino alla fine degli anni Settanta erano disponibili solo sporadici dati relativi a un campionamento annuale condotto a Como, in poche altre stazioni in provincia di Varese e a Milano. Nel periodo in oggetto era diffuso l'uso del sistema di campionamento bulk che, nonostante le numerose perplessità nei riguardi della rappresentatività ambientale dei valori dei flussi forniti, ha costituito per anni l'unico sistema di campionamento a costi contenuti, utilizzabile in grandi reti di misura delle caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche. Anche la prima rete realizzata nell'Italia settentrionale nel 1982 / 84 (Decet e Mosello, 1994) adottò il raccoglitore bulk nelle oltre 40 stazioni di misura, molte delle quali localizzate in Lombardia. Il quadro di insieme della qualità delle deposizioni umide che emergeva dai risultati, ottenuti dopo una rigorosa selezione delle misure mediante una serie di regolari intercalibrazioni, metteva in luce per la prima volta l'esistenza di una vasta area soggetta a deposizioni umide acide nel settore nord occidentale dell'Italia settentrionale, compresa tra il lago di Como e il lago Maggiore e che si spingeva fino al vicino Cantone Ticino. In questo territorio l'acidificazione delle deposizioni raggiungeva valori di pH medi ponderati annui oscillanti tra 4,1 e 4,5 unità.

I risultati ottenuti dalla prima rete di misura italiana e i relativi protocolli operativi adottati costituirono la base di partenza per la realizzazione della rete nazionale di monitoraggio delle deposizioni umide: la "Rete Italiana DEPosizioni atmosferiche" (RIDEP), che ha operato utilizzando un campionatore *wet-only* dal 1988 al 1992 con un numero complessivo di 142 stazioni, prevalentemente localizzate nella porzione centro-settentrionale del territorio nazionale (Mosello, 1993).

La rete RIDEP ha confermato i risultati della precedente campagna condotta nel 1982-84, in particolare avvalorando il quadro emerso per la Lombardia. In quest'area le principali caratteristiche idrochimiche delle 17 stazioni che hanno operato per almeno tre anni si possono riassumere come segue: il contenuto di specie acidificanti (solfati, nitrati e ammonio) è distribuito in modo asimmetrico, con le concentrazioni maggiori che interessano il territorio delle province di Varese e di Como, mentre i valori più bassi si riscontrano nella porzione orientale delle regione. Anche in direzione sud-nord si osserva un gradiente delle concentrazioni, con i valori maggiori nelle stazioni di pianura in prossimità delle grandi aree urbanizzate e quelli minori nelle stazioni alpine collocate in fondovalle, con valori medi che progressivamente diminuiscono con il crescere della quota.

La buona concordanza tra misure *wet* e bulk ottenute nelle due campagne di studio (1982/84 e RIDEP) ha consentito di evidenziare un'equivalenza nella risposta complessiva tra i due sistemi di misura, almeno sul piano della variabilità territoriale. In realtà, in anni recenti, si è assistito a una rivalutazione del sistema bulk rispetto al campionatore *wet-only*, in quanto fornisce risultati che sono più rappresentativi di valori prossimi a quelli delle deposizioni totali.

Il quadro complessivo delle deposizioni atmosferiche in Lombardia a metà degli anni Novanta mostra quindi ancora un quadro complessivamente disomogeneo in termini spaziali. Per ovviare a questo problema si è cercato di definire un criterio empirico di valutazione dei flussi che tenesse in considerazione alcuni dei fattori ritenuti determinanti sulla variazione della qualità delle deposizioni atmosferiche a livello locale: la quota, la distanza dalle sorgenti di emissione antropica, l'entità delle emissioni, quantificate in relazione alla popolazione e agli addetti industriali. Il modello empirico così predisposto, definito attraverso l'Indice Morfo-Antropico (IMA), si è rivelato utile per condurre un primo tentativo di mettere in relazione il carico atmosferico di specie acidificanti e di nutrienti con il deperimento forestale (Tagliaferri *et al.*, 1995), evidenziando un elevato carico di azoto nelle stazioni della fascia prealpina, che maggiormente risente dell'effetto orografico sulla quantità delle precipitazioni umide.

Studi dell'interazione tra deposizioni atmosferiche ed ecosistemi forestali in Lombardia. Nel 1989, con la realizzazione della rete RIDEP, è stata avviata una collaborazione scientifica tra l'Azienda Regionale delle Foreste (ARF) e l'IRSA di Brugherio, che ha consentito di iniziare il rilevamento delle caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche umide in tre località situate su un asse sud-nord che collega idealmente l'area metropolitana milanese, assunta come principale fonte di immissione d'inquinanti in atmosfera, e la Valtellina (Tartari *et al.*, 1994). Questa indagine ha permesso di confermare la diminuzione dei livelli di concentrazione degli inquinanti procedendo da sud a nord, in linea con quanto emerso in ambito RIDEP. Tale attività ha costituito lo spunto per l'approfondimento della complessa problematica relativa al ruolo degli inquinanti atmosferici sul grado di deperimento degli ecosistemi forestali, che è diventato, nel 1994, l'obiettivo principale di un'indagine IRSA/ARF sulle deposizioni atmosferiche sottochioma e in campo aperto in due siti forestali della Valtellina, "Val Masino" e "Val Gerola", caratterizzati da un differente grado di deperimento, condotta nell'ambito di un progetto promosso dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente (Capitolo 4).

Considerando il crescente interesse verso la definizione dei carichi critici per i suoli forestali e le relative stime dei flussi eccedenti, a partire dal giugno 1995, nell'ambito del progetto (ECAFO), l'IRSA e l'ARF hanno quindi avviato il monitoraggio dei flussi di deposizione atmosferica totale in alcune località lombarde caratteristiche della fascia di transizione tra l'area pedemontana e alpina, aree che già risentono dell'effetto orografico sulla deposizione al suolo degli inquinanti. In prossimità di tali siti è presente la maggior parte dei corpi acquatici superficiali della Lombardia (laghi Briantei, lago di Garda, Iseo, Como, Varese e Maggiore) oltre alle principali superfici forestali regionali.

Il quadro dei risultati fino a oggi ottenuti è riportato nel Capitolo 4 a cui si rimanda per ogni approfondimento. L'esperienza condotta ha avuto una significativa ricaduta in termini di sviluppo di attività di studio interdisciplinari avendo consentito e costretto l'avvicinamento e il confronto tra chimici, biologi, forestali ecc. su un comune oggetto di indagine. Da tale impostazione non è infatti più lecito prescindere quando sono in gioco indagini sui fenomeni di stress ambientale e azioni pianificatorie relative a interventi di salvaguardia, sebbene sia arduo considerare tale approccio agevole e semplice da praticare.

Bibliografia

Balestrini, **R.**, **Galli, L.**, **Tagliaferri**, **A.** e **Tartari**, **G.** (in press). Factors influencing the study of throughfall deposition in two North Italian forest sites (Valtellina, Lombardy). *Chemosphere*.

Beier, **C.**, **Hansen**, **K.** e **Gundersen**, **P.** 1993. Spatial variability of throughfall fluxes in a spruce forest. *Environ. Pollut*., 81, 257-267.

Butler, **T. J.** e **Likens**, **G. E.** 1995. A direct comparison of throughfall plus stemflow to estimates of dry and total deposition for sulfur and nitrogen. *Atmos. Environ.*, 29, (11), 1253-1265.

Catenacci, **G.**, **Borgarello**, **M.**, **Brusasca**, **G.**, **Cavicchioli**, **C.** e **Manzi**, **G.** 1993. 1° Simposio Nazionale "Strategie e tecniche di monitoraggio dell'atmosfera", Roma, 20-22 settembre, 152.

Dasch, **M. J.** 1985. Direct measurement of dry deposition to a polyethilene bucket and various surrogate surfaces. *Environ. Sci Technol.*, 19, 721-725.

Decet, **F.** e **Mosello**, **R.** 1994. Le indagini chimiche sulle piogge in Europa tra '700 e '800. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 49, 47.

Draijers, **G. P. J.**, **Van Ek**, **R.** e **Meijers**, **R.** 1992. Research on the impact of forest stand structure on atmospheric deposition. *Environ. Pollut.*, 75, 243-249.

Hetteling, **J.**, **De Vries**, **W.**, **Schopp**, **W.**, **Downing**, **R. J.** e **De Smet**, **P. A. M.** 1991. Mapping critical loads for Europe. CCE Technical Report No. 1. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Coordination Center for Effects, 31-43.

Hicks, **B. B.** 1986. Measuring dry deposition: a re-assessment of the state of the art. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 30, 75-90.

Lindberg, **S. E.** e **Garten Jr.**, **C. T.** 1988. Sources of sulphur in forest canopy throughfall. *Nature*, 336, 148-151.

Lovett, **G. M.** e **Lindberg**, **S. E.** 1984. Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. *J. Appl. Ecol.*, 21, 1013-1027.

Mosello, **R.** 1993. Rapporto sull'attività della rete RIDEP nel quinquennio 1988-1992. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 44, 118.

Nicholson, **K. W.** 1988. The dry deposition of

small particles: a review of experimental measurements. *Atmos. Environ.*, 22, 2653-2666.

Nilsson, **J.** e **Grennfelt**, **P.** 1988. Critical load for sulphur and nitrogen. *Nord*, 16, 1-31.

Pahl, **S.**, **Winkler**, **P.**, **Schneider**, **T.**, **Arends**, **B.**, **Schell**, **D.**, **Maser**, **R.** e **Wobrock**, **W.** 1994. Deposition of trace substances via cloud interception on a coniferous forest at Kleiner Felberg. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 19, 231-252.

Seung-Muk, **Y.**, **Holsen**, **T.** e **Noll**, **K. E.** 1997. Comparison of dry deposition predicted from models and measured with a water surface sampler. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 272-278.

Smith, **W. H.** 1990. Air pollution and forests. Springer-Verlag, New York, 1-616.

Sverdrup, **H.**, **Warfvinge**, **P.**, **Frogner**, **T.**, **Haoya**, **A. O.**, **Johansson**, **M.** e **Andersen**, **B.** 1992. Critical loads for forest soils in the nordic countries. *Ambio*, 21, No. 5, 348-368.

Tagliaferri, **A.**, **Di Girolamo**, **F.**, **Tartari**, **G.** e **Elli**, **M.** 1995. New-type forestry damage and wet deposition in Lombardy. *Agr. Med. Special Volume*, 266-277.

Tartari, **G.**, **Consuma**, **A.**, **Balestrini**, **R.**, **Valsecchi**, **S.** e **Camusso**, **M.** 1995. Total atmospheric deposition measurements using an innovative dry deposition sampler. *Life Chemistry Rep.*, 13, 159-175.

Tukey, **H. B.** 1970. The leaching of substances from plants. *Ann. Rev. Pl. Phis.*, 21, 305-324.

Turunen, **M.** e **Huttunen**, **S.** 1990. A review of the response of epicuticular wax of conifer needles to air pollution. *J. Envir. Qual.*, 19, 35-45.

Ulrich, **B.** e **Pankrath**, **J.** 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO_2, alkali cations and chloride. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Netherlands, 33-55.

Warfinge, **P.** e **Sverdrup**, **H.** 1992. Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE - a steady state soil chemistry model. *Water, Air and Soil Pollut.*, 63, 119-143.

3.3 Azione dei metalli pesanti - *Alberto Rivetta* e *Maurizio Cocucci*

3.3.1 Assunzione e traslocazione dei metalli pesanti nelle piante

Metalli pesanti tossici presenti naturalmente o provenienti da attività antropiche possono contaminare i vegetali, tra cui le specie forestali, attraverso deposizione diretta (deposizioni secche e umide) oppure attraverso l'assorbimento radicale dal suolo (Seaward e Richardson, 1990). Generalmente i metalli pesanti che si depositano sulle foglie dei vegetali sono relativamente poco disponibili per la pianta e appartengono alla frazione facilmente scambiabile soprattutto con soluzioni acide (in natura piogge acide). Una volta raggiunto il suolo, la dinamica dei metalli pesanti dipende in gran parte dalla quantità di sostanza organica presente, e la loro biodisponibilità dipende dall'adsorbimento, dalla formazione di complessi stabili e dalla precipitazione di composti poco solubili (Hagemeyer *et al.*, 1986; Friedland, 1990). I metalli pesanti sono assorbiti dai vegetali, traslocati e in alcuni casi accumulati nei diversi tessuti. Il contenuto totale presente nei vari organi dell'organismo vegetale dipendono dalle caratte-

ristiche termodinamiche, cinetiche e biochimiche con cui tali metalli sono trasportati, in relazione anche ai loro bersagli molecolari di tossicità e alla capacità di attivare meccanismi di detossificazione.

I processi di assorbimento dei metalli pesanti da parte delle cellule vegetali sono poco conosciuti e soprattutto le specie forestali, a causa delle loro caratteristiche biologiche, non sono state spesso utilizzate come modelli per lo studio degli effetti dei metalli pesanti. Alcuni lavori suggeriscono che il trasporto di tali elementi tossici (Cd, Cr, As, Cs ecc.) attraverso la membrana plasmatica sia mediato dai sistemi di trasporto (trasportatori, canali) normalmente utilizzati per i macro e micronutrienti minerali, che mostrano scarsa selettività per l'elemento trasportato. Sono noti infatti la competizione tra Cd e Ca, tra K e Cs e il movimento del Cr attraverso il trasportatore del solfato e quello dell'As mediato dal trasportatore del fosfato (Zaccheo *et al.*, 1985; Meharg, 1994; Rivetta *et al.*, 1997; Sacchi *et al.*, 1997). È interessante osservare che la presenza di metalli pesanti appare superiore in quegli organi che possiedono minore capacità di selezione nella traslocazione dei nutrienti. Così gli organi che non hanno apparato vascolare ben sviluppato e che quindi non presentano il sistema di caricamento dello xilema accumulano nelle cellule livelli più elevati di metalli pesanti. Anche in un intervallo di concentrazione per cui i metalli pesanti non risultano fortemente tossici per la pianta, l'azione dei metalli pesanti può determinare grossi squilibri nutrizionali attraverso la competizione con i nutrienti minerali a livello dei sistemi di trasporto. Per esempio, i livelli di K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} e Mn^{2+} nelle radici di giovani alberi di faggio (*Fagus sylvatica*) si riducono significativamente già in presenza di livelli relativamente bassi di Pb^{2+} e Cd^{2+} (Breckle e Kahble, 1992), suggerendo che l'assorbimento di cationi minerali nutrienti può essere influenzato dallo stress da metalli pesanti anche in piante forestali.

Una volta assorbiti dalla pianta i metalli pesanti possono accumularsi nella radice o essere caricati nello xilema e quindi traslocati alle foglie e accumularsi nella parte aerea. Nel caso delle piante arboree forestali è stata evidenziata la presenza di metalli pesanti anche nel legno, ma la concentrazione di tali metalli negli anelli di accrescimento annuale non sempre risulta essere un indicatore valido dell'inquinamento di una certa annata, in quanto i metalli potrebbero diffondere o essere trasportati anche trasversalmente attraverso i raggi midollari (Friedland e Johnson, 1985; Seaward e Richardson, 1990). La traslocazione con ogni probabilità coinvolge molecole chelanti a basso peso molecolare (acidi organici, aminoacidi, aminoacidi modificati) che possono essere responsabili anche della traslocazione dei metalli pesanti. Anche i meccanismi attraverso i quali i metalli pesanti esplicano la loro azione tossica sono scarsamente conosciuti. Alcune evidenze suggeriscono una loro azione tossica nell'indurre alterazioni nella permeabilità e funzionalità della membrana plasmatica, nell'interferire con i gruppi sulfidrilici di proteine enzimatiche e strutturali e nell'indurre squilibri nutrizionali, soprattutto a carico di micronutrienti essenziali. Le risposte delle piante alla presenza di metalli pesanti tossici sono numerose e una particolare tolleranza o sensibilità si basa su diversi possibili meccanismi, quali il mancato assorbimento o una esclusione attiva che si realizza mediante la regolazione dei meccanismi di influsso o efflusso dalle cellule radicali pruomovendone l'estrusione; una riduzione delle loro forme disponibili per l'assorbimento radicale realizzata dalle piante mediante la produzione di essudati radicali in grado di immobilizzarli nella rizosfera;

l'attivazione di meccanismi cellulari di compartimentazione degli ioni tossici nel vacuolo e la loro complessazione con acidi organici o il sequestro da parte di fitochelatine, peptidi a basso peso molecolare, ricchi di cisteina (gruppi -SH) in grado di essere trasportate nel vacuolo (Rauser, 1995); l'attivazione di enzimi legati al metabolismo ossidativo (omeostasi ossido-riduttiva) e alla detossificazione di forme di ossigeno attive che possono accumularsi in seguito alla presenza di alcuni metalli pesanti (Van Assche e Clijster, 1990).

3.3.2 Metalli pesanti e degrado delle foreste

È difficile attribuire una sola causa del danno forestale in quanto probabilmente numerosi fattori (inquinanti atmosferici di varia natura, acidi, ossidanti ecc.) sono implicati nei fenomeni di degrado forestale (il cosiddetto *forest decline*) descritti negli Stati Uniti e in Europa. Tuttavia i metalli pesanti potrebbero essere in parte responsabili di tale fenomeno poiché spesso il modello delle deposizioni secche e umide contenenti metalli pesanti è stato correlato con il *forest decline* (Johnson *et al.*, 1982; Burton *et al.*, 1983; Friedland e Johnson, 1985; Friedland *et al.*, 1986; Hagemeyer *et al.*, 1986; Herrick e Friedland, 1990).

È stato evidenziato che nei pressi delle grosse reti autostradali l'inquinamento da piombo può estendersi per molte centinaia di metri. Un'opportunità per valutare l'impatto di tale fonte di inquinamento sulla vegetazione si è presentata con la chiusura di un tunnel autostradale in Svizzera, nella regione dello Jura. Campioni di rami di abete bianco (*Abies alba*) erano raccolti attorno al tunnel in aree a cerchi concentrici a distanze di 1, 2, 3 e 4 km nella primavera prima della chiusura del tunnel. La chiusura del tunnel portò a una riduzione di circa il 70% del contenuto di Pb^{2+} negli aghi, anche a 2-3 km di distanza (Seaward e Richardson, 1990). L'analisi della crescita dei rami, condotta anche su alberi di faggio nei quattro anni precedenti la chiusura, mostrava una progressiva riduzione dell'accrescimento, che però si interruppe bruscamente quando il tunnel venne chiuso. È probabile comunque che anche gli alti livelli di altri inquinanti atmosferici (per esempio l'ozono) contribuiscano alla riduzione di crescita delle piante o potrebbe essere possibile un'azione sinergica tra i due inquinanti.

In un recente studio condotto su specie arboree di una foresta del massiccio del Whiteface Mountain, Adirondack Mountins, New York è stato evidenziata la possibilità di coinvolgimento dei metalli pesanti nel degrado forestale. In particolare, sono state studiate le variazioni dei livelli di fitochelatine, parametro fisiologico bioindicatore molto sensibile alla presenza di metalli pesanti (per esempio Cd^{2+}), che ne permette la misura indiretta. I livelli di fitochelatine, riferiti al contenuto di proteine, nelle foglie dell'anno di alberi di *Picea rubens* (una delle specie in declino) erano sempre maggiori di quelli di *Abies balsamea* (una specie non in declino) e l'elevato livello di tali peptidi in *Picea rubens* fornisce una prima evidenza del possibile coinvolgimento dello stress da metalli in tracce nel degrado forestale (Gawel *et al.*, 1996).

L'azione dei metalli pesanti su specie arboree forestali può esplicarsi a diversi livelli e le risposte di tali piante alla presenza di tali elementi tossici sono molto simili a quelle che si conoscono per altri organismi vegetali. Un recente lavoro condotto utilizzando giovani alberi di faggio cresciuti in suolo posto in recipienti particolari che permettono di osservare il comportamento delle radici ha evidenziato che la presenza di 44 mg/(kg suolo) di $Pb(NO_3)_2$ e 7 mg/(kg suolo) di $Cd(NO_3)_2$ riduceva di circa il

30% l'allungamento e la biomassa radicale dopo due mesi di esposizione (Breckle e Kahle, 1992). Inoltre l'architettura dell'apparato radicale cambiava, le radici diventavano più ramificate e più dense con un più elevato numero di radici secondarie e terziarie; in più, la formazione di peli radicali era fortemente inibita. Se i due metalli pesanti erano somministrati contemporaneamente, essi mostravano azione sinergica sull'inibizione dell'incremento di crescita radicale. Altri parametri di crescita quali l'incremento di area fogliare, il peso secco e il diametro dei fusti, l'allungamento della parte epigea erano fortemente influenzati dalla presenza dei due metalli. Anche la traspirazione, misurata con un porometro, può essere fortemente inibita dalla presenza di metalli pesanti (Hagemeyer *et al.*, 1986; Breckle e Kahle, 1992). È interessante notare che la presenza di Pb^{2+} e Cd^{2+} nel substrato di crescita riducevano il tempo di vegetazione di giovani alberi di faggio: in primavera l'apertura delle gemme e la formazione delle foglie era ritardata e i sintomi di senescenza (degradazione della clorofilla e appassimento delle foglie) apparivano in anticipo rispetto alle piante controllo; già in presenza di bassi livelli di piombo e cadmio la riduzione del periodo vegetativo era fino a 10 giorni (Breckle e Kable, 1992).

Un importante fattore che può determinare la possibilità di un maggiore o minore assorbimento di metalli pesanti da parte di specie arboree forestali e quindi di esplicare con gradi diversi la loro azione tossica, che si riflette successivamente sulla crescita, è la presenza di micorrize a livello radicale (Jentschke *et al.*, 1991). È noto che la presenza di micorrize risulta determinante nello sviluppo delle foreste, giocando un ruolo importante nell'approvvigionamento dei nutrienti da parte della pianta (George *et al.*, 1992). In un recente lavoro (Dixon e Buschema, 1988) è stato mostrato che piante di *Pinus banksiana* e di *Picea glauca* di 12 settimane, inoculate oppure no con il fungo *Suillus luteus*, che forma ectomicorrize, riducevano significativamente la velocità di colonizzazione ectomicorrizica quando cresciute in un substrato sabbioso contenente diversi livelli di Cd^{2+}, Cu^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+} e Zn^{2+}. La crescita delle piante non micorrizate esposte a metalli pesanti era ridotta rispetto alla crescita delle piante micorrizate. Il livello dei metalli pesanti negli aghi delle piante micorrizate era più basso in presenza delle più basse concentrazioni di metalli. Tuttavia, a concentrazioni di metalli nel suolo più elevate, i contenuti di metalli nelle foglie erano del tutto simili. Questi risultati suggeriscono che la colonizzazione ectomicorrizica era in grado di proteggere *Pinus* e *Picea* dalla tossicità dei metalli pesanti. I meccanismi coinvolti sono ancora poco spiegati, anche se si ipotizza un ruolo chelante della parete cellulare del fungo o il sequestro intracellulare da parte del micobionte.

3.3.3 Monitoraggio forestale e analisi dei metalli

Nell'ambito del programma di sorveglianza dello stato delle foreste su scala europea, la Commissione economica per l'Europa delle Nazioni Unite (ECE, ONU, 1997) ha redatto un manuale nel quale sono riportati i metodi e i criteri per il campionamento, il monitoraggio e l'analisi degli effetti dell'inquinamento (soprattutto dell'aria) sulle foreste, in relazione alle normative contenute nella GU della Comunità europea (L. 125, 37° anno, 18 maggio 1994). Tali regole risultano importanti per poter disporre di dati confrontabili, ottenuti in diversi laboratori e su specie arboree cresciute in condizioni ambientali molto diverse tra loro.

I metodi riportati in questi due documenti prevedono, a tre diversi livelli di sorve-

glianza (estensiva, livello I; intensiva, livello II; obbligatoria, livello III), la valutazione dello stato nutrizionale della varie specie arboree (decidue e sempreverdi) mediante l'analisi fogliare del contenuto di macro e microelementi e di metalli presenti in tracce, come indice dello stato di salute degli alberi.

Generalmente, il contenuto di nutrienti minerali viene valutato previa digestione del materiale vegetale (foglie, legno ecc.) in ambiente acido e/o in condizioni ossidanti, a elevata temperatura, a pressione atmosferica oppure sotto pressione (Breckle e Kahle, 1992). Successivamente è possibile effettuare il dosaggio dei livelli degli elementi nutritivi mediante diversi metodi analitici (colorimetrici, spettrofotometrici, tramite elettrodi iono-selettivi ecc.). In particolare, per quanto riguarda la determinazione dei livelli totali (frazione libera e legata) di metalli pesanti nelle foglie, uno dei metodi più utilizzati è quello che prevede una digestione in ambiente acido e ossidante (per esempio HNO_3:H_2SO_4:$HClO_4$ 5:1:1 in volume) seguito da dosaggio mediante spettrofotometria di assorbimento atomico (Johnson *et al.*, 1982; Burton *et al.*, 1983; Jentschke *et al.*, 1991). In molti casi è utilizzata la spettrometria al plasma accoppiato induttivamente (Friedland e Johnson, 1985; Dixon e Buschena, 1988), che permette la misura del livello di più metalli contemporaneamente.

Bibliografia

Breckle, **S. W.** e **Kahle**, **H.** 1992. Effects of toxic heavy metals (Cd, Pb) on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Vegetatio*, 101, 43-53.

Burton, **K. W.**, **Morgan**, **E.** e **Roig**, **A.** 1983. The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests. I. Upper critical and foliar concentrations. *Plant Soil*, 73, 327-336.

Dixon, **R. K.** e **Buschena**, **C. A.** 1988. Response of ectomycorrhizal *Pinus banksiana* and *Picea glauca* to heavy metals in soil. *Plant Soil*, 105, 265-271.

ECE, **ONU**. 1997. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution; International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Part IV. Sampling and Analysis of Needles and Leaves, 4th edition, in by Programme Coordinating Centre, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH), Leuschnerstr. 91, D-21031 Hamburg, Germany.

Friedland, **A. J.** 1990. The movement of metals through soils and ecosystems. In: **Jonathan Show**, **A.** (ed.). Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, Inc., Corporate Blvd, Boca Raton, Florida.

Friedland, **A. J.** e **Johnson**, **A. H.** 1985. Lead distribution and fluxes in a high-elevation forest in Northern Vermont. *J. Environ. Qual.*, 14 (3), 332-336.

Friedland, **A. J.**, **Johnson**, **A. H.** e **Siccama**, **T. G.** 1986. Zinc, Cu, Ni and Cd in the forest floor in the Northeastern United States. *Water Air Soil Poll.*, 29, 233-243.

Gawel, **J. E.**, **Ahner**, **B. A.**, **Friedland**, **A. J.** e **Morel**, **F. M. M.** 1996. Role for heavy metals in forest decline indicated by phytochelatin measurements. *Nature*, 381, 64-65.

George, **E.**, **Hässler**, **K.**, **Kothari**, **S. K.**, **Li**, **X. L.** e **Marschner**, **H.** 1992. Contribution of mycorrhizal hyphae to nutrient and water uptake of plants. In: **Read**, **D. J.**, **Lewis**, **D. H.**, **Fitter**, **A. H.** e **Alexander**, **I. J.** (eds.). Mycorrhizas in ecosystems. C.A.B. International, Wallingford, UK.

Hagemeyer, **J.**, **Kahle**, **H.**, **Breckle**, **S. W.** e **Waisel**, **Y.** 1986. Cadmium in *Fagus sylvatica* L. trees

and seedlings: leaching, uptake and interconnection with transpiration. *Water Air Soil Poll.*, 29, 347-359.

Herrick, **G. T.** e **Friedland**, **A. J.** 1990. Patterns of trace metal concentartion and acidity in montane forest soils of the Northeastern United States. *Water Air Soil Poll.*, 53, 151-157.

Jentschke, **G.**, **Fritz**, **E.** e **Godbold**, **D. L.** 1991. Distribution of lead in mycorrhizal Norway spruce seedlings. *Physiol. Plant.*, 81, 417-422.

Johnson, **A. H.**, **Siccama**, **T. G.** e **Friedland**, **A. J.** 1982. Spatial and temporal pattern of lead accumulation in the forest floor in the Northeastern United States. *J. Environ. Qual.*, 11 (4), 577-580.

Meharg, **A. A.** 1994. Integrated tolerance mechanisms: constitutive and adaptive plant responses to elevated metal concentrations in the environment. *Plant Cell Environ.*, 17, 989-993.

Rivetta, **A.**, **Noemi**, **N.** e **Cocucci**, **M.** 1997. Involvement of Ca^{2+}-calmodulin in Cd^{2+} toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus* L.) seed germination. *Plant Cell Environ.*, 20, 600-608.

Sacchi, **G. A.**, **Espen**, **L.**, **Nocito**, **F.** e **Cocucci**, **M.** 1997. Cs^{+} uptake in subapical maize root segments: mechanism and effect on H^{+} release, transmembrane electric potential and cell pH. *Plant Cell Physiol.*, 38 (3), 282-289.

Seaward, **M. R. D.** e **Richardson**, **D. H. S.** 1990. Atmospheric sources of metal pollution and effects on vegetation. In: **Jonathan Show**, **A.** (ed.). Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, Inc., Corporate Blvd, Boca Raton, Florida.

Van Assche, **F.** e **Clijsters**, **H.** 1990. Effects of metals on enzyme activity in plants. *Plant Cell Environ.*, 13, 195-206.

Zaccheo, **P.**, **Cocucci**, **M.** e **Cocucci**, **S.** 1985. Effects of Cr on proton extrusion, potassium uptake and transmembrane electric potential in maize root segments. *Plant Cell Environ.*, 8, 721-726.

Capitolo 4

Esempio di studio: il caso Valtellina

Amedeo Buffoni, Mauro G. Mariotti, Roberta Maffescioni,
Anna Maria Spinardi, Flaminio Di Girolamo, Angelo Tagliaferri,
Monica Guglini, Sergio Poli, Alessandro Rapella, Paola Nola, Guido Violini,
Giorgio Binelli, Ivan Scotti, Ryan Fink, Federica Magni, Mirella Sari-Gorla,
Cristina Tazzi, Uta Biino, Giuseppina Rabotti, Pier Luigi Genevini, Carla Astori,
Carmen Gigliotti, Giacomo Gerosa, Antonio Ballarin Denti, Renzo Bagnati,
Marco Natangelo, Silvia Mangiapan, Raffaella Balestrini e Gianni Tartari

4.1 Partecipanti alla ricerca e obiettivi

4.1.1 Organizzazione della ricerca e partecipanti

I risultati esposti costituiscono la sintesi di una sezione del Progetto di ricerca promosso e finanziato dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente dal titolo *Effetto dell'inquina - mento sui sistemi agro-forestali: tecniche biologiche di monitoraggio e recupero*, coordinato dal Prof. S. M. Cocucci dell'Università di Milano. I ricercatori erano organizzati in Unità Operative, ognuna con una propria linea di ricerca sviluppata e un responsabile scientifico.

I temi di ricerca affrontati sono stati i seguenti:

Valutazione dello stato delle foreste
Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia
Via Ponchielli 2 / 4 - 20124 Milano
Responsabile: *F. Di Girolamo.* Tel. 02-205771; fax 02-2152845
Collaboratori: A. Tagliaferri, M. Guglini, R. Maffescioni, S. Poli, A. Rapella

Indagine geobotanica
DIFCA, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 2 - 20133 Milano
Responsabile: *M. G. Mariotti.* Tel. 02-26607218; fax 02-2663057
e-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it
Collaboratore: A. Carnelli

Indagine sull'entomofauna
Istituto di Entomologia Agraria, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 2 - 20133 Milano
Responsabile: *L. Süss.* Tel. 02-2362880
Collaboratori: R. Maffescioni, S. Proserpio

Valutazione del danno genetico
Dipartimento di Genetica e Biologia dei Microorganismi, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 26 - 20133 Milano
Responsabile: *M. Sari-Gorla.* Tel. 02-26605204; fax 02-2664551
e-mail: sari@imiucca.csi.unimi.it
Collaboratori: G. Binelli, S. Ferrario, I. Scotti

Indicatori fisiologici e biochimici e analisi fogliari
DIFCA, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 2 - 20133 Milano
Responsabile: *G. Rabotti.* Tel. 02-26607217; fax 02-2663057
e-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it
Collaboratori: M. Boschetti, C. Tazzi

Analisi di microinquinanti organici nell'atmosfera e nei sistemi vegetali:
Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri"
Via Eritrea 62 - 20157 Milano

Responsabile: *Dr. R. Bagnati*. Tel. 02-390141; fax 02-39001916
e-mail: bagnati@irsmn.mnegri.it
Collaboratori: S. Mangiapan, M. Natangelo

Analisi del suolo
DIFCA, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 2 - 20133 Milano
Responsabile: *P. L. Genevini*. Tel. 02-26607230; fax 02-2663057
e-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it
Collaboratori: C. Astori, C. Gigliotti

Indagini microbiologiche del terreno
DISTAM, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 2 - 20133 Milano
Responsabile: *A. Ferrari*. Tel. 02-2367344; fax 02-70630829
e-mail: distam@imiucca.csi.it
Collaboratori: L. Allievi, A. Fontana

Accanto a questi temi di ricerca ne sono stati sviluppati altri a opera di gruppi di ricerca che si sono affiancati alle unità operative del progetto senza diretti finanziamenti da parte della Fondazione.
Tali gruppi sono stati i seguenti:

Monitoraggio delle deposizioni atmosferiche totali e carichi critici
CNR - IRSA Reparto Sperimentale di Idrobiologia Applicata
Via della Mornera 25 - 20047 Brugherio (MI)
Responsabile: *G. Tartari*. Tel. 039-2004303; fax 039-2004692
Collaboratore: R. Balestrini

Analisi dell'ozono e del particolato atmosferico
Istituto di Fisica Generale Applicata, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 16 - 20133 Milano
Responsabile: *U. Facchini*. Tel. 02-2663163
Collaboratore: R. Dell'Era

Monitoraggio del danno forestale con tecniche di telerilevamento
ENEL - Centro Ricerche Analisi Materiali - Milano
Responsabile: *R. Ambrogi*
Collaboratore: A. Buffoni

Analisi dendrocronologiche
Dipartimento di Ecologia del Territorio e degli Ambienti Terrestri- Università degli Studi di Pavia
Via S. Epifanio 14 - 27100 Pavia
Responsabile: *P. Nola*. Tel. 0382-23069; fax 0382-34240
e-mail: pnola@ipv36.unipv.it

Rilevamento del danno a livello istologico e ultrastrutturale
Istituto di Patologia Vegetale, Università degli Studi di Milano
Via Celoria 2 - 20133 Milano
Responsabile: *G. Conti*. Tel. 02-70600693; fax 02-70631287
Collaboratori: D. Maffi, G. Violini

Monitoraggio particolato atmosferico e controllo qualità dati
PMIP Milano, IV Unità Fisica
Via Juvara 22 - 20129 Milano
Responsabile: *R. Gualdi*. Tel. 02-75722284; fax 02-70124857
e-mail: cop.milano@galactica.it
Collaboratori: E. Brambilla, G. Castrofino

Monitoraggio inquinanti atmosferici organici
PMIP Milano, II Unità Chimica
Via Juvara 22 - 20129 Milano
Responsabile: *A. Cavallaro*. Tel. 02-75722252; fax 02-75722209
Collaboratore: D. Lerda

Monitoraggio degli inquinanti atmosferici inorganici
Amministrazione Provinciale di Sondrio
Via Vittorio Veneto 28 - 23100 Sondrio
Responsabile: *D. Moroni*. Tel. 0342-531111

Monitoraggio degli inquinanti atmosferici inorganici
PMIP UO Fisica e Tutela dell'Ambiente
Via Stelvio 35 - 23100 Sondrio
Responsabile: *S. Maspero*. Tel. 0342-521527; fax 0342-212552

Valutazione del danno forestale
Linnaea, Firenze
Via Sirtori 37 - 50137 Firenze
Responsabile: *M. Ferretti*. Tel. 055-608073; fax 055-608311
e-mail: mc6094@mclink.it
Collaboratore: A. Cozzi

Dati meteorologici
ERSAL
Palazzo Canova - 20090 Segrate (MI)

4.1.2 Obiettivi

La ricerca mirava a:

- caratterizzare le condizioni degli alberi forestali attraverso la valutazione delle alterazioni: della chioma, della struttura della ramificazione, dei modelli di accrescimento, dei danni a livello istologico, ultrastrutturale e genetico;

- approfondire, mediante lo svolgimento di studi specialistici e interdisciplinari, le conoscenze sulle possibili relazioni tra deperimento dei sistemi forestali e sostanze inquinati presenti nell'ambiente.

4.2 Descrizione delle aree di studio

4.2.1 Criteri di individuazione

L'Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia (ARF) condusse, a partire dal 1990, un'indagine sulle condizioni fitosanitarie degli alberi all'interno dei boschi demaniali lombardi, distribuiti nella fascia alpina e prealpina. Furono oggetto di osservazione 60 aree di saggio (AdS) che, secondo gli standard europei e dell'ICP-Forests dettati dai regolamento CE 1986/3528 e seguenti, assumono il significato di "aree di livello I". I dati sintetici delle osservazioni svolte negli anni 1990, 1992 e 1993 sono riportati nelle *tabelle 4.1-4.4.*

	1990	1992	1993
danno totale	50,9	66,5	59,1
danno evidente	25,6	40,5	31,6

Tabella 4.1 - *Percentuale di piante danneggiate: risultati complessivi delle indagini sul Demanio Lombardo.*

Specie	1990 DT/DE		1992 DT/DE		1993 DT/DE	
Abies alba	90	66,6	91	73,5	94,1	70,6
Larix decidua	43,3	33,3	67,1	36,8	36,2	24,8
Picea excelsa	43,3	22,4	63,7	39,1	55,6	26,5
Fagus sylvatica	68,2	43,3	78,4	53,9	78,4	42,6

Tabella 4.2 - *Percentuale di piante danneggiate suddivise per specie in Lombardia.*

Specie	1990 DT/DE		1992 DT/DE		1993 DT/DE	
Abies alba	89,6	65,2	94	75,7	93,9	69,7
Larix decidua	24,6	16,1	70,4	38,6	38	25,6
Picea excelsa	29,5	12,5	61,5	35,8	48,5	18,6
Fagus sylvatica	49,6	19	81	65,3	77,2	42,3

Tabella 4.3 - *Percentuale di piante danneggiate nell'area omogenea Alpi e Prealpi.*

Specie	1990 DT/DE		1992 DT/DE		1993 DT/DE	
Abies alba	-	-	-	-	-	-
Larix decidua	-	-	78,4	67,6	64,9	35,1
Picea excelsa	32,2	12	44,3	26,7	37,6	17,3
Fagus sylvatica	23	6	65,7	41,2	60,8	28,4

Tabella 4.4 - *Percentuale di piante danneggiate nella fascia altimetrica 1200-1500 m.*

La tendenza generale mostrava un netto deterioramento delle condizioni delle piante nel periodo 1990-1992, un certo miglioramento nel periodo 1992-1993, sia per quanto riguarda il dato globale che per quello distinto per aree omogenee e per fascia altimetrica. Faceva eccezione l'abete bianco, per il quale si registra un costante peggioramento.

I rilevamenti delle caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche (componente umida), avevano portato all'individuazione di un asse sud-nord, che collega idealmente l'area metropolitana milanese, assunta come principale fonte di immissione in atmosfera, e la Valtellina.

Sulla base dei dati acquisti con le indagini condotte nelle aree di livello I e sulla base dei criteri di individazione dei siti previsti dalla nuova metodologia ICP-Forest contenuta nel regolamento UE 1994/1091, sono state in seguito scelte le località dove collocare le aree di livello II. La scelta cadde su due aree: Alpe Culino, con grado di deperimento più elevato e Bagni di Masino, con indice di deperimento molto basso. Tali aree si trovano rispettivamente sul versante orobico (Alpe Culino) e sul versante retico (Bagni di Masino) della Valtellina. La posizione geografica di questa valle, situata a una distanza di circa 80 chilometri dall'area metropolitana milanese, è inoltre interessante per lo studio del trasporto degli inquinanti atmosferici dalla Pianura Padana all'arco alpino.

Le due aree presentano condizioni ambientali e di copertura vegetale differenti; pertanto si è ritenuto interessante confrontare la diversa risposta dei sistemi biologici ai fattori di stress ambientale, per evidenziare le componenti più sensibili al disturbo degli equilibri ecologici.

Le due aree rispondono anche ai requisiti previsti per l'osservazione permanente delle AdS di livello II. Tali requisiti prevedono per ogni area:

- essere rappresentative delle principali specie forestali del paese e delle condizioni silvicole più diffuse; i due siti della Valtellina sono rappresentativi delle foreste montane della Lombardia, essendo giovani fustaie di abete bianco e di abete rosso con presenza anche di altre specie tipiche della montagna lombarda, quali faggio, larice e betulla;
- avere una superficie minima di 2500 m^2 ed essere circondate da una fascia di bosco (zona-cuscinetto) sufficientemente ampia da ridurre al minimo gli effetti delle attività svolte nei dintorni; le due AdS rispettano tali parametri, in particolare le relative zone-cuscinetto hanno una larghezza pari a 5 volte l'altezza media degli alberi;

- le zone-cuscinetto e il resto della foresta devono essere il più possibile omogenei per quanto riguarda specie, età, caratteristiche stazionali, struttura e criteri di gestione; le due AdS individuate rispondono a queste prescrizioni e pertanto sono un valido campione rappresentativo di tutte le Foreste Demaniali Regionali (FDR);
- devono essere raggiungibili agevolmente in tutte le stagioni, essere distanti da strade principali e altre fonti di inquinamento, essere poste a discreta distanza dal margine della foresta e, possibilmente, trovarsi vicino a parcelle già utilizzate negli ultimi anni per altri programmi di monitoraggio ambientale; le due AdS, oltre a rispondere a tutte le indicazioni sopra esposte, sono state collocate in vicinanza di due AdS di livello I, appartenenti alla rete di 60 aree dell'inventario sulle condizioni delle Foreste Demaniali Lombarde.

4.2.2 Caratteristiche ambientali

La Val Gerola e la Val Masino sono due valli laterali della Valtellina (*figura. 4.1*); sono pertanto vallate centroalpine per quanto riguarda il clima, la morfologia e la copertura vegetale.

Sono vicine al bacino idrico del lago di Como, che influisce notevolmente sul clima. In generale, l'andamento climatico della vallata principale è caratterizzato da una impronta continentale e, per il regime pluviometrico, da una relativa scarsità delle precipitazioni rispetto a zone vicine. Tale tipo di clima, detto "endoalpino", è caratterizza-

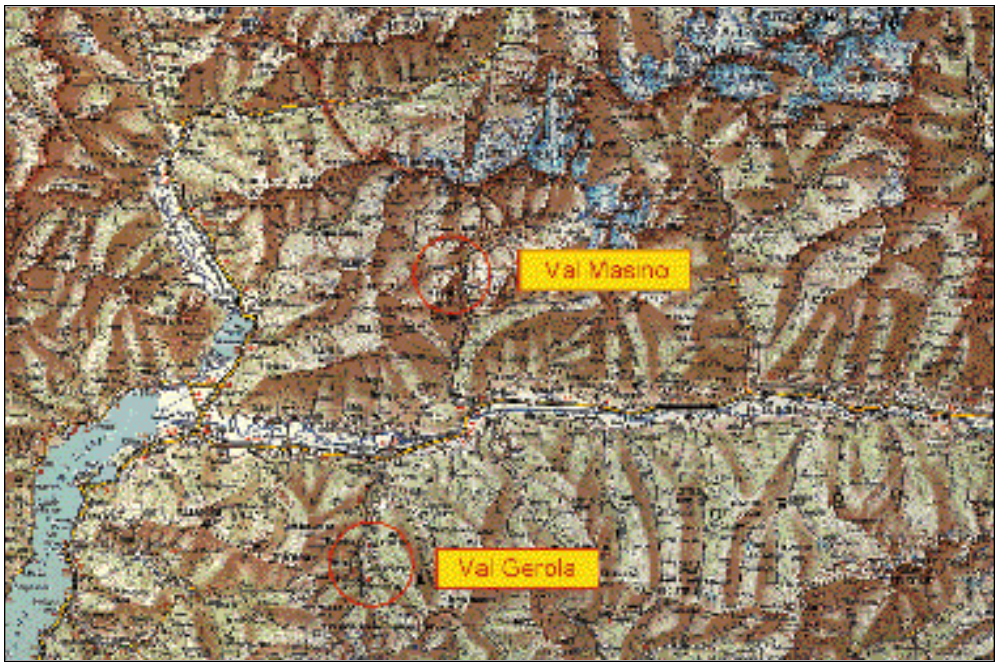


Figura 4.1 - *Localizzazione delle Aree di Saggio di livello II.*

to da precipitazioni concentrate soprattutto nel periodo estivo, con un progressivo calo di quantità media annua che si verifica spostandosi verso est. La Val Gerola e la Val Masino sono inoltre caratterizzate da un notevole gradiente pluviometrico che aumenta con l'altitudine.

I dati meteorologici disponibili per stazioni prossime alle due aree sono incompleti, coprono anni diversi di osservazione e hanno discontinuità di osservazioni nelle serie storiche.

Per l'importanza dei dati climatici nel monitoraggio delle foreste e per sopperire alle carenze delle serie storiche riguardanti il clima, venne approntato sul posto un sistema di misura dei parametri meteorologici. Tale sistema è attivo all'Alpe Culino dal 1993 e a Bagni di Masino dal 1995.

In generale, il massimo delle precipitazioni si registra nel periodo di piena attività vegetativa del bosco, per cui sono da escludere stati di sofferenza legati alla siccità.

Le due aree fanno parte del demanio Regionale e hanno le seguenti caratteristiche stazionali:

a) Area di Saggio (AdS) "G": Val Gerola - Alpe Culino

Complesso forestale: Foresta Demaniale Regionale (FDR) "Val Gerola"

Comune: Rasura (SO)	Tavoletta IGM: 18 III NO (Morbegno)
Quota: m 1490	Esposizione: N NE
Pendenza: 50 %	Superficie: 2500 m^2
Coord. UTM: X = 541 475; Y = 5 105 250	Fascia fitoclimatica: *Piceetum*

Substrato geologico: formazione metamorfica detta "Gneiss di Morbegno".

Posizione topografica: l'AdS "G" è ubicata all'altezza dell'ultimo tornante della strada che collega l'abitato di Rasura al "Bar Bianco", sul versante NE della cima Rosetta; è raggiungibile con pochi minuti di cammino partendo dal predetto tornante.

Accanto all'AdS sono state collocate due sottozone più piccole (400 m^2 di superficie), denominate rispettivamente "A" e "B", nelle quali sono state condotte altre osservazioni, con lo scopo di avere un controllo *in situ* di taluni parametri osservati su piante con diverso stato fitosanitario.

Formazione vegetale: fustaia mista coetanea di abete bianco e abete rosso con prevalenza del primo, con qualche larice; il bosco è piuttosto rado, con larghe chiarìe. La rinnovazione, piuttosto abbondante, risulta in egual misura di abete bianco e abete rosso, mentre è pressoché assente quella di larice.

Composizione specifica: le piante-campione, appartenenti ai piani predominante, dominante e codominante (piani 1, 2 e 3 di Kraft), sono distribuite fra le diverse specie nella misura seguente:

Abies alba	n°	35
Picea excelsa	n°	8
Larix decidua	n°	2
Totale:	n°	45

Stato fitosanitario: nel 1994, è stato rilevato lo stato fitosanitario degli alberi campione dell'AdS "G" e della sottozona "B" (malata). Nel 1995, invece, è stato rilevato lo stato fitosanitario sia della sottozona "B", sia quello della sottozona "A" (sana).

b) Area di Saggio (AdS) "M": Val Masino - Bagni di Masino
Complesso forestale: Foresta Demaniale Regionale (FDR) "Val Masino"

Comune: Val Masino (SO)	Tavoletta IGM: 18 IV SE (Val Masino)
Quota: m 1190	Esposizione: NE
Pendenza: 33%	Superficie: 2500 m^2
Coord. UTM: X = 546 200; Y = 5 121 375	Fascia fitoclimatica: confine *Fagetum* / *Piceetum*

Substrato geologico: detriti di falda provenienti dalla sovrastante Punta Medaccio, costituita da formazione eruttiva granodiorite della Val Masino, detta "Ghiandone".

Posizione topografica: l'AdS "M" risulta ubicata sulla destra orografica del torrente Masino, in prossimità del pascolo della "Casera" ed è raggiungibile con 5 minuti di cammino dal parcheggio delle vicine Terme. Anche in questo sito, sono state individuate due sottozone di 400 mq, denominate "C" (malata) e "D" (sana).

Formazione vegetale: bosco misto disetaneo di conifere, con abete rosso prevalente, in subordine larice, abete bianco e latifoglie (faggio, betulla, acero montano e salicone). La rinnovazione si presenta in egual misura per l'abete bianco e l'abete rosso, ma risultano in progresso le latifoglie, soprattutto faggio e acero.

Composizione specifica: le piante-campione, individuate nei piani predominante, dominante e codominante, sono distribuite fra le diverse specie come segue:

Picea excelsa:	n°	42
Abies alba:	n°	18
Larix decidua:	n°	9
Fagus sylvatica:	n°	5
Betula pendula:	n°	7
Totale:	n°	81

Stato fitosanitario: negli anni 1994 e 1995, è stata riconosciuta l'AdS "M" come zona sana e la sottozona "C" come malata.

4.3 Il danno rilevato tramite telerilevamento - *Amedeo Buffoni*

4.3.1 Riprese aeree Infra Rosso Falso Colore (IRFC)

L'indagine, effettuata mediante foto aeree IRFC (Infra Rosso Falso Colore) è quella che ha consentito di effettuare osservazioni non solo sulle due aree di saggio e le relative sottozone, ma sugli interi complessi forestali in cui tali aree si trovano. Così, è stato possibile valutare se le conclusioni tratte dalle osservazioni "a terra" effettuate nelle AdS fossero estensibili agli interi comprensori boscati delle due Foreste Demaniali, o se, viceversa, le due AdS rappresentassero solo una ristretta porzione di tali complessi.

I rilievi aerofotogrammetrici sono stati eseguiti a cura dello studio "Ali-as" di Verona; la metodologia adottata è conforme a quella prevista a livello internazionale per i rilevamenti dei danni alla foresta su larga scala (Commissione della Comunità Europea, 1992). Il volo è stato eseguito il giorno 11 settembre 1994, dalle ore 11 alle 13, così

da avere le migliori condizioni di luce. L'aereo utilizzato è stato un Piper PA 18 predisposto per l'aerofotografia.

Le riprese con formato 70 mm sono state effettuate a due quote differenti: 1000 piedi (circa 300 m) per immagini a grandissima scala (1:3500), e 3000 piedi (1000 m circa) per immagini a piccola scala (1:9000). Tali riprese sono state effettuate sulle AdS e forniscono immagini stereoscopiche delle intere superfici studiate. Le riprese panoramiche, con formato 35 mm, sono state effettuate da quote ancora più elevate, per poter coprire l'intera superficie dei due complessi demaniali, caratterizzate da un'orografia molto accidentata.

Per le riprese verticali è stata utilizzata una fotocamera Hasselblad 500 EL / M, con focale Planar 80 mm F 2,8, che utilizza film formato 70 mm, dotata di magazzini portapellicola della capacità di ca. 80 fotogrammi, intercambiabili in volo.

Tutte le riprese sono state effettuate con pellicola Kodak Aerochrome Infrared 2443, materiale infrarosso "a falsi colori". Tale materiale risulta sensibile alla radiazione infrarossa riflessa dalla clorofilla con lunghezza d'onda da 0,76 a 0,9 m, e alla lunghezza d'onda del verde e del rosso nel campo del visibile, così che produce dei positivi a colori falsati (Infra Rosso Falso Colore, IRFC).

Dei due complessi demaniali sono state ottenute le seguenti immagini:

- Val Gerola: riprese verticali 70 mm (f = 80 mm) dell'AdS e zona circostante, scala 1:3500, riprese verticali / panoramiche 35 mm della FDR;
- Val Masino: riprese verticali 70 mm (f = 80 mm) dell'AdS e zona circostante, scala 1:9000; riprese verticali / panoramiche 35 mm della FDR.

Copia delle diapositive è stata inviata alla competente Autorità preposta alla sicurezza (SIOS) per le necessarie autorizzazioni per lo studio e la diffusione; tale materiale è autorizzato alla divulgazione riportando la dicitura "autorizzazione SMA n° 01-496 del 22 / 11 / 1994".

La fotointerpretazione delle immagini IRFC è stata effettuata utilizzando una "chiave di interpretazione" costruita *ad hoc*. In base a tale metodo, si individua nella zona studiata, per ogni specie, un certo numero di alberi sani, appartenenti quindi alla classe "0", che costituiranno gli "alberi di riferimento". Nel caso delle due FFDDRR, sono state prese come riferimento le piante del "percorso didattico" dell'Alpe Culino, valutate da terra nel 1993.

Le specie esaminate sono state abete rosso, abete bianco e faggio, per le quali esiste un manuale con le chiavi di interpretazione per riprese aeree, nonché larice, per il quale esistevano studi effettuati in precedenza dall'operatore.

Le piante presenti nelle due AdS sono state distribuite, in base al loro grado di defogliazione, in cinque classi di vitalità corrispondenti alle classi utilizzate nei rilievi a terra. Per maggiore precisione tuttavia, essendo la classe 2 molto ampia (26-65% di defogliazione), sono state ricavate due sottoclassi: 2.1 (26-45%) e 2.2 (46-65%).

I risultati relativi alle due AdS sono di seguito illustrati.

Val Gerola

Le condizioni del bosco in questa AdS appaiono piuttosto critiche (*tabella 4.5*) circa la metà delle piante presenta una defogliazione superiore al 25% (classi 2.1, 2.2 e 3). Le piante giovani mostrano condizioni migliori del resto del popolamento. Nell'area non si trovano piante morte in piedi, ma nella zona limitrofa ve ne sono numerose. Le

N.	Specie	Classe	Note
1	abete bianco	2.1	
2	abete rosso	2.2	
3	abete rosso	2.2	
4	abete bianco	2.2	
5	abete rosso	1	
6	abete rosso	2.1	
7	abete rosso	2.1	
8	abete bianco	2.1	
9	abete bianco	1	
10	abete bianco	2.1	
11	abete rosso	2.1	
12	abete rosso	2.2	
13	abete bianco	1	chioma visibile solo parzialmente
14	abete bianco	1	chioma visibile solo parzialmente
15	abete bianco	NV	chioma non visibile
16	abete bianco	1	chioma visibile solo parzialmente
17	abete bianco	1	
18	abete bianco	2.2	
19	abete bianco	2.1	
20	abete bianco	1	
21	larice	2.1	
22	abete bianco	2.1	
23	abete bianco	1	
24	abete bianco	1	
25	abete bianco	1	
26	abete bianco	1	
27	abete bianco	2.1	
28	abete bianco	1	
29	abete bianco	2.1	
30	abete bianco	2.1	
31	abete bianco	1	
32	abete bianco	1	
33	abete bianco	1	
34	abete bianco	1	chioma visibile solo parzialmente
35	abete bianco	2.1	
36	abete bianco	1	
37	abete bianco	2.1	
38	abete bianco	2.1	
39	abete bianco	2.1	
40	abete bianco	1	
41	larice	1	
42	abete rosso	2.1	
43	abete bianco	1	chioma visibile solo parzialmente
44	abete bianco	0	
45	abete bianco	2.1	

Tabella 4.5 - *Alpe Culino: valutazione percentuale della chioma con aerofoto IRFC.*

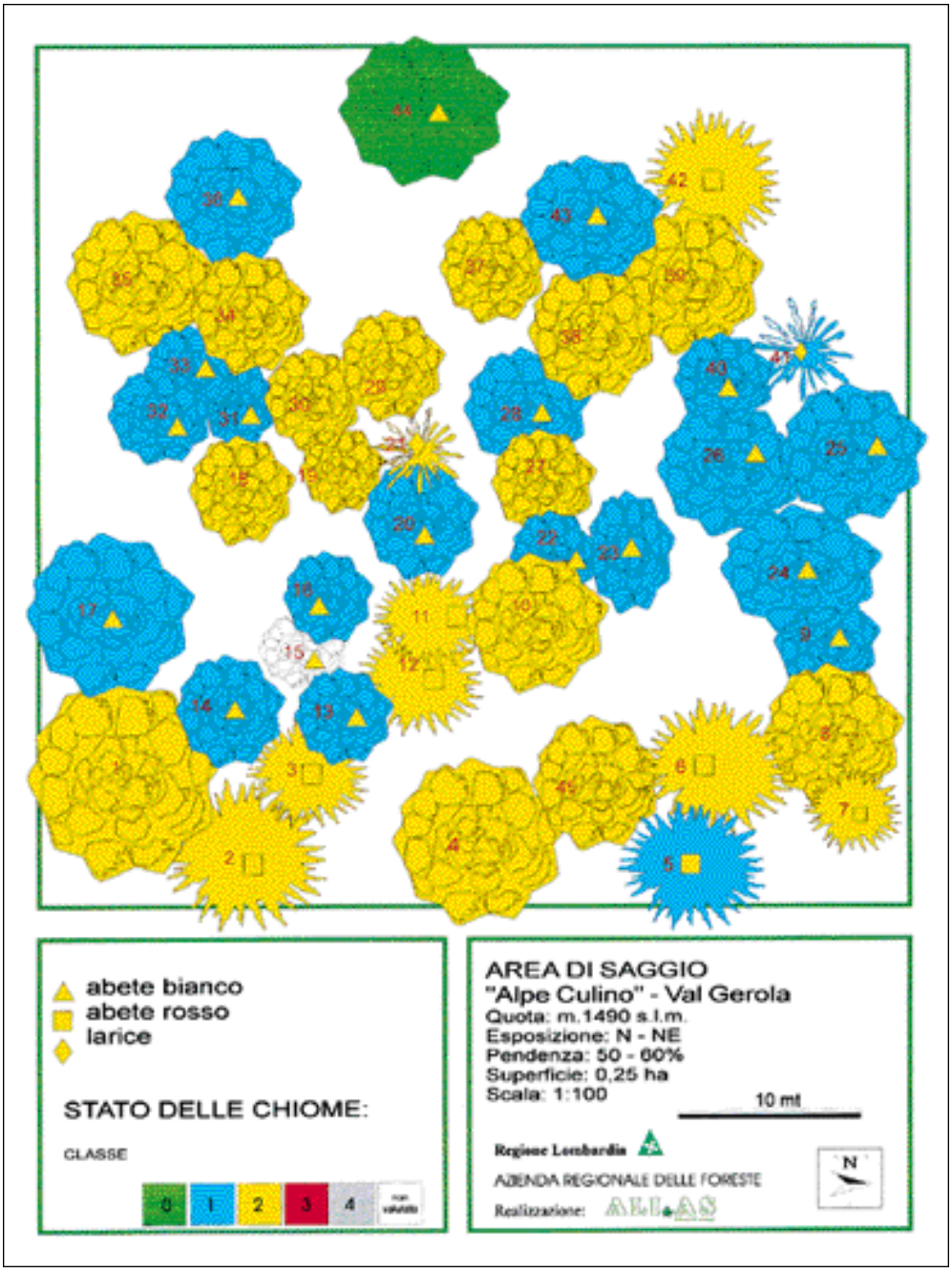


Figura 4.2 - *Mappa del deperimento delle piante campione in Val Gerola.*

piante morte abbondano soprattutto sul versante N della foresta, sulla destra orografica del torrente "Il Fiume", dove c'è anche una diffusa presenza di abeti bianchi e abeti rossi con notevole defogliazione; pertanto, questa zona di bosco appare come la più deperiente, anche perché situata in forte pendenza e costituita da individui di età avanzata. Sul versante esposto a S, dove prende il sopravvento il larice, il fenomeno appare meno evidente; le latifoglie che abbondano nel fondovalle si presentano vitali e con chioma piena.

Dalle immagini IRFC è stata, inoltre, ricavata una mappa del deperimento (*figura 4.2*) in scala 1:100 dell'AdS, in cui compaiono tutte le piante campione dell'area, caratterizzate con un colore diverso a seconda della classe di defogliazione; si ha così un'immagine della distribuzione spaziale del deperimento sulla superficie dell'AdS.

Val Masino

Gli alberi di quest'area e della zona limitrofa presentano generalmente buone condizioni di vitalità (*tabella 4.6*); oltre i due terzi delle piante appartengono alle classi 0 e 1, mentre alle classi 2.1, 2.2 e 3 appartengono 9 piante. Tuttavia dalle immagini emerge che sopratutto le piante vecchie presentano una marcata alterazione della struttura della chioma, chiaro sintomo di deperimento. Anche per quest'area è stata costruita una mappa della distribuzione delle piante campione con la relativa classe di deperimento (*figura 4.3*). Per la scala adottata nelle immagini panoramiche ottenute dal volo (1:9000), risulta difficoltosa una precisa valutazione delle condizioni fitosanitarie di tutte le piante presenti all'interno dei due complessi demaniali. Tuttavia, è possibile individuare chiaramente le piante morte, il cui numero fornisce un'indicazione dello stato di salute generale del bosco.

La risposta spettrale delle varie specie che vegetano in quest'area è complessivamente uniforme, indice questo di una sostanziale salute della foresta su tutta la superficie demaniale

N°	Specie	Classe	Note
1	abete bianco	NV	chioma compressa, poco visibile
2	abete bianco	1	chioma compressa, visibile parz.
3	abete bianco	1	
4	abete rosso	1	
5	abete rosso	NV	chioma non visibile
6	abete rosso	NV	chioma non visibile
7	faggio	1	
8	larice	0	
9	abete rosso	0	
10	abete rosso	0	
11	abete rosso	0	
12	faggio	0	
13	abete bianco	NV	
14	abete rosso	1	
15	abete bianco	0	
16	abete rosso	0	chioma visibile solo parzialmente

(segue)

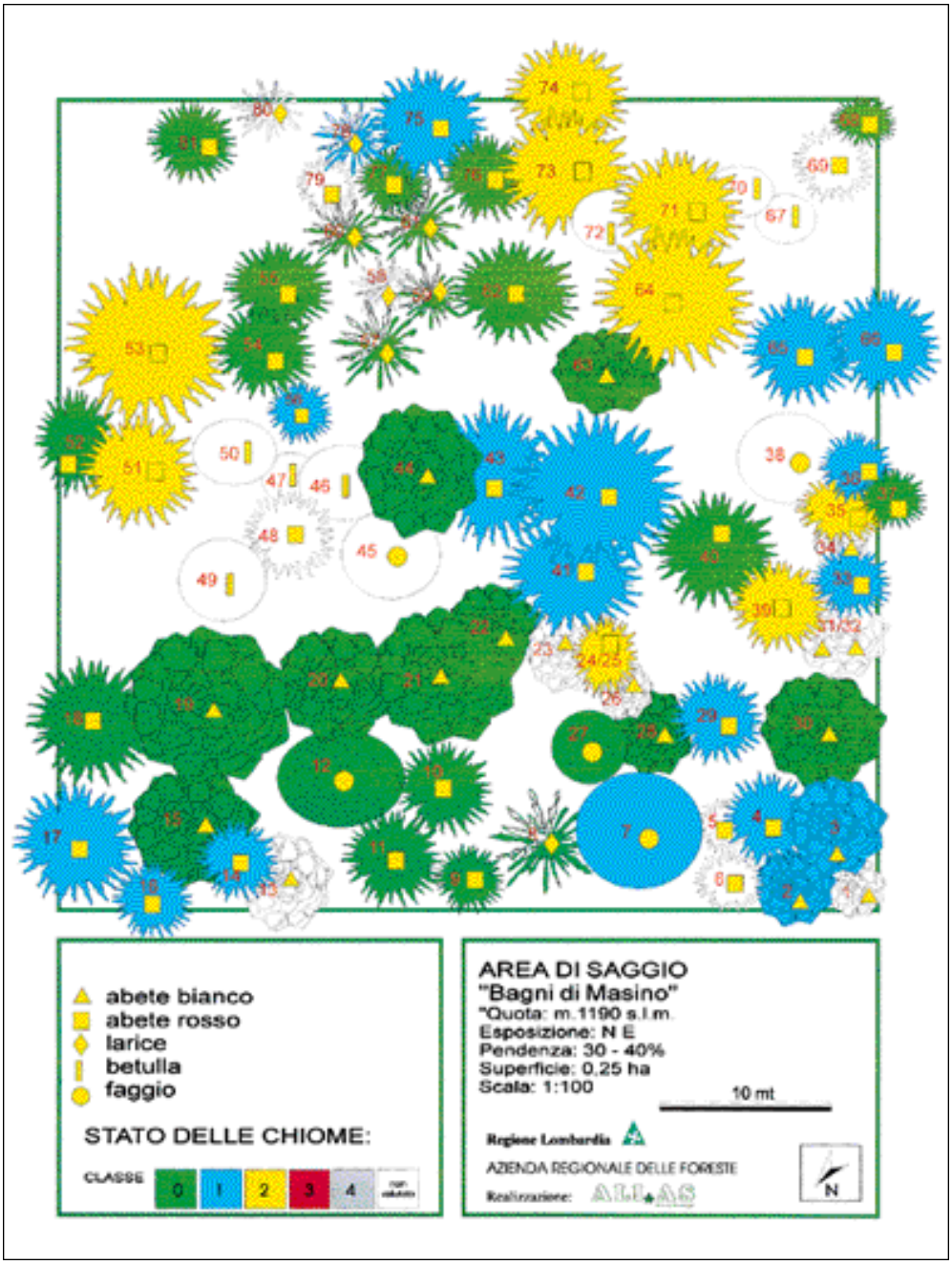


Figura 4.3 - *Mappe del deperimento delle piante campione in Val Masino.*

N.	Specie	Classe	Note
16	abete rosso	0	chioma visibile solo parzialmente
17	abete rosso	1	
18	abete rosso	0	
19	abete bianco	0	
20	abete bianco	0	
21	abete bianco	0	
22	abete bianco	0	
23	abete bianco	NV	chioma non visibile
24	abete rosso	2.1	chioma unita alla 25
25	abete rosso	NV	chioma unita alla 24
26	abete bianco	NV	
27	faggio	0	chioma visibile solo parzialmente
28	abete bianco	0	chioma visibile solo parzialmente
29	abete rosso	1	chioma visibile solo parzialmente
30	abete bianco	0	
31	abete bianco	NV	chioma unita alla 32
32	abete bianco	NV	chioma unita alla 31
33	abete rosso	1	
34	abete bianco	NV	chioma non visibile
35	abete rosso	2.1	
36	abete rosso	1	chioma compressa
37	abete rosso	0	
38	faggio	NV	chioma non visibile
39	abete rosso	2.1	
40	abete rosso	0	
41	abete rosso	1	
42	abete rosso	1	
43	abete rosso	1	
44	abete bianco	0	
45	faggio	NV	chioma non visibile
46	betulla	NV	vedi nota
47	betulla	NV	vedi nota
48	abete rosso	NV	chioma ridotta, non visibile
49	betulla	NV	vedi nota
50	betulla	NV	vedi nota
51	abete rosso	2.1	
52	abete rosso	0	
53	abete rosso	2.1	
54	abete rosso	0	
55	abete rosso	0	
56	abete rosso	1	
57	larice	0	
58	larice	NV	chioma non visibile
59	larice	0	
60	larice	0	

(segue)

N.	Specie	Classe	Note
61	larice	0	
62	abete rosso	0	
63	abete bianco	0	
64	abete rosso	2.1	
65	abete rosso	1	
66	abete rosso	1	
67	betulla	NV	
68	abete rosso	0	chioma visibile solo parzialmente
69	abete rosso	NV	chioma non visibile
70	betulla	NV	
71	abete rosso	2.1	
72	betulla	NV	
73	abete rosso	2.1	
74	abete rosso	2.1	
75	abete rosso	1	
76	abete rosso	0	
77	abete rosso	0	
78	larice	1	
79	abete rosso	NV	chioma non visibile
80	larice	NV	chioma non visibile
81	abete rosso	0	
43	abete rosso	1	
44	abete bianco	0	
45	faggio	NV	chioma non visibile
46	betulla	NV	vedi nota
47	betulla	NV	vedi nota
48	abete rosso	NV	chioma ridotta, non visibile
49	betulla	NV	vedi nota
50	betulla	NV	vedi nota
51	abete rosso	2.1	
52	abete rosso	0	
53	abete rosso	2.1	
54	abete rosso	0	
55	abete rosso	0	
56	abete rosso	1	
57	larice	0	
58	larice	NV	chioma non visibile
59	larice	0	
60	larice	0	
61	larice	0	
62	abete rosso	0	
63	abete bianco	0	
64	abete rosso	2.1	
65	abete rosso	1	
66	abete rosso	1	

(segue)

N.	Specie	Classe	Note
67	betulla	NV	
68	abete rosso	0	chioma visibile solo parzialmente
69	abete rosso	NV	chioma non visibile
70	betulla	NV	
71	abete rosso	2.1	
72	betulla	NV	
73	abete rosso	2.1	
74	abete rosso	2.1	
75	abete rosso	1	
76	abete rosso	0	
77	abete rosso	0	
78	larice	1	
79	abete rosso	NV	chioma non visibile
80	larice	NV	chioma non visibile
81	abete rosso	0	

Tabella 4.6 - *Val Masino: valutazione percentuale della chioma con ae - rofoto IRFC.*

4.3.2 Confronto fra le valutazioni delle chiome da terra e da foto IRFC

Le valutazioni effettuate da terra sulle condizioni delle piante risultano costantemente peggiori rispetto alle valutazioni da foto aeree, come illustrato nell'allegata *tabella 4.7* per la Val Gerola e nella *tabella 4.8* per la Val Masino.

Queste differenze possono essere spiegate con le seguenti considerazioni:

- differenza del criterio di valutazione fra gli operatori a terra e il fotointerprete: il fatto che le valutazioni siano state effettuate da persone diverse può portare a qualche scostamento, ma l'uso di manuali di valutazione standard (SANASILVA) da parte del personale a terra e delle chiavi di interpretazione CEE, da parte del fotointerprete, porta a escludere una così costante differenza nei due giudizi;

		Rilievi da terra					
Fotointerpretazione		0	1	2,1	2,2	3	Totale
	0	0	1	0	0		1
	1	5	9	5	1	0	20
	2,1	0	2	8	8	0	18
	2,2	0	0	2	3	0	5
	3	0	0	0	0	0	0
	Totale	5	12	15	12	0	44

Tabella 4.7 - *Alpe Culino: confronto tra i risultati della fotointerpretazione e dei rilievi da terra.*

		Rilievi da terra					
Fotointerpretazione		0	1	2,1	2,2	3	Totale
	0	19	10	0	0	0	29
	1	1	10	5	0	0	16
	2,1	0	0	7	2	0	9
	2,2	0	0	0	0	0	0
	3	0	0	0	0	0	0
	Totale	20	20	12	2	0	54

Tabella 4.8 - *Bagni di Masino: confronto tra i risultati della fotointerpretazione e dei rilievi da terra.*

Parametro	Rilevabilità con IRFC 70 mm	Condizioni
specie	sì	per piede d'albero (scala > 1:10.000); poco distinguibili querce e vegetazione ripariale
diametro	no	
libertà chioma	sì	
trasparenza	sì	non per intervalli del 5%, ma per classi (1; 2,1; 2,2; 3; 4)
ramificazione	sì	criteri come da terra (meglio scale grandi)
colore	sì	classi del 25%; distribuzione alterazione
arricciamento	no	
dimensione foglie / aghi	no	
rami sostituzione • sulla chioma • sul fusto	 no no	possibile solo in condizioni di scarsa densità
agenti di danno noti	no	
superfici terreno	sì	con strumenti fotogrammetrici
superficie totale della chioma	sì	" " "
volume totale della chioma	sì	" " "
altezza alberi	sì	" " "
area di insidenza	sì	" " "

Tabella 4.9 - *Parametri rilevabili tramite riprese IRFC e condizioni per il rilevamento.*

- differenza dal punto di vista dell'osservazione: gli osservatori da terra, soprattutto nei popolamenti densi come quelli della Val Masino, valutano essenzialmente la parte inferiore della chioma, essendo la parte superiore spesso poco visibile perchè compressa dalle chiome vicine; ciò porta a valutare la porzione di chioma naturalmente più rada, che appare pertanto più defogliata del resto. Viceversa, il fotointerprete osserva le chiome dall'alto, dove esse si presentano più dense in risposta alla maggiore illuminazione, e quindi valuta le stesse piante meno severamente rispetto all'operatore a terra.

In definitiva, le foto aeree IRFC consentono, oltre all'uso per specifici scopi di valutazione delle condizioni fitosanitarie delle foreste, altre notevoli possibilità di impiego nel settore forestale. Infatti, sono numerosi i parametri di un bosco che è possibile identificare con riprese IRFC 70 mm a scala adeguata; nella *tabella 4.9* sono elencano tali parametri, e le condizioni di rilevanto degli stessi.

4.4 Il danno rilevato a livello di comunità vegetale - *Mauro G. Mariotti*

Si tratta di una indagine preliminare condotta nel 1994-1995. I rilevamenti fitosociologici riuniti nella *tabella 4.10* di seguito riportata, hanno permesso di descrivere e tipizzare la vegetazione delle due AdS e di dare indicazioni per una più corretta collocazione, sulla base di criteri ecologici di maggiore omogeneità, delle aree stesse.

La lettura della tabella consente di rilevare che:

- le zone di indagine sono vicine al limite inferiore della zona ottimale per l'abete rosso e presso il limite meridionale della sua area di distribuzione;
- la frequenza di alcune specie (*Luzula nivea, Calamagrostis villosa, Saxifraga cuneifolia, Vaccinium myrtillus, Oxalis acetosella*), soprattutto in Val Masino, permette di riferire il tipo di foresta ad associazioni acidofile e oligotrofiche che si sviluppano normalmente su substrati silicei;
- all'Alpe Culino vi è una maggior presenza di specie (*Homogyne alpina, Larix decidua, Polygala chamaebuxus*) che indicano la tendenza verso comunità appartenenti alla classe dei *Vaccinio-Piceetea,* tipica di quote superiori;
- i caratteri floristici e fitosociologici sono indicatori evidenti di una maggiore disponibilità idrica in Val Masino e di una relativa maggiore aridità all'Alpe Culino;
- è chiara la difficoltà di comparare fra loro le due zone ai fini del monitoraggio dell'inquinamento mediante il rilevamento delle variazioni floristiche a breve termine (difficoltà ancora più evidenti se si considera la differenza di età degli abeti rossi: 150-170 anni all'Alpe Culino e 50-80 anni in Val Masino);
- è possibile individuare l'aumento della percentuale di copertura dello strato erbaceo come possibile parametro indicativo di una risposta della comunità al diradamento delle chiome, laddove il diradamento stesso è più generalizzato (Alpe Culino); dove le chiome sono più rade, lo strato erbaceo presenta un tappeto di *Calamagrostis villosa* forse indicatrice di una maggiore disponibilità di azoto;
- è necessario acquisire conoscenze geobotaniche accurate delle possibili aree di

Area	**Val Masino**					**Alpe Culino**						
Plot	**C**		**D***		**e**	**A**		**B***		**f**	**g**	**h**
Anno	**1994**	**1995**	**1994**	**1995**	**1995**	**1994**	**1995**	**1994**	**1995**	**1995**	**1995**	**1995**
Superficie (m^2)	400		400		200	400		400		400	400	400
Altitudine m	1180		1185		1180	1500		1450		1500	1430	1530
Inclinazione (°)	20		30		15	40		50		50	25	30
Strato arboreo (a) copertura (%)	60	70	60	80	80	60	60	65	50	20	70	80
Strato arbustivo (b) copert. (%)	25	5	10	10	20	10	20	30	30	10	5	20
Strato erbaceo (c) copertura (%)	70	70	50	50	40	45	40	60	40	95	5	30
Piceetum transalpinum												
Veronica urticifolia	+		+	+	+							
Luzula nivea	1	1	+	1							+	
Festuca altissima	+		+									
subass. *Abietetosum*												
Abies alba (a)	1	2	1	2	3	1	1	3	2	2	1	3
Abies alba (b)		1		1	2		2		2	1		2
Abies alba juv. (c)	+	+	+	+	+	+		+				+
Prenanthes purpurea	+		+		+	+		+				+
Laburnum alpinum (a)	1	1										
Vaccinio-Piceeion												
Picea excelsa (a)	3	3	3	3	1	3	3	3	2	1	3	3
Picea excelsa (b)	1	+	1	1		2	2	2	1	1	+	2
Picea excelsa juv. (c)		+		+							+	+
Homogyne alpina						+	+	+	+	+		1
Luzula sieberi						1	1	2	1	1		+
Vaccinio-Piceetalia, Vaccinio-Piceetea												
Vaccinium myrtillus (c)	3	1	1	+		+	+	1	+	+	+	1
Calamagrostis villosa			3	3	1		+	4	2	4	1	3
Melampyrum sylvaticum	+					+					+	
Polygala chamaebuxus								+			+	+
Larix decidua (a)											+	+
Calluna vulgaris (c)											+	

(segue)

Area	Val Masino					Alpe Culino						
Plot	**C**		**D***		**e**	**A**		**B***		**f**	**g**	**h**
Anno	**1994**	**1995**	**1994**	**1995**	**1995**	**1994**	**1995**	**1994**	**1995**	**1995**	**1995**	**1995**
Querco-Fagetea												
Fagus sylvatica (a)	2	2		1	+					+	+	
Fagus sylvatica (b)											+	
Fagus sylvatica juv.(c)									+			
Oxalis acetosella	2		2	2	3	2	1	2	+	+		+
Sorbus aucuparia (a)	1	1	1	1								+
Sorbus aucuparia (b)			+	+				+	+			+
Sorbus aucuparia juv. (c)	+	+	+			+	+	+	+		+	
Senecio fuchsii						+	+		+			
Phyteuma betonicifolium			+								+	+
Viola cfr. *reichenbachiana*		+	+							+	+	
Anemone nemorosa	1	1	+	+	1							
Acer pseudoplatanus (b)	+											
Acer pseudoplatanus juv. (c)			+	+								
Galium odoratum					1							+
Altre specie												
Hieracium sylvaticum	1	1	1	1	1	+	+	+	+	+	+	+
Majanthemum bifolium	1	1	1			1	+	1	+	+	1	1
Saxifraga cuneifolia	2	+	1	1	1	1	+	1	+	+		
Phegopteris polypodioides	+			+	+		+	+		+		
Gymnocarpium robertianum	+	+	+	+	+	+	+	+				
Athyrium filix-foemina	+		+	+	+	+						
Viola biflora	+	+	+		+	+						
Dryopteris filix-mas	+	+	+	+	+					+		
Galeopsis cfr. *tetrahit*		+	+		+							
Polypodium vulgaris		+	+	+								
Rubus idaeus						+	+			+		
Lonicera alpigena (b)	1		+									
Lonicera alpigena juv. (c)	+											
Potentilla erecta		+										+

(segue)

Area	Val Masino					Alpe Culino						
Plot	**C**		**D***		**e**	**A**		**B***		**f**	**g**	**h**
Anno	**1994**	**1995**	**1994**	**1995**	**1995**	**1994**	**1995**	**1994**	**1995**	**1995**	**1995**	**1995**
Altre specie												
Anthriscus sylvaticum		+										+
Veronica officinalis					+						+	
Orchis maculata									+			+
Geranium sp.	+											
Cystopteris fragilis	+											
Silene dioica		+										
Lonicea caerulea juv. (c)		+										
Milium effusum					+							
Laserpitium latifolium					+							
Gymnocarpium dryopteris										+		
Sorbus aria (b)										+		
Pteridium aquilinum											+	
Fragaria vesca											+	
Genista pilosa (b)											+	
Astrantia minor												+

Tabella 4.10 - *Confronto dei dati fitosociologici (A, B, C, D: rilevamenti nelle AdS, *con maggiore diradamento delle chiome in ciascuna zona; e, f, g, h: rilevamenti accessori).*

studio già nelle prime fasi delle ricerche, perché le stesse possono essere di aiuto anche nella scelta delle aree stesse;

- è infine necessario estendere l'acquisizione di dati geobotanici ai fini del monitoraggio su un'area sufficientemente ampia e con un numero statisticamente congruo di aree di saggio.

4.5 Inquinamento atmosferico rilevato mediante bioindicatori lichenici

Roberta Maffescioni e *Anna Maria Spinardi*

Il metodo di rilevamento utilizzato è stato proposto da autori svizzeri (Liebendoerfer *et al.*, 1988) e modificato per l'Italia da Nimis *et al.* (1989 e 1991); si basa sull'utilizzo di licheni epifiti per la valutazione della qualità dell'aria.

Le due Aree di Saggio di livello II sono state inserite in un progetto di biomonitoraggio effettuato dall'ARF durante il 1995 per il calcolo dell'IAP (Indice di Purezza Atmosferica) nelle aree demaniali della Val Gerola (Dosso Cavallo e Alpe Culino) e della Val Masino (Bagni di Masino e Val di Mello) e nella zona di fondovalle che le collega fino ad arrivare a Morbegno.

Gli alberi campionati sono stati: abete rosso in Val Gerola e Val Masino, noce, pioppi e salici nella zona di Morbegno, in quanto in quest'ultima zona non erano reperibili piante di abete rosso.

Tale fatto va tenuto in considerazione nell'interpretazione dei risultati, poiché l'abete rosso presenta caratteristiche chimico-fisiche della scorza diverse dalle altre specie utilizzate.

Il differente substrato influenza infatti la frequenza / presenza delle varie specie licheniche.

Il calcolo dello IAP si effettua sommando le frequenze (valori da 0 a 10) di ogni specie nei singoli rilievi e calcolando la media dei valori dei rilievi di ogni stazione (per stazione si intende un quadrante di 500 x 500 m stabilito a priori sulla carta). Infine, utilizzando una semplice formula matematica si definisce un righello suddiviso in 7 intervalli che determinano le diverse situazioni di inquinamento in relazione ai valori di IAP ottenuti.

Nelle *tabelle 4.11- 4.13* sono riportate le specie licheniche rilevate nelle tre zone considerate e i rispettivi valori di frequenza registrati (IAP).

La Val Masino presenta il maggior numero di specie registrate (22), seguita dalla Val Gerola (21) e da Morbegno (18). In tutte e tre le zone, però, le specie licheniche che si presentano con una certa frequenza sono poche (*tabella 4.14*); in maggioranza si tratta di specie rare e talvolta sono presenti in un unico rilievo (1 pianta).

Non sembrano evidenziarsi significative alterazioni della compagine floristica in relazione all'ecologia delle specie, e cioè su corteccia acida sono presenti licheni che tendenzialmente prediligono tali substrati e lo stesso accade sulle piante a ritidoma basico.

Ciò lascia presumere che anche nell'area di fondovalle, caratterizzata da un maggior disturbo ambientale da parte delle attività antropiche, non sono ancora in atto significative alterazioni del ritidoma tali da modificare la presenza di alcune specie a favore di altre. Interessante è invece il fatto che comunque si assiste a una riduzione del numero di specie e quindi della biodiversità; il fenomeno è piuttosto marcato a bassa quota, ma anche l'AdS dell'Alpe Culino presenta in alcuni casi una predominanza di tre, quattro specie che ricoprono totalmente il tronco.

Da questi dati preliminari, si può dedurre che:

- i valori di IAP più bassi sono stati rilevati nella zona di Morbegno, con valori medi intorno a 20;
- Val Gerola e Val Masino evidenziano frequenze tendenzialmente più alte, per la prima la media è di 24,75 mentre per la seconda 28,25. Le due AdS presentano IAP simili con valori intorno a 18;
- complessivamente, la zona dei Bagni di Masino sembra evidenziare una situazione di maggior variabilità e una più elevata presenza lichenica, mentre l'Alpe Culino, seppur presenti una situazione abbastanza buona rispetto a Morbegno, è all'apparenza più disturbata della Val Masino.

Quadrante	41		42		43	44		45	46			47			48		49		50	
Pianta	1A	2A	1A	2A	1A	1A	2A	1A	1A	2 A	3A	1F	2A	3A	1A	2F	1A	2A	1A	2A
Circonferenze a 120 cm dal suolo	108	99	122	131	116	128	151	116	106	129	150	110	122	158	157	102	142	151	133	135
Esposizione reticolo rilevamento	E	W	N-E	N	N-W	N	N-W	N-W	W	N	N	S-W	N-E	W	N	N-W	N	N-W	N	W
Presenza muschi	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì
Presenza alghe	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì
Percentuale di ricoprimento lichenico	5	20	20	10	20	70	80	80	30	80	30	80	60	70	80	50	70	60	80	90
Quota	990		1070		1230	1125		1100	1230			1180			1170		1200		1300	
specie																				
Evernia prunasti								1				7	10							
Candelaria concolor																10				
Candelariella xanthostigma																1				
Vulpicida pinastri										1				4						
Cladonia sp.					4	4				5				1						
Brydria sp.										1										
Hyperphyscia adglutinata												10								
Hypogymnia austerodes		1																		
Hypogymnia tubulosa														1						
Hypogymnia physodes	10	3	10	10	10	10	10	10	8	10		1	10	10	8		10	10	10	10
Parmelia caperata		4			3	1	5	5		2		10		10	5		7	7	7	4
Cetrelia cetrarioides												1								

(segue)

Quadrante	41		42		43	44		45	46			47			48		49		50	
Pianta	1A	2A	1A	2A	1A	1A	2A	1A	1A	2 A	3A	1F	2A	3A	1A	2F	1A	2A	1A	2A
Circonferenze a 120 cm dal suolo	108	99	122	131	116	128	151	116	106	129	150	110	122	158	157	102	142	151	133	135
Esposizione reticolo rilevamento	E	W	N-E	N	N-W	N	N-W	N-W	W	N	N	S-W	N-E	W	N	N-W	N	N-W	N	W
Presenza muschi	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì
Presenza alghe	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì
Percentuale di ricoprimento lichenico	5	20	20	10	20	70	80	80	30	80	30	80	60	70	80	50	70	60	80	90
Quota	990		1070		1230	1125		1100	1230			1180			1170		1200		1300	
specie																				
Parmelia glabratula	1	4	7		4	7	10	7		2	10	4	3		10		7	5	5	10
Parmelia saxatilis	1								8				1							
Parmelia subrudecta														1						
Parmelia sulcata												1	1			1		1		
Pertusaria amara													1		1					
Physcia ciliata																4				
Physconia detersa																1				
Physconia distorta																10				
Lecanora sp.																5				
Lepraria incana	5	5	7	10	10	10	5	10		4	3	10	1	4	3		5	10	10	10
Frequenza totale	**17**	**17**	**24**	**20**	**31**	**32**	**30**	**33**	**16**	**25**	**13**	**44**	**27**	**31**	**27**	**32**	**29**	**33**	**32**	**34**
Media frequenza	17,00		22,00		31,00	31,00		33,00	18,00			34,00			29,50		31,00		33,00	

Tabella 4.11 - *Elenco delle specie licheniche rilevate nella zona di Bagni di Masino.*

Quadrante	63		64			65			68			69	70	71	72		
Pianta	1N	2N	1A	2A	3A	1A	2A	3A	1A	2A	3A	1A	1A	1A	1A	2A	3A
Circonferenza a 120 cm dal suolo	124	122	114	135	137	172	147	145	87	100	126	118	110	138	132	147	138
Esposizione reticolo rilevamento	N	E	W	S	S-W	S	E	S	N	E	E	N-E	N	W	N-E	N	N-E
Presenza muschi	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	no	sì	sì	no	sì	sì	sì
Presenza alghe	no	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì
Percentuale di ricoprimento lichenico	30	30	60	50	50	50	30	80	30	20	50	50	45	60	40	50	30
Quota	930		1350			1500			1520			1740	1820	1620	1390		
specie																	
Evernia prunasti				1													
Pseudevernia furfuracea			5	10	7				10	10	10	10	9	10	9	10	8
Candelaria concolor	8	1															
Candelariella xanthostigma	10		5														
Amandinea punctata	1																
Hypogymnia physodes			10	10	10	10	10	10		10	10	10	10	10	7	8	6
Parmelia spp.					2												
Parmelia caperata												1					
Parmelia glabratula	1	2	5										1				
Parmelia saxatilis			5														
Parmelia sulcata										7		2	7	3	7	10	7

(segue)

Quadrante	63		64			65			68			69	70	71	72		
Pianta	1N	2N	1A	2A	3A	1A	2A	3A	1A	2A	3A	1A	1A	1A	1A	2A	3A
Circonferenza a 120 cm dal suolo	124	122	114	135	137	172	147	145	87	100	126	118	110	138	132	147	138
Esposizione reticolo rilevamento	N	E	W	S	S-W	S	E	S	N	E	E	N-E	N	W	N-E	N	N-E
Presenza muschi	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	no	sì	sì	no	sì	sì	sì
Presenza alghe	no	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì	sì
Percentuale di ricoprimento lichenico	30	30	60	50	50	50	30	80	30	20	50	50	45	60	40	50	30
Quota	930		1350			1500			1520			1740	1820	1620	1390		
Specie																	
Parmelia sp.														3			
Parmelia sp. 1														1			
Parmeliopsis ambigua				1		2	1	5			5				1	2	
Pertusaria amara		1															
Physcia ciliata		9															
Physcia orbicularis	10																
Lecanora sp.	1	1	1					2	1								
Lepraria sp.						10						1	1				
Xanthoria fallax	1	10															
Usnea hirta				5			5							1			
Frequenza totale	32	24	31	27	19	22	16	17	11	27	25	24	28	28	24	30	21
Media Frequenza	28,00		25,67			18,33			21,00			24,00	28,00	28,00	25,00		

Tabella 4.12 - *Elenco delle specie licheniche rilevate nella zona di Alpe Culino.*

Quadrante	1			2			3			4			5			52			55			56			57			58			59		
Pianta	1N	2N	3N	1S	2S	3S	1N	2N	3N	1N	2N	3N	1P	2P	3P	1N	2N	3N	1N	2N	3N	1Ti	2Ti	3Ti	1P	3Ti	3Ti	1R	2R	3Fa	4Ti	1N	2N	3P
Circonferenze a 120 cm dal suolo	140	110	90	190	150	150	100	135	142	100	103	130	138	122	90	145	140	143	81	163	100	149	138	128	160	138	155	80	95	99	92	135	150	152
Esposizione reticolo rilevamento	O	N-O	E	S-SW	W	W	W	N-W	N-W	N	N	O	S-W	N	O	W	W	W	S-W	S-W	S-W	W	E	W	E	E	E	N	N	N	N	S-W	N-W	S
Presenza muschi	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	sì	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	no	no	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì
Presenza alghe	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	sì	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì
% di ricoprimento lichenico	20	5	5	40	20	40	60	20	50	70	20	20	40	5	10	15	10	40	25	40	40	65	80	50	0	5	1	5	1	0	2	20	20	0
Quota	250			230			234			240			240			230			260			234			250			255				260		
Specie																																		
Candelaria concolor	10	10	8	10	10	10	10	10	10	10	10	5	10	5	5				10	10	10						5					10	10	
Candelariella xanthostigma				10	10				2					10	10						10	10	10	10				10	5					
Parmelia caperata																																		
Parmelia exasperatula																						9												
Parmelia glabratula																								7										
Parmelia sulcata																						1	1											
Parmelia tiliacea																								4										
Pertusaria sp.																																		
Physcia aipolia																10	10	10																
Physcia adscendens				10	10	3		9		7	3		9	7								10	10	10					1					
Physcia hirsuta									9																									
Physcia orbicularis		7	3	10	1	10	10					6	5							3			1				3	1			8	10	
Physcia stellaris												8			6									1										

(segue)

Quadrante	1			2			3			4			5			52			55			56			57			58				59		
Pianta	1N	2N	3N	1S	2S	3S	1N	2N	3N	1N	2N	3N	1P	2P	3P	1N	2N	3N	1N	2N	3N	1Ti	2Ti	3Ti	1P	3Ti	2Ti	1R	2R	3Fa	4Ti	1N	2N	3P
Circonferenze a 120 cm dal suolo	140	110	90	190	150	150	100	135	142	100	103	130	138	122	90	145	140	143	81	163	100	149	138	128	160	138	155	80	95	99	92	135	150	152
Esposizione reticolo rilevamento	O	N-O	E	S-SW	W	W	W	N-W	N-W	N	N	O	S-W	N	O	W	W	W	S-W	S-W	S-W	W	E	W	E	E	E	N	N	N	N	S-W	N-W	S
Presenza muschi	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	sì	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	no	no	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì
Presenza alghe	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	sì	sì	sì	sì	sì	sì	no	no	no	sì	sì	sì	sì	sì	no	sì	sì	sì	sì
% di ricoprimento lichenico	20	5	5	40	20	40	60	20	50	70	20	20	40	5	10	15	10	40	25	40	40	65	80	50	0	5	1	5	1	0	2	20	20	0
Quota	250			230			234			240			240			230			260			234			250			255				260		
Specie																																		
Lecanora																																		
Lecanora sp.									9																									
Lepraria sp.				1																														
Xanthoria fallax						1																										6		
Xanthoria parietina																																		
Frequenza totale	10	17	11	41	31	24	20	19	30	17	13	19	24	22	21	10	10	10	10	13	20	30	22	32	0	0	9	11	6	0	0	24	20	0
Media frequenza	12,67			32,00			23,00			16,33			22,33			10			14,33			28,00			3,00			4,25						

Tabella 4.13 - *Elenco delle specie licheniche della zona di Morbegno.*

Specie/zona	Morbegno	Valmasino	Valgerola
Hypogymnia physodes			
Parmelia caperata			
Parmelia glabratula			
Lepraria incana			
Pseudevernia furfuracea			
Parmelia sulcata			
Parmeliopsis ambigua			
Candelaria concolor			
Candelariella xanthostigma			
Phaeophyscia adscendens			
Physcia orbicularis			

Tabella 4.14 - *Specie a maggior presenza nelle tre zone.*

Bibliografia

Liebendoerfer, L., Herzig, R., Urech, M. e **Amman, K.** 1988. Evolution und Kalibrierung der Schweizer - Indicationsmethode mit wichtigen Luftschadstoffen. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 48, 233-238.

Nimis, P. L., Ciccarelli, A., Lazzarin, G., Bargagli, R., Benedet, A., Castello, M., Gasparo, D., Lausi, D., Olivieri, S. e **Tretiach, M.** 1989 (1992). I licheni come bioindicatori di inquinamento atmosferico nell'area di Schio-Thiene-Breganze (VI). *Boll. Museo Civ. St. nat. Verona*, 16, 1-154.

Nimis, P. L., Lazzarin, G. e **Gasparo, D.** 1991. Lichens as bioindicators of air pollution by SO_2 in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobot.*, 11, 3-76.

4.6 Il danno rilevato a livello di chioma - *Flaminio Di Girolamo, Antonio Tagliaferri, Monica Guglini, Roberta Maffescioni, Sergio Poli* e *Alessandro Rapella*

Tutte le osservazioni sono metodologicamente riferite ai protocolli ICP-Forest e UN-ECE previsti per le aree di livello II, con adattamenti a situazioni contingenti.

4.6.1 Valutazione della trasparenza

Nei due siti individuati, sono stati effettuati tutti i rilievi utilizzando le schede di cam-

pagna già adottate per l'inventario sulle aree di livello I. I valori della trasparenza della chioma sono stati raccolti nell'agosto 1994 e nello stesso mese del 1995.

Per i due anni di osservazione e relativamente a ogni specie, i valori medi della trasparenza (valutata come grado di defogliazione), espressi in percentuale rispetto alla chioma sana, sono riportati nella *tabella 4.15*.

Alpe Culino

Specie	**N° piante**	**Grado defogliazione %**		**N° piante**	**Grado defogliazione %**	
	valutate	**media**	**mediana**	**valutate**	**media**	**mediana**
abete rosso	7	35,7	35	7	32,1	30
abete bianco	30	36	40	30	33,5	32,5
larice	2	30	30	2	25	25
Totale piante	**39**			**39**		

Bagni di Masino

	1994			**1995**		
Specie	**N° piante**	**Grado defogliazione %**		**N° piante**	**Grado defogliazione %**	
	valutate	**media**	**mediana**	**valutate**	**media**	**mediana**
abete rosso	32	24,2	25	31	24,7	30
abete bianco	7	16,4	15	7	13,6	10
larice	7	7,8	10	7	10,7	10
faggio	2	20	20	2	25	25
betulla	3	20	20	3	16,7	10
Totale piante	**51**			**51**		

Tabella 4.15 - *Grado medio di defogliazione delle piante campione nelle AdS di livello II.*

In entrambe le aree la trasparenza delle chiome è da attribuire, per la quasi totalità dei casi, a cause non note; per molte di queste piante, infatti, non sono risultati evidenti, al momento della valutazione, la presenza o l'effetto di agenti di danno "noti" quali funghi, insetti e agenti meteorici.

Si confermano, nelle AdS di livello II, le indicazioni ottenute dalle aree di livello I che hanno evidenziato uno stato di deperimento maggiore all'Alpe Culino che ai Bagni di Masino per abete bianco e abete rosso e per il larice, in entrambi gli anni.

Rimane tuttavia da dimostrare che la trasparenza della chioma di una pianta sia sinonimo di stress o di danno; comunque rappresenta un importante dato da confron-

tare fra due successive indagini, così da evidenziare le variazioni di densità della chioma di una certa pianta nel tempo.

Infatti, non è comparabile la trasparenza della chioma di un abete bianco dell'Alpe Culino con quella di un abete rosso dei Bagni di Masino, avendo essi differente substrato geopedologico, età e trattamento selvicolturale; il confronto può essere fatto solo fra piante della stessa specie che vegetano nelle stesse condizioni.

Anche per le alterazioni cromatiche valgono le considerazioni esposte sopra, anche se, non essendo precisamente quantificabili come la trasparenza, forniscono solo indicazioni qualitative sull'aspetto della pianta.

Nelle due AdS oggetto dello studio, i danni causati da agenti patogeni noti sono stati molto limitati e a carico di poche piante. L'agente di danno più importante è senz'altro *Chrysomyxa abietis* o "Ruggine vescicolosa dell'abete rosso" che provoca una leggera caduta di aghi.

Da segnalare all'Alpe Culino la presenza di *Melampsorella caryophyllacearum* sull'abete bianco che però non influisce sul grado di trasparenza, ma provoca solo deformazione dei getti e talvolta del tronco con formazione di caratteristici "scopazzi".

4.6.2 Diagnostica fogliare

Il regolamento UE 1994 / 1091 fornisce i criteri per effettuare il campionamento e l'analisi fogliare nelle AdS di II livello.

I criteri seguiti nell'indagine sono di seguito riassunti.

a) *Pianta-campione*

Specie: le uniche specie sulle quali sono stati effettuati i prelievi di foglie sono state l'abete bianco e l'abete rosso, in quanto le altre specie si trovavano in una sola località e non nell'altra, o erano presenti in maniera troppo esigua all'interno dell'AdS per poter avere un campione rappresentativo.

Selezione degli alberi-campione: una volta fatta la valutazione del grado di defogliazione delle piante nelle due AdS, è stato calcolato il valore medio di tale parametro per ogni specie (*tabella 4.15*).

Sulla base del valore medio ottenuto, sono state individuate 16 piante campione, appartenenti al piano dominante o codominante, che avessero lo stesso valore medio di defogliazione. Tali piante erano così distribuite:

- 5 piante di abete rosso e 5 di abete bianco nella zona-cuscinetto che circonda le due AdS;
- 3 piante di abete rosso e 3 di abete bianco nella zona-cuscinetto che circonda le due sottozone "B" e "C".

Queste piante, mappate e numerate, sono quelle dalle quali sono stati prelevati i campioni di foglie.

Diametri e altezza delle piante-campione sono riportate in *tabella 4.16.*

b) *Metodi di campionamento*

Periodo di campionamento: il protocollo ECE stabilisce di campionare in estate le latifoglie decidue e il larice, e durante il periodo di dormienza (inverno) le altre conifere. Tuttavia, per avere indicazioni sulle variazioni stagionali dello stato fisiologico degli aghi e del loro contenuto in elementi, è stato effettuato anche un campionamento estivo su abete bianco e abete rosso.

Alpe Culino			*Bagni di Masino*		
Pianta (Specie/n°)	**Diametri (cm)**	**Altezza (m)**	**Pianta (Specie/n°)**	**Diametri (cm)**	**Altezza (m)**
Area di saggio G			**Area di saggio M**		
abb1	43,5 / 41	23,05	abb1	51 / 50	27
abb2	40 / 40	22	abb2	37 / 35	23,5
abb3	46 / 41	23	abb3	36 / 37	24
abb4	62 / 60	25,5	abb4	52 / 46	24,5
abb5	47 / 45	23	abb5	43,5 / 40	25,5
abr1	51 / 45	26	abr1	58 / 59	27
abr2	62 / 58	29	abr2	50 / 48	27
abr3	78 / 72	29	abr3	46 / 45	27
abr4	61 / 58	31,5	abr4	51 / 44	23,5
abr5	60 / 62	30	abr5	56 / 56	28
Sottozona B			**Sottozona C**		
abb1	26,5 / 27	18	abb1	84	23
abb2	31 / 29	18	abb2	42 / 43	24,5
abb3	31,5 / 31,5	21	abb3	37 / 38	19,5
abr1	41 / 40	18	abr1	57 / 61	28
abr2	33 / 32	18,05	abr2	38 / 44	27,5
abr3	38 / 38,5	24	abr3	39 / 46	24,5

Tabella 4.16 - *Caratteristiche dendrometriche delle piante-campione: zone cuscinetto.*
abb = abete bianco; abr = abete rosso; diametri: la prima cifra si riferisce al diametro misurato pa - rallelamente alle curve di livello, la seconda perpendicolarmente.

Prelievo dei campioni: dalle piante-campione sono stati successivamente prelevati, prima del sopraggiungere della dormienza autunnale, i campioni di aghi, mediante il taglio di rametti apicali di luce, nella parte alta della chioma (fra il 7° e il 15° verticillo) in modo che tutte le esposizioni fossero rappresentate. In pratica, salendo sull'albero e con l'ausilio di uno svettatoio, sono stati prelevati quattro rametti per pianta, uno per ogni punto cardinale, che succesivamente sono stati collocati in un unico contenitore di polietilene forato.

Trattamento dei campioni: mescolando quantità uguali di rametti delle piante campione di ogni specie, è stato costituito un campione composito per ogni specie per AdS, per un totale di otto campioni compositi (Culino: Abete bianco e Abete rosso dell'AdS di livello II e della sottozona "B" (malata); Masino: abete bianco e abete rosso dell'AdS di livello II e della sottozona "C" (malata).

	Abete bianco				Abete rosso				Larice			
Diam. (cm)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m^2)	Vol./AdS v/2500 m² (m^3)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m^2)	Vol./AdS v/2500 m² (m^3)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m^2)	Vol./AdS v/2500 m² (m^3)
10	8,5	1	0,0076	_								
15	11,5	3	0,05298	0,3								
20	13	1	0,0314	0,22	16	1	0,0314	0,25				
25	17,5	2	0,09808	0,84								
30	20,5	3	0,2119	1,98								
35	17	1	0,096	1								
40	23	7	0,8792	9,31	20,5	1	0,1256	1,33	24	1	0,1256	1,05
45	20,5	4	0,6352	6,84	23	1	0,159	1,7				
50	25	2	0,3928	4,38					27	1	0,1962	1,75
55	24	9	2,1348	25,02	23,5	2	0,4749	5,16				
60	24	2	0,5652	6,56	30,2	2	0,5652	6,2				
65												
70												
75					29	1	0,4416	4,49				
	Totale	**35**	**5,1051**	**56,45**	**Totale**	**8**	**1,7977**	**19,13**	**Totale**	**2**	**0,3218**	**2,8**

Specie	n°pi/AdS (n)	g/AdS (m^2)	v/AdS (m^3)	N°pi/ha (N)	G/ha (m^2)	V/ha (m^3)	Specie	n°pi/AdS (n)	g/AdS (m^2)	v/AdS (m^3)	N°pi/ha (N)	G/ha (m^2)	V/ha (m^3)
abete bianco	35	5,1051	56,45	140	20,4205	225,8	larice	2	0,3218	2,8	8	1,2872	11,2
abete rosso	8	1,7977	19,13	32	7,19	76,52	**Totale**	**45**	**7,2246**	**78,38**	**180**	**28,898**	**313,52**

Tabella 4.17 - *Alpe Culino: parametri dendrometrici AdS "G".*

Da ciascun campione composito, sono stati staccati mille aghi di un anno di età, e mille di due anni, per determinarne il peso fresco; si sono così ottenuti 16 campioni di mille aghi ciascuno.

Inoltre, dai campioni compositi sono stati prelevati 70 g di peso fresco per ogni specie e provenienza, sui quali eseguire le analisi chimiche. Questi campioni e quelli di 1000 aghi sono stati sottoposti alle analisi della concentrazione totale degli elementi con il metodo dell'assorbimento atomico.

4.7 Il danno rilevato a livello di fusto

4.7.1 Parametri dendrometrici - *Flaminio Di Girolamo, Antonio Tagliaferri, Monica Guglini, Roberta Maffescioni, Sergio Poli* e *Alessandro Rapella*

Anche per questo inventario sono stati presi come riferimento i protocolli stabiliti in sede UN-ECE per i posti di osservazione permanenti delle condizioni fitosanitarie dei boschi.

Nel corso della ricerca sono stati determinati tutti i parametri obbligatori (specie, diametro a petto d'uomo, operazioni selvicolturali) e alcuni facoltativi (altezza del fusto, altezza e larghezza della chioma, superficie basale e volume stimato, analisi degli anelli di accrescimento radiale mediante carotine). Alcuni dei dati raccolti sono riportati nelle *tabelle 4.17* e *tabella 4.18*.

Durante il periodo 1994-1995, sono state effettuate le seguenti operazioni selvicolturali:

- Alpe Culino: non è stata effettuata alcuna operazione né all'interno dell'area, né nelle zone-cuscinetto circostanti;
- Bagni di Masino: nel corso del 1994 sono stati effettuati, anche all'interno dell'AdS, dei diradamenti del bosco, esclusivamente a carico di specie non interessanti il presente studio. Sono state eliminate alcune piante di salicone, già in condizioni di senescenza e di precario equilibrio, senza diradare né danneggiare il piano dominante costituito da abeti bianchi e abeti rossi, larici, betulle e faggi.

4.7.2 Anelli di accrescimento annuale - *Paola Nola*

Questo tipo di indagine consente di analizzare la storia dei popolamenti in esame e di evidenziare le variazioni di accrescimento subite dal bosco nel tempo, in funzione dei mutamenti ambientali intervenuti. Un'analisi dendrocronologica nelle aree di osservazione permanente ha dunque un duplice scopo: fornire indicazioni sulla storia dei popolamenti e mettere in luce variazioni d'accrescimento che siano imputabili all'azione di particolari fattori limitanti. Entrambi questi aspetti sono legati allo stato fitosanitario dei boschi, e le piante possono essere quindi considerate come indicatori delle condizioni, presenti e passate, dell'ambiente che le circonda.

In questo contesto è stata eseguita un'indagine del tutto preliminare, su un esiguo numero di campioni, al fine di verificare la possibilità di analizzare le aree oggetto di studio tramite metodologie dendrocronologiche.

4.7.2.1 Materiali e metodi

In questa fase preliminare, il campionamento ha riguardato esclusivamente le piante campione già sottoposte a monitoraggio. Sono pertanto state prelevate 2 carote per

	Abete bianco				Abete rosso				Larice			
Diam. (cm)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m²)	Vol./AdS v/2500 m² (m³)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m²)	Vol./AdS v/2500 m² (m³)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m²)	Vol./AdS v/2500 m² (m³)
10									15,5	1	0,0076	
15					15	4	0,0706	0,44	16,3	3	0,0592	0,3
20	13,8	2	0,0628	0,44	16,6	5	0,157	1,25	17,5	1	0,0314	0,21
25	19,5	2	0,0981	0,84	17	4	0,1962	1,84				
30	18,4	5	0,3532	3,3	19,7	6	0,4238	4,38	18,5	2	0,1413	1,1
35	22,8	2	0,192	2	20	2	0,192	2,02	21,5	2	0,192	1,6
40	23,6	3	0,3768	3,99	23,3	7	0,8792	9,31				
45	23	1	0,1588	1,71	24,4	6	0,9528	10,2				
50					24,4	5	0,982	10,65				
55	25	3	0,7116	8,34	25,8	3	0,7116	7,74				
	Totale	**18**	**1,9533**	**20,62**	**Totale**	**42**	**4,5652**	**47,83**	**Totale**	**9**	**0,4315**	**3,21**

(segue)

	Faggio				Betulla			
Diam. (cm)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m²)	Vol./AdS v/2500 m² (m³)	Altezza media/cl. (m)	n° pi/AdS n/2500 m² (n)	Area bas. g/2500 m² (m²)	Vol./AdS v/2500 m² (m³)
10					11,5	1	0,0076	
15	13,5	1	0,0175	0,08	15	2	0,0353	0,16
20	15,5	3	0,0942	0,63	17,5	3	0,0942	0,63
25	19	1	0,049	0,36	19,5	1	0,049	0,36
	Totale		**0,1607**	**1,07**	**Totale**	**7**	**0,1861**	**1,15**

Specie	n°pi/AdS (n)	g/AdS (m²)	v/AdS (m³)	N°pi/ha (N)	G/ha (m²)	V/ha (m³)	Specie	n°pi/AdS (n)	g/AdS (m²)	v/AdS (m³)	N°pi/ha (N)	G/ha (m²)	V/ha (m³)
abete bianco	18	0,4883	20,62	72	1,9533	82,48	faggio	5	0,04	1,07	20	0,1861	4,28
abete rosso	42	1,1413	47,83	168	4,5652	191,32	betulla	7	0,046	1,15	28	0,1609	4,6
larice	9	0,1063	3,21	36	0,4252	12,84	**Totale**	**81**	**1,8219**	**73,88**	**324**	**7,2907**	**295,52**

Tabella 4.18 - *Bagni di Masino: parametri dendrometrici AdS "M".*

pianta in 5 abeti bianchi e 5 abeti rossi in ciascuna area di saggio, per un totale di 40 carote, corrispondenti a 20 piante. In laboratorio le carote sono state montate su supporti fissi e sono state adeguatamente preparate per l'analisi successiva.

Per ciascuna carota, l'ampiezza degli anelli annuali è stata quantificata tramite l'apposito strumento di misura CCTRMD (Computer Controlled Tree-Ring Measuring Device - ANIOL, 1987), che permette la precisione del centesimo di millimetro.

Le misure effettuate sono state archiviate attraverso il programma CATRAS (Computer Aided Tree-Ring Analysis System - ANIOL, 1983), che permette la verifica dei risultati, e una preliminare elaborazione statistica dei dati.

Successivamente alla misura delle ampiezze degli anelli sono state ottenute le seguenti serie dendrocronologiche:

- una cronologia elementare per ogni carota, nella quale in corrispondenza di ogni anno è riportato il valore dell'ampiezza dell'anello annuale formatosi in quell'anno (in totale 40);
- una cronologia individuale per ogni pianta, derivata dalla media delle cronologie elementari appartenenti allo stesso individuo (in totale 20);
- una cronologia media per ciascuna popolazione, ottenuta come media delle cronologie individuali relative alla stessa specie all'interno della stessa area di saggio (in totale 4).

La successiva analisi ha comportato le seguenti fasi:

- verifica dell'interdatazione, sia ottica che statistica;
- calcolo dei parametri statistici descrittivi, tipicamente utilizzati in dendrocronologia, tra cui media delle ampiezze degli anelli (M) e corrispondente deviazione standard (STD), sensitività media (MS), coefficiente di autocorrelazione (AUC);
- calcolo degli anni caratteristici;
- analisi delle variazioni repentine d'accrescimento.

4.7.2.2 Risultati

Val Gerola. Per quanto riguarda l'abete bianco, gli esemplari campionati sono tutti più che centenari e l'accrescimento medio è pari a 1,3 mm l'anno, variando da un minimo inferiore a 1 mm a un massimo che si avvicina ai 2 mm. In tutti i campioni l'autocorrelazione è significativamente alta e la sensitività media è relativamente bassa, indicando che l'accrescimento annuale tende a cambiare gradualmente da un anno al successivo, piuttosto che rapidamente. In base a questi parametri le serie analizzate possono essere considerate tendenzialmente compiacenti, piuttosto che sensitive e quindi caratterizzate da una scarsa capacità di reagire alle variazioni dei parametri ambientali con immediate variazioni incrementali.

I campioni di abete rosso possono essere considerati in generale più o meno coetanei rispetto all'abete bianco. L'accrescimento medio è sensibilmente più elevato, non scendendo mai al di sotto di 1,3 mm e raggiungendo punte di 3 mm l'anno. Sebbene l'autocorrelazione si mantenga sempre significativamente elevata, soprattutto a livello della cronologia media, la sensitività media risulta leggermente maggiore qui rispetto all'abete bianco, per lo meno nelle singole cronologie individuali.

A parità di stazione, dunque, l'abete rosso sembra essere leggermente più sensibile alle variazioni dei fattori ambientali di quanto non lo sia l'abete bianco. In ogni caso

entrambe le specie presentano una scarsa capacità di reagire alle variazioni dei fattori ambientali con immediate variazioni incrementali.

Val Masino. Nel complesso i campioni relativi alla Val Masino sono decisamente più giovani rispetto a quelli della Val Gerola, indipendentemente dalla specie considerata. Anche in questo caso abete bianco e abete rosso possono essere considerati più o meno coetanei.

L'accrescimento medio, decisamente maggiore rispetto a quanto osservato in Val Gerola, è in questo caso maggiore per l'abete bianco, per il quale si avvicina ai 3 mm l'anno.

L'autocorrelazione e la sensitività media presentano valori analoghi a quelli riscontrati per la Val Gerola.

Anche in questo caso a parità di stazione l'abete rosso sembra essere leggermente più sensibile alle variazioni dei fattori ambientali di quanto non lo sia l'abete bianco.

4.7.2.3 Considerazioni conclusive

Nel complesso entrambe le specie in tutte e due le aree di saggio presentano un accrescimento caratterizzato da variazioni a lungo periodo (o *trend*), piuttosto che da una sensibile variabilità interannuale.

La maggior parte delle cronologie individuali mostra in modo evidente queste oscillazioni dell'accrescimento. In molti casi infatti l'accrescimento risulta depresso per un lungo periodo e aumenta bruscamente nel periodo più recente. Gli anni in cui si assiste a questo improvviso incremento sono principalmente concentrati in due periodi distinti, il primo all'inizio degli anni Venti, il secondo alla fine degli anni Quaranta. In alcune cronologie sono presenti entrambe le oscillazioni, in altre si riscontra soltanto la prima o soltanto la seconda. Si tratta dunque di una variabilità dell'accrescimento di tipo individuale, che può dunque dipendere da parametri microstazionali e non può pertanto essere imputata a fattori più generali, quali quelli climatici.

Queste caratteristiche suggeriscono che sia la competizione la principale responsabile nell'influenzare l'accrescimento dei campioni analizzati. Questa ipotesi, che può essere pienamente convalidata soltanto attraverso un campionamento più ampio, sembra comunque trovare conferma anche nei periodi in cui si concentrano gli improvvisi cambiamenti nel ritmo di accrescimento: si tratta infatti degli anni immediatamente successivi alle due guerre mondiali, periodi in cui i boschi sono stati fortemente e indiscriminatamente sfruttati dall'uomo.

I campioni analizzati presenterebbero dunque accrescimenti ridotti per un periodo più o meno lungo corrispondente a una fase di alta densità del bosco, e accrescimenti più consistenti nei periodi successivi ai diradamenti, in seguito ai quali i superstiti, divenuti dominanti, si sarebbero avvantaggiati dello spazio sia aereo che edafico lasciato libero.

Il fatto che le variazioni di accrescimento non siano costanti nei diversi campioni, cambiando sia per intensità che per localizzazione temporale, fa sì che nelle cronologie medie le oscillazioni d'accrescimento risultino sensibilmente attenuate. Esse restano comunque particolarmente evidenti nell'abete bianco della Val Masino.

4.8 Il danno rilevato a livello istologico e ultrastrutturale - *Guido Violini*

Le osservazioni "a vista" condotte sulle chiome forniscono un quadro sintomatologico relativamente completo. Tuttavia ulteriori approfondimenti con le tecniche di microscopia ottica ed elettronica possono consentire di individuare e caratterizzare a livello morfo-anatomico eventuali alterazioni ad aghi e foglie e di attribuire a esse significato diagnostico sulla base di quanto riportato in letteratura.

4.8.1 Metodologia e risultati

L'osservazione dei campioni in laboratorio è avvenuta usando:

- la microscopia ottica su parti fresche o opportunamente preparate;
- la microscopia elettronica a trasmissione (TEM) .

4.8.1.1 Esame visivo

Nel corso del primo prelievo (3 settembre 1995), le osservazioni condotte *in situ* hanno consentito di verificare lo stato di sofferenza di alcuni individui di abete rosso nell'area di osservazione della Val Gerola e di evidenziare alcune alterazioni, soprattutto a carico degli aghi del 3° anno, riscontrabili con minor frequenza su alberi del sito di Bagni di Masino.

Tali alterazioni si presentavano come lesioni clorotiche, tondeggianti, chiare e localizzate principalmente sulla pagina superiore della foglia, o comunque sugli aghi collocati in posizione superiore dei rami.

Questa tipologia di lesione era assente in aghi più giovani (1° e 2° anno di età).

Successive indagini allo stereomicroscopio hanno consentito di evidenziare che tale sintomatologia è molto simile a quella reperibile in letteratura su alberi in foresta e non attribuita a cause note, e abbastanza simile a quanto provocato da fumigazioni da ozono a elevate concentrazioni in condizioni controllate (Hartmann *et al.*, 1991; Fink, 1993).

Sulla base della letteratura consultata, non sembra possibile attribuire tale sintomatologia né a cause biotiche, né a carenze nutritive o ad altre cause abiotiche note.

In occasione del secondo prelievo (18 settembre 1995), tale sintomatologia era riscontrabile anche su aghi giovani, dell'anno, oltre che su foglie del terzo anno. Ancora, la frequenza di tali sintomi sui campioni della zona Bagni di Masino era inferiore negli aghi più vecchi, mentre nessun sintomo era visibile sugli aghi dell'anno.

Sui campioni provenienti da entrambe le campagne di prelievo, sono stati inoltre occasionalmente riscontrati altri tipi di sintomi, probabilmente attribuibili a cause biotiche, quali la ruggine del genere *Chrysomyxa* o funghi del genere *Lophodermium*. Tali alterazioni interessavano in ugual misura i due siti campionati e avevano simile incidenza su aghi dell'anno e su quelli di 2-3 anni.

4.8.1.2 Esame microscopico

Microscopia ottica. L'esame di sezioni sul fresco degli aghi interessati dalle descritte lesioni ha mostrato che in corrispondenza delle aree clorotiche vi è distruzione della clorofilla, evidenziata dall'assenza della caratteristica fluorescenza rossa delle zone alterate dopo irraggiamento con luce blu e UV.

Le indagini condotte su porzioni fogliari incluse hanno consentito una parziale caratterizzazione del danno, che deve comunque essere considerata preliminare e deve essere confermato da osservazioni ripetute su altri campioni.

Su aghi del terzo anno, le alterazioni riscontrate nel primo prelievo sono caratterizzate da necrosi e collasso delle cellule del mesofillo, mentre normalmente le cellule dell'endoderma e la zona vascolare all'interno di questo mantiene normali caratteristiche anatomiche. Le cellule epidermiche sono raramente danneggiate, e così pure le cellule degli stomi. Sembra inoltre che le cellule del mesofillo prossime agli spazi sottostomatici siano invece più frequentemente necrotiche o comunque alterate.

Tale quadro si presenta molto simile quando vengono osservate le zone danneggiate di foglie provenienti da entrambi i siti campionati, indicando che la differenza tra i due siti risiede più nella frequenza di tali manifestazioni piuttosto che nella loro tipologia.

Nel secondo prelievo, sulle foglie del 3° anno di età, si evidenzia una situazione simile a quella riscontrata nel primo prelievo. La sintomatologia descritta è stata riscontrata in entrambi i siti, sebbene essa sia più frequente nei campioni della Val Gerola, rispetto a quelli della Val Masino.

Gli aghi del primo anno, campionati solo in occasione del prelievo di settembre, hanno mostrato per il sito della Val Gerola un quadro sintomatologico simile a quello descritto in precedenza sulle foglie più vecchie, mentre per la zona dei Bagni di Masino tali sintomi sono stati riscontrati solo sporadicamente su foglie dell'anno.

Le osservazioni su luce blu e UV effettuate per evidenziare la fluorescenza primaria dei composti fenolici nei tessuti danneggiati hanno dato esito positivo solo in pochi casi.

Altre indagini sono state effettuate per valutare la distribuzione dell'amido nelle foglie e per mettere in evidenza eventuali precoci differenze in specifiche cellule bersaglio nei diversi campioni. Infatti è noto (Fink, op. cit.) che spesso si verifica un patologico accumulo di amido prima che la cellula venga irreversibilmente danneggiata e necrotizzi.

A seguito dell'azione dell'ozono, per esempio, si verifica un accumulo di amido primario in alcune cellule, mentre in altre no, probabilmente a seguito del danneggiamento di singole cellule o dei suoi cloroplasti. Ciò porta, all'esame microscopico, a un aspetto "a chiazze" del tessuto, con cellule ripiene di granuli d'amido alternate ad altre che non mostrano alcun accumulo.

È stato suggerito (Fink, op. cit.) che il quadro descritto può rappresentare un elemento diagnostico per una differenziazione tra la clorosi indotta da ozono e quella indotta da carenza di magnesio, per la quale l'accumulo patologico di amido avviene in maniera omogenea nel tessuto.

Nei campioni osservati, accumuli di amido erano evidenti in molti campioni prelevati in prossimità delle zone clorotiche. Tali accumuli, talvolta, interessano in maniera disomogenea il tessuto fogliare, e sono più consistenti nei campioni danneggiati.

D'altra parte va ricordato che la distribuzione dell'amido nella foglia può essere influenzata da molti fattori, quali l'esposizione della foglia stessa alla radiazione solare, le condizioni climatiche e l'ora del giorno in cui viene effettuato il prelievo.

Microscopia elettronica a trasmissione (TEM). Lo scopo dei campionamenti effettuati nell'anno 1995 è stato principalmente quello di mettere a punto un adeguato protocollo di preparazione dei campioni. Le difficoltà maggiori sono state riscontrate nelle fasi preliminari di fissazione dei campioni e di infiltrazione delle resine impiegate per le inclusioni.

In particolare, i campioni relativi al primo prelievo (3 settembre 1995), pur essendo stati trattati con una resina epossidica molto fluida (SPURR), adatta per l'impregnazione di tessuti duri come indicato da Jung e Wild (1988), Fink (op. cit.) per includere foglie di abete, hanno mostrato un'insufficiente penetrazione della resina nei tessuti fogliari, tale da precludere la successiva osservazione al TEM.

Per il secondo campionamento (18 settembre 1995), oltre alla SPURR sono state provate altre 2 resine (ARALDITE e LR WHITE). Malgrado un allungamento dei tempi di impregnazione e numerosi passaggi sottovuoto, non sono stati ancora raggiunti risultati soddisfacenti.

Pertanto non sono disponibili osservazioni sui campioni in oggetto, e ulteriori approfondimenti per la messa a punto di un idoneo protocollo sono tuttora in corso.

4.8.2 Conclusioni

Gli elementi che sembrano emergere da queste prime indagini sembrano in sintesi indicare le seguenti considerazioni:

- tra le tecniche impiegate, risultano promettenti soprattutto quelle di microscopia ottica, per le quali si è raggiunto un sufficiente livello di messa a punto del protocollo. Per le tecniche di microscopia elettronica, invece, occorrono ulteriori approfondimenti;
- l'impiego di tali tecniche, comunque, deve essere considerato tenendo conto che si opera su un numero limitato di campioni, osservandone porzioni di tessuto di ridotte dimensioni. Tale limitazione può essere superata operando un adeguato numero di campionamenti , in modo tale da ottenere un numero di campioni rappresentativo della complessa situazione di "foresta";
- i risultati preliminari ottenuti, benché limitati, indicano che nel sito della Val Gerola, su aghi del 3° anno di abete rosso e per entrambi i prelievi effettuati, sono abbastanza frequenti lesioni macroscopiche non attribuibili a cause note, di tipo clorotico e localizzate sulla pagina superiore delle foglie. Tali lesioni sono molto meno frequenti nel sito dei Bagni di Masino. Nel corso del 1995, tali lesioni, assenti su aghi dell'anno nel prelievo del 3 luglio, sono comparse in maniera evidente nel periodo successivo nel sito della Val Gerola, così da essere visibili nel prelievo del 18 settembre. Del tutto senza sintomi, invece, apparivano le foglie dell'anno prelevate dal sito dei Bagni di Masino. Ciò indica la possibile presenza dell'agente / i causale / i nel periodo estivo dell'anno in corso soprattutto nel sito della Val Gerola, i cui effetti si manifestano anche negli anni successivi. Rimanendo nell'ambito di tale ipotesi, si può supporre che, per il sito dei Bagni di Masino, per il 1995 non vi siano state le condizioni per la comparsa di sintomi visibili, mentre questi sono presenti, sebbene con minor frequenza rispetto all'altro sito, sugli aghi più vecchi. A livello microscopico tali lesioni sono caratterizzate da un collasso soprattutto delle cellule del mesofillo con distruzione della clorofilla, mentre i tessuti vascolari e l'epidermide sono

raramente danneggiati. Nei tessuti circostanti, sembra verificarsi un accumulo di amido che precede la necrosi della cellula.

Gli elementi raccolti, pur non consentendo considerazioni conclusive, possono far supporre l'azione dell'ozono come uno dei fattori coinvolti nella comparsa delle lesioni riscontrate.

Molto più difficile sembra essere invece la possibilità di mettere in relazione la sintomatologia evidenziata con il complesso fenomeno del deperimento del bosco, non potendo valutare con esattezza quali siano le conseguenze dei sintomi visti sugli aghi per la crescita, lo sviluppo e lo stato generale della pianta nel suo complesso.

Bibliografia

Fink, S. 1993. Microscopic criteria for the diagnosis of abiotic injuries to conifer needles. In: **Huettl** e **Mueller-Dombois** (eds.). Forest decline in the Atlantic and Pacific region. Huettl/Mueller-Dombois (eds.), Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Hartmann, G., Niehaus, F., Butin, H. e **Winter, K.** 1991. Les symptomes de dépérissement des arbres forestiers. Institut pour le développement forestier. Eugen Ulmer Gmbh and Co, Stuttgart.

Jung, G. e **Wild, A.** 1988. Electron microscopy studies of Spruce needles in connection with the occurrence of novel forest decline. I. Investigation of the mesophyll. *J.Phytopathology*, 122, 1-12.

4.9 Il danno rilevato a livello genetico - *Giorgio Binelli, Ivan Scotti, Ryan Fink, Federica Magni* e *Mirella Sari-Gorla*

Lo studio è stato condotto per verificare se le due popolazioni delle due AdS fossero diverse dal punto di vista del grado di variabilità genetica presente, al fine di mettere in evidenza eventuali fenomeni di erosione genetica. Pertanto sono stati utilizzati marcatori molecolari RAPDs e SCARs i quali, mettendo in evidenza differenze a livello del DNA, sono in grado di evidenziare vere differenze genetiche tra gli alberi di una stessa popolazione e di popolazioni diverse.

4.9.1 Materiali e metodi

Campionamento e raccolta del materiale

Campioni di aghi di abete rosso sono stati raccolti da 96 individui della popolazione di Val Masino e da 48 individui della popolazione di Val Gerola. Il criterio seguito nel campionamento di entrambe le aree di saggio è stato quello di scegliere piante sane, cercando di coprire tutte le possibili classi di età.

Nel caso della popolazione della Val Masino il campionamento è stato condotto a

partire da un nucleo centrale seguendo quattro direttrici radiali; nel caso della Val Gerola le piante sono state campionate entro aree rettangolari di saggio già predisposte.

Di ciascun individuo è stata rilevata la posizione rispetto a un punto noto, misurando la distanza tramite un distanziometro a raggi infrarossi e ultrasuoni (Sonin 300) e l'angolo mediante una bussola; è stata inoltre rilevata la circonferenza del fusto.

Immediatamente dopo la raccolta il tessuto verde è stato congelato in azoto liquido, quindi conservato a -80°C.

Estrazione di DNA da tessuto verde

Un grammo di tessuto verde viene macinato in azoto liquido e poi omogeneizzato in 18 ml di tampone di estrazione (Tris-HCl pH 8 50mM, EDTA 5mM, PEG_{3350} 10%, sorbitolo 6,377%, spermina 0,025%, spermidina 0,025%, BSA 0,1%) freddo; la sospensione viene filtrata, sempre a freddo, attraverso 4 strati di garza e centrifugata per 15 min a 8000 rpm a 4°C. Il pellet viene risospeso in 0,5 ml di Chloroplast Wash Buffer (Tris HCl pH 8 50mM, EDTA 25mM, sorbitolo 6,377%, spermina 0,025%, spermidina 0,025%); si aggiunge poi 1/5 di volume di Sarcosyl 5% (w/v) e si incuba per 15 min a temperatura ambiente; quindi si aggiunge 1/7 del volume di NaCl 4,5M, si mescola e si aggiunge ancora 1/8 di volume di CTAB 8,6% in NaCl 4,5M. La soluzione viene incubata in agitazione per 12 min a 60°C.

Si estrae poi con cloroformio-ottanolo 24:1, e si separano le fasi per centrifugazione a 3200 rpm per 15 min a temperatura ambiente.

Gli acidi nucleici vengono precipitati con 600 µl di isopropanolo 100% a temperatura ambiente *overnight*; la mattina successiva vengono precipitati per centrifugazione a 14000 rpm per 15 min a temperatura ambiente. Il pellet viene lavato con 1 ml di etanolo 76%/NH_4Ac 10mM per almeno 4 ore, quindi ricentrifugato per 5 min a 4°C; il pellet viene infine risospeso in 100 µl di TE pH 8 (Tris-HCl 10 mM, EDTA 0,1mM).

L'RNA viene degradato mediante incubazione con RNasi bovina 1 mg/ml a 37°C per almeno 1 ora.

Estrazione di DNA plasmidico

È stato utilizzato il kit QIAprep-spin Plasmid Miniprep Kit (Qiagen), che permette di ottenere DNA plasmidico altamente purificato necessario per la reazione di sequenza.

Digestione endonucleasica

Per il controllo degli inserti clonati si effettua una digestione endonucleasica doppia con gli enzimi di restrizione *Eco*RI e *Xho*I che riconoscono siti fiancheggianti il punto d'inserzione del frammento nel *polylinker* del fago-cosmide pBluescript.

Sequenziamento

Il sequenziamento dei frammenti clonati è stato effettuato mediante il sequenziatore automatico ALF DNA Sequencer (Pharmacia Biotech) presso l'Istituto di Miglioramento Genetico delle Piante Forestali-CNR di Firenze.

Il sistema implica un approccio non radioattivo, in cui un *primer* marcato con fluorescina alla sua estremità terminale 5' viene agganciato allo stampo. Mediante il metodo standard dei dideossinucleotidi (ddNTP), l'enzima T7 DNA Polimerasi estende il *primer* fluorescente in quattro reazioni separate (A, C, G e T), producendo quattro distinte popolazioni di frammenti la cui catena termina con una marcatura fluorescente. Le reazioni sono caricate su quattro corsie adiacenti di un gel di acrilammide al 6% e sottoposte a corsa elettroforetica. Durante la migrazione, i frammenti passano all'altezza di un raggio laser fisso; la sollecitazione luminosa genera segnali fluorescenti che vengono rilevati e registrati automaticamente per la successiva determinazione della sequenza.

Per le procedure relative all'aggancio del *primer* allo stampo a doppio filamento e alle reazioni di sequenza si rimanda ai protocolli allegati al kit AutoRead Sequencing Kit (Pharmacia Biotech) di cui ci si è avvalsi.

Amplificazione RAPD

Le reazioni di amplificazione RAPD del DNA genomico sono realizzate secondo le seguenti condizioni di amplificazione:

DNA genomico	3 ng
tampone enzima	1x
(contenente 1,5 mM $MgCl_2$)	
nucleotidi	125 µM ciascuno
primer	0,2 µM
Taq polimerasi	0,75 u
volume di reazione	25 µl

I primer decameri utilizzati sono prodotti dalla Operon Technologies (Alameda, California) e dal laboratorio del prof. J. E. Carlson della University of British Columbia (Canada). I primi sono contrassegnati dalla sigla OP e da una lettera che indica la serie più un numero compreso tra 1 e 20, i secondi sono contrassegnati dalla lettera C seguita da un numero di tre cifre.

I cicli di amplificazione sono i seguenti:

Denaturazione iniziale	5''	94°C	
	1'55''	92°C	
Denaturazione	5''	94°C	
	55''	92°C	per 45 cicli
Annealing	1'	35°C	
Estensione	2'	72°C	
Estensione finale	7'	72°C	

Amplificazione SCAR

Le condizioni di amplificazione SCAR su DNA genomico sono state determinate in base al lavoro di Paran e Michelmore (1993):

DNA genomico	3 ng
tampone enzima	1x
nucleotidi	0,2 mM
primer F	0,2 µl

primer R	0,2 µl	
Taq polimerasi	1 u	
volume di reazione	25 µl	

I cicli di amplificazione sono i seguenti:

Denaturazione iniziale	5' 94°C	
Denaturazione	1' 94°C	
Annealing	1' Ta	per 40 cicli
Estensione	2' 72°C	
Estensione finale	8' 72°C	

La temperatura di *annealing* è specifica di ciascuna coppia di *primer* e viene stabilita attraverso una serie di esperimenti di amplificazione SCAR in cui la temperatura di *annealing* viene aumentata di un grado alla volta a partire dalla temperatura di *melting* degli oligonucleotidi; la minima temperatura a cui l'amplificazione SCAR risulta in una banda netta viene scelta come temperatura di *annealing* (Ta).

Per verificare che l'assenza di banda non sia effetto della mancata amplificazione, i marcatori SCAR selezionati per la stima delle frequenze geniche vengono coamplificati con marcatori SCAR monomorfici.

Tutte le reazioni di amplificazione RAPD e SCAR sono state condotte su un Thermal Cycler Delphi 1000.

Elettroforesi

I prodotti di amplificazione RAPD e SCAR vengono separati per corsa elettroforetica su gel di agarosio al 2% in TAE 1x in un campo elettrico pari a 3 V/cm; vengono quindi colorati con bromuro di etidio (0,3 µg/ml) e visualizzati per fluorescenza agli UV.

Scelta dei marcatori

I marcatori utilizzati in questo lavoro sono stati scelti da una mappa genetica di concatenazione, basata su marcatori RAPD e costruita nel nostro laboratorio (Binelli e Bucci, 1994), in modo che coprissero uniformemente il genoma e non mostrassero concatenazione genetica. Diciotto marcatori RAPD e sei marcatori SCAR (precedentemente costruiti e messi a punto nel nostro laboratorio), localizzati in differenti gruppi di associazione o separati da distanze superiori a 40 cM, sono stati utilizzati per la stima dei parametri di popolazione.

Stima dei parametri di popolazione

L'osservazione dei profili di amplificazione RAPD e SCAR fornisce dati del tipo "presenza-assenza" di banda; per ciascun *locus* scelto un individuo sarà pertanto classificato come 1 nel caso presenti la banda di amplificazione e come 0 in caso contrario; dato il carattere dominante di questi marcatori, è impossibile distinguere il genotipo omozigote dominante dall'eterozigote, essendo entambi compresi nella classe fenotipica "presenza di banda". Il calcolo delle frequenze geniche a partire dall'osservazione delle classi fenotipiche pertanto è possibile solo sotto le condizioni dell'equilibrio di Hardy-Weinberg; sotto questa ipotesi, se q^2 è la frequenza

della classe fenotipica 0 ("assenza di banda", corrispondente al genotipo *aa*), si può calcolare la frequenza *q* dell'allele recessivo *a* secondo la formula:

$$q = \sqrt{q^2}$$

e la frequenza *p* dell'allele dominante *A* come $p = 1 - q$.

Nel nostro caso, la frequenza dell'allele "assenza di banda" *q* a ciascun *locus* è stata calcolata secondo la correzione formulata da Lynch e Milligan (1994) per i marcatori dominanti:

$$q = \sqrt{q^2} / [1-q^2 (1-q) (8Nq^4]$$

La diversità genetica entro specie a ciascun *locus* è stata calcolata secondo Nei (1975):

$$h_{es} = 1 - \Sigma p_i^2$$

dove p_i rappresenta la frequenza dell'*i*-esimo allele e la sommatoria è estesa a tutti gli alleli di un *locus*. La diversità genetica entro specie H_{es} viene calcolata come media di h_{es} su tutti i *loci* nelle due popolazioni.

La diversità genetica entro popolazioni H_{ep} è stata calcolata secondo la medesima relazione, ma considerando separatamente le due popolazioni.

La percentuale di *loci* polimorfici P_s è stata calcolata come rapporto tra il numero di *loci* polimorfici e il numero totale dei *loci* scelti, per le due popolazioni insieme oppure considerandole separatamente.

Il calcolo della quota di differenziamento tra popolazioni (G_{ST}) è stato effettuato secondo quanto descritto da Nei (1973), in base alla definizione di diversità genetica; per applicare questo metodo le popolazioni di Val Masino e Val Gerola sono state considerate come sottopopolazioni di una popolazione più grande.

G_{ST} viene definito dalla seguente relazione:

$$G_{ST} = D_{ST} / H_T$$

dove H_T, la diversità genetica a livello dell'intera popolazione, è definita da:

$$H_T = 1 - (\Sigma_k \Sigma_i w_i x_{ik})$$

dove w_i rappresenta il peso della *i*-esima sottopopolazione e x_{ik} è la frequenza del *k*-esimo allele nella *i*-esima sottopopolazione.

D_{st}, la diversità genetica media tra sottopopolazioni, è definita come:

$$D_{st} = (\Sigma_i \Sigma_j D_{ij}) / s^2$$

dove s è il numero di sottopopolazioni e $D_{ij} = H_{ij} - (H_i + H_j) / 2 = (1 - \Sigma_k x_{ik} x_{jk}) - (H_i + H_j) / 2$ rappresenta la diversità genetica tra la *i*-esima e la *j*-esima sottopopolazione.

Autocorrelazione spaziale

Mediante questo tipo di analisi è possibile verificare se esista un fenomeno di strutturazione dei genotipi all'interno di una popolazione; l'autocorrelazione spaziale infatti stabilisce se esistano deviazioni significative dalla casualità nella distribuzione dei fenotipi nello spazio, cioè se i fenotipi osservati alle singole località siano o meno indipendenti da quelli osservati nelle località adiacenti. Come descritto precedentemente, ciascun individuo della popolazione può essere descritto per ciascun marcatore RAPD e SCAR dal carattere "presenza" (1) oppure "assenza di banda" (0).

A partire dalla posizione di ciascuna pianta, rilevata rispetto a un sistema di assi cartesiani, viene calcolata la distanza tra tutte le coppie di individui; in seguito vengono definite classi di distanza arbitrarie, e viene calcolato per ciascun *locus* il numero di connessioni osservato per ciascuna delle classi di distanza per i tre possibili tipi di interazione tra fenotipi (1-1, 1-0, 0-0).

Nel nostro caso sono state scelte classi di distanza utilizzando tre tipi di criteri differenti:

- 5 classi scelte con il criterio dell'uninumerarietà (ogni classe contiene lo stesso numero di connessioni);
- 10 classi scelte con il criterio dell'uninumerarietà;
- 10 classi di dimensioni arbitrariamente fissate, a prescindere dal numero di connessioni che contengono.

Definita *rr* l'interazione tra fenotipi uguali, il numero di connessioni tra coppie di individui *i* e *j* che presentano lo stesso fenotipo è dato dalla formula:

$$N(rr) = 1/2\Sigma_{ij} w_{ij}(rr)_{ij} \quad \text{per } i \neq j$$

dove $(rr)_{ij}=1$ se *i* e *j* sono entrambi dello stesso tipo e 0 altrimenti, e $w_{ij} = 1$ se gli individui della coppia considerata ricadono all'interno della stessa classe di distanza, 0 altrimenti.

Per l'interazione *rs* tra genotipi diversi il numero di connessioni è dato da:

$$N(rs) = 1/2\ \Sigma_{ij} w_{ij}(rs)_{ij} \quad \text{per } i \neq j$$

Nell'ipotesi di campionamento senza rimpiazzo, la frequenza attesa delle connessioni fra individui con fenotipo uguale all'interno di una determinata classe di distanza viene calcolato dalla formula:

$$\mu = (W n_r^{n(n-1)}) / 2n^{n(n-1)}$$

dove n_r è il numero totale degli individui che presentano genotipo *r*, *n* il numero degli indvidui totali e W il numero totale delle connessioni effettive ($W = \Sigma_{ij} w_{ij}$).

Analogamente si può calcolare la frequenza attesa per le interazioni tra fenotipi differenti (tipo *rs*) come:

$$\mu_1 = (W n_r n_s) / n^{n(n-1)}$$

Per ciascun tipo di interazione genotipica e per ciascuna classe di distanza viene cal-

colato un coefficiente snd (Standard Normal Deviate) che indica lo scostamento delle frequenze osservate dalle frequenze attese.

Nel caso di genotipi uguali (*rr*) tale coefficiente, che segue una distribuzione normale con media 0 e $\sigma = 1$ è dato dalla formula:

$$snd = [N(rr) - \mu] / \sigma_{\mu}$$

I limiti di significatività di snd derivano dalla distribuzione Z per i corrispondenti livelli di significatività, cioè 1,96 e -1,96 per valori di probabilità inferiori al 5% ($p<0,05$); valori positivi di snd indicano aggregazione tra individui dello stesso genotipo, negativi repulsione.

Nei correlogrammi i valori di snd vengono rappresentati in funzione della classe di distanza.

4.9.2 Risultati

Stima dei parametri di popolazione

Il DNA genomico totale di 94 individui della popolazione di Val Masino e di 48 individui della popolazione di Val Gerola è stato amplificato mediante 18 primer RAPD e 6 primer SCAR.

Le frequenze geniche sono state stimate sotto l'ipotesi dell'equilibrio di Hardy-Weinberg in accordo con l'equazione data da Lynch e Milligan (1994) per marcatori dominanti (come descritto nella sezione "Materiali e Metodi"): la frequenza degli omozigoti recessivi è stata dedotta dalla frequenza della classe fenotipica "assenza di banda".

Le frequenze *q* di ciascun *locus* (ricordiamo che $p = 1 - q$) sono riportate per le popolazioni di Val Masino e di Val Gerola in *tabella 4.19*.

marker	q Val Masino	q Val Gerola	marker	q Val Masino	q Val Gerola
SCAR29	0,198 ± 0,05	0,399 ± 0,07	OPA06-790	0,860 ± 0,027	0,748 ± 0,058
SCAR25	0,361 ± 0,049	0,385 ± 0,07	OPA06-1000	0,574 ± 0,05	-
SCAR127	0,556 ± 0,046	0,148 ± 0,07	OPA08-383	0,809 ± 0,031	0,141 ± 0,07
SCAR149	0,412 ± 0,05	0,968 ± 0,02	OPA08-1285	0,954 ± 0,02	0,957 ± 0,02
SCAR178	0,520 ± 0,044	0,354 ± 0,07	OPA11-595	0,860 ± 0,027	0,860 ± 0,037
OPA12-451	0,784 ± 0,033	0,800 ± 0,05	OPF14-750	0,911 ± 0,021	0,868 ± 0,04
OPA12-582	0,860 ± 0,027	0,872 ± 0,038	OPG10-470	0,715 ± 0,04	0,219 ± 0,08
OPA12-790	0,821 ± 0,03	0,860 ± 0,039	OPJ06-820	0,742 ± 0,035	0,671 ± 0,056
OPB13-1050	0,499 ± 0,05	0,826 ± 0,04	OPX20-650	0,694 ± 0,04	0,245 ± 0,07
OPC10-510	0,860 ± 0,028	0,890 ± 0,034	OPY13-450	0,608 ± 0,042	0,224 ± 0,08
OPD14-1150	0,917 ± 0,021	0,897 ± 0,034	OPY13-1050	0,954 ± 0,014	0,908 ± 0,034
SCAR179	0,665 ± 0,04	0,0	C184-500	0,854 ± 0,028	0,919 ± 0,03

Tabella 4.19 - *Le frequenze alleliche ± l'errore standard dell'allele "assenza di banda" a tutti i* loci *considerati nelle due popolazioni.*

Il parametro "percentuale di *loci* polimorfici" è stato calcolato per le due popolazioni separatamente e nel loro complesso. Nella popolazione di Val Masino tutti i 24 *loci* sono risultati polimorfici: pertanto Ps è pari al 100%. Nella popolazione di Val Gerola su 23 *loci* totali (OPA06-1000 per difficoltà di lettura non è stato considerato) un *locus* (SCAR 179) si è dimostrato monomorfico: di conseguenza Ps assume un valore inferiore, pari al 95,6%. Per le due popolazioni considerate insieme Ps è uguale al 98%.

La "diversità genetica" è stata calcolata secondo l'indice di eterozigosità di Nei (1975):

$$h_{ep} = 1-\Sigma x_i$$

dove x_i rappresenta la frequenza delle varie forme alleliche a un *locus*.

Per ciascun *locus*, sia polimorfico sia monomorfico, è stato stimato il valore di eterozigosità di Nei, h_{ep}, e questi valori sono riportati in *tabella 4.20.* Nella stessa tabella sono i riportati i valori di h_{es}, la diversità genetica media a ciascun *locus*. Dalla media dei valori relativi ai singoli marcatori è stata ottenuta la "diversità genetica entro popolazione" per ciascuna popolazione: H_{ep} risulta pari a 0,334 per la Val Masino e a 0,269 per la Val Gerola (*tabella 4.21*). La diversità genetica entro specie H_{es} stimata sulle due popolazioni ha dato un valore pari a 0,344 (*tabella 4.21*), in buon accordo con quanto riportato in letteratura per l'abete rosso.

La "quantità relativa di differenziamento genetico" è stata calcolata sulla stessa matrice di dati (24 marcatori per 142 individui) considerando le nostre popolazioni come sottogruppi di un unico insieme. Il coefficiente di differenziamento tra popolazioni

marker	**h_{ep} A**	**h_{ep} B**	**h_{es}**	***marker***	**h_{ep} A**	**h_{ep} B**	**h_{es}**
SCAR29	0,307	0,479	0,403	OPA12-582	0,242	0,224	0,236
SCAR25	0,461	0,473	0,466	OPA12-790	0,292	0,240	0,275
SCAR127	0,494	0,253	0,496	OPB13-1050	0,500	0,289	0,466
SCAR149	0,483	0,067	0,438	OPC10-510	0,240	0,198	0,226
SCAR178	0,499	0,457	0,498	OPD14-1150	0,153	0,189	0,165
SCAR179	0,446	0,0	0,498	OPF14-750	0,162	0,232	0,184
OPA06-790	0,240	0,377	0,279	OPG10-470	0,408	0,342	0,477
OPA06-1000	0,489	-	-	OPJ06-820	0,383	0,442	0,403
OPA08-383	0,309	0,243	0,450	OPX20-650	0,426	0,370	0,490
OPA08-1285	0,088	0,082	0,086	OPY13-450	0,477	0,347	0,499
OPA11-595	0,240	0,240	0,240	OPY13-1050	0,088	0,171	0,113
OPA12-451	0,338	0,320	0,333	C184-500	0,249	0,153	0,218

Tabella 4.20 - *La diversità genetica a singolo* locus *(h_{ep}) stimata a tutti i* loci *nelle due popolazioni (A = Val Masino, B = Val Gerola) e la diversità genetica media h_{es}.*

G_{ST} è risultato pari a 0,049 (*tabella 4.21*); anche in questo caso il valore ottenuto conferma le stime pubblicate da diversi autori.

	Val Masino	Val Gerola	Entrambe le popolazioni
H_{ep}	0,334	0,269	
H_{es}			0,344
G_{ST}			0,049

Tabella 4.21 - *Stima della diversità genetica media entro popolazioni (H_{ep}), entro specie (H_{es}) e di G_{ST} nelle popolazioni studiate.*

Autocorrelazione spaziale

L'analisi della distribuzione nello spazio della variabilità genetica di ciascuna popolazione è stata effettuata mediante la tecnica dell'autocorrelazione spaziale (ACS) (Sokal *et al.*, 1978).

L'indagine è stata condotta sulla stessa matrice di dati utilizzata per la stima delle frequenze geniche: i fenotipi dei 94 alberi di Val Masino e dei 48 alberi di Val Gerola sono stati sottoposti all'analisi di autocorrelazione spaziale per verificare la presenza di scostamenti dalla casualità nella loro distribuzione nello spazio.

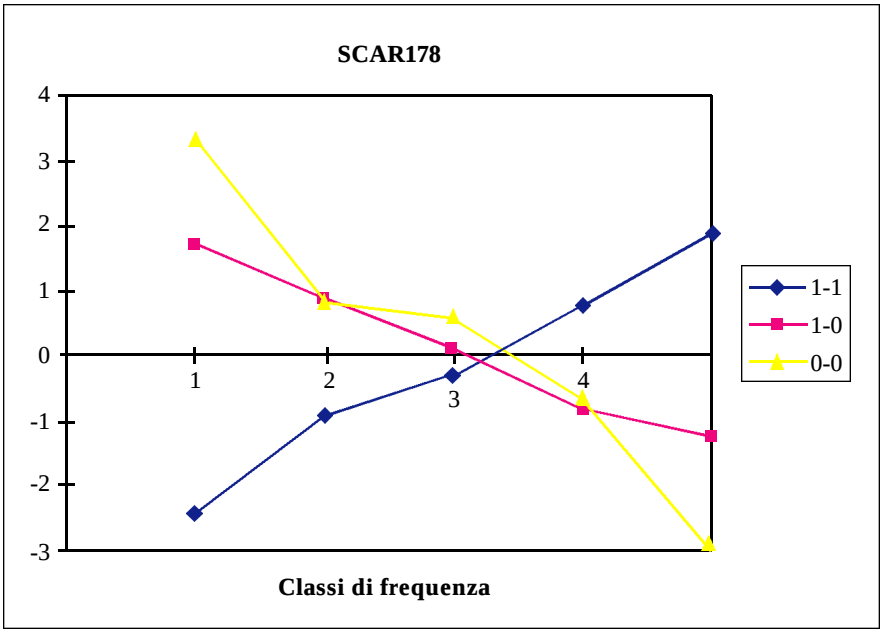
La posizione delle piante nella foresta è stata rilevata rispetto a un sistema di assi cartesiani e per ciascuna coppia di individui è stata calcolata la lunghezza della connessione. Le varie coppie sono state quindi ripartite entro classi di distanza arbitrarie.

Poiché la facoltà di evidenziare l'eventuale strutturazione della popolazione può essere influenzata dalle dimensioni delle classi di distanza impiegate nell'analisi, per entrambe le popolazioni sono stati condotti tre esperimenti indipendenti, in ciascuno dei quali il numero e i limiti delle classi sono stati stabiliti secondo criteri differenti:

- 5 classi definite col criterio dell'uninumerarietà: dalla ripartizione del medesimo numero di connessioni in ciascuna classe sono risultati i seguenti intervalli di distanza: 0-20 m, 20-53 m, 53-111 m, 111-274 m, 274-541 m per la Val Masino e 0-30 m, 30-122 m, 122-234 m, 234-354 m, 354-431 m per la Val Gerola;
- 10 classi definite col criterio dell'uninumerarietà: gli intervalli di distanza ottenuti in questo caso sono 0-8 m, 8-20 m, 20-36 m, 36-53 m, 53-73 m, 73-111 m, 111-205 m, 205-274 m, 274-331 m, 331-541 m per la Val Masino e 0-13 m, 13-30 m, 30-49 m, 49-119 m, 119-179 m, 179-232 m, 232-325 m, 325-352 m, 352-377 m, 377-424 m per la Val Gerola;
- 8 classi definite imponendo i limiti degli intervalli di distanza (0-30 m, 30-60 m, 60-90 m, 90-120 m, 120-180 m, 180-240 m, 240-320 m, >320 m), a prescindere dalla distribuzione delle connessioni entro le diverse classi.

Sia per la popolazione di Val Masino che per la popolazione di Val Gerola le tre analisi hanno prodotto risultati concordanti.

Nel caso della popolazione di Val Masino 18 dei 24 marcatori presentano valori di snd (Standard Normal Deviate) significativi per almeno una classe di distanza.



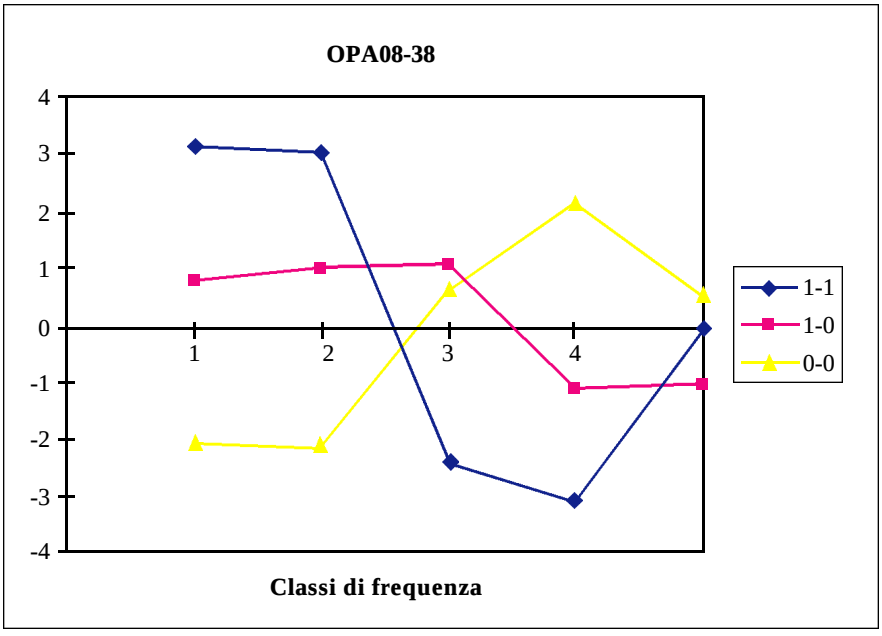


Figura 4.4 - *Correlogrammi di due marcatori significativi per la popolazione di Val Ma - sino all'analisi di autocorrelazione spaziale per 5 classi di distanza uninumerarie (0-20 m; 20-53 m; 53-11 m; 111-274 m; 274-541 m).*

I correlogrammi di *figura 4.4* visualizzano graficamente l'andamento dettagliato di due marcatori significativi (SCAR178 e OPA08-383) all'analisi di autocorrelazione spaziale condotta su 5 classi uninumerarie: in essi i valori assunti dalla snd sono rappresentati in funzione della classe di distanza, per i tre tipi di interazione tra fenotipi.

I marcatori SCAR178, SCAR179, OPA08-383, OPA12-451, OPF14-750 e C184-500 rivelano alle corte distanze (1' e 2' classe di distanza) un fenomeno di aggregazione tra fenotipi uguali di un tipo e di repulsione tra fenotipi uguali di tipo opposto; tale tendenza si inverte nettamente alle lunghe distanze (4' e 5' classe di distanza uninumerarie) nei marcatori SCAR178, SCAR179, OPA08-383 e OPF14-750.

I marcatori OPA12-790 e OPY13-1050 mostrano entrambi un eccesso di interazioni tra fenotipi uguali (assenza di banda) e un difetto di interazioni tra fenotipi di tipo diverso alle brevi distanze. OPA12-790 manifesta un andamento "oscillatorio" con inversioni di segno periodiche alle medie e lunghe distanze; OPY13-1050 assume a distanze intermedie (120-240 m) ed elevate (oltre 320 m) valori di snd negativi per associazioni tra fenotipi "assenza di banda" e positivi per associazioni tra fenotipi di tipo diverso.

Nel caso della popolazione di Val Gerola 10 dei 23 marcatori presentano valori di snd significativi per almeno una classe di distanza.

I correlogrammi di *figura 4.5* visualizzano graficamente l'andamento dettagliato di due marcatori significativi (OPA11-595 e OPY13-450) all'analisi di autocorrelazione spaziale condotta su 5 classi uninumerarie: in essi i valori assunti dalla snd sono rappresentati in funzione della classe di distanza, per i tre tipi di interazione tra fenotipi.

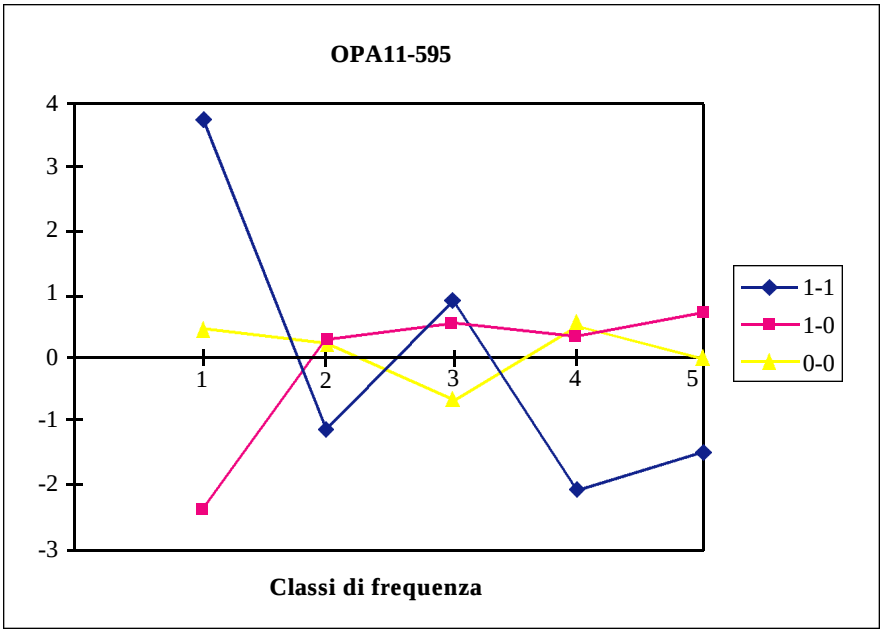
OPA11-595 mostra un eccesso di coppie di fenotipi uguali (presenza di banda) e un difetto di coppie di fenotipi diversi tra 0 e 30 m, mentre alle lunghe distanze la tendenza si inverte.

Per il marcatore OPY13-450 si osserva un andamento "oscillatorio": con aggregazione tra fenotipi uguali (presenza di banda) e repulsione tra fenotipi diversi tra 0 e 30 m, repulsione tra fenotipi "presenza di banda" e aggregazione tra fenotipi diversi tra 100 e 240 m, e nuovamente aggregazione tra fenotipi "presenza di banda" e repulsione tra fenotipi diversi a distanze superiori ai 320 m.

"Effetto finestra"

Il comportamento peculiare di sei marcatori (SCAR178, SCAR179, OPA08-383, OPA12-451, OPF14-750 e C184-500) all'analisi di autocorrelazione spaziale in Val Masino ha fatto sospettare che i risultati per questi *loci* possano essere distorti da un errore di campionamento. La distribuzione da essi presentata (con eccesso di fenotipi uguali di un tipo e difetto di fenotipi uguali di tipo opposto alle brevi distanze e inversione di tendenza alle lunghe distanze) è indicativa di piante geneticamente correlate e spazialmente prossime. Questa situazione potrebbe essere spiegata dalla presenza di un folto gruppo di alberi con alcuni esemplari dominanti e diversi individui giovani, approssimativamente coetanei e geograficamente vicini, da noi campionati nell'area di saggio dei Bagni di Masino.

Per verificare questa ipotesi l'analisi di autocorrelazione spaziale è stata rifatta per i sei marcatori in questione escludendo dalla matrice gli individui presunti responsabili del fenomeno a blocchi di 15 alla volta. L'esperimento ha evidenziato in tutti e sei i marcatori una "finestra" entro la quale l'effetto di strutturazione scompare. È dunque



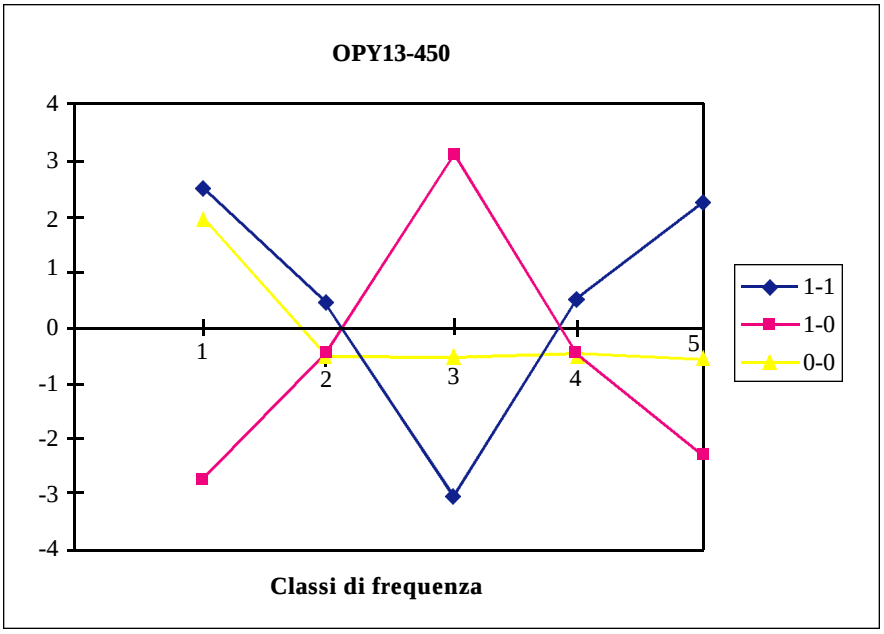


Figura 4.5 - *Correlogrammi di due marcatori significativi per la popolazione di Val Ge - rola all'analisi di autocorrelazione spaziale per 5 classi di distanza uninumerarie (0-30 m; 30-122 m; 122-234 m; 234-354 m; 354-431 m).*

possibile che gli scostamenti osservati a questi *loci* siano in parte determinati dal campionamento non casuale da noi effettuato.

4.9.3 Discussione

I risultati ottenuti possono essere così riassunti:

- il grado di variabilità genetica è più elevato nella popolazione di Val Masino che non in quella di Val Gerola. Questo dato di per sé non costituisce una prova dell'esistenza di erosione genetica sulla popolazione di Val Gerola, ma rappresenta comunque un'indicazione in questo senso. Infatti potrebbero essere in corso processi selettivi a carico di *loci* genici concatenati ai marcatori utilizzati: questo sarebbe inoltre in accordo con il risultato trovato per cui le frequenze alleliche non sono diverse a tutti i *loci* considerati, ma sono in generale simili tra le due popolazioni, risultando significativamente diverse soltanto ad alcuni dei *loci*;
- il differenziamento genetico tra le due popolazioni presenta un valore comparabile con quelli ottenuti per altre popolazioni europee di abete rosso. Questo dato è importante per quanto riguarda la storia evolutiva delle popolazioni europee di abete rosso: infatti, si ritiene che il ripopolamento dell'Europa sia partito, circa 12.000 anni fa, da poche popolazioni relitte dopo l'ultima glaciazione. Questo ha rappresentato un forte collo di bottiglia nella storia naturale della specie, le cui conseguenze a livello genetico sono ancora visibili nelle popolazioni europee, la cui diversità genetica è ancora molto bassa;
- si può interpretare il dato dello scarso differenziamento genetico ancora in termini di erosione genetica: la popolazione di Val Gerola, più danneggiata, è anche quella che presenta un minore grado di variabilità genetica. Dato che le due popolazioni sono peraltro geograficamente vicine, il fatto che presentino un valore di differenziamento pari a quello esibito da popolazioni molto distanti tra loro può essere visto come una prova ulteriore che la popolazione di Val Gerola sia soggetta a erosione genetica;
- mediante la tecnica statistica dell'Autocorrelazione Spaziale (ACS) è stato inoltre valutato il grado di strutturazione genetica delle due popolazioni, basato ancora sull'analisi ai *loci* descritti in precedenza. Per quanto riguarda questo aspetto, in sintesi: la popolazione di Val Masino presenta una certa strutturazione per famiglie degli individui che la compongono, ovvero piante di genotipo simile sono fisicamente più vicine tra loro che non piante di genotipo diverso. Lo stesso fenomeno è presente nella popolazione di Val Gerola in misura assai meno marcata.

4.9.4 Prospettive future

In questo lavoro abbiamo dimostrato la fattibilità e la semplicità dell'analisi genetica in popolazioni forestali condotta mediante marcatori molecolari. Si può pertanto pensare di:

- utilizzare questa tecnica per la valutazione del grado di variabilità genetica in popolazioni naturali di interesse ecologico, paesaggistico, economico, allo scopo di mettere in evidenza fenomeni di riduzione della variabilità stessa e quindi consentire un intervento efficace e tempestivo sul problema;
- allo stesso modo si può pensare di stabilire la costituzione allelica di piante parti-

colarmente ben adattate a un dato ambiente e quindi individuare gli alberi più adatti per il riforestamento o il mantenimento del patrimonio forestale;
- costruire un set di marcatori molecolari trasferibili tra specie diverse, allo scopo di avere a disposizione uno strumento standard per la valutazione della diversità genetica e quindi di ottenere risultati più confrontabili e in maniera più economica.

Bibliografia

Binelli, G. e **Bucci, G.** 1994. A genetic linkage map of *Picea abies* Karst. based on RAPD markers, as a tool in population ganetics. *Theor. Appl. Genet.*, 88, 283-288.

Lynch, M. e **Milligan, B. G.** 1994. Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Mol. Ecol.*, 3, 91-99.

Nei, M. 1973. Analysis of Gene Diversity in Subdivided Populations. *PNAS*, 70, 3321-3323.

Nei, M. 1975. Molecular Evolutionary Genetics. Columbia University Press, New York.

Paran, I. e **Michelmore, R. W.** 1993. Development of reliable PCR-based markers linked to downy mildew resistance genes in lettuce. *TAG*, 85, 985-993.

Sokal, R. R. e **Oden, N. L.** 1978. Spatial autocorrelation in biology 2. Some biological implications and four applications of evolutionary and ecological interest. *Biol. Jour. Linn. Soc.*, 10, 229-249.

4.10 Rilevamento del danno a livello di analisi dei nutrienti fogliari - *Cristina Tazzi* e *Uta Biino*

4.10.1 Metodi di campionamento

Per i metodi di campionamento si è adottata come riferimento la metodologia proposta da ICP-Forests, contenuta nel regolamento CEE 1994 / 1091 (UN-ECE, 1994).

Sono state campionate foglie e aghi appartenenti a tre specie arboree, *Picea excelsa*, *Abies alba* e *Fagus sylvatica* che sono risultate quelle maggiormente rappresentate nelle due zone scelte come siti d'indagine: Val Gerola (VG) e Val Masino (VM). I campionamenti sono stati effettuati nel corso di tre campagne successive negli anni 1994, 1995 e 1996.

Aghi e foglie sono stati campionati tagliando, mediante svettatoio, quattro rametti per pianta situati nella parte alta della chioma e uno per ciascun lato, ottenendo così un campione rappresentativo delle quattro esposizioni. Successivamente si sono mescolati quantitativi uguali di foglie o aghi dei quattro rametti costituendo un unico campione da analizzare. Per l'abete rosso e l'abete bianco si sono individuati sia gli aghi dei getti dell'anno in corso, indicati con il numero 0, sia gli aghi dei getti dell'anno precedente, indicati con il numero 1.

4.10.2 Trattamento dei campioni

I rametti prelevati vengono messi in sacchetti di polietilene forati su cui si pone un'etichetta per l'identificazione dei campioni. I sacchetti vengono posti in una borsa frigo e poi trasportati al laboratorio dove sono tenuti in camera fredda fino a quando i campioni verranno analizzati. Le analisi devono essere svolte il prima possibile per evitare perdite di materiale, pertanto è opportuno tenere i campioni in camera fredda al massimo una notte.

Prima della valutazione dei nutrienti le foglie e gli aghi subiscono un trattamento preliminare. Inizialmente vengono staccati dai rametti, senza essere lavati, e pesati per avere il valore del peso fresco; poi vengono essiccati mettendoli in stufa a 70-80°C per una notte e a 105°C per altre 24 ore. Al termine del processo si essicano, si pesano i campioni per avere i valori del peso secco e poi si polverizzano utilizzando un comune frullatore: i campioni sono ora pronti per essere analizzati.

4.10.3 Metodi di analisi

Per ogni campione vengono effettuate analisi chimiche al fine di valutare la concentrazione dei macro e micronutrienti indicati come obbligatori nel regolamento CEE 1994 / 1091. Gli elementi in questione sono azoto (N), fosforo (P), potassio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), zolfo (S), manganese (Mn), zinco (Zn), rame (Cu) e ferro (Fe). In alcuni casi si sono effettuate valutazioni della concentrazione di un elemento "facoltativo", l'alluminio, per controllare se, nelle piante campionate, la sua concentrazione potesse considerarsi tossica; i risultati hanno però escluso questa possibilità e pertanto l'alluminio non è più stato esaminato nei campioni della campagna 1996. Il rame e il ferro invece sono stati determinati solo nei campioni raccolti nel 1996 mentre lo zolfo non è mai stato esaminato per la mancanza della strumentazione adatta alla sua determinazione.

Le metodiche utilizzate sono state scelte tra quelle proposte dal ICP-Forests Expert Group on Foliar Analyses. Tra i metodi di digestione del campione indicati è stato scelto per l'azoto il metodo Kjeldhal che consiste nella trasformazione dell'azoto organico in NH_4^+ in presenza di H_2SO_4 concentrato e catalizzatori di reazione; per tutti gli altri elementi si è effettuato l'incenerimento delle polveri in stufa a 550°C per permettere l'evaporazione delle sostanze organiche. Per la determinazione della concentrazione dei nutrienti ci si è avvalsi sempre delle metodiche proposte: distillazione di NH_4^+ e titolazione con H_2SO_4 0,1 N per l'azoto (SISS, 1985), calorimetria per il fosforo (SISS, 1985), e spettrometria ad assorbimento atomico per i rimanenti elementi (Williams *et al.,* 1975). Tutte le analisi sui campioni di foglie e aghi, sono state eseguite presso i laboratori del Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria (DIFCA) della Facoltà di Agraria dell'Università degli Studi di Milano.

4.10.4 Risultati

Per ciascun campione sono stati determinati i seguenti parametri:

- peso fresco (FW) espresso in grammi;
- peso secco (DW) espresso in percento del peso fresco;
- ceneri espresse in percento del peso secco;
- macro e mesonutrienti (N, P, K, Ca, Mg) espressi in mg / g di peso secco;
- micronutrienti (Mn, Zn, Cu, Fe, Al) espressi in µg / g di peso secco;

Per l'abete rosso e l'abete bianco il materiale di analisi (aghi) era riferito, per ciascun albero campione, al getto dell'anno in corso (indicato con il numero 0) e dell'anno precedente (indicato con il numero 1). Per stabilire eventuali carenze o eccedenze nutrizionali si sono presi come riferimento i valori soglia determinati dal gruppo di esperti europei riportati nella *tabella 2.16*; si tratta tuttavia di valori ricavati in base ad analisi svolte per più campioni di foglie e aghi provenienti da diversi siti europei e rappresentano quindi i valori soglia dei nutrienti per un "modello" di foresta europea e non per una specifica foresta. Per questo motivo tali valori non devono essere considerati come assoluti ma piuttosto come indicativi di uno stato nutrizionale generale che pertanto ammette delle deviazioni nei singoli casi particolari. Le foglie di faggio della campagna 1994 sono state raccolte in Val Gerola e in Val Masino all'inizio dell'autunno. Il protocollo CEE stabilisce tuttavia di campionare le latifoglie in estate, ma in seguito all'eccessiva piovosità nelle date estive di campagna non si è potuto effettuare il prelevamento dei campioni.

4.10.5 Conclusioni

Le analisi fogliari effettuate sui campioni di faggio, abete rosso e abete bianco durante le campagne 1994, 1995 e 1996 hanno fornito informazioni sullo stato nutrizionale delle piante campione nel tempo e hanno permesso il confronto nei diversi siti d'indagine.

I dati più significativi riguardano la concentrazione del fosforo. Nei quattro individui di faggio, campionati nell'autunno 1994 di Val Gerola (*tabella 4.22*), le concentrazioni di fosforo trovate con le analisi chimiche sono sempre superiori al valore indicato come valore soglia superiore (1,7 mg / g).

Campione	DW	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	% FW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
F1	45,3	20,7	2,5	12,2	18,0	4,2	2750	59	179
F2	49,5	23,1	2,6	10,1	13,2	4,7	1394	38	252
F3	42,6	21,8	2,7	13,2	14,2	3,2	1899	115	208
F4	44,2	23,4	2,6	16,6	21,5	3,6	1448	136	197
valore medio	45,0	22,2	2,6	13,0	16,7	3,9	1873	87	209

Tabella 4.22 - *Analisi dei macro e micronutrienti in foglie di faggio prelevate in Val Gerola (F1, F2, F3, F4) nell'autunno 1994.*

Le medie dei quattro valori di concentrazione di fosforo mostrano che nei faggi esaminati il fosforo è del 50% superiore rispetto al valore massimo soglia. Lo stesso elemento analizzato in tre individui di faggio campionati in Val Masino (*tabella 4.23*) mostra che rispetto al valore soglia superiore le concentrazioni ottenute sono mediamente doppie e quindi sono superiori del 50% rispetto a quelle trovate nei campioni di Val Gerola.

Campione	DW	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	% FW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
D23	44,0	21,9	3,3	9,3	15,7	3,1	750	105	202
D24	39,3	24,8	4,5	14,8	19,3	5,3	771	154	201
D25	38,6	21,5	3,3	20,6	13,8	3,4	904	70	225
Valore medio	40,6	22,7	3,7	14,9	16,3	3,9	808	109	209

Tabella 4.23 - *Analisi dei macro e micronutrienti in foglie di faggio (D23, D24, D25) prelevate in Val Masino nell'autunno 1994.*

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A1 R (0)	13,6	42,3	3,7	14,3	2,0	7,4	6,6	1,2	488	98	92
A2 R (0)	13,0	44,0	2,6	12,4	2,3	7,5	3,6	1,1	377	56	85
valore medio	13,3	43,1	3,1	13,3	2,1	7,4	5,1	1,1	432	77	88
A1 R (1)	12,0	46,2	4,1	11,4	1,5	5,8	7,3	1,2	580	97	119
A2 R (1)	12,7	47,2	3,3	11,2	2,0	6,9	5,9	0,8	609	66	210
valore medio	12,3	46,7	3,7	11,3	1,7	6,3	6,6	1,0	594	81	164
A1 B (0)	14,6	44,0	3,4	12,1	2,2	6,9	7,3	1,5	192	77	523
A2 B (0)	13,2	43,1	4,4	13,9	2,8	8,8	11,9	2,3	559	77	520
valore medio	13,9	43,5	3,9	13,0	2,5	7,8	9,6	1,9	375	77	521
A1 B (1)	16,3	45,2	3,7	13,0	1,8	5,4	9,2	1,3	383	58	654
A2 B (1)	14,8	45,8	4,2	14,1	2,0	5,9	9,6	1,2	529	78	655
valore medio	15,5	45,5	3,9	13,5	1,9	5,6	9,4	1,2	456	68	654

Tabella 4.24 - *Analisi dei macro e micronutrienti in aghi di abete rosso (A1R e A2R) e abete bianco (A1B e A2B) prelevati in Val Masino nell'autunno 1994. 0: getto dell'anno in corso; 1: getto dell'anno precedente.*

Le analisi effettuate sui campioni di abete rosso e abete bianco durante gli anni di campagna, mostrano che i valori di questo elemento sono nella norma, discostandosi solo in pochi casi dai valori di riferimento, ma in maniera non significativa. I risultati rivelano che la concentrazione di fosforo è sempre superiore negli aghi dei getti dell'anno in corso rispetto a quelli dell'anno precedente. Nelle campagne del 1994 e del

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A1 R (0)	15,1	48,9	3,2	12,1	1,4	4,7	5,0	1,2	379	45	79
A2 R (0)	15,0	50,0	2,8	11,4	1,0	5,2	4,5	1,5	389	60	113
valore medio	15,0	49,4	3,0	11,7	1,2	4,9	4,7	1,3	384	52	96
A1 R (1)	14,0	51,1	3,6	10,7	1,2	4,9	5,9	0,8	373	40	120
A2 R (1)	13,3	47,5	3,7	10,9	0,8	5,2	6,4	1,1	388	55	124
valore medio	13,6	49,3	3,6	10,8	1,0	5,0	6,1	0,9	380	47	122
A1 B (0)	14,7	48,4	3,5	13,3	1,8	5,0	8,1	1,7	282	36	476
A2 B (0)	14,9	46,7	3,5	14,5	1,1	3,9	8,3	2,4	398	60	385
valore medio	14,9	47,5	3,5	13,9	1,4	4,4	8,2	2,0	340	48	430
A1 B (1)	19,9	49,2	3,4	11,7	1,7	4,5	7,5	1,5	261	29	447
A2 B (1)	17,9	48,2	3,8	14,4	1,0	3,6	4,7	1,7	398	55	473
valore medio	18,9	48,7	3,6	13,0	1,3	4,0	6,1	1,6	329	42	460

Tabella 4.25 - *Analisi dei macro e micronutrienti in aghi di abete rosso (A1R e A2R) e abete bianco (A1B e A2B) prelevati in Val Masino nella primavera 1995. 0: getto dell'anno in corso; 1: getto dell'anno precedente.*

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A1 R (0)	8,7	42,9	2,4	12,5	1,3	7,0	3,5	0,7	448	83	47
A2 R (0)	9,1	43,0	2,5	12,6	1,4	7,0	4,7	1,2	728	78	78
valore medio	8,9	42,9	2,4	12,5	1,3	7,0	4,1	0,9	588	80	62
A1 R (1)	7,0	46,6	2,9	12,4	1,1	6,2	5,6	0,8	577	77	74
A2 R (1)	10,2	44,5	3,1	10,2	1,0	6,0	6,5	1,2	767	97	118
valore medio	8,6	45,5	3,0	11,3	1,0	6,1	6,0	1,0	672	87	96
A1 B (0)	12,5	43,7	3,7	12,8	1,2	6,3	10,2	1,5	398	83	277
A2 B (0)	13,5	42,8	2,8	13,4	1,6	6,8	6,2	1,1	377	56	142
valore medio	13	43,2	3,2	13,1	1,4	6,5	8,2	1,3	387	69	209

(segue)

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A2 B (1)	15,3	46,4	3,8	13,8	0,9	9,5	11,4	1,2	474	79	193
A1 B (1)	16,6	44,7	4,0	12,7	1,0	6,0	11,1	1,5	375	75	283
valore medio	15,9	45,5	3,9	13,2	0,9	7,7	11,2	1,3	424	77	238

Tabella 4.26 - *Analisi dei macro e micronutrienti in aghi di abete rosso (A1R e A2R) e abete bianco (A1B e A2B) prelevati in Val Gerola nell'autunno 1994. 0: getto dell'anno in corso; 1: getto dell'anno precedente.*

1995 è evidente che il fosforo è superiore nei campioni della Val Masino; considerando infatti i dati relativi agli aghi dell'anno in corso dei campioni di abete rosso la media delle concentrazioni misurate in Val Masino è superiore del 59,2% nel 1994 (*tabella 4.24*), e del 33,3% nel 1995 (*tabella 4.25*), rispetto alla media delle concentrazioni misurate in Val Gerola (*tabella 4.26, tabella 4.27*).

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A1 R (0)	10,0	46,8	2,6	11,9	1,1	4,6	3,5	1,4	461	39	42
A2 R (0)	9,2	48,4	2,6	12,1	0,7	3,9	4,2	1,8	648	62	89
valore medio	9,6	47,6	2,6	12,0	0,9	4,2	3,8	1,6	554	50	65
A1 R (1)	14,2	48,6	2,9	10,7	0,9	4,7	5,6	0,8	546	35	62
A2 R (1)	10,8	50,4	2,5	11,3	0,6	3,6	5,5	1,3	752	125	104
valore medio	12,5	49,5	2,7	11,0	0,7	4,1	5,5	1,0	649	80	83
A1 B (0)	16,3	46,2	3,3	13,9	1,3	4,7	6,8	1,4	326	35	158
A2 B (0)	17,4	48,1	3,9	12,3	0,6	3,9	7,3	1,4	218	39	230
valore	16,8 medio	47,1	3,6	13,1	0,9	4,3	7,0	1,4	272	37	194
A1 B (1)	20,0	48,1	3,5	13,1	0,9	4,5	9,7	1,1	488	34	210
A2 B (1)	19,9	49,8	3,4	12,6	0,6	5,2	11,9	1,5	366	46	330
valore medio	19,9	48,9	3,4	12,8	0,7	4,8	10,8	1,3	427	40	270

Tabella 4.27 - *Analisi dei macro e micronutrienti in aghi di abete rosso (A1R e A2R) e abete bianco (A1B e A2B) prelevati in Val Gerola nella primavera 1995. 0: getto dell'anno in corso; 1: getto dell'anno precedente.*

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Cu	Fe
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A1 (0)	17,4	42,3	2,4	13,2	1,5	6,6	1,7	0,7	331	65,3	3,7	42,9
A2 (0)	6,6	46,6	2,6	11,5	1,4	5,6	3,5	0,7	385	58,9	4,4	50,1
A3 (0)	7,5	42,1	2,5	10,7	1,8	3,5	3,1	0,7	267	55,2	3,3	66,1
A4 (0)	17,0	40,8	2,8	13,4	2,3	4,6	4,7	0,8	460	63,0	3,4	45,6
A5 (0)	6,8	40,3	2,6	9,2	2,0	2,8	3,9	0,6	408	87,1	4,0	38,1
valore medio	11,1	42,4	2,6	11,6	1,8	4,6	3,4	0,7	370	66,0	3,8	48,6
A1 (1)	10,9	44,3	3,2	11,8	1,2	4,0	3,3	0,8	762	66,2	3,0	55,5
A2 (1)	6,7	40,4	3,0	12,3	1,6	3,5	4,5	0,6	445	55,1	2,5	57,8
A3 (1)	11,0	42,9	2,8	12,3	1,6	3,7	2,8	0,5	292	39,7	2,3	66,4
A4 (1)	13,0	35,2	3,7	11,0	2,0	3,1	6,9	1,1	761	69,2	5,4	34,1
A5 (1)	7,4	42,9	2,8	11,1	1,8	4,2	3,0	0,6	601	34,2	3,0	31,9
valore medio	9,8	41,1	3,1	11,7	1,6	3,7	4,1	0,7	572	52.9	52,9	49,1

Tabella 4.28 - *Analisi dei macro e micronutrienti in aghi di abete rosso (A1, A2, A3, A4 e A5) del l'anno in corso (0) e dell'anno precedente (1) prelevati in Val Gerola nell'autunno 1996.*

Analoghe considerazioni possono essere fatte per l'abete bianco. I dati della campagna 1996 mostrano che mediamente i valori di fosforo sono maggiori nelle piante di abete rosso di Val Gerola (*tabella 4.28*); in particolare negli aghi dell'anno in corso la media delle concentrazioni è superiore del 14% rispetto alla media delle concentrazioni misurate in Val Masino (*tabella 4.29).*

Il potassio è un altro elemento che frequentemente è in concentrazione maggiore nei campioni di Val Masino; ciò è evidente nei faggi della campagna del 1994 (*tabella 4.24*), negli abeti rossi della campagna 1995 (*tabella 4.26*) e in quelli della campagna 1996 (*tabella 4.30*). I valori di potassio rientrano inoltre nei valori di riferimento in tutte le piante analizzate fatta eccezione per i faggi campionati nel 1994 dove si misura un valore medio superiore del 30% in Val Gerola (*tabella 4.23*) e del 40% in Val Masino (*tabella 4.24*) rispetto al valore soglia superiore.

Per quanto concerne gli altri macroelementi non vi sono differenze significative tra i campioni delle due valli. L'azoto frequentemente presenta valori al di sotto del valore minimo soglia (12,0 mg / g) ma questo dato si riscontra sia nei campioni di Val Gerola che in quelli di Val Masino come mostrano i dati riferiti all'abete rosso della campagna 1995 (*tabella 4.26* e *tabella 4.28)* e 1996 (*tabella 4.29* e *tabella 4.30*). Le analisi sul magnesio mostrano che solo nei campioni di faggio del 1994 si hanno valori lievemente sottosoglia.

Riguardo ai micronutrienti è importante il dato riferito alle concentrazioni di man-

Campione	FW	DW	Ceneri	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Cu	Fe
	g	% FW	% DW	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
A1 (0)	7,5	45,5	2,1	11,4	1,4	6,0	2,1	1,0	143	38	1,9	54
A2 (0)	7,5	43,5	3,3	12,1	2,1	7,2	2,6	0,6	388	60	5,4	64
A3 (0)	12,0	44,6	2,2	8,6	1,3	5,8	1,7	1,0	258	48	2,4	170
A4 (0)	15,9	44,8	1,8	10,3	1,5	7,0	1,0	0,7	170	39	3,1	69
A5 (0)	12,5	45,2	2,2	11,0	1,7	6,0	3,5	0,5	294	50	2,1	76
valore medio	11,1	44,7	2,3	10,7	1,6	6,4	2,2	0,8	251	47	3,0	87
A1 (1)	14,3	47,5	3,3	12,1	1,4	5,5	5,0	1,0	398	61	1,7	92
A2 (1)	15,9	43,8	4,0	8,2	1,3	6,2	5,5	0,7	507	61	2,5	77
A3 (1)	10,2	45,8	2,9	11,1	1,1	6,5	3,4	0,8	321	48	1,6	63
A4 (1)	22,9	46,3	2,0	11,9	1,3	5,6	2,7	0,9	189	47	1,4	63
A5 (1)	13,2	48,4	3,1	12,3	1,1	7,1	1,7	0,7	178	48	1,9	37
valore medio	15,1	46,4	3,1	11,1	1,2	6,2	3,7	0,8	319	53	1,8	66

Tabella 4.29 - *Analisi dei macro e micronutrienti in aghi di abete rosso (A1, A2, A3, A4 e A5) del - l'anno in corso (0) e dell'anno precedente (1) prelevati in Val Masino nell'autunno 1996.*

ganese misurate nei faggi della campagna 1994, dove negli individui di Val Gerola (*ta - bella 4.23*) i valori sono più del doppio rispetto a quelli misurati nei faggi di Val Masino (Boschetti *et al.*, 1995; Ballarin Denti *et al.*1996a; 1996b). L'alluminio è maggiore negli abeti rossi e abeti bianchi di Val Masino come mostrano i risultati delle campagne 1994 (*tabella 4.25* e *tabella 4.27*) e 1995 (*tabella 4.26* e *tabella 4.28*). Non vi sono in conclusione evidenze di tossicità riferite ai micronutrienti.

Bibliografia

Ballarin Denti, A., Brambilla, E., Dell'Era, R., Rabotti, G. e **Tazzi, C.** 1996a. Relazioni tra inquinanti atmosferici e parametri chimici e biochimici in specie forestali della Valtellina. In: Atti del convegno "Deposizioni atmosferiche totali ed ecosistemi forestali. Lo stato della ricerca nell'areale alpino". 6-7 novembre, Cimolais (PN) (in stampa).

Ballarin Denti, A., Brambilla, E., Dell'Era, R., Rabotti, G. e **Tazzi C.**1996b. Environmental pollution and forests ecosystems: an integrated biological and phisio-chemical approach. In: Atti del Convegno "I biologi e l'ambiente... oltre il Duemila". 22-23 novembre, Venezia (in stampa).

Boschetti, M., Dell'Era, R., Rabotti, G. e **Ballarin Denti, A.** 1995. Relazioni tra inquinamento atmosferico e indicatori chimici e biochimici di specie forestali in ambiente alpino. Società Italiana di Chimica Agraria. XIII Convegno Nazionale. 2-4 ottobre, Firenze.

Mengel, K. e **Kirkby, E. A.** 1987. Principles of

plant nutrition. International Potash Istitute, Basilea, 687.

SISS Società Italiana della Scienza del Suolo 1985. Metodi normalizzati di analisi del suolo. Edagricole, Bologna.

UN-ECE 1994. Convention on long-range transboundary air pollution. Manual on method and criteria for harmonized sampling assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 3rd edition BHF, Hamburg.

Williams, B. L. e **Wilson, K.** 1975. Biologist's guide to principles and tecniques of practical biochemistry. Eduard Arnold.

4.11 Rilevamento del danno a livello biochimico - *Giuseppina Rabotti*

4.11.1 Il ruolo dell'ozono nel *novel forest decline*

Durante gli ultimi anni hanno assunto sempre maggiore interesse gli studi sul fenomeno del deperimento forestale, noto come danno di nuovo tipo, che riguarda estese regioni del Nord America, dell'Europa centrale e dell'arco alpino. Il fenomeno è molto complesso e non può certamente essere attribuito a una sola causa ma piuttosto a un insieme di fattori che singolarmente o in modo sinergico influiscono negativamente sulla vitalità degli alberi; tali fattori possono essere stress idrico, piogge acide, carenze nutrizionali, fattori climatici e inquinanti atmosferici. Tra questi ultimi gli agenti fotoossidanti e in particolare l'ozono potrebbero svolgere un ruolo non secondario nel determinare il complesso quadro sintomatologico del *novel decline*.

Esposizioni croniche a concentrazioni naturali di ozono, come quelle misurate in siti forestali dell'Europa centrale, costituiscono molto probabilmente uno dei principali elementi in grado di spiegare il *novel forest decline* (Schmieden *et al.*, 1995). Nonostante gli inquinanti fotochimici si formino nella bassa atmosfera per azione della luce solare sulle emissioni derivanti dalle attività umane, e nonostante le regioni alpine siano lontane da possibili sorgenti di precursori, sono stati rilevati in queste aree elevati livelli di ozono.

In condizioni di esposizione all'agente fotossidante, le piante acquisiscono una maggiore sensibilità a fattori di stress abiotici, quali il freddo, lo stress idrico e l'alta intensità luminosa.

L'importanza dell'ozono come potenziale fattore di danno di foreste naturali dipende in larga misura dalle condizioni ambientali e dalle loro interazioni. Le foreste in cui si verificano contemporaneamente carenze nutrizionali a livello del suolo, elevati livelli di carichi azotati e alte concentrazioni di ozono in atmosfera hanno una probabilità molto alta di essere soggette a *novel decline.*

Anche se l'interazione di questi fattori potrebbe costituire la spiegazione più ragionevole dei danni forestali di nuovo tipo, molte risposte fisiologiche e biochimiche riscontrate in casi di *novel decline* hanno trovato una conferma sperimentale in seguito a esposizioni controllate di solo ozono.

In condizioni naturali di inquinamento da ozono è comunque piuttosto complessa la comprensione del fenomeno a causa delle numerose e importanti variabili che possono interagire: la variabilità delle concentrazioni di ozono in relazione al sito e alla durata dell'esposizione, l'enorme variabilità dei sistemi biologici, compresa quella relativa al patrimonio genetico delle specie vegetali, e le interazioni che si instaurano al loro interno tra le varie componenti biotiche e abiotiche.

4.11.2 Effetti dell'ozono sulla pianta

L'ozono è uno dei principali costituenti degli agenti fotossidanti presenti nell'aria. È un forte ossidante, in grado di produrre effetti tossici sulle piante a livello fisiologico e biochimico, quali decremento della fotosintesi, danni fogliari, riduzione della crescita in germogli e radici e senescenza anticipata.

L'ozono entra nella pianta attraverso gli stomi e si degrada rapidamente in anione superossido, radicale idrossilico, perossido di idrogeno e altre specie altamente reattive di ossigeno.

È stato riscontrato come in molte specie vegetali sottoposte a stress ossidativo la pianta attivi meccanismi di detossificazione prima della comparsa di danni in forma irreversibile. La cellula vegetale, in presenza di elevate concentrazioni di ozono attiva una serie di difese antiossidanti, che si basano sia su un'intercettazione chimica (generalmente piccole molecole, quali fenoli, ascorbato e pigmenti carotenoidi) sia sull'attivazione di enzimi in grado di controllare il danno provocato dall'ozono e dalle specie attive di ossigeno che derivano dalla sua decomposizione. In particolare è stata osservata l'attivazione di enzimi quali la superossido dismutasi (SOD), l'ascorbato perossidasi, la glutatione reduttasi (GR) e le catalasi. L'azione protettiva delle catalasi sembra, tuttavia, di minore importanza, considerata la loro localizzazione nei perossisomi, la poca affinità con il substrato e la loro inattivazione indotta dalla luce.

I sistemi di difesa indotti dall'ozono coinvolgono anche le poliammine, il cui ruolo ipotizzato è quello di prevenire la perossidazione dei lipidi di membrana, la sintesi dell'etilene ed enzimi che controllano le vie metaboliche della sintesi di flavonoidi, fenilpropanoidi e lignina.

Nel nostro studio ci siamo finora limitati a indagare il sistema dell'ascorbato, la SOD e alcuni enzimi della via di Asada-Halliwell.

4.11.3 Studio delle risposte fisiologiche e biochimiche allo stress ossidativo su piante modello

Lo studio delle risposte biochimiche al danno provocato da stress ossidativo è iniziato partendo dall'indagine su un sistema modellocostituito da *Nicotiana tabacum* L. *cvs.* Bel W3, Bel C e Bel B, di particolare interesse per la diversa sensibilità mostrata nei confronti dell'ozono, e successivamente estendendo lo studio ai due siti alpini della Valtellina.

Le piante di tabacco Bel W3, Bel C e Bel B, in mancanza di strutture per eseguire fumigazioni controllate, sono state poste in otto *open top chambers* (OTC) nella stazione sperimentale dell'Enel di Segrate (MI). Alcune di queste OTC erano munite di un filtro a carbone attivo vegetale che permetteva di rimuovere la maggior parte degli inquinanti gassosi e di particelle dall'aria immessa, nelle rimanenti veniva invece immessa aria non filtrata. Le piante venivano poste in OTC nei mesi estivi, luglio e ago-

sto, periodo in cui è massima la concentrazione di ozono. Le concentrazioni di ozono venivano rilevate dal laboratorio per il monitoraggio in continuo degli inquinanti atmosferici situato nella stazione stessa.

In una prima fase di indagini si è voluto verificare il ruolo svolto dall'ascorbato perossidasi presente nel fluido extracellulare (IWF) nella risposta allo stress ossidativo e, in particolare, nella protezione della membrana plasmatica e conseguentemente nella prevenzione dei danni fogliari e nella determinazione della tolleranza o resistenza delle tre *cultivars* di tabacco.

La fase acquosa del comparto apoplastico della foglia è il sito in cui l'ozono e le specie altamente reattive derivanti dalla sua degradazione possono essere detossificate. I sistemi di detossificazione presenti nell'apoplasto possono svolgere un ruolo di fondamentale importanza nella protezione del plasmalemma e del citoplasma dall'azione distruttiva dovuta all'esposizione all'ozono e, più in generale, agli inquinanti gassosi dell'atmosfera. I sistemi *scavengers* dell'apoplasto coinvolgono tra gli altri l'ascorbato e le perossidasi, in particolare l'ascorbato perossidasi.

La risposta ottenuta a livello dell'apoplasto risulta particolarmente interessante. L'attività dell'ascorbato perossidasi ha un notevole incremento in questo comparto nelle piante cresciute in OTC in condizioni di aria non filtrata, e in particolare nella *cultivar* Bel B, in risposta allo stress ossidativo. Si può quindi ritenere che questo enzima possa svolgere un ruolo importante nella protezione del plasmalemma.

Sullo stesso tessuto *in vivo* è stato misurato il potenziale elettrico transmembrana (PD); esso costituisce un parametro biofisico importante in grado di fornire una informazione sull'integrità e sulla funzionalità della membrana plasmatica.

I valori ottenuti dalle misure del potenziale elettrico transmembrana ci permettono di confermare che vi sono differenze a livello di membrana nelle tre varietà studiate e che tali differenze sono importanti per le risposte allo stress ossidativo e quindi nella determinazione della sensibilità varietale.

Il confronto varietale in OTC con aria filtrata indica che vi sono sensibili differenze del PD tra le *cultivars* resistenti e quella sensibile.

A livello della membrana plasmatica i danni attribuiti all'esposizione all'ozono sono essenzialmente l'ossidazione dei gruppi sulfidrilici di proteine di membrana e di acidi grassi della componente lipidica, compromettendone l'integrità e alterandone la permeabilità agli ioni e i sistemi di trasporto. I sistemi di protezione e di riparazione presenti a livello di membrana svolgono pertanto un ruolo determinante nel conferimento della tolleranza allo stress da ozono ma anche ad altri fattori di stress derivanti, in particolare, dagli inquinanti gassosi presenti nell'atmosfera.

I valori dei potenziali elettrici transmembrana indicano quindi che esiste una stretta relazione tra la sensibilità allo stress ossidativo delle *cultivars* saggiate e le risposte a livello di membrana in termini di integrità e funzionalità.

In base ai risultati ottenuti dallo studio dell'ascorbato perossidasi nell'apoplasto e del PD risulta che questo enzima ha effettivamente una azione protettiva della membrana plasmatica, poiché in caso di stress ossidativo si ha un aumento dell'attività là dove il plasmalemma risulta essere meno danneggiato.

Le *cultivars* scelte per la loro differente sensibilità all'ozono hanno evidentemente differenze specifiche nella protezione dallo stress sul plasmalemma. In questo senso i nostri risultati sono in accordo con gli studi effettuati sulle *cultivars* Bel B e Bel W3 sul-

le quali sono state individuate interessanti differenze nell'induzione della biosintesi delle poliammine e dell'etilene.

In situazioni di elevate concentrazioni di ozono e di un sistema *scavenging* esterno non sufficientemente efficiente o, comunque, per incrementare le reazioni di difesa la cellula vegetale attiva al suo interno una serie di enzimi in grado di controllare ulteriormente il danno da ozono e dalle specie attive di ossigeno che derivano dalla sua decomposizione. In particolare sono state rilevate in diverse specie vegetali sottoposte a diverse condizioni di stress ossidativo l'attivazione di enzimi quali la SOD, l'ascorbato perossidasi e la glutatione reduttasi.

Diversi autori hanno riposto molta attenzione sulla SOD poiché, convertendo il radicale superossido in perossido di idrogeno, ha un ruolo centrale nei processi di detossificazione nei confronti di radicali prodotti per via metabolica o a causa di stress di diversa origine. La concentrazione dell'anione superossido, nonostante possa essere ridotta anche per via non enzimatica mediante dismutazione spontanea e con reazioni con piccole molecole come chinoni, chelati metallici e altre, sembra essere controllata principalmente dall'attivazione della SOD.

Nelle prove condotte in OTC è stato finora possibile verificare a livello intracellulare principalmente l'attivazione dell'ascorbato perossidasi, che ha mostrato sostanzialmente lo stesso tipo di andamento riscontrato in IWF ma con incrementi sensibilmente inferiori, e della superossidodismutasi. Minore sembra essere il ruolo svolto dalla glutatione reduttasi, in riposta allo stress da ozono, nelle prove finora condotte in OTC sulle tre *cultivars* indicate.

4.11.4 Studio delle risposte fisiologiche e biochimiche allo stress ossidativo in ecosistemi forestali

Secondo le indagini epidemiologiche condotte dall'Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, in accordo con le metodologie UN-ECE, risulta che i due siti forestali alpini della Val Masino e dell'Alpe Culino sono rappresentativi della regione per le differenti percentuali di danno, (stimate nel 1993 del 10% in Val Masino e del 69% in Alpe Culino). È su queste indagini epidemiologiche che, a partire dal 1994, si sono inseriti studi di carattere fisiologico e biochimico con gli obiettivi di verificare il ruolo dello stress indotto da agenti fotossidanti nel complesso quadro sintomatologico definito *novel forest decline* e di individuare parametri indicatori della risposta della pianta allo stress da inquinanti gassosi (principalmente fotossidanti) prima della comparsa di danni irreversibili. In particolare sono stati studiati gli enzimi e i metaboliti che svolgono un ruolo importante di *scavengers* di radicali e di altri composti fitotossici.

Obiettivo del nostro lavoro è stato quello di verificare se individui di *Fagus sylvatica* L. appartenenti a ecosistemi forestali caratterizzati da un differente grado di deperimento fossero soggetti a stress di natura ossidativa, se fossero in grado di attivare meccanismi di detossificazione prima della comparsa del danno in forma irreversibile e se una maggiore efficienza dei sistemi antiossidanti fosse associata a un differente grado di resistenza a stress come riscontrato in altre specie vegetali.

A tal fine è stata presa in esame l'attività di enzimi detti *scavengers* come la superossido dismutasi, l'ascorbico perossidasi e la glutatione reduttasi e i contenuti di acido ascorbico per il loro ruolo nelle strategie di difesa degli agenti ossidanti.

I sintomi riscontrati su alcune piante di *F. sylvatica,* da cui vengono periodicamente

prelevati i campioni, corrispondono agli effetti attribuiti al *novel decline*, sono aspecifici e consistono essenzialmente in una riduzione e alterazione della crescita dei germogli, avvizzimenti e disseccamenti di branche e rametti laterali, accartocciamenti fogliari, precoce ingiallimento e filloptosi. A livello ultrastrutturale sono stati osservati la disorganizzazione delle cere a livello dell'area stomatica accompagnata da collasso e perdita di turgidità delle cellule di guardia.

In entrambi i sistemi forestali sono stati scelti individui caratterizzati da un diverso grado di danno attribuibile a cause non note. Le foglie per le analisi sono state raccolte, nei limiti del possibile, nel terzo superiore della chioma, da rami sviluppatisi in condizioni di piena luce e completamente esposti agli inquinanti atmosferici eventualmente presenti. Si è proceduto al congelamento in azoto liquido subito dopo il prelievo di ciascun campione. I campioni sono successivamente stati polverizzati e conservati a -80°C fino al momento dell'estrazione e dell'analisi enzimatica.

In esemplari di faggio con evidenti sintomi normalmente attribuiti a *novel decline* sono stati riscontrati livelli di ascorbato perossidasi più bassi durante tutta la stagione vegetativa. Particolarmente basse sono risultate le attività di questo enzima in piante dove si era manifestato il tipico accartocciamento fogliare già a partire da giugno. Fenomeno che si è riscontrato in modo particolarmente evidente in faggi dell'Alpe Culino, dove si sono osservati più alti livelli di danno. Con il progredire della stagione vegetativa e il prolungarsi di situazioni di sofferenza resi evidenti dalla comparsa di sintomi macroscopici si registra, sempre in faggi dell'Alpe Culino, un incremento dell'attività di questo enzima che potrebbe essere attribuito a una senescenza precoce (*figura 4.6*).

Un altro aspetto interessante emerso dalle indagini condotte è la stretta relazione, riscontrata in entrambi i sistemi forestali, tra la comparsa del danno visivo e l'andamento dell'attività dell'enzima in piante caratterizzate da differenti livelli di danno.

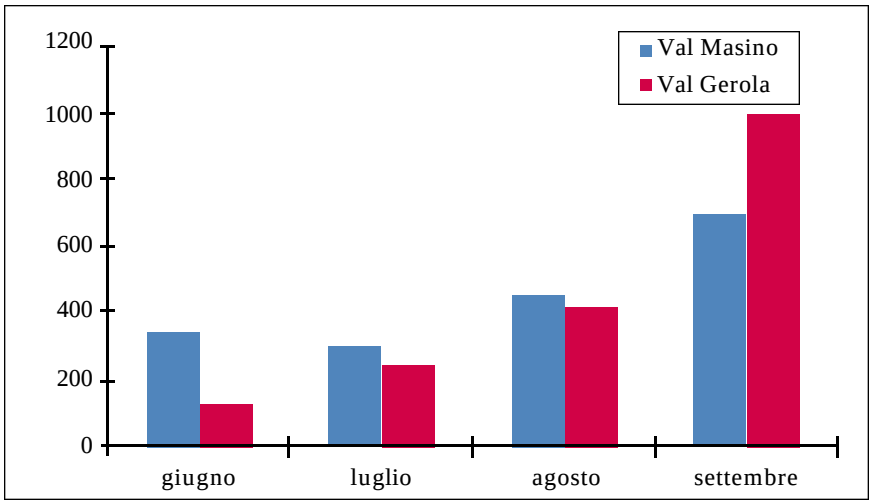


Figura 4.6 - *Andamento dell'attività ascorbato perossidasica in faggi campionati in Val Gerola e in Val Masino (1995).*

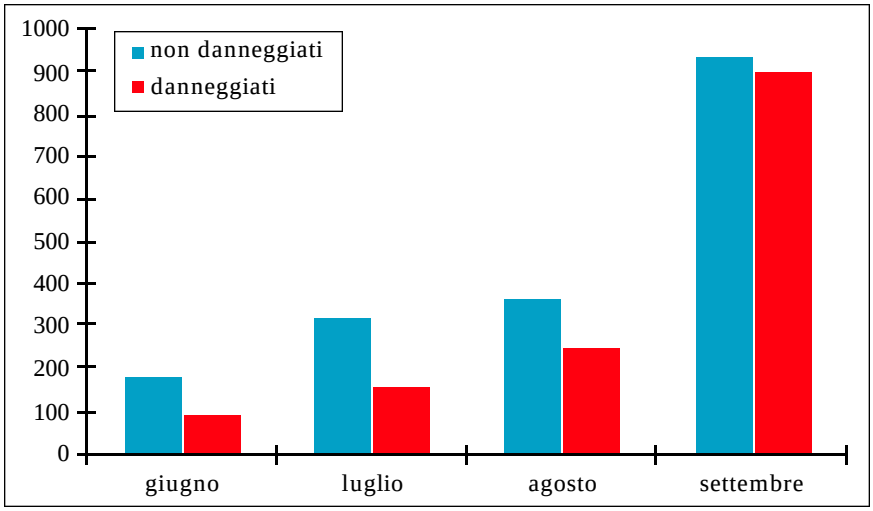


Figura 4.7 - *Andamento dell'attività ascorbato perossidasica in faggi campionati in Val Gerola (1995): faggi danneggiati e non danneggiati.*

In particolare in faggi sani della Val Gerola i livelli dell'attività enzimatica sono marcatamente più alti, durante i mesi di giugno e luglio, in confronto ai faggi malati che in seguito manifestano evidenti sintomi di danno. In settembre i valori dell'attività enzimatica in faggi sani e malati non mostrano sostanziali differenze (*figura 4.7*). In questa fase però i sintomi dovuti a cause non note, che nel faggio sono rappresentati a livello fogliare da accartocciamenti, necrosi puntiformi e imbrunimenti, sono già molto evidenti.

Lo stesso tipo di andamento nel confronto tra faggi sani e malati è riscontrato in Val Masino (*figura 4.8*) ma con qualche differenza soprattutto considerando che il grado di danno massimo, riscontrato in questo sito, corrisponde a una trasparenza della chioma del 35% e a valori di accartocciamento fogliare e alterazioni cromatiche che mantengono livelli sempre molto bassi e che compaiono solo sporadicamente. Molto più alta è, infatti, la trasparenza della chioma riscontrata in faggi della Val Gerola, dove si raggiungono valori del 75%, e più frequenti e alti sono i valori di accartocciamento fogliare e alterazioni cromatiche riscontrate nel corso delle indagini epidemiologiche.

I livelli di acido ascorbico sono stati valutati in una fase dei campionamenti che corrispondeva a quella immediatamente precedente al momento in cui si assisteva per i faggi della Val Gerola alla comparsa di sintomi visibili sulle lamine fogliari. I risultati ottenuti mostrano livelli di acido ascorbico molto elevati in foglie in cui non si ha alcuna comparsa di danni visibili, mentre risultano molto più bassi in foglie di faggio provenienti dalla Val Gerola in cui veniva verificata, solo due settimane dopo, la comparsa dei sintomi di accartocciamento fogliare e imbrunimento dovuto a cause non note (*figura* 4.9).

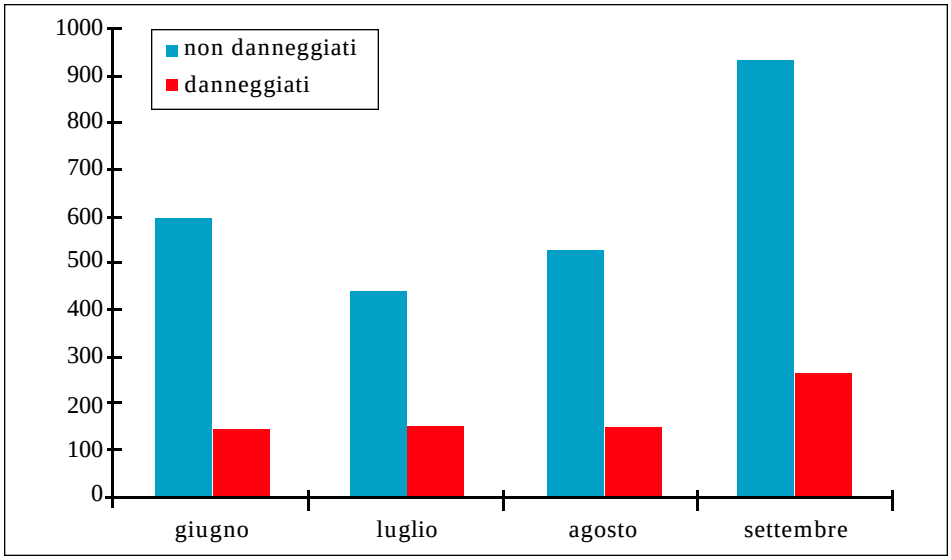


Figura 4.8 - *Andamento dell'attività ascorbato perossidasica in faggi campionati in Val Masino (1995): faggi danneggiati e non danneggiati.*

Più complessa è l'interpretazione dei dati relativi agli andamenti dei livelli di superossido dismutasi e della glutatione reduttasi. In linea di massima si può affermare che essi sono abbastanza simili e in accordo con quanto verificato per l'ascorbico perossidasi, soprattutto nel corso della stagione estiva del 1995 (*figura 4.10*).

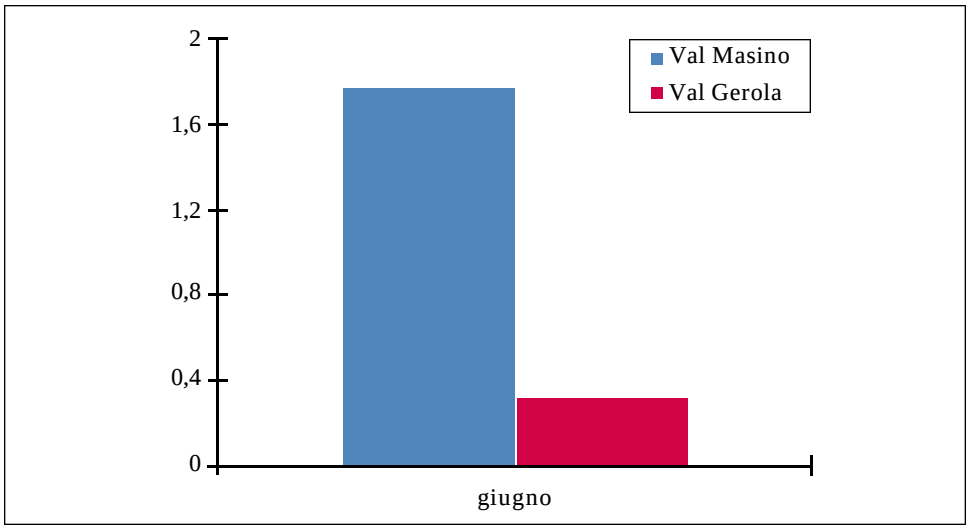


Figura 4.9 - *Contenuto di acido ascorbico in faggi campionati in Val Gerola e in Val Masino (1995).*

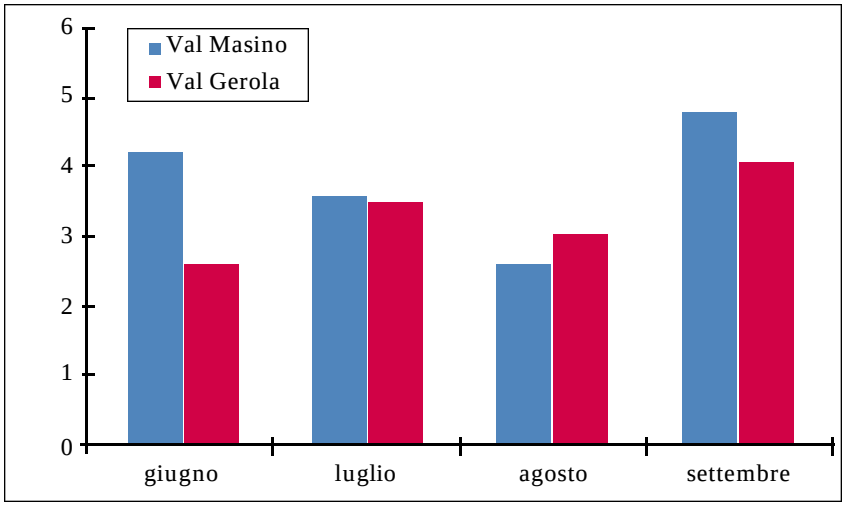


Figura 4.10 - *Andamento dell'attività superossido dismutasica (1995) in faggi campionati in Val Gerola e in Val Masino.*

La relazione tra la comparsa di sintomi visibili di danno, la trasparenza della chioma e l'età dell'albero sono parametri che concordano con i dati relativi all'attività di questi enzimi. Le differenze sono meno forti rispetto a quelle rilevate nel caso dell'ascorbico perossidasi ma si può affermare anche in questo caso che esiste una stretta correlazione tra l'efficienza della pianta nella precoce risposta allo stress ossidativo, valutata dalla presenza di un sistema *scavenging* di cui SOD e GR fanno parte, e la comparsa del danno a livello fogliare e a livello dello stato fitosanitario della chioma.

Per questi due enzimi sono in corso di studio piante transgeniche al fine di migliorare la comprensione dei meccanismi che controllano la loro espressione e il loro ruolo nella resistenza agli stress ambientali.

L'incremento che nelle nostre indagini si riscontra nell'attività della SOD solo tardivamente, trova un riscontro in risultati analoghi ottenuti in piante transgeniche con una sovraespressione del gene che codifica la proteina Cu / Zn SOD citoplasmatica in *Nicotiana tabacum* Bel W3 e Wisconsin 38. In queste piante, infatti, è stato riscontrato un incremento della resistenza a ozono, ma l'incremento dell'attività della SOD avviene non tanto nelle prime fasi di esposizione all'agente inquinante quanto al momento della comparsa dei sintomi visibili. Inoltre, l'entità della protezione ottenuta è solo parziale (Pitcher *et al.*, 1996).

Nonostante i recenti risultati ottenuti con piante transgeniche con una sovraespressione del gene che codifica la proteina Cu / Zn-SOD citoplasmatica, molti autori sono concordi nel sostenere che non è possibile ottenere una reale prevenzione del danno da ozono solo con un aumento dell'attività della SOD. Una delle ragioni ipotizzate è che il radicale superossido derivante dall'azione dell'ozono potrebbe essere presente

in posizioni non accessibili per la SOD citoplasmatica (Pitcher *et al*., 1996). Un'altra ragione è che sia invece necessario incrementare i livelli di altri enzimi coinvolti nei sistemi antiossidanti.

Allo stato attuale è stata solo dimostrata in piante transgeniche con una sovraespressione del gene che codifica la proteina della glutatione reduttasi un incremento della resistenza alla fotoinibizione in un ibrido di pioppo (Foyer *et al.*, 1995), un incremento della resistenza a paraquat in tabacco (Aono *et al.*, 1995) e un incremento della resistenza al freddo in *Picea rubens* Sarg. (Hausladen *et al.*, 1994). Sono ancora da chiarire il significato e il ruolo della glutatione reduttasi in relazione allo stress da ozono.

4.11.5 Conclusioni

Gli studi fino a ora condotti nei due ecosistemi forestali indicano che l'ozono potrebbe rappresentare uno dei fattori primari in grado di spiegare il deperimento forestale osservato.

Le analisi condotte sulle deposizioni non hanno evidenziato problemi di acidità e di carichi critici di azoto, fattori ritenuti importanti nel determinare l'insorgere di fenomeni di danni forestali di nuovo tipo.

Interessanti differenze sono emerse dalle analisi della composizione chimica delle deposizioni sottochioma. Nel sistema forestale caratterizzato da livelli più elevati di *novel forest decline*, la Val Gerola, è stato riscontrato un maggiore *leaching* di ioni e composti organici.

Il *leaching*, fenomeno che si può verificare anche in condizioni normali come riscontrato in Val Masino, può tuttavia costituire un indice di danno dovuto a ozono e inquinanti acidi nei casi in cui sia molto elevato (Krause *et al.*, 1986; Joslin *et al.*, 1988; Klumpp *et al*., 1990; Schmieden *et al.*, 1995).

Gli alti valori di *leaching* riscontrati in Val Gerola sono un'ulteriore conferma delle precarie condizioni fitosanitarie di questo ecosistema forestale.

Esclusi gli inquinanti acidi relativamente ai quali non vi sono evidenze sperimentali, resta aperta l'ipotesi dell'ozono.

L'ozono in seguito alla sua reazione con le superfici fogliari determina evidenti alterazioni delle cere epicuticolari e degli apparati stomatici. L'alterazione delle cere protettive, della regolazione stomatica, della permeabilità e della funzionalità cellulare sono i meccanismi che determinano la perdita di ioni minerali e organici e, quindi, l'aumento del *leaching* osservato.

Le elevate concentrazioni di ozono osservate in Val Gerola possono spiegare quanto emerso dall'analisi delle deposizioni sottochioma.

Le verifiche condotte a livello biochimico sulle piante hanno consentito di confermare che le loro condizioni fitosanitarie sono strettamente correlate alla presenza di condizioni di stress ossidativo.

L'efficienza nelle strategie fisiologiche e biochimiche attivate da *Fagus sylvatica* L. per contrastare lo stress ossidativo indotto dagli elevati livelli di ozono sembra essere di importanza fondamentale per mantenere l'integrità dei tessuti esposti.

Ai fini dell'utilizzo di indicatori biochimici per lo studio della risposta allo stress ossidativo una delle ipotesi più accreditate sembra essere il sistema ascorbico-ascorbico perossidasi.

L'acido ascorbico costituisce, infatti, un sistema *scavenging* per i perossidi generati dall'ozono e svolge un ruolo importante nei processi di riparo di acidi grassi polinsaturi danneggiati. L'acido ascorbico potrebbe, inoltre, proteggere la pianta semplicemente attraverso una reazione di *scavenging* di O_3 prima che esso possa reagire con altri componenti particolarmente vulnerabili della cellula.

L'ascorbico perossidasi rappresenta, invece, il sistema enzimatico di rimozione del perossido di idrogeno e di perossidi organici più efficiente della cellula vegetale.

Questo sistema più chiaramente di altri ha dimostrato di essere associato con fenomeni di tolleranza allo stress indotto da agenti ossidanti esogeni, in particolare dall'ozono.

È stato, infatti, dimostrato in diverse specie vegetali l'attivazione di questo sistema in diversi comparti cellulari ed extracellulari in risposta allo stress da ozono.

Molto interessante è la possibilità che la cellula vegetale possa controllare la concentrazione di ascorbico e i livelli di ascorbico perossidasi nei siti più strategici intracellulari ed extracellulari al fine di ottenere una risposta rapida ed efficiente.

Bibliografia

Aono, M., Hikaru, S., Fujiyama, K., Sugita, M., Kondo, N. e **Tanaka, K.** 1995. Decrease in activity of glutatione reductase enhances paraquat sensitivity in transgenic *Nicotiana tabacum*. *Plant Physiol.*, 107, 645-648.

Hausladen, A. e **Alscher, R. G.** 1994. Cold-hardiness-specific glutatione reductase isozymes in red spruce. *Plant Physiol.*, 105, 215-223.

Joslin, J. D., McDuffie, C. e **Brewer, P. F.** 1988. Acid cloud water and cation loss from red spruce foliage. *Water Air Soil Pollut.*, 39, 355-363.

Klumpp, A. e **Guderian, R.** 1990. Leaching von Magnesium, Calcium und immissionsbelasteten Nadeln junger Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forstwiss. Zentralblatt*, 109, 13-39.

Krauser, G. H. M., Arndt, U., Brandt, C. J., Bucher, J., Kenk, G. e **Matzner, E.** 1986. Forest decline in Europe: Developement and possible causes. *Water Air Soil Pollut.*, 31, 647-648.

Pitcher, L. H. e **Zilinskas, A.** 1996. Overexpression of copper/zinc superoxide dismutase in the cytosol of transgenic tobacco confers partial resistance to ozone-induced foliar necrosis. *Plant Physiol.*, 110, 583-588.

Schimieden, U. e **Wild, A.** 1995. The contribution of ozone to forest decline. *Physiologia Plantarum*, 94, 371-378.

4.12 Il danno rilevato nel suolo

4.12.1 Tossicità e fertilità dei suoli - *Pier Luigi Genevini* e *Carla Astori*

Introduzione

Il suolo è un prodotto dell'ambiente e l'equilibrio con l'ambiente riguarda anche i suoi

Orizzonte	Potenza (cm)	Descrizione
Oi	10 -4	materiale organico indecomposto
Oe	4 - 0	colore umido 10YR 2 / 1 (nero); materiale organico parzialmente decomposto; non strutturato
A	0 - 25	colore umido 10YR 3 / 2 (bruno grigio molto scuro); sabbioso franco; struttura granulare, poco espressa; molto scheletro a ghiaia piccola, parzialmente alterata; macroporosità media con pori da fini a medi; molte radici, da molto fini a grosse; limite inferiore chiaro, ondulato
Bw	25 - 50	colore umido 7.5YR 4 / 4 (bruno scuro); sabbioso franco; struttura poliedrica subangolare molto poco espressa; scheletro abbondante a ghiaia piccola, molto alterata; macroporosità elevata con pori da fini a grossi; radici comuni, da molto fini a medie; limite inferiore graduale, ondulato
CB	50 - 60	colore umido 2.5Y 5 / 2 (bruno grigiastro); sabbioso; incoerente; scheletro abbondante a ciottoli piccoli e grosse pietre, molto alterati, radici assenti; limite inferiore graduale ondulato
C	60+	

Tabella 4.30 - *Descrizione del profilo VM1 - Classificazione (secondo FAO): Humic Cambisol.*

costituenti chimici: esiste, infatti, un flusso continuo di elementi tra litosfera e gli altri comparti ambientali (atmosfera, idrosfera e biosfera).

La valutazione dei rapporti causa / effetto tra le alterazioni dell'ecosistema forestale e l'inquinamento atmosferico poggia pertanto sulla conoscenza dei parametri chimico-fisici e biologici del suolo.

Al momento delle indagini epidemiologiche sulle condizioni fitosanitarie dei boschi condotte dall'Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia, non erano disponibili dati riferibili al comparto suolo delle due aree di osservazione permanenti (Val Gerola e Val Masino).

Al fine di svolgere un'indagine, del tutto preliminare, sui suoli delle due aree di osservazione permanente, di cui precedentemente non si avevano informazioni e una serie di dati utilizzabili per ulteriori ricerche nell'ambito delle due valli si è ritenuto importante sia caratterizzare pedologicamente i suoli, che controllare una serie di parametri chimico-fisici di carattere generale e di interesse ambientale.

Materiali e metodi

In ciascuna area di osservazione permanente di Val Masino e Val Gerola, sono stati scelti due siti rappresentativi della situazione del posto (VM1, VM2, VG1 e VG2); in ciascun sito è stata scavata una buca per studiarvi il profilo e per ciascun orizzonte riconosciuto in campo sono stati prelevati i campioni successivamente utilizzati per le determinazioni analitiche. La descrizione del profilo è stata completata in campo in accordo con le Guideline for Soil Profile Description (FAO-UNESCO, 1990), mentre le

Munsell Soil Color Charts sono state utilizzate per la determinazione dei colori degli orizzonti.

In laboratorio i campioni di suolo sono stati essiccati a temperatura ambiente e sottoposti a preparazione: i corpi di grandi dimensioni (> 2mm) sono stati eliminati e i campioni successivamente sono stati setacciati, macinati e stoccati per le determinazioni analitiche.

Su ciascun campione sono stati determinati: pH, C organico, N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cr, Ni, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd totali sui soli campioni minerali (orizzonti A, B, C) sono state inoltre determinate capacità di scambio cationico (CEC), acidità complessiva (Ac. Exc.), basi di scambio (BCE) e grado di saturazione in basi (Base Sat.). Per quanto riguarda le modalità di campionamento e le determinazioni analitiche sono state seguite le indicazioni e le metodiche raccomandate nell'Allegato IV del regolamento UE 1994/1091.

Risultati

Nelle *tabelle 4.30* e *4.33* vengono riportate le descrizioni pedologiche dei quattro profili. Entrambi i suoli descritti in Val Gerola sono classificati come Cambic Podzols, data la presenza di orizzonti spodici e l'assenza di orizzonti albici. Il processo di podzolizzazione è stato confermato in laboratorio dalle analisi riguardanti il frazionamento del ferro e dell'alluminio. Infine è interessante notare la presenza di un *bisequum* nel sito VG1: un ciclo pedogenetico più recente si è sovrapposto a uno più antico. Tale fenomeno è molto diffuso nei suoli della Valtellina, dove i cicli di erosione e di deposito sono sempre attivi.

Per quanto riguarda i due suoli della Val Masino, essi sono stati classificati come

Orizzonte	Potenza (cm)	Descrizione
Oi	7-2	materiale organico indecomposto
Oe	2-0	colore umido 10YR 3/2 (bruno grigio molto scuro); materiale organico parzialmente decomposto; non strutturato
A	0-20	colore umido 10YR 3/2 (bruno grigio molto scuro); sabbioso franco; struttura granulare, poco espressa; scheletro abbondante a ghiaia piccola e grossa molto alterata, macroporosità elevata con pori da fini a grossi; molte radici, da molto fini a grosse; limite inferiore chiaro, ondulato
Bw	20-38	colore umido 7.5YR 4/3 (bruno scuro); evidenza di colature di materiale organico dall'orizzonte A; sabbioso franco; struttura poliedrica subangolare poco espressa; scheletro abbondante a ghiaia piccola e grossa e pietre, molto alterate; macroporosità elevata con pori da fini a grossi; radici comuni, da molto fini a grosse; limite inferiore graduale, ondulato
C	38-60+	colore umido 2.5Y 5/2 (bruno grigiastro); sabbioso; incoerente; scheletro dominante a ghiaia piccola e media e pietre, molto alterate, radici assenti; limite inferiore sconosciuto

Tabella 4.31 - *Descrizione del profilo VM2 - Classificazione (secondo FAO): Humic Cambisol.*

Orizzonte	Potenza (cm)	Descrizione
Oi	10 -5	materiale organico indecomposto
Oe	5 - 0	colore umido 10YR 3 / 1 (grigio molto scuro); materiale organico parzialmente decomposto; non strutturato
A	0 - 12	colore umido 7.5YR 3 / 2 (bruno scuro); sabbioso franco; struttura granulare, poco espressa; scheletro abbondante a ghiaia piccola e media, molto alterata; macroporosità elevata con pori da molto fini a grossi; molte radici, da molto fini a medie; limite inferiore chiaro, ondulato
Bs	12 -30	colore umido 5YR 4 / 4 (bruno rossastro); sabbioso; incoerente; scheletro abbondante a ghiaia piccola e media, molto alterata; radici comuni, da molto fini a grosse; limite chiaro ondulato
BC	30 -40	colore umido 7.5YR 5 / 2 (bruno); sabbioso; incoerente; scheletro dominante a ghiaia piccola e media, molto alterata, poche radici da fini a medie; limite graduale, ondulato
Bsb	40 -65	colore umido 5YR 4 / 4 (bruno rossatro); sabbioso; incoerente; scheletro dominante a ghiaia piccola e media e pietre, molto alterate; poche radici da fini a grosse; limite inferiore chiaro, ondulato
BCb	65 -95	colore umido 10YR 4 / 6 (bruno giallastro scuro); sabbioso; incoerente; scheletro dominante a ghiaia piccola e media e pietre, molto alterate; radici molto scarse e molto fini; limite inferiore graduale, ondulato
CBb	95 -100+	colore umido 10YR 5 / 4 (bruno giallastro); sabbioso; incoerente; scheletro dominante a ghiaia piccola e media e pietre, molto alterate; radici assenti; limite inferiore sconosciuto

Tabella 4.32 - *Descrizione del profilo VG1 - Classificazione (secondo FAO): Cambic Podzol.*

Umbri-Humic Cambisol. In entrambi, infatti si riconosce la presenza in superficie di un epipedon umbrico, di colore scuro e a basso tasso di saturazione basica, sovrastante un orizzonte B, il cui contenuto in argilla è appena sufficiente per essere definito cambico (argilla: VM1 9%, VM2 10%); colore e struttura sembrano comunque evidenziare un processo di brunificazione.

L'esame dei dati chimico-fisici relativi ai quattro profili ha consentito, a causa delle modalità, dell'esiguità del numero dei campioni e del tipo di analisi (analisi degli elementi in forma totale), di svolgere solamente una indagine preliminare dei siti; si sono potute, tuttavia, fare delle ipotesi che sono state confermate con gli ulteriori approfondimenti analitici sulle forme disponibili degli elementi. Infatti, maggiori conferme e considerazioni si sono ottenute nel lavoro di controllo degli elementi della soluzione circolante con l'ausilio di resine a scambio cationico e anionico, verificando le ipotesi sia nel tempo che nello spazio.

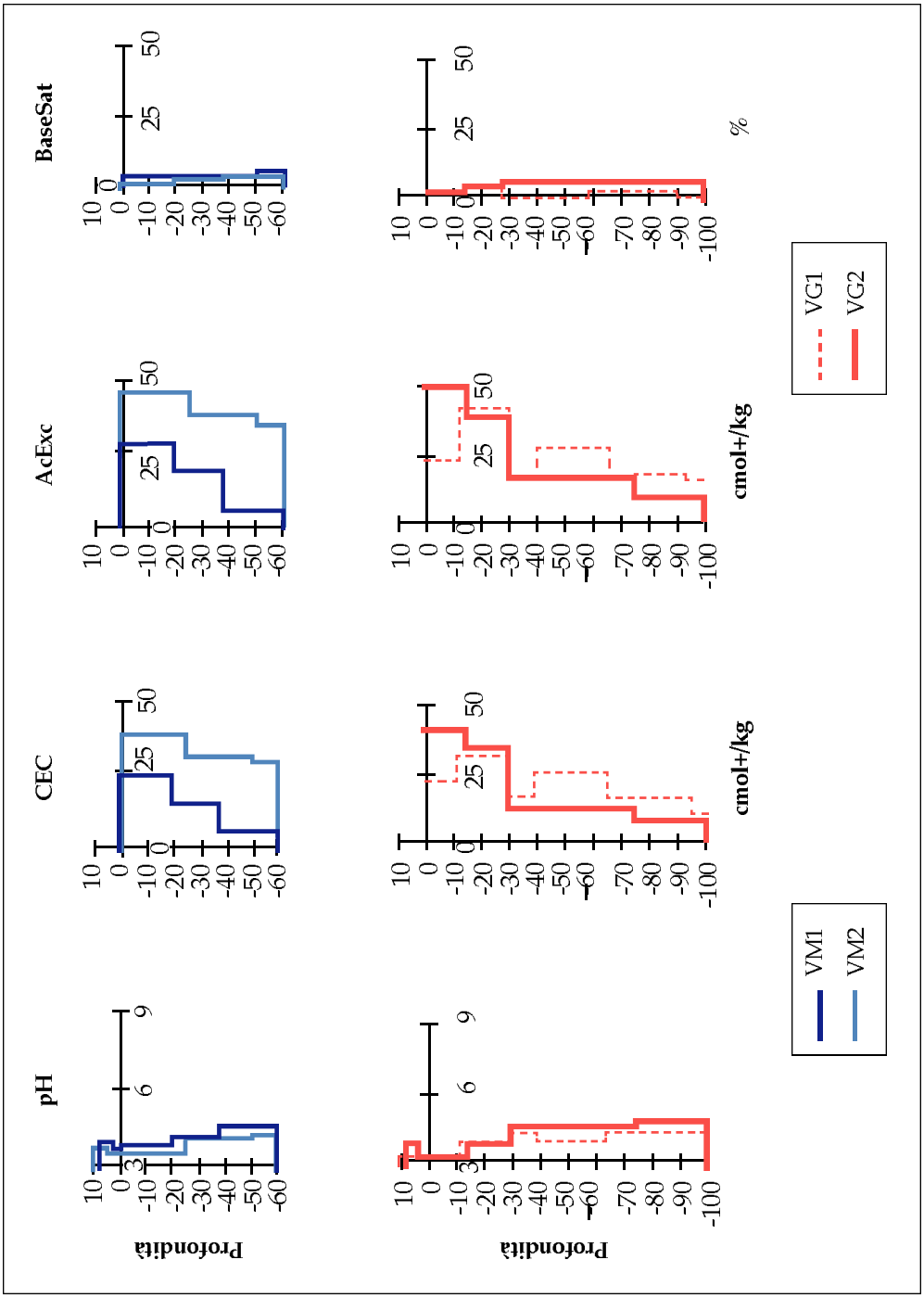
Orizzonte	Potenza (cm)	Descrizione
Oi	7 - 3	materiale organico indecomposto
Oe	3 - 0	colore umido 5YR 3/2 (bruno rossastro scuro); materiale organico parzialmente decomposto; non strutturato
A	0 - 15	colore umido 5YR 3/2 (bruno rossastro scuro); sabbioso franco; struttura granulare, poco espressa; scheletro comune a ghiaia piccola e media; macroporosità elevata con pori da molto fini a grossi; molte radici, da molto fini a medie; limite inferiore chiaro, ondulato
Bs	15 - 30	colore umido 5YR 4/4 (bruno rossastro); sabbioso franco; struttura poliedrica subangolare poco espressa; molto scheletro a ghiaia piccola e media, parzialmente alterata; macroporosità elevata con pori da fini a medi; radici comuni, da molto fini a grosse; limite chiaro ondulato
CB	30 - 75	colore umido 7.5YR 5/6 (bruno forte); sabbioso; incoerente; scheletro abbondante a ghiaia piccola e media e pietre, parzialmente alterate, radici comuni, da fini a medie; limite graduale, ondulato
C	75 - 100+	colore umido 10YR 5/6 (bruno giallastro); sabbioso; incoerente; scheletro dominante a ghiaia piccola e media e pietre, molto alterate; radici assenti; limite inferiore sconosciuto

Tabella 4.33 - *Descrizione del profilo VG2 - Classificazione (secondo FAO): Cambic Podzol.*

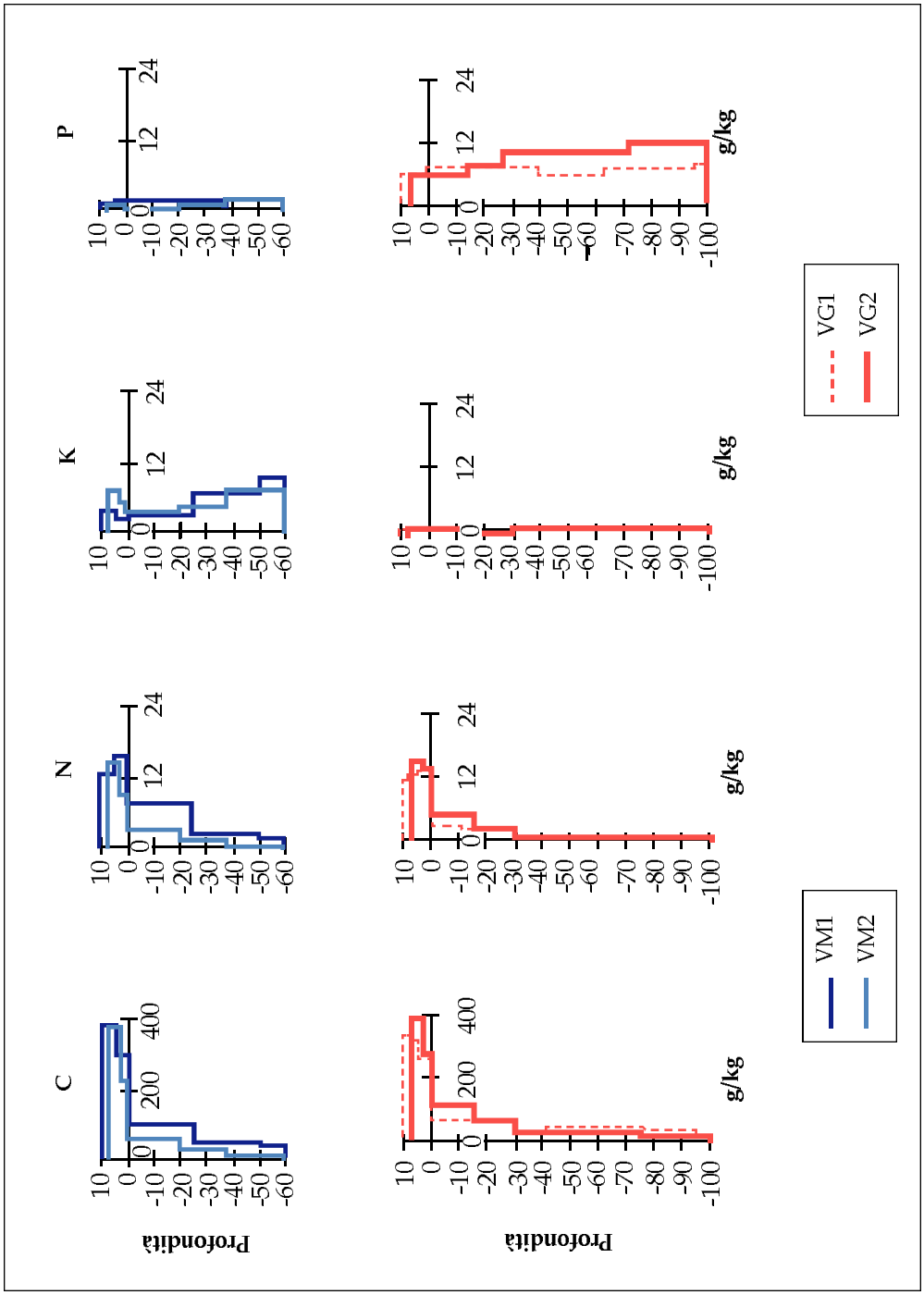
Come si evince dalla *figura 4.11* e dalle *tabelle 4.34* e *4.35*, i quattro profili considerati vengono classificati in base al pH come suoli estremamente acidi (Federico Goldberg *et al.*, 1994): questi valori sono caratteristici di suoli forestali di conifere della Valtellina; la reazione dei suoli è legata alla natura della matrice litologica e all'andamento dell'evoluzione pedogenetica, a sua volta strettamente correlata alle condizioni pedoclimatiche che l'hanno accompagnata. Nei terreni acidi il valore di pH è correlato all'acidità complessiva e al grado di saturazione basico: si riscontra un'acidità complessiva sovente superiore alla CEC e un basso grado di saturazione basica; tutto ciò indica, in quasi tutti gli orizzonti considerati, un'elevata desaturazione delle basi dal complesso di scambio. In altri termini questo si tradurrebbe con un incremento della concentrazione di H^+, di alluminio e manganese, un decremento della concentrazione dei macronutrienti cationici (magnesio, calcio e talvolta del potassio), un decremento della solubilità del fosforo (Marschner, 1995).

I livelli degli elementi nutritivi in forma totale negli orizzonti organici (N, P, K, Ca, Mg) sono generalmente simili per le due aree (*tabella 4.34* e *figura 4.11*). Nello stesso modo si può rilevare come, in linea generale, i contenuti in C e N negli orizzonti minerali risultino pressoché simili nei profili delle due valli.

Al contrario, i livelli di fosforo, potassio, calcio e magnesio della maggior parte degli


pH
CEC
AcExc
BaseSat
Profondità
cmol+/kg
cmol+/kg
%
VM1
VM2
VG1
VG2

(segue)



(segue)

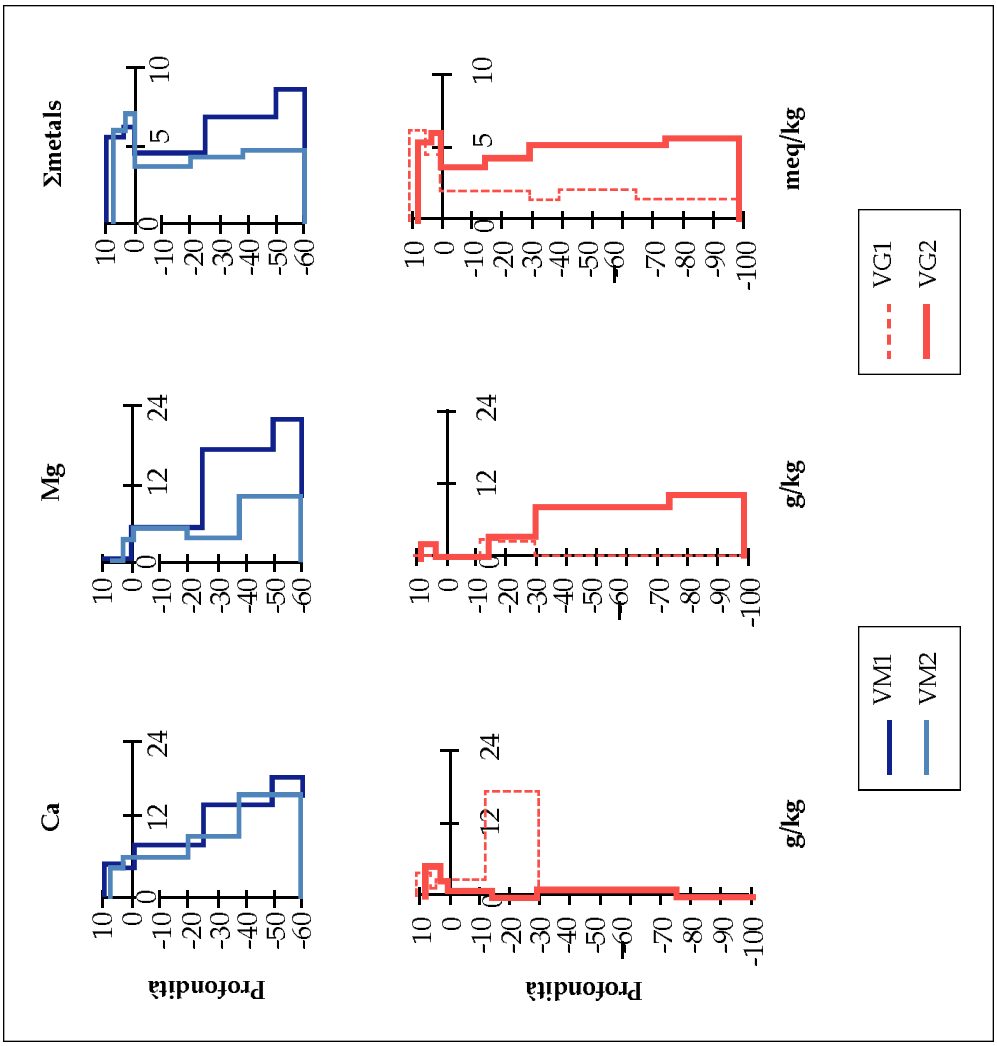


Figura 4.11 - *Andamento dei parametri chimico-fisici nei profili delle aree di osservazione permanente Val Masino e Val Gerola.*

Profilo	Potenza cm	pH ($CaCl_2$)	C org g/kg	N g/kg	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg
Val Masino (VM1)								
Oi	10 - 4	3,7	370	12,3	881	5063	3589	501
Oe	4 - 0	3,5	287	15,1	1017	4691	2291	501
A	0 - 25	3,5	94	7,2	1119	8033	2724	51.110
Bw	25 - 50	4,1	41	2,1	1153	14.346	6619	17.589
CB	50 - 60	4,2	33	1,6	1672	18.431	8782	22.198
Val Masino (VM2)								
Oi	7 - 2	4,0	375	13,7	780	4691	7051	417
Oe	2 - 0	3,7	220	8,5	712	6177	5320	3766
A	0 - 20	3,8	56	2,9	527	6177	3589	5269
Bw	20 - 38	4,2	29	1,2	761	9519	4455	3918
CB	38 - 60	4,6	6	0,3	1642	15.832	7051	10.118
Val Gerola (VG1)								
Oi	10 - 5	3,5	322	12,4	701	5434	4022	250
Oe	5 - 0	3,3	226	10,5	595	4691	1426	133
A	0 - 12	3,3	56	2,7	396	6177	3157	300
Bs	12 - 30	4,0	55	2,1	309	6177	17.437	3083
BC	30 - 40	4,3	15	0,5	113	6177	127	250
Bsb	40 - 65	3,9	32	1,0	226	5063	127	167
BCb	65 - 95	4,4	18	0,6	282	6177	560	250
CBb	>95	4,5	15	0,6	226	6548	127	273
Val Gerola (VG1)								
Oi	7 - 3	3,8	374	14,6	565	5063	4888	2133
Oe	3 - 0	3,3	258	13,2	565	5063	2724	357
A	0 - 15	3,3	100	4,8	452	5063	993	501
Bs	15 - 30	3,8	54	2,0	339	6919	127	3680
CB	30 - 75	4,6	15	0,7	395	9147	560	8766
C	75 - 100	4,7	8	0,5	452	10.633	127	10.515

Tabella 4.34 - *Analisi chimico-fisiche delle aree di osservazione permanente Val Masino e Val Gerola.*

Profilo	Potenza cm	$CaCO_3$ g/kg	Ac. Exc. cmol+/kg	BCE cmol+/kg	CEC cmol+/kg	Base Sat %
Val Masino (VM1)						
Oi	10 - 4					
Oe	4 - 0					
A	0 - 25	---	45,90	1,32	38,8	3,40
Bw	25 - 50	---	38,40	1,12	31,2	3,59
CB	50 - 60	---	35,30	1,37	29,1	4,71
Val Masino (VM2)						
Oi	7 - 2					
Oe	2 - 0					
A	0 - 20	---	28,80	0,29	24,9	1,16
Bw	20 - 38	---	20,00	0,52	16,0	3,26
C	38 - 60	---	6,80	0,22	6,7	3,27
Val Gerola (VG1)						
Oi	10 - 5					
Oe	5 - 0					
A	0 - 12	---	22,80	0,77	22,7	3,39
Bs	12 - 30	---	41,90	1,08	32,0	3,38
BC	30 - 40	---	16,30	0,30	15,9	1,89
Bsb	40 - 65	---	27,80	0,29	25,2	1,15
BCb	65 - 95	---	16,90	0,20	15,7	1,27
CBb	>95	---	15,30	0,12	10,6	1,13
Val Gerola (VG2)						
Oi	7 - 3					
Oe	3 - 0					
A	0 - 15	---	49,70	1,02	41,6	2,45
Bs	15 - 30	---	39,10	1,23	34,5	3,56
CB	30 - 75	---	15,90	0,64	12,1	5,28
C	75 - 100	---	10,00	0,42	7,8	5,36

Tabella 4.35 - *Analisi chimico-fisiche delle aree di osservazione permanente Val Masino e Val Gerola.*

orizzonti minerali della Val Gerola sono tendenzialmente inferiori a quelli della Val Masino: questo si può osservare sia negli orizzonti A più superficiali, dove è maggiore la presenza di radici e pertanto l'assorbimento radicale, che negli orizzonti più profondi. In particolare negli orizzonti A della Val Masino la concentrazione in P, Ca e Mg è mediamente da 2 a 10 volte superiore a quella della Val Gerola (*tabelle 4.34* e *4.35*); negli orizzonti più profondi della medesima valle la concentrazione in P, seppur ridotta, risulta essere il doppio di quella della Val Gerola mentre i livelli di Ca e Mg risultano fino a cento volte superiori.

Infine, relativamente ai campioni del profilo VG1, risultano essere di un certo rilievo le dotazioni in cationi (K, Ca, Mg, Fe, Mn), in P e in metalli pesanti (*figura4.11*): confrontati con quelle degli altri profili, le concentrazioni risultano essere in assoluto le più basse. Sempre dall'esame di tale profilo si può rilevare la presenza di un orizzonte di accumulo, molto pronunciato per il Ca e meno per il Mg.

Per quanto riguarda i metalli pesanti, riportati in *tabella 4.36*, non vi sono sostanziali differenze tra le concentrazioni riscontrate negli orizzonti organici (Oi e Oe) delle due aree di studio. La distribuzione dei metalli lungo i quattro profili risulta molto simile all'andamento seguito dai principali cationi (Ca, Mg, K). Eccetto che per i campioni minerali del profilo VG1 che risultano particolarmente poco dotati, i livelli dei metalli degli orizzonti minerali delle due valli risultano essere sostanzialmente simili.

In generale, i valori riscontrati sia negli orizzonti organici che minerali, risultano comunque essere piuttosto contenuti se confrontati con quelli di letteratura (Canepa *et al.*, 1994; Kabata-Pendias e Pendias, 1992): degni di nota sono le concentrazioni di Pb che comunemente si accumulano in superficie. Tale riscontro è maggiormente evidente nei profili situati più vicini a una sede stradale (campioni Oe VG2 e Oe VM1).

Osservazioni conclusive

Sia la caratterizzazione pedologica sia quella chimica hanno consentito di avere le prime informazioni circa i suoli delle due aree di osservazione permanente, di cui precedentemente non si avevano riscontri; questo ha consentito di disporre di una serie di dati preliminari utilizzabili per ulteriori ricerche nell'ambito delle due valli e, nello spirito del regolamento UE 1994/1091, di disporre dei dati iniziali (tempo zero) utili per i successivi controlli sull'evoluzione del comparto suolo in relazione all'inquinamento atmosferico.

I suoli delle due aree indagate sono classificate rispettivamente come Cambic Podzol quelli della Val Gerola e come Umbri-Humic Cambisols quelli della Val Masino; dal punto di vista pedologico, pertanto, i suoli appartenenti alla medesima valle sono pedologicamente simili.

Al contrario, tra campioni della medesima area di studio esiste una certa variabilità nei livelli dei parametri chimici indagati.

Sotto il profilo chimico-fisico ambedue le aree di osservazione permanenti sono caratterizzate da una reazione acida che influisce fortemente su tutti i cicli biogeochimici e conseguentemente sulle disponibilità nutrizionali. L'area di saggio della Val Masino sembrerebbe tuttavia quella mediamente più dotata in elementi nutritivi, in relazione probabilmente alla natura del substrato pedologico e alle condizioni pedoclimatiche; sembrerebbe notevolmente importante la carenza in P in ambedue le aree, sensibilmente più marcata in uno due siti della Val Gerola.

Profilo	Potenza cm	Fe g/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg
Val Masino (VM1)									
Oi	10-4	9,2	25,2	11,7	167	76,9	16,0	85,1	1,0
Oe	4-0	11,5	25,2	14,0	95	63,6	16,5	158,0	1,0
A	0-25	24,1	28,3	10,9	434	51,7	9,7	56,5	1,0
Bw	25-50	53,3	47,0	18,8	7,2	87,3	12,0	23,0	1,2
CB	50-60	59,9	65,7	26,0	847	100,6	15,4	20,1	1,2
Val Masino (VM2)									
Oi	7-2	7,8	25,2	11,7	337	95,7	18,8	65,0	1,0
Oe	2-0	15,7	50,0	19,6	240	76,8	14,8	65,0	1,2
A	0-20	24,1	25,2	8,5	289	47,5	5,8	31,3	1,0
Bw	20-38	32,4	28,3	13,3	410	55,9	7,5	23,0	1,0
CB	38-60	30,1	31,4	14,0	483	61,5	10,8	11,7	1,0
Val Gerola (VG1)									
Oi	10-5	6,8	31,4	12,5	216	86,6	23,9	79,5	1,2
Oe	5-0	7,8	22,0	10,9	70	63,6	12,6	68,3	1,0
A	0-12	12,9	12,7	6,1	119	31,4	6,3	23,0	0,7
Bs	12-30	20,8	15,8	6,1	95	28,6	6,9	20,1	1,0
BC	30-40	21,3	9,6	3,7	95	21,6	4,1	11,7	1,0
Bsb	40-65	10,1	15,8	6,1	70	23,0	6,3	17,3	1,0
BCb	65-95	16,6	9,6	5,3	95	23,0	5,2	11,7	1,0
CBb	>95	15,7	9,6	6,1	119	23,0	5,8	9,0	1,0
Val Gerola (VG1)									
Oi	7-3	8,2	22,0	10,9	337	77,5	23,3	90,7	1,2
Oe	3-0	13,4	28,3	14,8	119	71,3	18,8	118,7	1,2
A	0-15	22,2	28,3	10,9	240	34,2	13,1	36,9	1,0
Bs	15-30	41,7	37,7	17,2	337	31,4	20,5	28,5	1,2
CB	30-75	39,9	37,7	25,9	434	44,0	31,2	17,3	1,0
C	75-100	39,0	37,7	29,1	386	44,0	36,9	17,3	1,2

Tabella 4.36 - *Analisi dei metalli delle aree di osservazione permanente Val Masino e Val Gerola.*

In ambedue le aree le concentrazioni dei metalli pesanti, nonostante le reazione del suolo e quindi la loro presumibile totale disponibilità, si mantengono sempre al di sotto delle soglie di fitotossicità (Kabata-Pendias, 1992). Si escluderebbe pertanto un eventuale riflesso negativo sulla vegetazione dovuto alla loro presenza.

Bibliografia

Canepa, D., Izza, C. e **Facco, S.** 1994. Metalli pesanti. In: Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo con commenti e interpretazioni. ISMEA, Roma, 87-93.

Federico Goldberg, L. e **Zaccheo, P.** 1994. Reazione. In: Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo con commenti e interpretazioni. ISMEA, Roma, 59-63.

Kabata-Pendias, A. e **Pendias, H.** 1992.Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc., London, 338.

Marschner, H. 1995. Acidic mineral soils. In: Mineral Nutrition of higher Plants, Academic Press Inc., San Diego CA 92101, 605-626.

4.12.2 Impiego delle resine a scambio ionico per lo studio degli elementi nutritivi nella soluzione circolante dei suoli - *Carmen Gigliotti* e *Pier Luigi Genevini*

Preparazione e posizionamento delle resine

Sacchetti in terilene di 3 x 12 cm e di 10 x 10 cm contenenti rispettivamente 20 e 100 cc di resina cationica con un'umidità pari a 34,36% (Amberlite IR-120(H) - capacità di scambio pari a 1,9 meq / ml - BDH). In modo analogo si è proceduto per la preparazione dei sacchetti contenenti la resina anionica avente un'umidità pari al 41,34% (Amberlite IRA-420(Cl) - capacità di scambio pari a 1,3 meq / ml - BDH).

Nell'area scelta per lo studio sono stati posti al di sotto della lettiera (circa 5 cm) un sacchetto da 100 ml di resina cationica e uno da 100 ml di resina anionica. Nelle immediate vicinanze dei sacchetti da 100 ml sono stati posti a una profondità di circa 25-30 cm (strato minerale corrispondente all'orizzonte A per entrambe le valli) e all'interno di tubi in plastica forati i sacchetti da 20 ml: uno con resina anionica e uno con resina cationica. Nell'intercapedine tra sacchetto e tubo, per assicurare la continuità dei flussi della soluzione circolante, è stata posta sabbia quarzifera precedentemente lavata. Si sono effettuate quattro repliche per i sacchetti da 100 ml e due per quelli da 20 ml.

A tempi stabiliti i sacchetti venivano rimossi e sostituiti con altri aventi le medesime caratteristiche.

Attualmente, si dispone dei risultati relativi a tre prelievi corrispondenti ai seguenti periodi di permanenza delle resine nel suolo: I = 22 / 07 / 95 - 22 / 09 / 95; II = 22 / 09 / 95 22 / 11 / 95; III = 22 / 11 / 95 - 21 / 05 / 96. Periodo corrispondente a un arco di tempo pari a 10 mesi di sperimentazione.

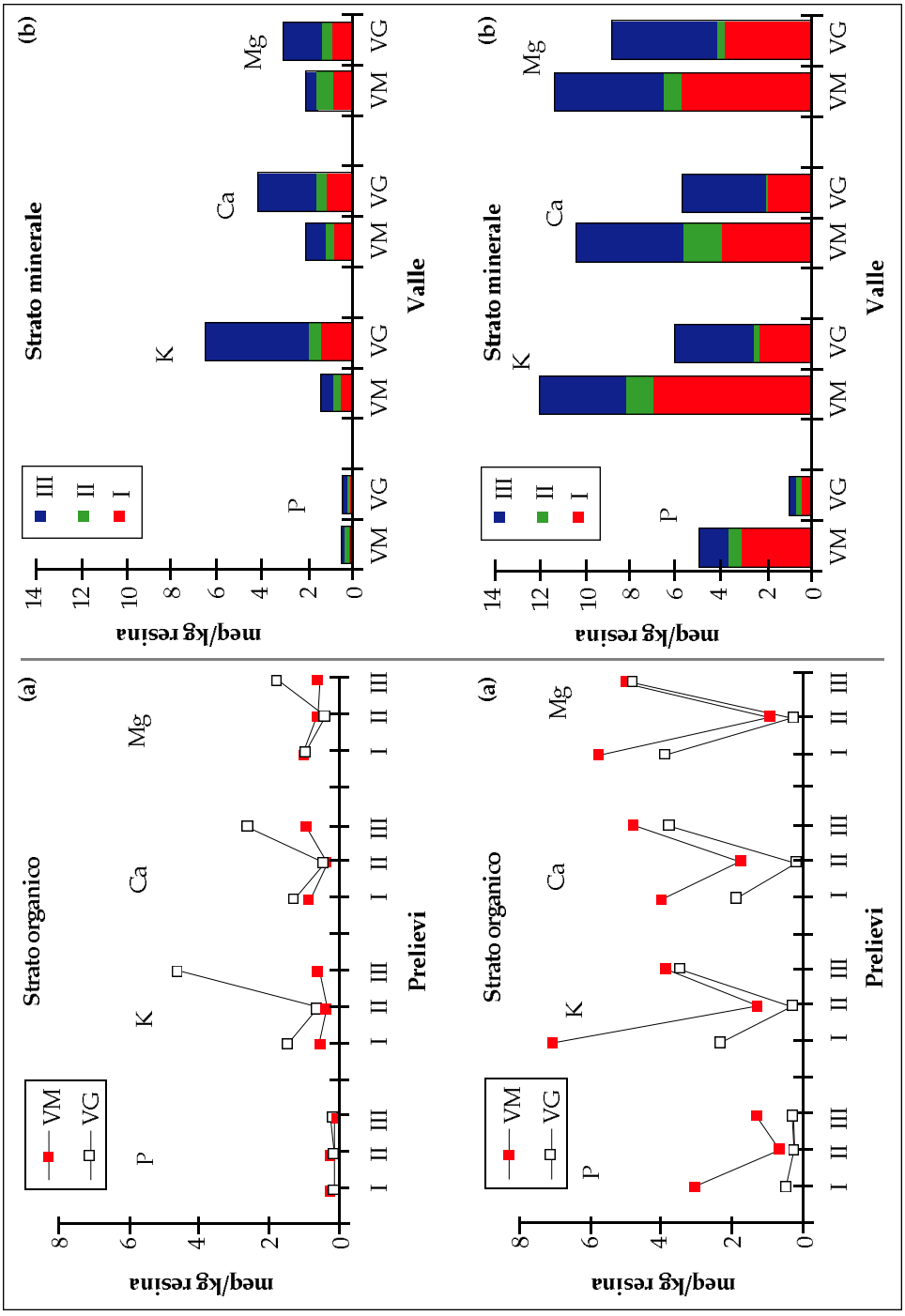


Figura 4.12 - *Andamento stagionale relativo ai tre periodi considerati (a) e disponibilità cumulativa (b) di P, K, Ca, Mg.*

Lavaggio, eluizione e analisi
Dopo il prelievo le resine, in laboratorio, sono state lavate ed eluite come riportato da Gibson *et al.* 1985.

Sugli eluati ottenuti sono stati determinati K, Ca, Mg, Fe, Al, Mn mediante AAS, e P secondo il metodo colorimetrico al blu fosfomolibdico.

Elaborazione dei dati
Tutti i dati analitici ottenuti sono stati espressi in meq / kg di resina tal quale.

Dai contenuti di P, K, Ca, Mg e Al, ottenuti dopo dieci mesi di indagine, si sono calcolati i seguenti rapporti: Ca / Al, Mg / Al, K / P, Ca / P, Mg / P, Ca / K, K / Mg, Ca / Mg.

Risultati e Discussione
Il contenuto più ridotto di elementi riscontrato nel II prelievo (*figura 4.12 a* e *4.13*) è , a nostro avviso, da ascrivere all'andamento climatico (*tabella 4.37*).

Periodo	**T (°C) media del periodo**	**Precipitazioni (mm) periodo**	**giorno**
Val Masino			
luglio-settembre	-	239	3,91
ottobre-novembre	-	287	4,70
dicembre-maggio	-	513	2,11
Val Gerola			
luglio-settembre	12,5	332	5,44
ottobre-novembre	2,8	340	5,57
dicembre-maggio	-0,3	178	0,73

Tabella 4.37 - *Temperatura e precipitazioni del periodo indagato.*

Il primo prelievo ha considerato parte del mese di luglio, tutto agosto e parte del mese di settembre. Alle altitudini delle due valli le temperature sono ancora abbastanza elevate e la piovosità è nella media stagionale, conseguentemente l'attività metabolica dei due suoli è presente. Nel periodo compreso tra il 22 settembre e il 22 novembre la temperatura si abbassa e la piovosità aumenta, ciò determina una riduzione dell'attività metabolica e un maggiore dilavamento. A causa quindi di questi due fattori la soluzione circolante del suolo risulta più povera in elementi. Nel periodo invernale la temperatura si abbassa ulteriormente tanto da scendere al di sotto dei 3-4 gradi, e le precipitazioni, più modeste, sono di carattere nevoso. In tali condizioni il primissimo strato del suolo gela determinando una leggera ripresa dell'attività metabolica negli strati sottostanti e una minore diluizione della soluzione a causa del ridotto dilavamento. Il terzo prelievo ha considerato tutto il periodo invernale e parte di quello primaverile che, come è noto, è il periodo in cui si verifica una netta ripresa di tutte le attività che avvengono nel suolo. Attività che si traduce in un aumento del contenuto di ioni nella soluzione del suolo.

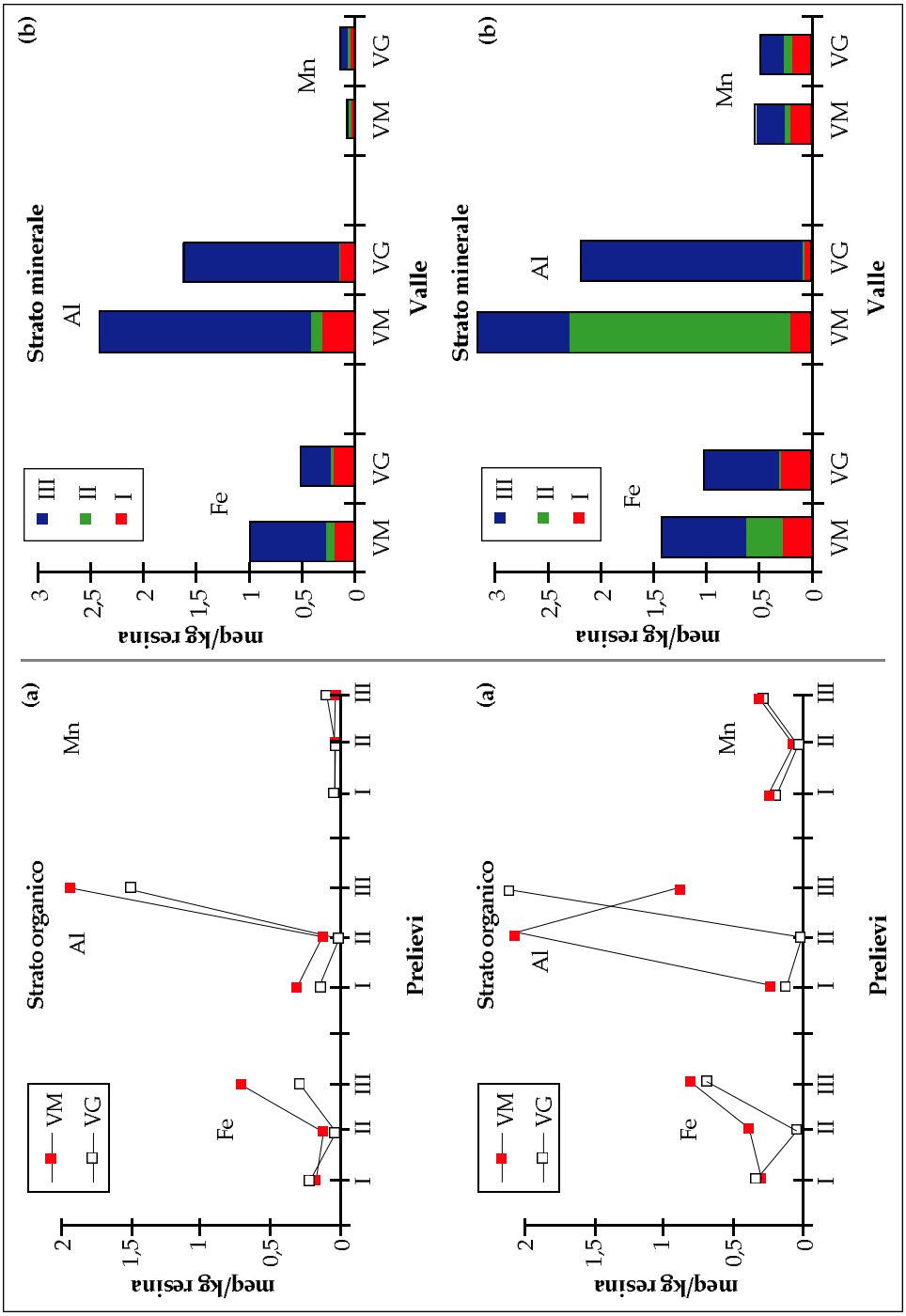


Figura 4.13 - *Andamento stagionale relativo ai tre periodi considerati (a) e disponibilità cumulativa (b) di Fe, Al, Mn.*

Il comportamento dell'alluminio è da attribuire a diverse cause. L'alluminio passa dal suolo alla soluzione circolante in seguito a fenomeni di solubilizzazione legati alle variazioni dell'acidità determinata sia dall'acidificazione naturale che da quella apportata con le precipitazioni. Quindi la presenza o meno di Al in forma disponibile dipende dalle diverse reazioni chimiche (mobilizzazione) e fisiche (dilavamento). Merita ricordare che l'alluminio non sembra, in suoli dove la microflora è già adattata, interferire con l'attività metabolica, mentre presenta una certa tossicità per le piante.

Il contenuto di Al più elevato riscontrato in Val Masino, soprattutto nello strato minerale *figura 4.13 a,* strato dove è presente la maggior parte dell'apparato radicale delle piante, farebbe supporre che le piante di tale valle, in futuro, potrebbero manifestare uno stato di sofferenza. Tuttavia, quando il contenuto di Al è rapportato con quello del Ca e del Mg (*tabella 4.38*) si evidenzia come si è ben lontani da una tossicità da parte di tale elemento. Infatti, secondo Matzner *et al.* (1989), il valore critico al di sotto del quale si manifestano, sulla pianta, i sintomi di tossicità da Al è pari a 1 per il rapporto molare Ca / Al e a 0,2 per il rapporto Mg / Al.

Rapporti	**Valori desunti dalla letteratura**		**Strato organico**		**Strato minerale**	
			VM	**VG**	**VM**	**VG**
	min	**max**				
Ca / Al			1,33	3,88	5,34	4,22
Mg / Al			1,29	2,84	5,89	6,51
K / P	0,82	5,03	20,60	91,70	15,30	41,60
Ca / P	0,97	4,00	15,70	30,10	6,70	20,40
Mg / P	0,50	1,55	9,20	13,30	4,50	19,10
Ca / K	0,22	0,80	0,76	0,30	0,44	0,50
K / Mg	3,00	8,33	2,23	6,90	3,40	2,20
Ca / Mg	1,15	3,33	1,60	2,25	1,50	1,10

Tabella 4.38 - *Rapporti relativi agli elementi nutritivi studiati. VM = Val Masino; VG = Val Gerola.*

La maggiore disponibilità di elementi nutritivi nella soluzione circolante dello strato minerale della Val Masino, rilevata nel corso dei dieci mesi di indagine, potrebbe in parte giustificare lo stato di minor degrado forestale presentato da tale valle (*figura 4.12 b*).

Quanto ipotizzato viene ulteriormente supportato dai valori ottenuti dai rapporti tra i diversi elementi nutritivi calcolati utilizzando la disponibilità cumulativa ottenuta in dieci mesi di sperimentazione (*tabella 4.38*). Per una migliore interpretazione dei rapporti si è proceduto al confronto dei dati ottenuti con quelli riportati in letteratura e desunti dalle concentrazioni di macro elementi utilizzate per le so-

luzioni nutritive e per le concimazioni di essenze forestali (abeti), e dai contenuti presenti nei diversi organi delle conifere (Van den Driessch 1991). I rapporti tra K, Ca e Mg si avvicinano notevolmente a quelli presi come riferimento, mentre quelli che contengono il P al denominatore risultano molto più elevati, in particolare quelli relativi alla Val Gerola. Tale riscontro consente di avvalorare l'ipotesi di una possibile carenza nutrizionale o meglio di uno squilibrio nei rapporti dei diversi elementi soprattutto per quanto concerne il P il quale risulta molto basso in Val Gerola, valle con maggior degrado delle piante.

Conclusioni
Seppure preliminari, in quanto la sperimentazione è ancora in corso, i risultati ottenuti, mediante l'impiego delle resine, evidenziano un differente livello nutrizionale tra le due valli caratterizzate da un diverso grado di defogliazione. In particolare si evince uno squilibrio nei rapporti fra i diversi elementi soprattutto per il P.

Bibliografia

Gibson, D. J., Colquhoun, I. A. e **Greig-Smith, P.** 1985. A new method for measuring nutrient supply rates in soil using ion-exchange resins. In: **Fitter, A. H.** (ed.). Ecological Interaction Soil. Blackwell scientific publications, Oxford, 73-80.

Matzner, E., Blanck, K., Hartmann, G. e **Stock, R.** 1989. Needle chlorosis pattern in relation to soil chemical properties in two norway spruce (*Picea abies* Karst.) forests of the German Harz mountains. In: **Bucher, J. B.** e **Bucher-Wallin, I.** (eds.). Air Pollution and Forest Decline. Birmensdorf, Switzerland, 195-199.

Van der Driessche, R. 1991. Mineral Nutrition of conifer seedlings. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 274 /

4.13 Inquinanti atmosferici inorganici - *Giacomo Gerosa* e *Antonio Ballarin Denti*

La presenza in atmosfera di inquinanti inorganici nelle aree demaniali della Val Gerola e della Val Masino è stata oggetto di un'intensa campagna di monitoraggio condotta con diverse tecniche durante le estati 1994, 1995 e 1996. Per la portata delle indagini condotte si è trattato della prima esperienza significativa di monitoraggio della qualità dell'aria effettuata in ambito forestale a livello regionale.

4.13.1 Materiali e metodi
Il monitoraggio in continuo degli inquinanti atmosferici convenzionali (NO_x, SO_2, CO, O_3) è stato possibile grazie alla messa a disposizione di due laboratori mobili per l'analisi della qualità dell'aria forniti dall'Amministrazione provinciale di Son-

drio - Ufficio Controlli Ambientali - e dal PMIP della USSL 22 di Sondrio - UO Fisica e Tutela dell'Ambiente.

Questi ultimi sono stati posizionati in prossimità delle aree di saggio ove è stato possibile effettuare un allacciamento alla rete elettrica.

I laboratori mobili hanno funzionato, con alcune interruzioni, per periodi ristretti entro la stagione estiva, ma hanno consentito la ricostruzione del profilo giornaliero tipo delle varie specie chimiche nei diversi siti e di indagare le relazioni tra queste e le variabili meteoclimatiche.

Per il monitoraggio dell'ozono sono stati impiegati anche campionatori passivi forniti dalla ditta elvetica PASSAM (Männedorf-CH), descritti dettagliatamente nel capitolo relativo agli inquinanti atmosferici inorganici (Capitolo 3.1) al quale si rimanda.

L'uso dei campionatori passivi è risultato necessario per evitare problemi logistici legati all'alimentazione elettrica e per permettere la libera localizzazione degli stessi in ambito intraforestale o in luoghi non raggiungibili con mezzi mobili. I campionamenti sono stati effettuati nei mesi estivi di giugno, luglio, agosto e settembre, il periodo in cui è attesa una maggiore produzione fotochimica di ozono in seguito al massimo irraggiamento solare.

I tempi di esposizione scelti sono stati di una settimana. Ricordiamo per inciso che il metodo dei dosimetri passivi, basandosi su una misura di dose assorbita, non permette un monitoraggio in continuo dell'inquinante ma fornisce una misura integrata nel tempo (concentrazione media settimanale), utile in ogni caso a stabilire la dose complessiva di ozono a cui sono esposti gli organismi vegetali.

Nei primi due anni (1994 e 1995) si è studiata l'evoluzione stagionale delle concentrazioni di ozono nelle due aree di saggio e lungo il profilo montuoso della Val Gerola (gradiente altitudinale), ottenuto mediante il posizionamento di campionatori a quote intermedie a partire dal fondovalle.

Nelle estati 1995 e 1996 ci si è rivolti principalmente allo studio del gradiente verticale dell'ozono sottochioma, effettuato mediante la localizzazione di campionatori passivi a diverse altezze entro la chioma di un albero.

La collocazione di campionatori passivi nelle immediate vicinanze dei laboratori mobili ha permesso inoltre di effettuare un controllo sull'affidabilità di questo sistema di misura e di integrare i valori delle concentrazioni medie settimanali con l'andamento giornaliero dell'ozono e degli altri inquinanti.

Contestualmente è stata effettuata una ricerca sulle Polveri Totali Sospese (PTS) nelle stesse aree di saggio. Campioni di polveri sono stati raccolti settimanalmente, dalla primavera all'autunno, su filtri di policarbonato con l'ausilio di pompe d'aspirazione programmabili.

Dai volumi di aria filtrata sono state valutate le concentrazioni complessive di PTS e, per mezzo della spettrometria X, sono stati determinati gli elementi presenti in tracce con numero atomico superiore a 11 (Al, Si, P, S, K, Ca, V Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Pb).

4.13.2 Risultati

Determinante, ai fini dei risultati, è stata la durata e la collocazione temporale della campagna di rilevamento, in particolare per quegli inquinanti la cui concentrazione è

legata a fattori stagionali (attività fotochimica per gli NO_x e l'O_3) e all'attività antropica (impianti di riscaldamento per l'SO_2, traffico veicolare per il CO).

A fronte di concentrazioni di SO_2 molto basse (in media 5-15 µg / m³), prossime spesso ai limiti di rilevabilità strumentale (2,5 µg / m³), e a un analogo comportamento registrato per l'ossido di carbonio CO (0,5 mg / m³ in media) e gli ossidi di azoto (NO ed NO_2) scarsamente presenti (7 µg / m³ in media), si è assistito a concentrazioni di O_3 particolarmente elevate, con picchi massimi di 117 µg / m³ (Val Masino) e 208 µg / m³ (Val Gerola), pari rispettivamente a 60 e 106 ppb registrati nel corso di alcune giornate del 1994 e del 1995.

Eccezione fatta per l'ozono, presente in concentrazioni di sicuro pericolo per la salute delle popolazioni vegetali, tali concentrazioni sono in linea con quanto riferito per altre aree rurali in Europa.

L'evoluzione diurna dell'ozono, caratterizzata da un picco nelle ore centrali del giorno in corrispondenza al massimo di radiazione solare e temperatura, denuncia la sua origine fotochimica (*figura 4.14*).

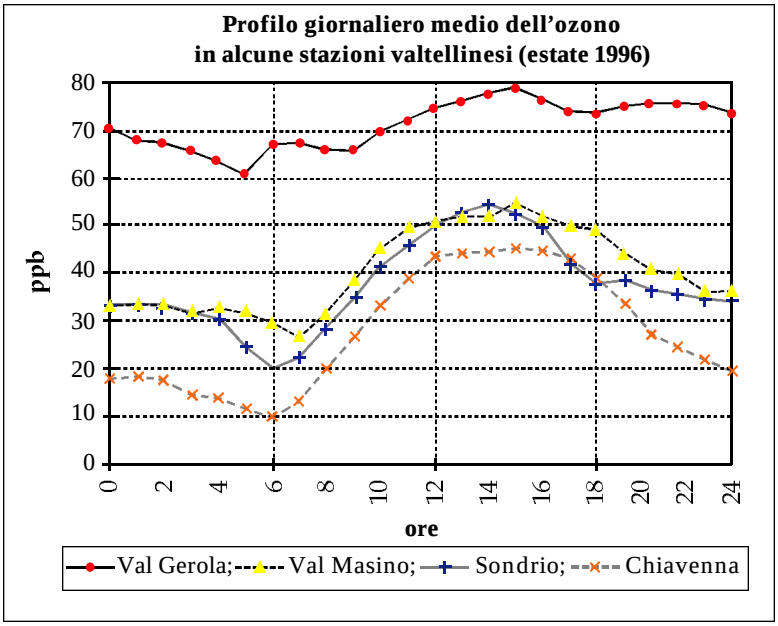


Figura 4.14 - *Giorno medio estivo per l'ozono in Val Masino, Val Gerola e in alcune stazioni del fondovalle valtellinese.*

Tuttavia nel 1996 sono stati osservati in Val Gerola numerosi episodi di picco nelle ore serali e notturne, cosa questa che lascia ipotizzare la presenza di trasporto di ozono secondario prodottosi all'esterno del bacino vallivo. Le concentrazioni di ozono relativamente elevate nelle ore serali e notturne evidenziano un significativo scarso con-

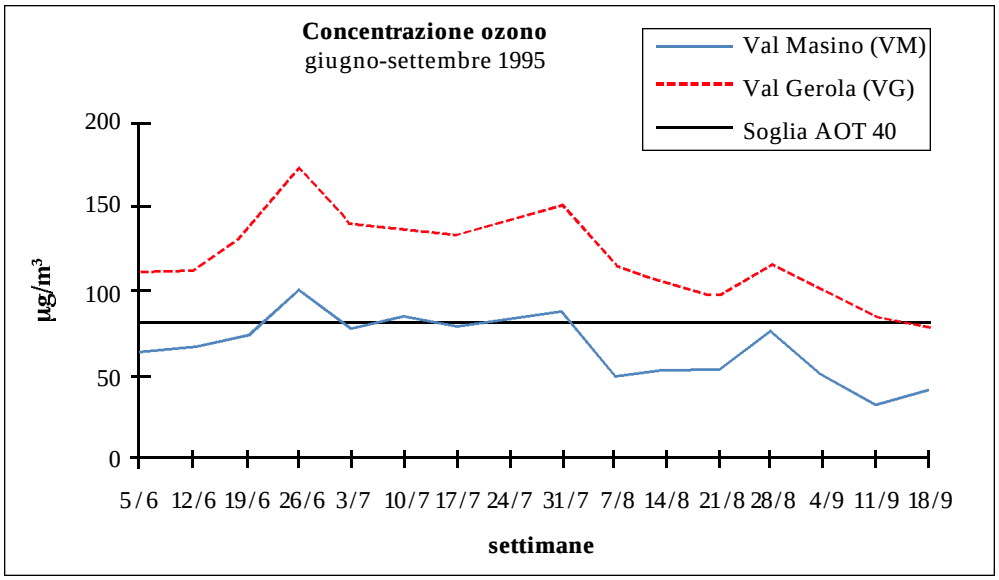


Figura 4.15 - *Concentrazioni medie settimanali di ozono, misurate in Val Masino (VM) e in Val Gerola (VG).*

sumo di questo inquinante, dovuto all'assenza di importanti sorgenti di emissione nella zona dato il carattere rurale di entrambe le aree.

Gli andamenti stagionali delle concentrazioni di ozono nelle due aree di saggio appaiono simili, anche se molto diversi in valore assoluto: livelli più elevati si registrano infatti in Val Gerola, circa il 70% superiori rispetto a quelli della Val Masino (*figura 4.15*).

Nella figura è riportata inoltre la soglia di concentrazione (40 ppb ~ 80 µg / m^3) utile per il calcolo dell'AOT40 impiegato nei protocolli ICP-Crops per la determinazione delle dosi assorbite dalla vegetazione. È possibile osservare come in Val Gerola le concentrazioni medie settimanali di tale inquinante siano risultate quasi costantemente al di sopra di tale soglia, mentre quelle relative alla Val Masino abbiano presentato livelli generalmente al di sotto di questo valore critico (si veda anche la tabella degli AOT40 calcolati per la stagione estiva 1996 e riportata nel capitolo relativo agli inquinanti atmosferici inorganici).

È evidente un gradiente di concentrazione con la quota altitudinale, decisamente più pronunciato in Val Gerola dove, oltre una certa quota – presumibilmente 1000 m slm – le concentrazioni di ozono si mantengono pressoché confrontabili (*figura 4.16*).

Ciò è in accordo con i risultati di altre ricerche condotte in aree montane le quali hanno individuato più volte sacche di ozono ad alte concentrazioni presenti stabilmente in quota.

Si è riscontrato infine l'instaurarsi in foresta di una significativa differenza di concentrazioni di O_3 tra la base e la sommità degli alberi, e ciò è consistente con l'osservazione della maggiore incidenza del danno fogliare nel terzo superiore della chioma (*figura 4.17*).

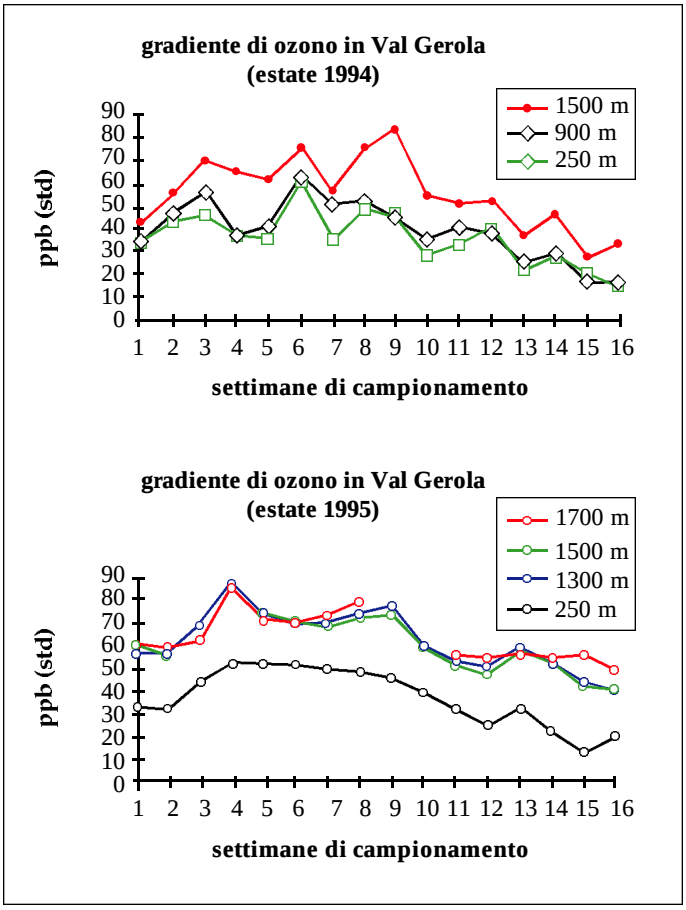


Figura 4.16 - *Gradiente altitudinale dell'ozono nelle stagioni estive 1994 e 1995 realizzato mediante il posizionamento di campionatori passivi a diverse quote lungo il pendìo.*

I valori delle concentrazioni delle polveri totali sospese si sono mantenuti in un intervallo tra i 5 e i 15 μg / m^3, livelli caratteristici per aree a bassa densità di urbanizzazione.

Non sono state osservate differenze significative tra le due valli, anche se i singoli valori settimanali talvolta variano in funzione delle condizioni meteorologiche (*figura 4.18*).

Anche l'analisi quantitativa degli elementi presenti in traccia nei campioni raccolti (Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, Pb) non ha rivelato particolari differenze tra le due valli.

4.13.3 Conclusioni

L'analisi dei dati mostra come l'ozono sia l'unico inquinante che si presenti al di so-

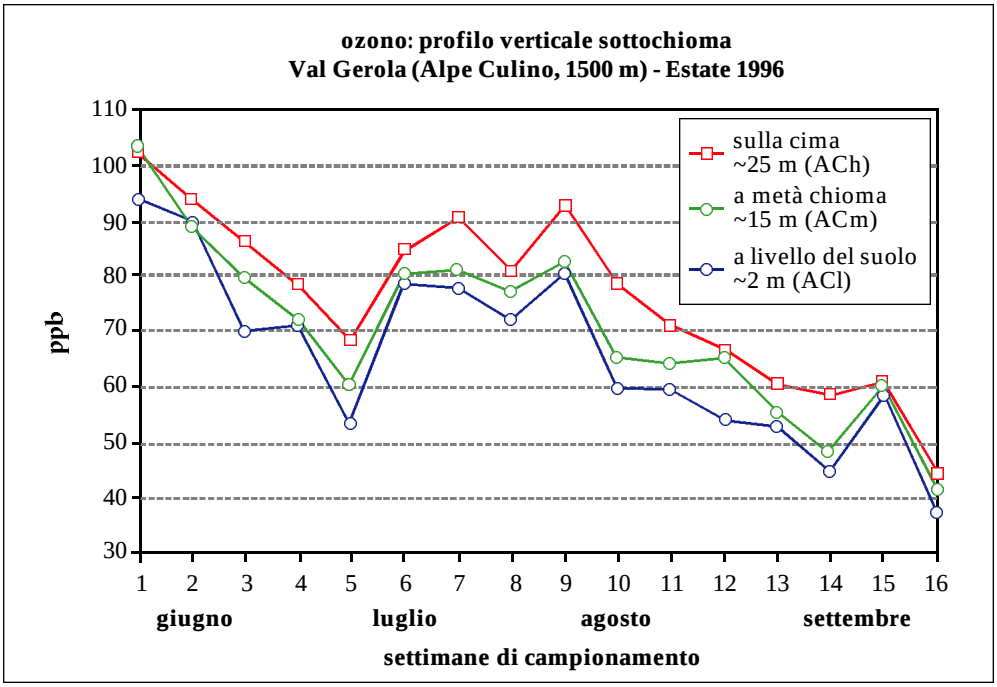


Figura 4.17 - *Concentrazioni di ozono misurate a differenti altezze entro la chioma di un albero.*

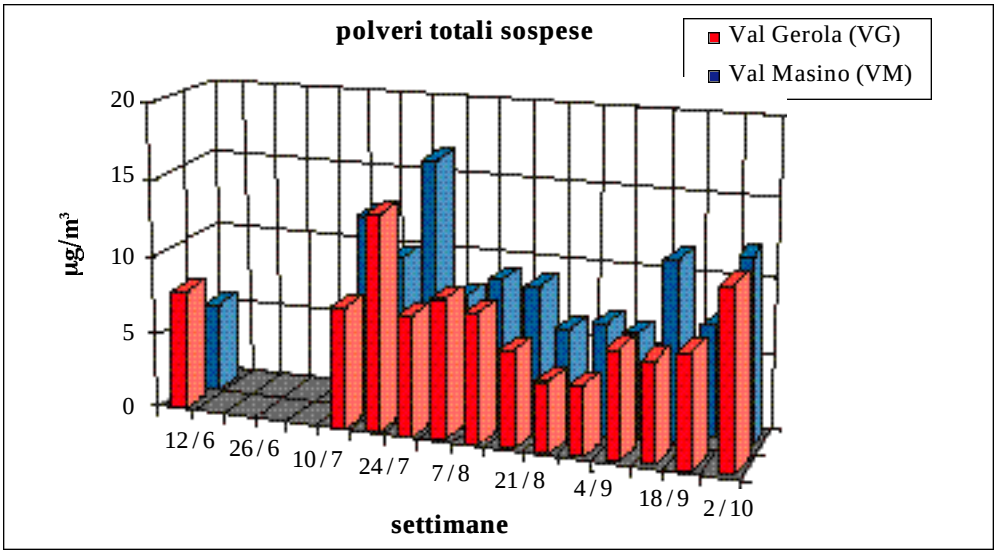


Figura 4.18 - *Particolato Totale Sospeso (PTS), misurato nelle due valli della Valtellina (giugno - settembre 1995).*

pra dei "livelli critici" indicati in letteratura per la vegetazione forestale, mentre ciò non avviene per gli altri contaminanti (in particolare SO_2 ed NO_x), per i quali la valutazione dell'eventuale superamento delle soglie di esposizione critica richiederebbe un monitoraggio intensivo per tutto l'arco dell'anno, in quanto spesso la loro concentrazione risulta legata a fenomeni di natura stagionale (in particolare per l'SO_2).

Non si può escludere dunque un ruolo attivo delle sostanze inquinanti presenti nell'atmosfera, e soprattutto dell'ozono, nel determinare gli stati di deperimento nella vegetazione forestale osservati nei due siti indagati: in particolare all'Alpe Culino (Val Gerola), dove la vegetazione risulta più deperiente rispetto ai Bagni di Masino e dove si riscontrano i maggiori livelli di O_3.

Tuttavia conclusioni definitive devono essere tratte con una certa cautela. Infatti sebbene l'ozono si confermi un fattore critico per la stabilità dei due ecosistemi forestali, va ricordato che questo potrebbe costituire solo uno dei fattori di stress la cui interazione può causare il degrado osservato. Non solo, le singole azioni molecolari e cellulari che conducono allo stress ossidativo indotto dall'ozono nelle specie vegetali sono in realtà comuni ad altri agenti (quali siccità, basse temperature, ferite, carenze nutrizionali, azione di patogeni) in grado di produrre forme attivate dell'ossigeno esattamente come l'ozono.

La presenza dell'ozono nelle due aree di saggio sembrerebbe non essere legata agli ossidi di azoto, generalmente considerati suoi precursori, ma più probabilmente a fenomeni di trasporto secondario di ozono prodottosi fotochimicamente all'esterno delle due valli.

In Val Gerola quest'ultimo interessa la parte più alta del bacino vallivo provenendo da monte, ed è con ogni probabilità ozono formatosi nelle aree fortemente antropizzate della pianura e della fascia prealpina e sospinto di giorno dalle brezze ascendenti lungo il versante orobico meridionale e occidentale lariano. Accumulatosi in quota, in seguito a fenomeni di subsidenza e di trascinamento verticale con i venti catabatici, verrebbe ritrasportato verso il basso andandosi a sommare a quello prodottosi localmente, dando luogo agli episodi di picco rilevati nelle ore serali e notturne. In Val Masino, ostacolati dall'orografia, tali processi si manifestano più raramente, e l'ozono osservato appare principalmente di origine locale o al più proveniente dal fondovalle valtellinese.

Bibliografia

Bacci, P., Sandroni, S. e **Ventura, A.** 1990. Patterns of tropospheric ozone in the pre-alpine region. *The Science of the total Environmental*, 96, 297-312.

Bianchi, M, Brambilla, E., Dell'Era, R., Testa, A. e **Vecchi, R.** 1995. Aerosol characterization in southern Lombardy (Italy). *Life Chemistry Reports*, 13, 141-150.

Enders, G. 1992. Deposition of ozone to a mature spruce forest - Measurement and comparison to models. *Environ.Pollut.*, 75 (1), 61-68.

Fontan, J., Minaga, A., Lopez, A. e **Druilhet, A.** 1992. Vertical ozone profiles in a pine forest. *Atmos. Environ. Part A*: 26 (5), 863-869.

Gerosa, G. 1997. Ozono troposferico e stress fo-

restale in ambiente alpino. Monitoraggio della qualità dell'aria e analisi statistica delle relazioni con i fattori meteoclimatici. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Milano.

Lefohn, A. 1994. Surface ozone. *Atmos. Environ*., 28 (1), 1-173.

Logan, J. A. 1994. Tropospheric Ozone: Seasonal Behavior, Trends, and Anthropogenic Influence. *Journal of Geophysical Research*, 90 (10), 463-482.

Lopez, A., Fontan, J. e **Minga, A.** 1993. Analysis of atmospheric ozone measurements over a pine forest. *Atmos. Environ.Part A*, 27 (4), 555-563.

Seinfeld, J. H. 1986. *Atmosphere Chemistry and Physics of Air Pollution*. John Wiley and Sons, New York, 739.

Smith, W. H. 1990. *Air Pollution and Forest*. Springer -Verlag, New York, 618.

Zechmeister, H. G. 1995. Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. *Environ. Pollut.*, 89 (1), 73-80.

4.14 Inquinanti atmosferici organici (IPA ed NF) - *Renzo Bagnati, Marco Natangelo* e *Silvia Mangiapan*

Sono stati analizzati alcuni microinquinanti organici in sistemi vegetali e in campioni di aria e precipitazioni atmosferiche delle due AdS di Val Masino e Val Gerola.

Gli inquinanti ricercati appartenevano alle classi degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e dei nitrofenoli (NF). Nel corso dello studio sono stati presi in considerazione 15 IPA, raccomandati dall'Environmental Protection Agency (EPA) degli USA, e 6 nitrofenoli, alcuni dei quali inclusi nei *priority pollutants* della stessa Agenzia. Tali inquinanti sono stati analizzati in campioni di aghi di abete rosso e foglie di faggio oltre che in campioni di aria (particolato e fase gassosa) e acqua piovana delle due differenti località.

4.14.1 Materiali e metodi

Nel corso di una campagna di due anni (1994 e 1995), nelle località oggetto di studio sono stati effettuati i seguenti campionamenti:

settembre 1994

Val Gerola: Alpe Culino	*Val Masino: Bagni di Masino*
6 campioni di aghi di abete	6 campioni di aghi di abete rosso
3 campioni di foglie di faggio	3 campioni di foglie di faggio
2 campioni di aria	1 campione di aria
2 campioni di pioggia	1 campione di pioggia

luglio e settembre 1995

Val Gerola: Alpe Culino	*Val Masino: Bagni di Masino*
3 + 3 campioni di foglie di faggio	3 + 3 campioni di foglie di faggio
2 campioni di aria	2 campioni di aria
3 campioni di pioggia	2 campioni di pioggia

Su tutti i campioni sono stati analizzati sia gli IPA che i nitrofenoli. Ogni campione di aghi e foglie corrispondeva a un singolo albero. I faggi della Val Gerola si trovavano in una località differente, ubicata a quota minore, da quella degli abeti rossi e dei campionamenti di aria e precipitazioni.

Le foglie di abete e faggio sono state estratte con opportuni solventi organici utilizzando un apparato Soxhlet per gli IPA e un bagno a ultrasuoni per i nitrofenoli. Gli estratti sono stati successivamente purificati mediante tecniche di cromatografia su gel di silice e ripartizione liquido-liquido.

Il campionamento dell'aria è stato effettuato impiegando due campionatori attivi con un flusso di aspirazione di 13-14 litri / min. Per la cattura del particolato è stato utilizzato un filtro in lana di vetro, mentre per la cattura dei composti in fase gassosa è stata collocata, in successione al filtro, una cartuccia contenente una fase adsorbente. La cartuccia e il filtro sono stati estratti con solvente e l'estratto è stato poi sottoposto a diversi procedimenti per ottenere la separazione dei composti acidi (nitrofenoli) da quelli neutri (IPA).

I campioni di acqua piovana sono stati raccolti mediante un imbuto di 26 cm di diametro posto sopra un contenitore di 10 litri. Gli IPA e i nitrofenoli sono stati estratti mediante estrazione in fase solida, impiegando colonnine impaccate con una fase adsorbente C_{18}.

A ogni campione è stata aggiunta una soluzione contenente alcuni standard interni marcati con isotopi stabili per garantire l'esecuzione di analisi quantitative precise e accurate.

Sui diversi campioni si è proceduto infine all'analisi strumentale, utilizzando un gascromatografo abbinato a uno spettrometro di massa, strumenti che consentono di raggiungere specificità e sensibilità elevate.

Nel gascromatografo si ha la separazione dei composti presenti in miscela nel campione. Infatti, le molecole delle varie sostanze vengono trascinate da un flusso di gas all'interno di una colonna capillare, dove si muovono a velocità differente a seconda della loro affinità con la fase liquida che riveste internamente la colonna stessa. Nello spettrometro di massa le molecole vengono ionizzate mediante bombardamento con elettroni in condizioni di alto vuoto, generando ioni caratteristici per ogni singola sostanza. Un sistema di acquisizione dati computerizzato permette poi di visualizzare ed elaborare i dati ottenuti.

4.14.2 Risultati e commenti

Aria e precipitazioni totali

I campionamenti di aria e acqua piovana effettuati nel 1994 sono stati eseguiti in periodi diversi, a causa della disponibilità di un solo campionatore attivo, per cui i risultati delle due località non sono confrontabili direttamente e le eventuali differenze possono dipendere anche dall'andamento climatico. I dati raccolti nella campagna 1995 sono invece relativi a campionamenti avvenuti contemporaneamente nelle due località. Tuttavia, a causa del limitato numero di campionamenti totali eseguiti, non è possibile compiere un'accurata analisi statistica dei dati ottenuti, per stabilire se un sito abbia ricevuto o no un maggior flusso di inquinanti nel corso delle stagioni estive considerate. I dati possono però essere confrontati con quelli presenti in letteratura relativi a siti analoghi.

Per quanto riguarda gli IPA nell'aria, sono riportati, per siti rurali in Europa e ne-

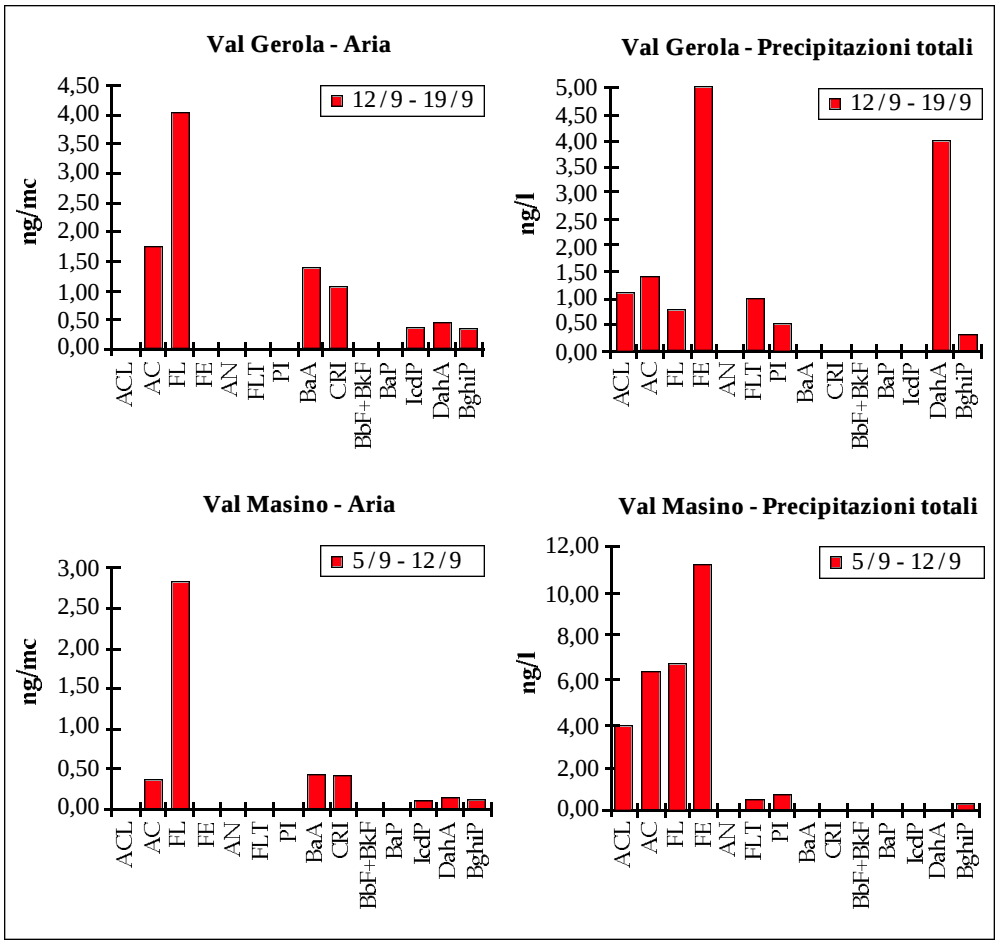


Figura 4.19 - *Profili degli IPA nell'aria e nelle precipitazioni totali (campagna 1994).*

gli USA, valori compresi tra circa 0,5 e 20 ng / m^3 come somma di tutti i composti misurati (Baek, 1991; Menichini, 1992; Cotham, 1995). Tali valori sono in accordo con quelli da noi trovati nei due siti della Valtellina. Occorre ricordare, inoltre, che spesso risultati ottenuti con metodi differenti non sono completamente paragonabili, soprattutto a causa delle metodiche di campionamento, che possono portare ad artefatti o a perdite di alcuni composti più volatili. I profili dei vari componenti degli IPA nell'aria e nelle precipitazioni, riportati graficamente nelle *figure 4.19* e *4.20*, sono simili per le due località (specialmente per la campagna 1995, più rappresentativa) e indicano la comune provenienza di questi inquinanti da fonti remote. Tale conclusione è anche supportata dalla somiglianza di tali profili con quello relativo all'aria di Milano (dove però le concentrazioni sono circa 10 volte maggiori), misurato precedentemente con un metodo simile (*figura 4.21*).

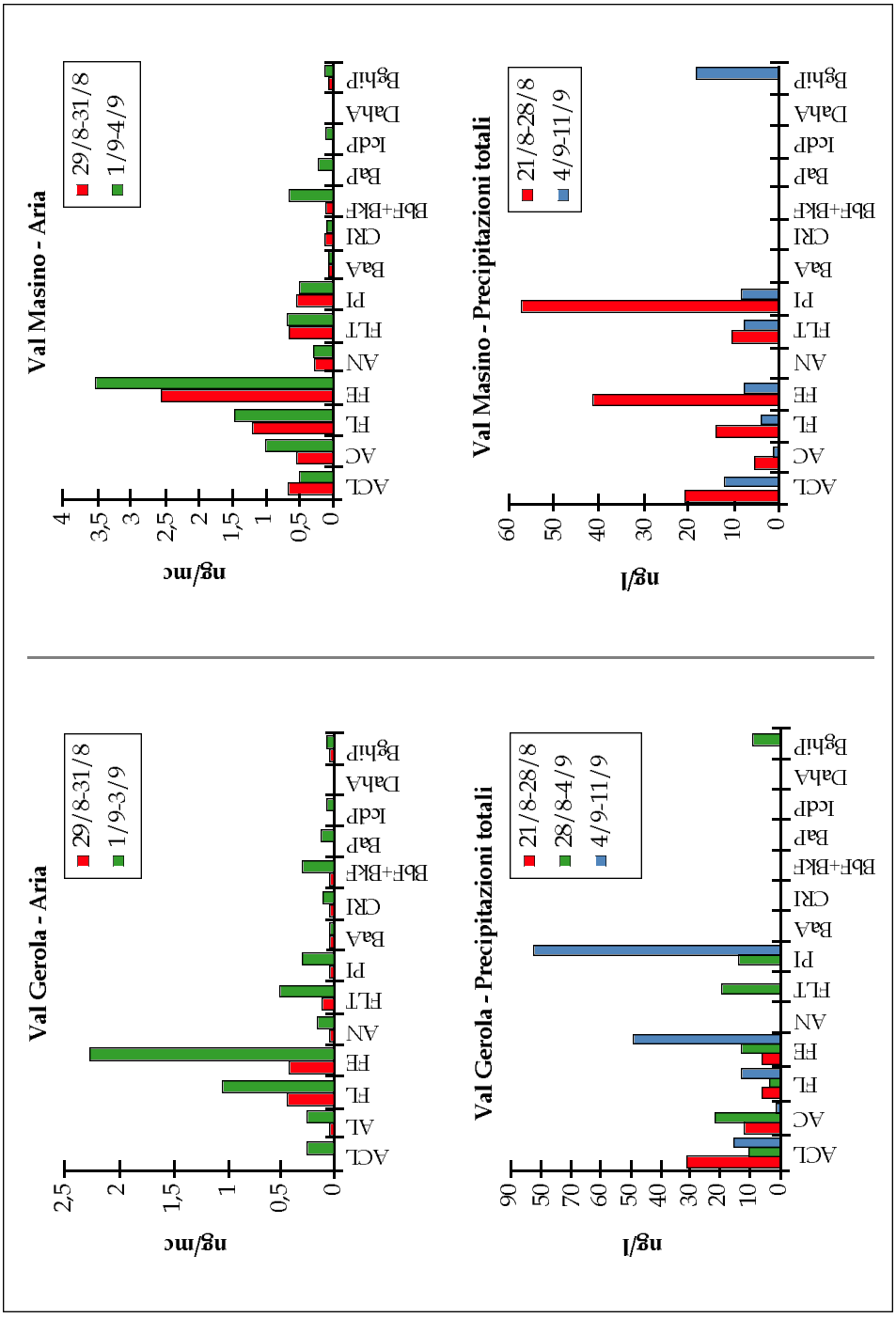


Figura 4.20 - *Profili degli IPA nell'aria e nelle precipitazioni totali (campagna 1995).*

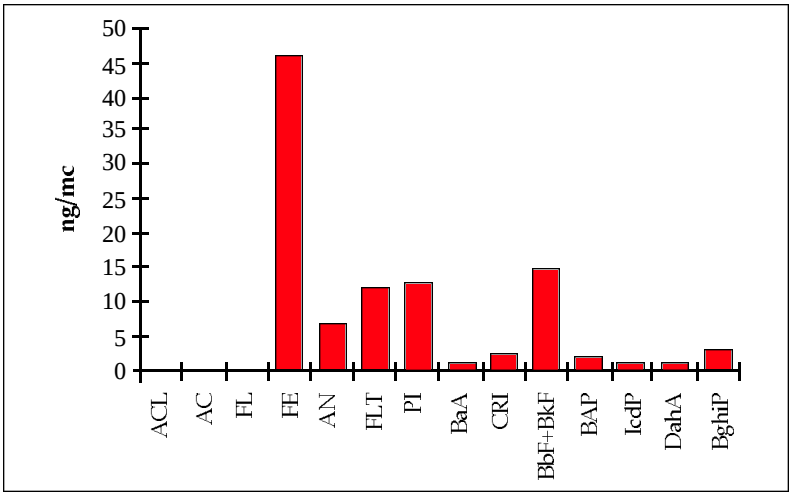


Figura 4.21 - *Profili degli IPA in un campione di aria di Milano (via Eritrea, 16-21 maggio 1995).*

I composti più abbondanti sono a basso peso molecolare (fluorene, fluorantene, fenantrene e pirene), come anche riportato in letteratura (Halsall, 1993). Per quanto riguarda i nitrofenoli, i valori trovati nei campioni da noi raccolti (*figure 4.22* e *4.23*) sono anch'essi nell'ordine di grandezza dei pochi dati pubblicati in letteratura (Leuenberger *et al*., 1988; Herterich *et al*., 1990).

Nell'aria il composto presente in maggior quantità è il 2-nitrofenolo, seguito dal 4-nitrofenolo. I dinitrofenoli non sono stati determinati nei campioni di aria per le loro basse concentrazioni e per la presenza di interferenti. Nei campioni di pioggia, invece, la situazione è rovesciata, poiché il 4-nitrofenolo e il 3-metil-4-nitrofenolo sono sempre più alti dei corrispondenti 2-nitrofenoli. Questo comportamento è già stato descritto (Herterich, 1990) e ha anche una spiegazione teorica. Infatti i 2-nitrofenoli hanno un coefficiente di ripartizione tra fase gassosa e fase acquosa (il coefficiente di Henry) più alto che non i 4-nitrofenoli, perciò i primi tendono a rimanere maggiormente nell'aria, mentre i secondi vengono concentrati nelle precipitazioni e nelle deposizioni umide. I 2,4-dinitrofenoli hanno coefficienti di Henry di valore intermedio, ma tendono comunque a essere concentrati nelle precipitazioni. Anche per questa classe di composti i profili grafici dei singoli componenti (*figure 4.22* e *4.23*) sono molto simili, tenendo conto della variabilità dovuta alle piccole concentrazioni e alla difficoltà delle analisi.

Campioni vegetali

La campagna di campionamenti del 1994 è stata effettuata per due tipi di campioni (aghi di abete rosso e foglie di faggio), per avere un confronto tra due specie vegetali diverse. Nel 1995 si è preferito invece concentrare l'attenzione sulla specie che presentava meno problemi dal punto di vista analitico (i faggi) per vedere, con due campionamenti a distanza di circa due mesi, l'andamento nel tempo delle concentrazioni di inquinanti. Tut-

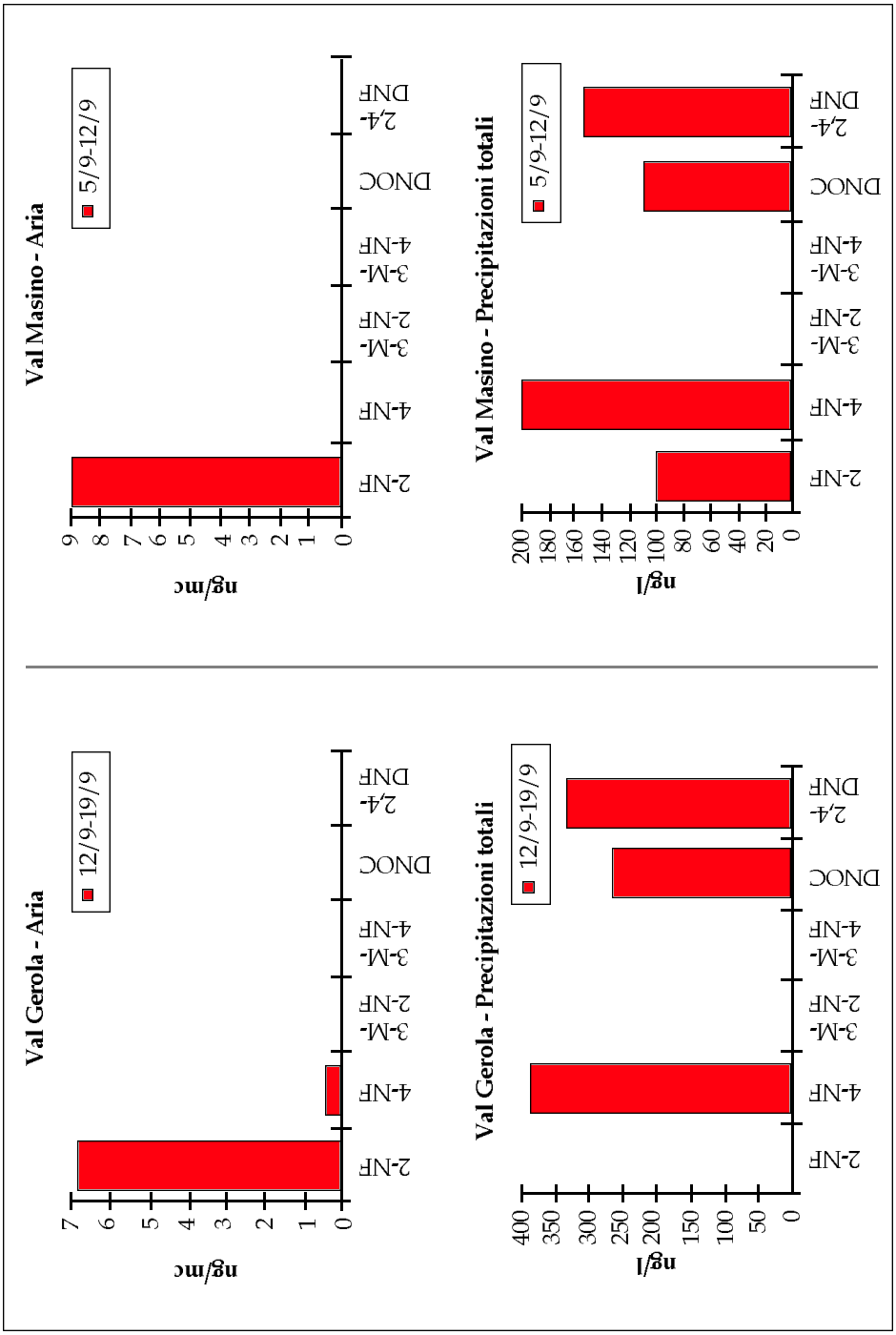


Figura 4.22 - *Profili dei nitrofenoli nell'aria e nelle precipitazioni totali (campagna 1994).*

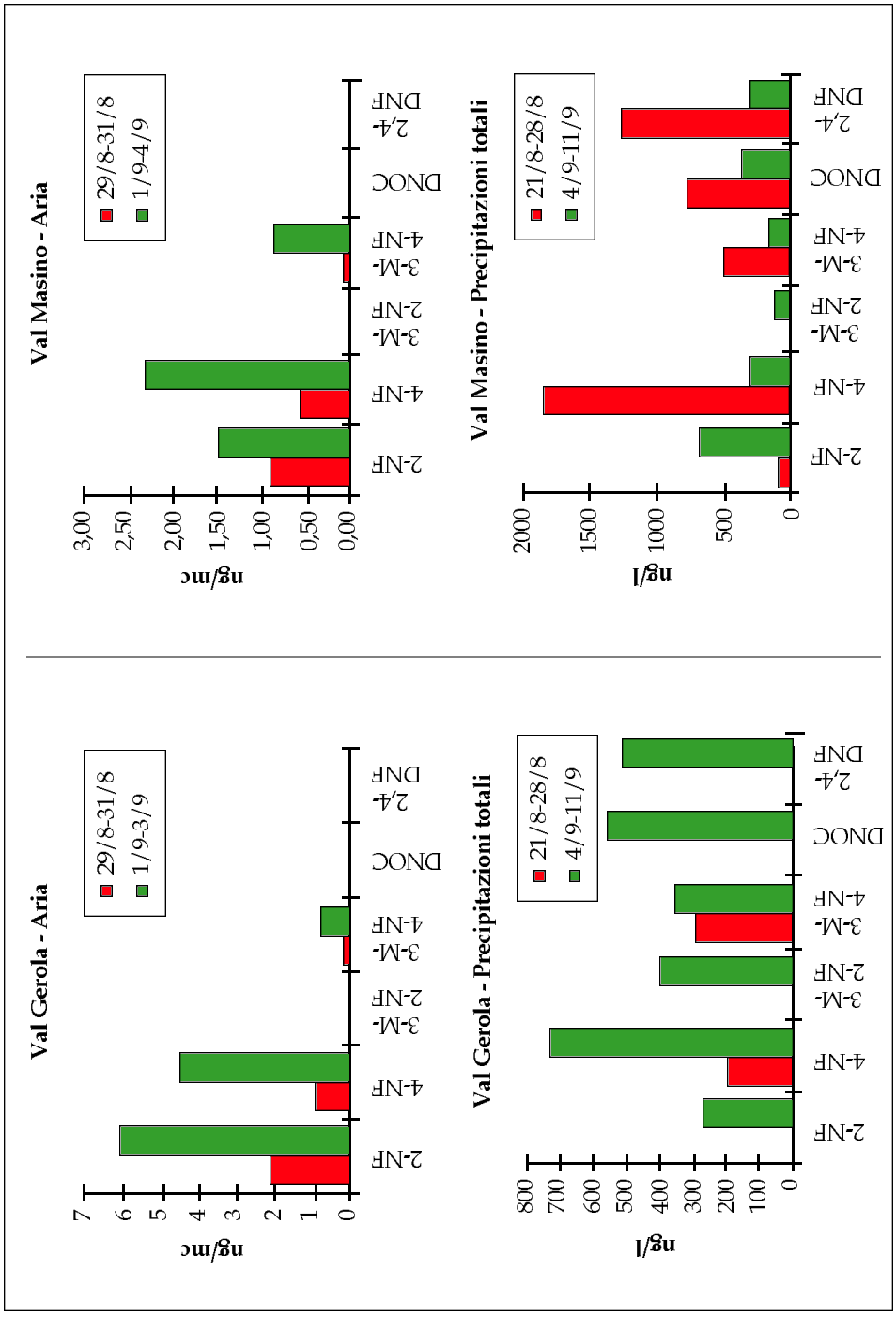


Figura 4.23 - *Profili dei nitrofenoli nell'aria e nelle precipitazioni totali (campagna 1995).*

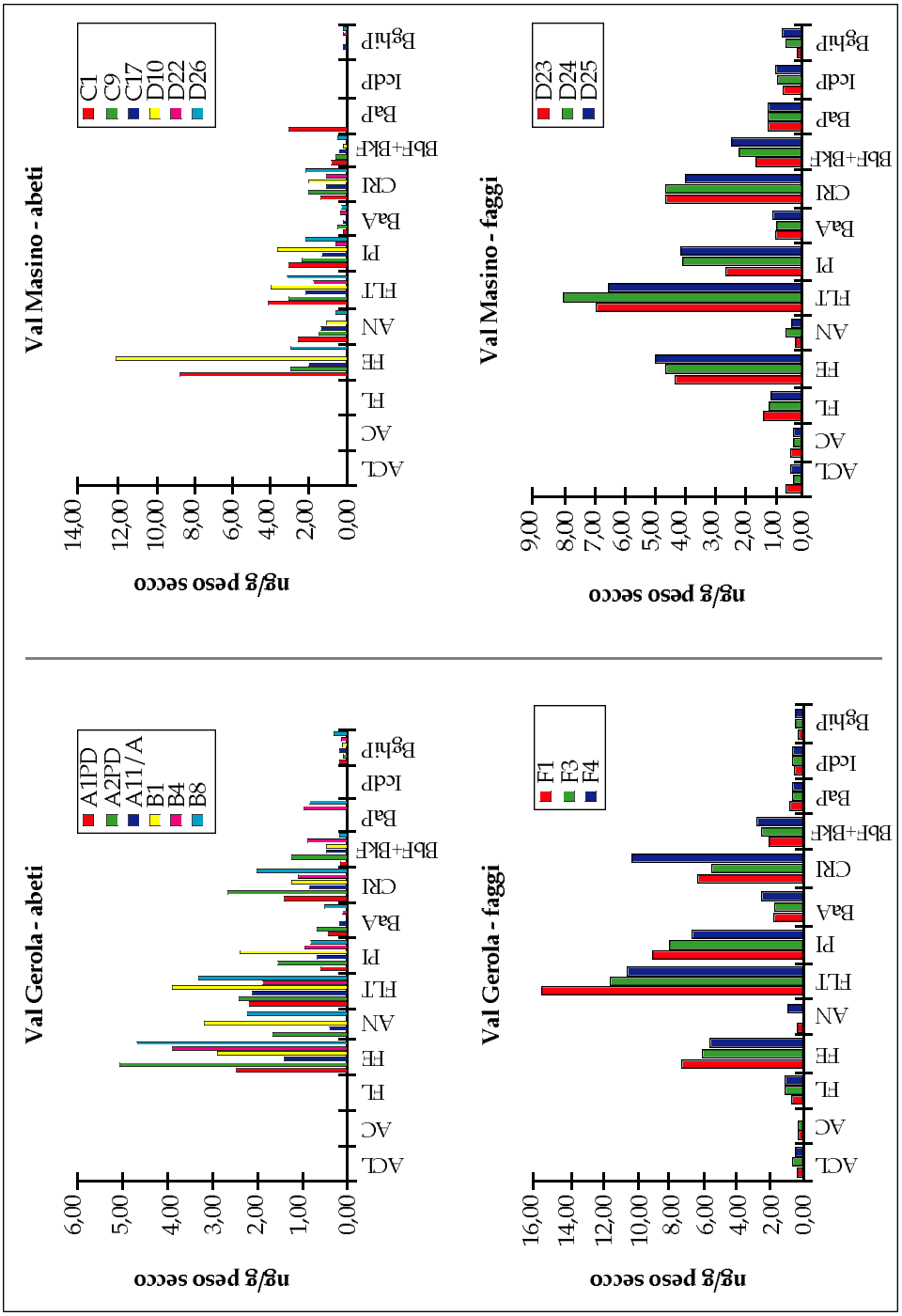


Figura 4.24 - *Profili degli IPA nelle foglie degli abeti e dei faggi (campagna 1994).*

ti i campionamenti di ogni singola campagna sono stati effettuati nello stesso giorno in tutte e due le località (5 settembre 1994, 3 luglio 1995 e 19 settembre 1995).

Nei campioni di aghi di abete rosso raccolti nel 1994 i livelli dei vari componenti (così come la loro somma) sono molto simili nei due siti. Infatti, questi risultati, sottoposti a test statistico di significatività (*t* di Student), hanno indicato che non esiste differenza tra i livelli di IPA nei due gruppi di abeti. I profili grafici dei componenti (*figura 4.24*) sono inoltre simili a quelli dell'aria nei due siti (*figura 4.19* e *4.20*) e molto simili a quello di un campione medio di abeti rossi prelevato a Milano nello stesso periodo (*figura 4.25*), dove però, come nel caso dell'aria, le concentrazioni sono circa 10 volte più alte. La prevalenza degli stessi componenti, nei casi considerati, indica la provenienza di questi inquinanti da fonti simili (traffico veicolare).

Le stesse considerazioni possono essere fatte per gli IPA nei campioni di foglie di faggio, dove però le concentrazioni sono leggermente superiori e dove nei profili grafici (*figura 4.24*) sembrano essere più marcati i componenti con più alto peso molecolare. La spiegazione di questi comportamenti si può ricercare nella maggior superficie o nella differente composizione fogliare di questa specie (Simonich, 1994). Nei faggi provenienti dalla Val Gerola i livelli medi di IPA sono più alti che non in Val Masino, ma la differenza non è statisticamente significativa.

I livelli di nitrofenoli (e le loro medie) negli abeti rossi e nei faggi per la campagna 1994, sembrano invece mostrare una situazione leggermente diversa nei due siti (*figura 4.26*). I livelli della Val Gerola sono più alti rispetto a quelli della Val Masino e questa differenza è stata confermata anche nelle due campagne di campionamenti dell'anno successivo. I dati però, a causa del basso numero di campioni, non sono ancora statisticamente significativi. I profili grafici dei componenti (*figura 4.26*) sono simili sia per gli abeti che per i faggi delle due località e riflettono (a differenza degli IPA) più la

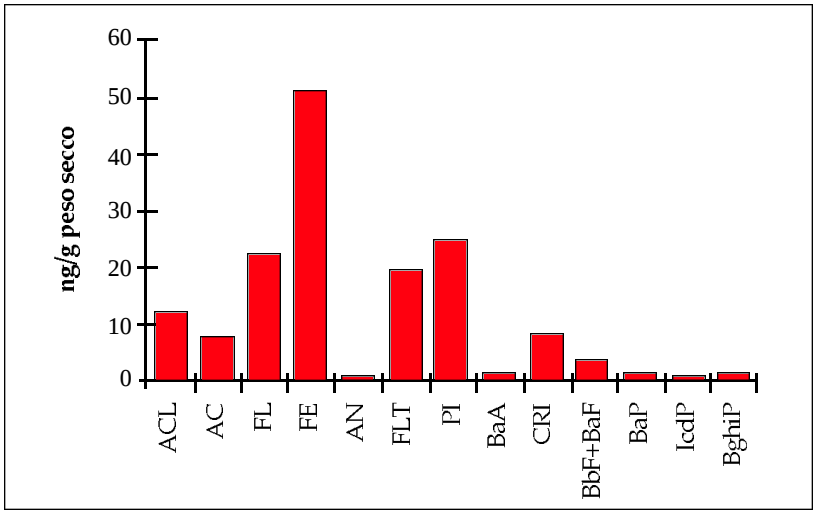


Figura 4.25 - *Profili degli IPA in un campione medio degli abeti di Milano (via Eritrea, estate 1994).*

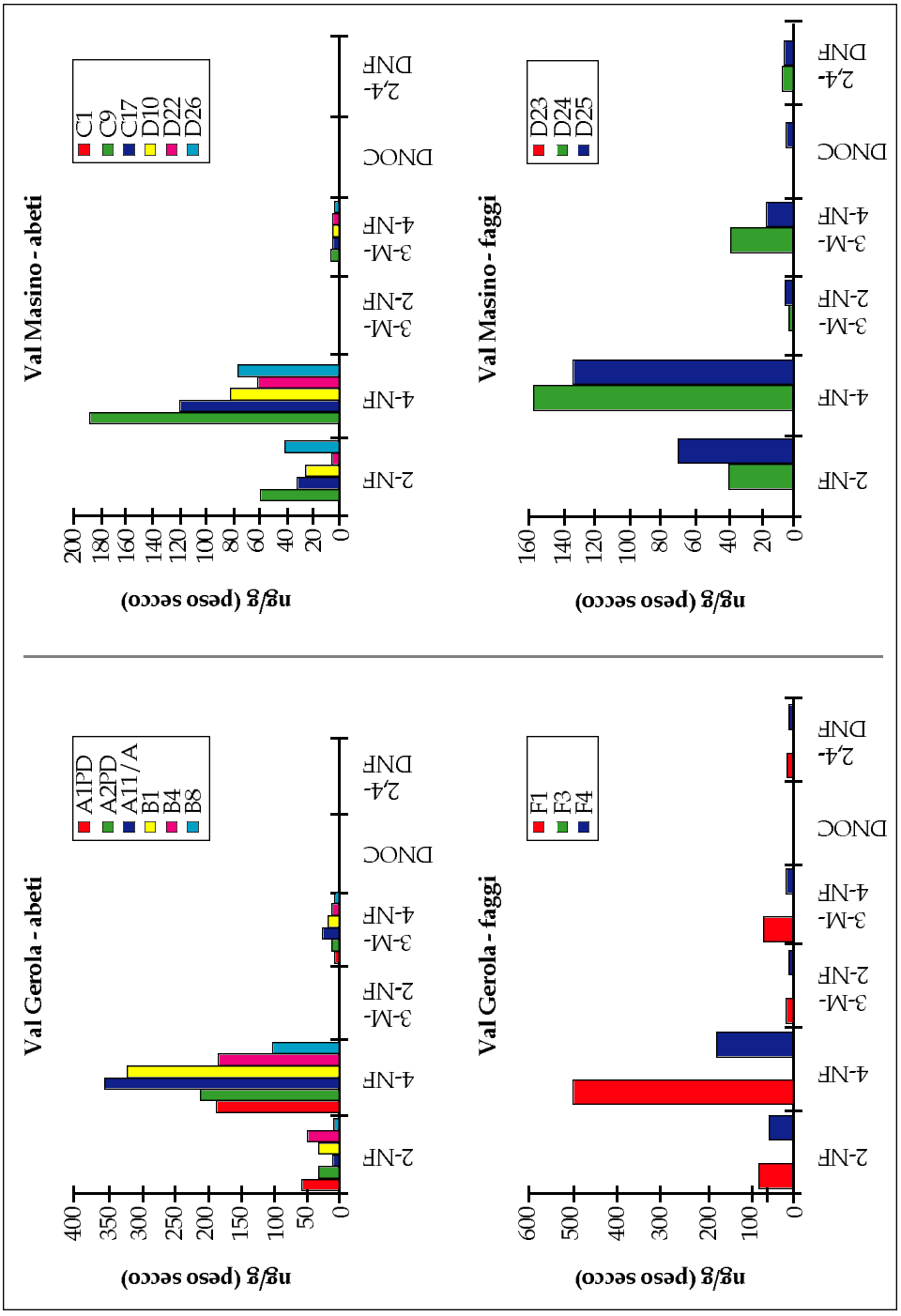


Figura 4.26 - *Profili dei nitrofenoli nelle foglie degli abeti e dei faggi (campagna 1994).*

distribuzione presente nei campioni di precipitazioni che in quelli di aria (Leuenberger, 1988; Herterich, 1990). Infatti il componente di gran lunga più abbondante è il 4-nitrofenolo, seguito dal 2-nitrofenolo e dal 3-metil-4-nitrofenolo. Questi dati sono in accordo con quelli pubblicati in uno studio analogo su aghi di conifere (Hinkel, 1989). Occorre però ricordare che i nitrofenoli possono facilmente subire degradazioni enzimatiche all'interno dei tessuti vegetali e che questo può provocare alterazioni nei rapporti tra i vari componenti (Herterich, 1990).

Nella campagna del 1995 i risultati dei due campionamenti effettuati a circa due mesi di distanza hanno sostanzialmente confermato, presi singolarmente, i risultati ottenuti per abeti e faggi nella campagna dell'anno precedente. Valgono quindi, per IPA e nitrofenoli le considerazioni generali già fatte, in particolare l'equivalenza delle concentrazioni medie di IPA nei due siti e la differenza di quella dei nitrofenoli, che sono circa il doppio in Val Gerola rispetto alla Val Masino.

Il dato nuovo che emerge da questa campagna è che, in genere, i livelli sia di IPA che di nitrofenoli aumentano con il tempo, come ci si aspetta per un meccanismo di deposizione di inquinanti che provengono in modo continuo dall'aria e dalle precipitazioni atmosferiche. I livelli medi di IPA aumentano di circa 2 o 3 volte, nel corso del periodo luglio-settembre, mentre i livelli medi dei nitrofenoli aumentano in modo meno marcato (di un fattore 1,2-1,5). Questo minor aumento, rispetto agli IPA, può essere dovuto al fatto, già menzionato, che i nitrofenoli subiscono degradazione all'interno dei tessuti vegetali. L'aumento della concentrazione è comunque un indice del fatto che la velocità di deposizione di questi inquinanti, anche in questi siti montani lontani dalle fonti di inquinamento, è più alta della loro velocità di degradazione (Hinkel, 1989). A questo riguardo occorre ricordare che i dinitrofenoli sono fitotossici, specialmente a valori bassi di pH e che in letteratura sono riportati possibili effetti sui vegetali anche a concentrazioni di 20-200 ng / g, cioè vicine a quelle trovate nei campioni da noi analizzati (Leuenberger, 1988; Rippen, 1987).

4.14.3 Conclusioni

Alcune considerazioni generali possono essere espresse o ribadite come segue. Nei due siti montani considerati non è stato dimostrato un diverso flusso di IPA e nitrofenoli, attraverso la misura diretta di tali composti nell'aria e nelle precipitazioni. Il limitato numero di campioni analizzati non ha permesso di evidenziare differenze significative di concentrazioni e ha invece evidenziato la similitudine dei profili grafici dei singoli componenti, dimostrando la comune fonte di inquinamento (traffico veicolare e processi di combustione di materiale organico).

Nei campioni vegetali raccolti nel corso delle due campagne di campionamento non è stata trovata differenza significativa tra i due siti nei livelli di IPA, sia in aghi di abete rosso che in foglie di faggio. La distribuzione dei componenti rifletteva quella presente nell'aria dei due siti e in quella di ambienti urbani.

Negli stessi campioni vegetali i livelli medi di nitrofenoli erano più alti (circa il doppio) in Val Gerola (il sito che presenta il maggior danno forestale) che non in Val Masino. Tale risultato costituisce solo un'indicazione qualitativa, poiché il limitato numero di campionamenti non è rappresentativo della popolazione di alberi dei due siti e non consente di stabilire con certezza statistica questa diversità.

La maggior presenza di nitrofenoli nei vegetali della Val Gerola si può interpre-

tare in due modi diversi. Può essere dovuta a fattori ambientali che influenzano le reazioni di formazione a partire dai precursori, e quindi a una diversa situazione di inquinamento locale (che non è stato possibile evidenziare nelle limitate misure di campioni di aria e precipitazioni), oppure può essere dovuta a uno stato di sofferenza della vegetazione, già presente per altri motivi, e che influenza in modo negativo la velocità di degradazione di questi composti all'interno dei tessuti vegetali. L'interpretazione più corretta potrebbe comunque tenere conto di entrambi i meccanismi, anche perché, come comunemente accettato, è verosimile pensare che un fenomeno complesso come quello dei danni forestali di nuovo tipo sia dovuto a diversi fattori ambientali e di inquinamento.

Legenda delle abbreviazioni

ACL	=	acenaftilene
AC	=	acenaftene
FL	=	fluorantene
FE	=	fenantrene
AN	=	antracene
FLT	=	fluorantene
PI	=	pirene
BaA	=	benzo[a]antracene
CRI	=	crisene
BbF+BkF	=	benzo[b]fluorantene + benzo[k]fluorantene (somma degli isomeri)
BaP	=	benzo[a]pirene
IcdP	=	indeno[c,d]pirene
DahA	=	dibenzo[a,h]antracene
BghiP	=	benzo[g,h,i]perilene
2-NF	=	2-nitrofenolo
4-NF	=	4-nitrofenolo
3-M-2-NF	=	3-metil-4-nitrofenolo
3-M-4-NF	=	3-metil-4-nitrofenolo
DNOC	=	2,4-dinitro-o-cresolo
2,4-DNF	=	2,4-dinitrofenolo

Bibliografia

Baek, S. O., Field, R. A., Goldstone, M. E., Kirk, P. W., Lester, J. N. e **Perry, R.** 1991. Review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behavior. *Water, Air and Soil Pollution*, 60, 279.

Cotham, W. E. e **Bildeman, T. F.** 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polichlorinated biphenyls in air at an urban and rural site near lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2782.

Halsall, C., Burnett, V., Davis, B., Jones, P., Pettit, C. e **Jones, K. C.** 1993. PCBs and PAHs in UK urban air. *Chemosphere*, 26, 2185.

Herterich, R. e **Herrmann, R.** 1990. Comparing the distribution of nitrated phenols in the atmosphere of two German hill sites. *Environmental Technology*, 11, 961.

Hinkel, M., Reischl, A., Schramm, K. W., Trautner, F., Reissinger, M. e **Hutzinger, O.** 1989. Concentration levels of nitrated phenols in conifer needles. *Chemosphere*, 18, 2433.

Leuenberger, C., Czuczwa, J., Tremp, J. e **Giger, W.** 1988. Nitrated phenols in rain: atmospheric occurrence of phytotoxic pollutants. *Chemosphere*, 17, 511.

Menichini, E. 1992. Urban air pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons: levels and sources of variability. *The Science of the Total Environment*, 116, 109.

Rippen, G., Zietz, E., Frank, R., Knacker, T. e **Klopffer, W.** 1987. Do airborne nitrophenols contribute to forest decline? *Environmental Technology Letters*, 8, 475.

Simonich, S. L. e **Hites, R. A.** 1994. Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 939.

4.15 Deposizioni atmosferiche - *Raffaella Balestrini* e *Gianni Tartari*

4.15.1 Materiali e metodi

Caratteristiche dei campionatori

- Sottochioma: sono stati utilizzati raccoglitori in polietilene, aventi capacità di un litro e diametro di 9,5 cm, capaci di contenere fino a 150 mm di pioggia, montati su supporti metallici a 1 m dal livello del suolo, onde evitare contaminazioni. L'apertura è stata protetta con una rete in plastica a maglia 2 x 2 cm, avente lo scopo di trattenere i corpi estranei più grossolani (foglie, rametti ecc.) e di impedire agli uccelli di appoggiarsi al bordo del raccoglitore e depositare i propri escrementi nel campione d'acqua, contaminandolo. In effetti, questa rete si è dimostrata efficace contro gli uccelli, meno contro i corpi estranei (aghi, insetti, licheni, rametti ecc.).
- *Open field*: sono stati installati dei recipienti di raccolta, della capacità di 15 litri, dotati di un imbuto di 33,5 cm di diametro e montati su treppiedi metallici per tenerli sollevati da terra. Anche questi imbuti sono stati protetti con rete di plastica a maglia 2 x 2 cm, ed è stato aggiunto, all'imboccatura dall'imbuto, un ulteriore filtro a maglia fine per trattenere i corpi estranei più piccoli.

Posizionamento campionatori

- Sottochioma: nel protocollo ICP-Forests viene consigliato di posizionare un numero sufficiente di campionatori all'interno dell'AdS, secondo uno schema che può essere: attorno ad alberi-campione, randomizzato o sistematico. Nel corso della ricerca è stato adottato uno schema sistematico, adattato tuttavia in base alle caratteristiche topografiche e strutturali della stazione onde evitare radure, tronchi, sentieri.
  Sono stati installati 15 raccoglitori per AdS, con una densità di uno ogni 166 m^2 di area boscata (2500 m^2) e una distanza fra loro di circa 10-15 m.
  All'interno del soprassuolo, analizzando la struttura verticale del popolamento sono stati individuati tre gradi progressivi di copertura del suolo, caratterizzati dal numero di piani arborei presenti sull'area, come di seguito descritto:

Grado di copertura	**Caratteristiche strutturali**
L Leggero	Situazione di margine, o di bosco a scarsa densità, con un solo piano vegetazionale, sia dominante che con rinnovazione di chiome distanti.
M Medio	Situazione di bosco a media densità, con piante del piano dominante aventi chiome in contatto fra di loro, o con piano dominante e rinnovazione poco densa.
F Forte	Situazione di bosco a forte densità, con chiome del piano dominante fortemente compenetrate, presenza di piano dominato, o con piano dominante e rinnovazione molto densa.

  Sono così stati posizionati cinque raccoglitori per ognuno dei tre gradi di copertura, per un totale di 15 per area.
  Un raffronto fra le quantità di precipitazione raccolte dai campionatori nel periodo considerato (27/06 - 19/12/1994) e il grado di copertura attribuitogli ha consentito di stimare l'effetto che la copertura ha sull'intercettazione della pioggia. Non sempre una forte copertura è sinonimo di forte sottrazione di acqua, ma a volte essa convoglia l'acqua in un certo punto, determinando così una quantità di acqua piovana maggiore di quella raccolta in campo aperto.
- *Open field*: in entrambi i siti di studio, il campionatore bulk è stato posto in un prato, a distanza di un centinaio di metri dall'AdS, all'interno di un recinto che lo proteggesse da atti vandalici e dal bestiame.

Frequenza di campionamento

La frequenza di campionamento è stata settimanale; un periodo più lungo avrebbe potuto dare luogo a perdite per evaporazione, a sviluppo di alghe e a maggiori rischi di contaminazione, mentre un periodo più breve, bisettimanale o per evento, sarebbe risultato troppo oneroso e di difficile gestione. Il giorno di campionamento è stato fissato nel lunedì.

Modalità di campionamento

- Sottochioma: per ogni campionatore, veniva misurata l'altezza in mm della pioggia raccolta nella settimana; tale valore era poi annotato sull'apposita scheda di

campagna con l'indicazione dell'eventuale presenza di corpi estranei nell'acqua (aghi, licheni, insetti ecc.). L'acqua di ogni raccoglitore era versata in un bidone da 15 litri, così da ottenere, al termine della raccolta, un campione composito della pioggia dell'AdS.
- Ciascun campionatore vuotato veniva poi sostituito con uno pulito, a sua volta protetto dalla rete plastica.
- *Open field*: il bidone di raccolta pieno veniva sostituito con uno vuoto pulito, veniva eseguita la pulizia dell'imbuto di raccolta e venivano ricollocati il filtro e la rete di protezione.

Trattamento dei campioni
I campioni raccolti venivano trasportati al laboratorio di primo appoggio, dove erano trattati e veniva effettuata la pulizia di tutta la strumentazione con acqua deionizzata.
La sequenza delle operazioni era la seguente:
- filtrazione grossolana dei campioni di pioggia mediante filtri muniti di reticella, per eliminare aghi, licheni, insetti ecc;
- misurazione del volume totale di pioggia raccolta nella settimana nei quattro siti (Culino sottochioma, Culino *open field*, Masino sottochioma e Masino *open field*);
- prelevamento di un litro di acqua per campione, e imbottigliamento in bottiglie munite di etichetta di identificazione conservato in frigorifero fino al trasporto al laboratorio di analisi;
- compilazione delle schede di consegna dei campioni, con registrazione delle quantità di pioggia, o equivalente in acqua per la neve, di ogni giorno della settimana e di tutte le annotazioni necessarie;
- ogni due settimane consegna dei campioni per l'analisi al laboratorio dell'IRSA-CNR di Brugherio, unitamente alle schede di consegna.

4.15.2 Analisi
Ogni 15 giorni, su campioni riuniti di due settimane successive, vengono eseguite le analisi per la determinazione dei parametri previsti dal protocollo analitico di base per le deposizioni atmosferiche: pH, alcalinità, conducibiltà, azoto ammoniacale, azoto nitrico, solfati, cloruri, calcio, magnesio, sodio e potassio. Le determinazioni vengono effettuate in AM (assorbimento molecolare) e in CI (cromatografia ionica) su campioni filtrati a 0,40 µm (filtri in policarbonato Nuclepore), mentre pH e conducibiltà sono determinati, su campioni non filtrati, mediante potenziometria e conduttimetria.

4.15.3 Risultati e discussione
Le quantità di precipitazioni misurate a Bagni di Masino e Alpe Culino, nel periodo di campionamento dal giugno 1994 al giugno 1995, sono maggiori rispettivamente del 38% e 30% rispetto ai valori medi pluriennali (1921-1970). In entrambe le aree di saggio la quantità di precipitazione sottochioma è invece il 68% di quella misurata in campo aperto. È noto che l'evaporazione e l'intercettazione dell'acqua meteorica da parte delle chiome riducono il flusso d'acqua al suolo e dipendono dalla struttura stessa della chioma e dall'indice di superficie fogliare. In questo caso occorre però considerare una maggiore incidenza dell'errore nella misura della quantità di precipitazione, dovuto alla minore dimensione dei campionatori

throughfall rispetto a quelli *open field*, che può influenzare l'efficienza di captazione e condurre a una sottostima del flusso sottochioma.

Le concentrazioni mediane delle principali variabili chimiche, misurate nelle deposizioni atmosferiche di Bagni di Masino e Alpe Culino sono riportate in *figura 4.27*.

Per quanto riguarda le deposizioni in campo aperto, non emergono differenze significative tra le due aree di saggio che presentano concentrazioni decisamente basse per tutte le specie chimiche analizzate, rispetto ai valori misurati in località lombarde di pianura. I valori di pH non sono particolarmente acidi, con minimi intorno a 4 unità e massimi di circa 7 unità, questi ultimi attribuibili al trasporto a lunga distanza delle polveri sahariane che periodicamente interessano anche l'Italia settentrionale. I valori di pH mediani misurati sottochioma sono leggermente più alti di quelli misurati in campo aperto e mostrano intervalli di valori più contenuti. A livello fogliare sono infatti attivi dei processi di neutralizzazione degli H^+ che coinvolgono calcio, magnesio e potassio.

I risultati analitici, in entrambe le stazioni, evidenziano un ruolo attivo delle superfici fogliari nel modificare i flussi delle sostanze chimiche che giungono al suolo, che porta a un arricchimento di ioni del 50%, come somma totale, nella deposizione sottochioma a Bagni di Masino e di quasi 3 volte all'Alpe Culino. L'unica variabile chimica analizzata la cui concentrazione diminuisce nella deposizione sottochioma è l'azoto ammoniacale che viene assorbito dagli organi fogliari. Nella deposizione sottochioma sono invece molto alte le concentrazioni di calcio, magnesio e soprattutto potassio, elementi essenziali nella fisiologia vegetale, che vengono rilasciati dalle foglie, in quantità diverse a seconda dell'età della pianta e della stagione. Per il potassio la deposizione nel sottochioma è 16 e 8,5 volte più alta che in campo aperto, rispettivamente all'Alpe Culino e a Bagni di Masino, mentre il flusso *throughfall* di magnesio è circa il doppio dell'*open field* in entrambe le stazioni. Il carico sottochioma di calcio all'Alpe Culino è 1,4 volte maggiore di quello misurato in campo aperto.

Per quanto riguarda le specie anioniche analizzate, il solfato è il maggiore anione nella composizione chimica delle deposizioni in campo aperto, sia a Bagni di Masino che all'Alpe Culino, mentre nelle deposizioni sottochioma ciò si verifica solo nella prima stazione. All'Alpe Culino, infatti, è l'azoto nitrico la specie anionica più rappresentata nel sottochioma. Il confronto tra deposizione *throughfall* e *open field* (*figura 4.27*) evidenzia un leggero arricchimento della concentrazione dei solfati, dopo il passaggio attraverso le chiome, in entrambe le stazioni, incremento che scompare se si considerano i carichi anziché le concentrazioni (*tabella 4.40*).

La quantità di zolfo depositata, come per tutte le specie, è infatti strettamente dipendente dal volume d'acqua che, passando attraverso le chiome, subisce una forte riduzione. Tali risultati si discostano da quelli ottenuti in altri siti forestali europei e nordamericani che mostrano elevati incrementi di solfati nelle deposizioni sottochioma, attribuibili soprattutto alla deposizione secca raccolta dalle chiome piuttosto che al *leaching* fogliare. Bagni di Masino e Alpe Culino sono in effetti da considerarsi siti rappresentativi di aree remote, per quota e lontananza da centri abitati, quindi poco interessati dall'influenza di polveri e aerosol, meno mobili rispetto ai componenti della deposizione umida derivanti da processi di trasformazione dei gas. Il minor contributo della deposizione secca a formare il flusso di deposizione totale e il minor volume d'acqua raccolto nel sottochioma sono quindi i fattori più importanti da conside-

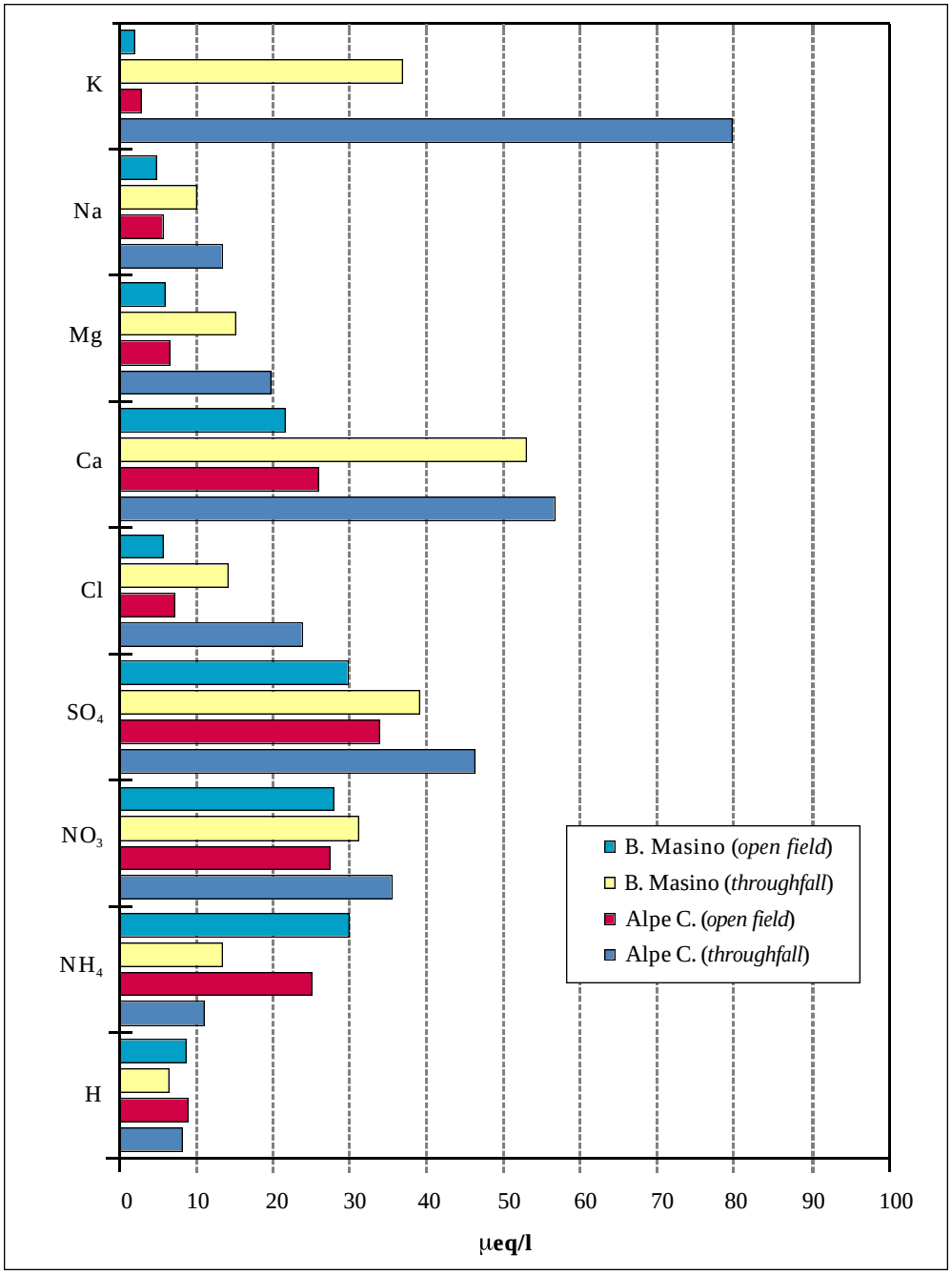


Figura 4.27 - *Concentrazioni mediane delle principali variabili chimiche misurate nelle deposizio - ni atmosferiche di Bagni di Masino e Alpe Culino.*

	mm	II	$N\text{-}NH_4$	$N\text{-}NO_3$	TIN	$S\text{-}SO_4$	Cl	Ca	Mg	Na	K
Bagni di Masino											
open field	1743	0	9,7	9,6	19,3	16,2	9,4	14	1,3	4,9	3
throughfall	1201	0	2,7	5,5	8,2	9,1	6,5	10	2,1	3,3	23
Alpe Culino											
open field	1558	0	8,2	8,7	16,9	13,5	6,6	11	1,3	4,3	2
throughfall	1050	0	2,4	8,8	11,2	9,4	8,5	15	2,7	3,9	28

Tabella 4.40 - *Carichi (kg/ha a) atmosferici e quantità di precipitazione misurati a Bagni di Masino e Alpe Culino dal giugno 1994 al giugno 1995.*

rare per comprendere le differenze di carico tra sottochioma e campo aperto nel caso di variabili chimiche come i solfati, l'azoto nitrico e i cloruri. Questi ultimi due anioni, che a Bagni di Masino si comportano esattamente come i solfati, all'Alpe Culino presentano un carico *throughfall* superiore rispetto all'*open field*.

Nelle deposizioni sottochioma gli andamenti di alcuni elementi, come magnesio, calcio e potassio evidenziano differenze stagionali, con alte concentrazioni nel periodo vegetativo e bassi valori nei mesi invernali, quando le piante rallentano il loro metabolismo. Si osserva invece una diminuzione del flusso *throughfall* di solfati e azoto ammoniacale a partire da gennaio anche nelle deposizioni *open field* (*figura 4.28*).

Nella stagione invernale vi è infatti una maggiore stabilità atmosferica che mantiene confinati gli inquinanti nelle zone di emissione, mentre in estate la maggiore instabilità atmosferica rende possibile il loro trasporto a lunghe distanze. Quindi molti contaminanti, provenienti dalle aree fortemente antropizzate dell'area milanese, giungono in Valtellina nei mesi estivi, spinti dalla circolazione locale dei venti della Pianura Padana. La Val Gerola, essendo latitudinalmente posta a sud rispetto alla Val Masino, potrebbe perciò risentire maggiormente di questo apporto di inquinanti proprio nel periodo di massima attività vegetativa.

4.16 Conclusioni

Gli studi e le ricerche svolti in attuazione del progetto rappresentano uno dei tentativi più significativi attuati in Italia, per la comprensione dei rapporti causa / effetto, ovvero per la determinazione delle relazioni esistenti tra inquinamento e deperimento degli ecosistemi forestali.

Pur trattandosi di un approccio del tutto preliminare a problematiche molto complesse, il progetto ha raggiunto gli obiettivi prefissati e ha fornito notevoli spunti per la prosecuzione e lo sviluppo di nuovi studi e ricerche.

Innanzitutto, va rilevato che nel corso della sua attuazione, sono stati messi a pun-

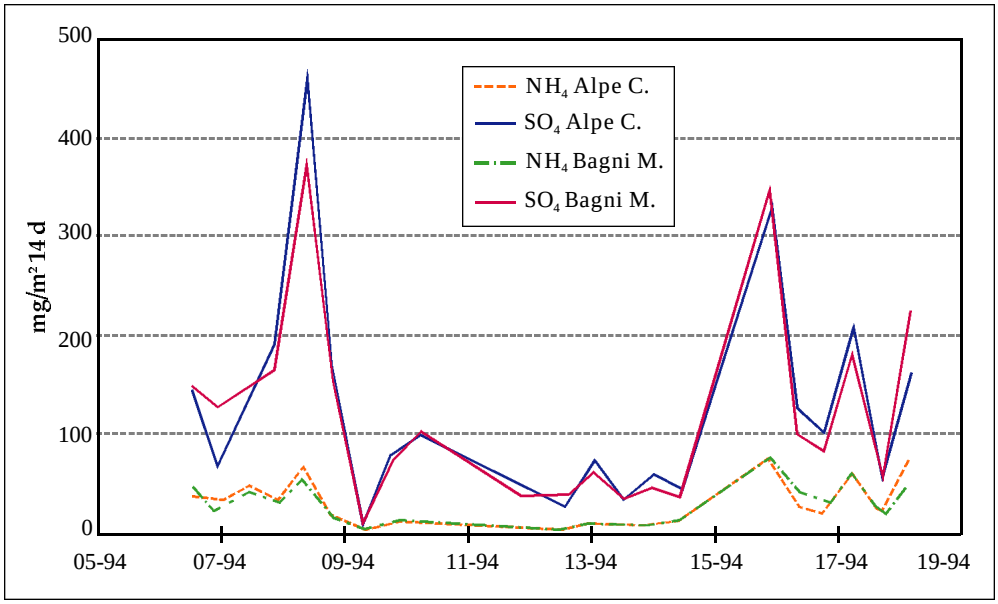


Figura 4.28 - *Stagionalità di azoto ammoniacale e solfati nel periodo dal giugno 1994 al giugno 1995.*

to e applicati protocolli metodologici utilizzabili in situazioni analoghe, ove si debbano condurre osservazioni sulle condizioni sanitarie di ecosistemi forestali interessati da modificazioni indotte da uno o più fattori di stress.

In secondo luogo, le tecniche e la strumentazione utilizzate hanno consentito la parametrazione quali-quantitativa di numerose componenti biotiche e abiotiche dell'ecosistema.

Le osservazioni sulle chiome condotte nel corso di due anni, nelle due Ads, evidenziano uno stato di deperimento maggiore all'Alpe Culino, rispetto ai Bagni di Masino, relativamente alle specie abete bianco, abete rosso e larice.

I risultati ottenuti, raffrontati con quelli forniti dalle indagini estensive sulle aree di "primo livello", ubicate in prossimità delle due AdS oggetto di studio, condotte a partire dal 1990, confermano una differente percentuale di danno tra le due AdS e più precisamente, un maggior deperimento nell'AdS dell'Alpe Culino (36% di trasparenza), rispetto a quella dei Bagni di Masino (16,4% di trasparenza).

Inoltre, i dati ottenuti evidenziano che la trasparenza delle chiome deriva prevalentemente da cause non note. Anche se rimane ancora da dimostrare che la trasparenza sia direttamente correlabile a un fattore specifico di stress, essa rappresenta un importante dato da confrontare tra due successivi rilievi e che permette di evidenziare le variazioni di densità della chioma di una determinata pianta nel tempo.

A supporto dei dati rilevati da terra, è stata effettuata la fotointerpretazione delle immagini IRFC. A tal proposito, pur essendo diversi i criteri di valutazione usati per le osservazioni da terra e per la fotointerpretazione, il confronto tra i dati ottenuti con i

due metodi conferma lo stato di maggior deperimento dell'AdS dell'Alpe Culino rispetto a quella dei Bagni di Masino.

Le riprese aeree hanno inoltre evidenziato che tutto il versante sul quale è situata l'AdS Alpe Culino mostra un notevole deperimento, con presenza di numerose piante morte nelle zona limtrofa all'AdS stessa.

I dati ottenuti serviranno per confrontare nel tempo l'andamento del deperimento in funzione delle variazioni e fluttuazioni dei fattori ambientali.

Analoghe considerazioni possono essere fatte per quanto concerne le alterazioni della chioma residua, come la decolorazione, l'arricciamento fogliare, le dimensioni delle foglie, le alterazioni della ramificazione, della fioritura e/o della fruttificazione, le quali, pur non essendo quantificabili con la stessa precisione, forniscono indicazioni qualitative sullo stato fitosanitario della pianta.

Le analisi di laboratorio istologiche e ultrastrutturali, condotte con tecniche di microscopia ottica ed elettronica, hanno evidenziato che le alterazioni cromatiche localizzate sulla pagina superiore delle foglie, soprattutto negli aghi del terzo anno di abete rosso, richiamano quelle descritte in letteratura riguardanti gli effetti, sulle specie forestali, delle fumigazioni da O_3 a elevate concentrazioni in ambiente controllato.

Tale ipotesi trova riscontro nei rilievi strumentali relativi ai valori di ozono rilevati con stazioni mobili e campionatori passivi. Queste osservazioni concordano nell'indicare una presenza molto maggiore di questo inquinante nell'area (Val Gerola) soggetta a più intenso deperimento forestale.

Ne sono un'ulteriore conferma i dati relativi alla composizione chimica delle deposizioni sottochioma, rilevate nel corso dei due anni di studio.

Infatti, gli andamenti di alcuni elementi, come Mg, Ca e K evidenziano differenze stagionali, con alte concentrazioni nel periodo vegetativo e bassi valori nei mesi invernali, quando le piante rallentano il loro metabolismo. Si osserva, invece, una diminuzione del flusso di solfati e azoto ammoniacale, a partire da gennaio, nelle deposizioni *throughfall* e *open field* sostanzialmente attribuibili alla minore stabilità atmosferica che caratterizza il periodo estivo e che rende possibile un maggior trasporto delle sostanze inquinanti provenienti dalle aree fortemente antropizzate della pianura.

Le misure dendrocronologiche mostrano, per l'AdS Alpe Culino, una maggiore sensibilità dell'abete rosso alle variazioni di alcuni fattori ambientali, rispetto a quella manifestata dall'abete bianco. Tuttavia, entrambe le specie presentano una scarsa capacità di reagire alle variazioni dei fattori ambientali con immediate variazioni incrementali. Nelle piante ricadenti nell'AdS Bagni di Masino, si è rilevato un accrescimento medio decisamente maggiore rispetto a quello riscontrato nelle piante comprese nell'AdS Bagni di Masino. Anche in questa stazione l'abete rosso sembra leggermente più sensibile dell'abete bianco alle variazioni dei fattori ambientali; fra questi, la competizione sembra essere il fattore principalmente responsabile nell'influenzare l'accrescimento dei campioni analizzati.

Per la definizione delle procedure metodologiche sono stati presi come riferimento i manuali redatti dal gruppo UN-ECE (ICP-Forests) e contenuti nel regolamento CE 1986/3528 e, da ultimo, nel regolamento UE 1994/1091.

Per gli aspetti non precisamente descritti nei suddetti manuali, il gruppo di studio ha provveduto a elaborare, caso per caso, metodi specifici adattati alle peculiarità dei

siti. Per esempio, una metodologia nuova messa a punto ha riguardato il monitoraggio in pieno campo e sottochioma delle precipitazioni nevose. Infatti, data l'ubicazione montana delle due stazioni, il monitoraggio delle deposizioni umide limitato alla pioggia avrebbe comportato l'omissione delle osservazioni per un lungo periodo di tempo, circa quattro mesi, che avrebbe impedito di calcolare il carico annuo totale delle deposizioni al suolo nelle aree indagate.

Sintesi delle attività del progetto

Parte prima

Effetto dell'inquinamento sui sistemi agro-forestali: tecniche biologiche di monitoraggio e recupero

Obiettivo e impostazione del progetto

Il progetto si poneva come obiettivo principale l'esame degli effetti dell'inquinamento dell'aria e dei suoli su alcuni tra i più diffusi sistemi agricoli e forestali della Lombardia, allo scopo di mettere a punto tecniche per il monitoraggio e la valutazione di tali effetti e per il recupero di ambienti contaminati.

Il progetto venne originariamente impostato secondo 10 linee di ricerca tra loro complementari (condotte da altrettante Unità Operative), avente ciascuna come obiettivo l'approfondimento di un diverso aspetto di monitoraggio e valutazione del danno provocato da agenti inquinanti e la messa a punto di specifiche tecniche per analizzare la situazione o per mitigare e/o recuperare i danni.

Ciascuna linea di ricerca si fondava pertanto su un suo specifico approccio disciplinare secondo le competenze seguenti: biologia forestale, genetica agraria e forestale, patologia vegetale, entomologia agraria e forestale, fisiologia vegetale, biochimica vegetale, ecotossicologia, chimica analitica, fisica e chimica dell'atmosfera, microbiologia del suolo, chimica del suolo. Il progetto si è articolato in due parti: la prima relativa alla formulazione originaria del progetto esecutivo ha riguardato le dieci linee di ricerca delle altrettante Unità Operative e ha prodotto come risultato applicativo la messa a punto e/o la verifica di metodologie di valutazione degli effetti di varie classi di sostanze inquinanti su sistemi biologici vegetali di interesse agricolo e naturale.

La seconda parte del progetto, sviluppata in parallelo alla prima, è stata formulata a progetto già avviato per venire incontro alle esigenze di maggiore trasferibilità dei risultati via via conseguiti a casi concreti di aree territoriali della regione, oggetto di effetti particolarmente negativi da inquinamento.

Le quattro aree scelte furono le seguenti:

1. **Valtellina** (Sondrio) per gli aspetti relativi al deperimento forestale;
2. area del **torrente Arno** (Varese) per gli aspetti relativi ai danni, in sito agrario, derivanti da inquinamento dell'acqua e dei suoli;
3. **Parco del Ticino** (località "La Fagiana", provincia di Milano) per gli aspetti di danno biologico da inquinamento dell'aria in un'area naturale protetta;
4. area circostante l'**ex ferriera "Orsenigo"** a Figino Serenza (Como) per gli aspetti relativi alla bonifica, tramite organismi vegetali, di suoli inquinati da attività minerarie e industriali.

Risultati conseguiti dalle singole Unità Operative

Linea 1
Valutazione degli ecosistemi forestali sottoposti a condizione di stress ambientale

Responsabile:	Dr. F. Di Girolamo, Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia

Gli studi e le ricerche svolte rappresentano il tentativo più significativo attuato in Italia per la comprensione dei rapporti causa/effetto esistenti tra inquinamento dell'ambiente e deperimento degli ecosistemi forestali.

In primo luogo sono stati messi a punto e applicati protocolli metodologici utilizzabili in ogni situazione analoga, ove sia richiesta una campagna di osservazioni sulle condizioni sanitarie di ecosistemi forestali interessati da alterazioni indotte da uno o più fattori di stress.

In secondo luogo le tecniche e la strumentazione utilizzate hanno consentito la parametrazione quali-quantitativa di numerose componenti biotiche e abiotiche dell'ecosistema forestale.

I dati rilevati da terra, attraverso le metodologie sopra ricordate, sono stati confrontati con la fotointerpretazione delle immagini aeree, permettendo di mettere a punto un sistema più completo di valutazione del danno anche in aree forestali di difficile accesso.

I dati ottenuti serviranno per confrontare nel tempo l'andamento dei parametri di osservazione in funzione delle variazioni e fluttuazioni dei fattori ambientali fornendo, in tal modo, appropriati indici ecologici per l'inquadramento ambientale dell'area di osservazione permanente.

Queste considerazioni possono essere fatte sia per i dati di ripresa aerea che per i dati rilevati da terra quali le alterazioni della chioma residua (decolorazione, arricciamento fogliare, dimensioni delle foglie) e le alterazioni della ramificazione, della fioritura e della fruttificazione. È interessante rilevare che i dati relativi a questi parametri concordano con quelli inerenti alla trasparenza della chioma.

Successivi approfondimenti di laboratorio, condotti con tecniche di microscopia ottica ed elettronica, hanno evidenziato che le sintomatologie osservate sono molto simili a quelle descritte in letteratura relativamente alle specie forestali e, nei casi studiati sul territorio, abbastanza simili a quelle indotte da fumigazioni da ozono a elevate concentrazioni in ambiente controllato.

Linea 2
Valutazione del danno genetico al patrimonio agro-forestale da inquinamento ambientale

Responsabile:	Prof. M. Sari-Gorla, Dipartimento di Genetica, Università di Milano

Sono stati messi a punto dei marcatori molecolari (RAPD) basati sulla tecnica della PCR che consentono di individuare un numero praticamente illimitato di *loci*, coprendo uniformemente l'intero genoma di specie vegetali agricole o forestali fornendo profili di amplificazione caratteristici di ciascun individuo appartenente alla specie. A partire dai marcatori RAPD è stato possibile produrre una classe di marcatori più raffinati, denominati SCAR, che individuano *loci* singoli geneticamente definiti. Sono stati utilizzati in tutto18 marcatori RAPD e 6 SCAR per la stima dei parametri delle popolazioni forestali.

È stata valutata l'efficienza dei marcatori a localizzazione nota e si è potuta costruire una genoteca per la specie forestale più diffusa tra le conifere delle Alpi lombarde (abete rosso).

Si è poi caratterizzata e descritta a livello molecolare, mediante l'uso dei suddetti marcatori, la variabilità genetica entro e tra popolazioni forestali delle aree studiate e

proceduto all'analisi della strutturazione genetica studiando le relazioni tra la struttura genetica delle due popolazioni.

I risultati ottenuti hanno messo in evidenza un certo grado di differenziamento tra la variabilità e la struttura genetica di due popolazioni forestali, caratterizzate da differente grado di danno biologico probabilmente indotto da inquinamento atmosferico. La pressione selettiva differenziale esercitata dagli agenti inquinanti sulle popolazioni studiate potrebbe pertanto contribuire a spiegare le significative differenze osservate nelle frequenze geniche ad alcuni *loci* e nella struttura genetica delle due popolazioni.

La diversità genetica per la popolazione del sito a minor danno ambientale è maggiore di quella del sito maggiormente danneggiato: ciò è consistente con un effetto di erosione genetica operante in maggior misura nel sito maggiormente esposto allo stress ambientale. In particolare alcune regioni del genoma risultano più differenziate di altre, indicando che in queste regioni siano presenti *loci* coinvolti nella tolleranza agli stress ambientali quali, per esempio, quelli caratteristici dell'inquinamento atmosferico.

Linea 3
Monitoraggio dell'inquinamento atmosferico mediante utilizzo di piante spia

Responsabile:	Prof. G. Belli, Istituto di Patologia Vegetale, Università di Milano

Gli obiettivi originari dell'Unità Operativa erano i seguenti:

1. individuazione di specie vegetali presenti in aree agricole e forestali della Lombardia con sintomi di sofferenza da inquinamento e definizione della sintomatologia;
2. valutazione della frequenza e della gravità degli effetti dell'inquinamento sulla vegetazione in Lombardia e realizzazione di relative mappe;
3. caratterizzazione di piante spia da utilizzarsi in sistemi coltivati o naturali per l'allestimento di stazioni di monitoraggio biologico dell'inquinamento atmosferico.

Il risultato di maggior rilievo (obiettivo 1) è costituito dalla caratterizzazione di una serie di specie vegetali danneggiate da inquinamento dell'aria e individuate sulla base dei rilevamenti effettuati nel corso dei sopralluoghi in varie aree agro-forestali del territorio lombardo e dei successivi esami diagnostici. Le specie più studiate sono state le seguenti:

conifere: abete bianco, abete rosso, larice, pino nero;

latifoglie: pioppo, salice, robinia, farnia, platano, ciliegio nero, nocciolo, orniello, ontano nero, olmo, carpino bianco;

arbustive: biancospino, sambuco, corniolo, rododendro, mirtillo.

Per quanto riguarda la sintomatologia rilevata sulle conifere si sono riscontrate sostanziali affinità con quanto descritto in precedenti indagini eseguite nella regione Lombardia. I dati acquisiti per le altre specie sono da considerarsi un contributo originale in quanto molto scarse o nulle sono le informazioni relative alle suddette specie esistenti in letteratura.

Nel complesso le informazioni acquisite sono da ritenersi utili per future pratiche diagnostiche nell'ambito della valutazione dello stato dell'ambiente.

Quanto alle piante spia da utilizzarsi per l'allestimento di stazioni di monitoraggio biologico (obiettivo 3), si sono caratterizzate le seguenti specie vegetali indicate dalla letteratura come possibili indicatori di inquinamento atmosferico e in particolare di ozono: noce, nocciolo, grano saraceno, fagiolo, erba medica, pomodoro, pomodoro selvatico, rapanello, lattuga, spinacio.

Con le prove effettuate nel corso del primo anno di lavoro si è potuto verificare la non soddisfacente risposta di: noce, grano saraceno, lattuga e spinacio. Per quanto riguarda l'erba medica si sono individuate due *cultivar* (Boreal e La rocca) che sono risultate molto utili sia per la chiarezza nella manifestazione dei sintomi che per le buone caratteristiche vegetative delle piante.

Nel secondo anno della ricerca (utilizzando la metodica delle Open Top Chambers messe a disposizione dal laboratorio di Ecologia Terrestre dell'ENEL-CRAM) si è saggiata la sensibilità delle sei specie vegetali ritenute migliori, dopo lo *screening* del primo anno, verso l'ozono che rappresenta, nell'ambiente extraurbano lombardo, l'inquinante più pericoloso nella stagione estiva (tipica del massimo sviluppo vegetativo delle piante). È apparsa evidente l'efficacia, per sensibilità e prontezza di risposta, come sistema di biomonitoraggio del pomodoro selvatico, specie praticamente ignorata dalla letteratura scientifica corrente.

Si segnalano inoltre come particolarmente interessanti le due *cultivar* prima ricordate di erba medica che in precedenza non erano mai state utilizzate come piante-spia per l'ozono.

Risulta infine confermata l'utilità del fagiolo *cv*. Nerina e del pomodoro *cv*. Roma già saggiate in precedenza da altri autori.

Linea 4

Studio delle possibilità offerte da alcuni insetti per valutare effetti di inquinamento su ecosistemi naturali e agro-forestali

Responsabile:	Prof. L. Süss, Istituto di Entomologia Agraria, Università di Milano

Gli obiettivi della ricerca si sono articolati su tre linee:

1. valutazione degli effetti di inquinanti sullo sviluppo di Lepidotteri "non bersaglio";
2. interferenza dei trattamenti antiparassitari sull'artropodofauna di meleti;
3. valutazione degli Imenotteri apoidei (ape domestica e bombi) come indicatori dello stato ambientale.

Risultati

Obiettivo n. 1

È stata studiata l'azione di fungicidi triazolici (Propiconazolo, Penconazolo, Myclobutanil e Bitertanolo) nei confronti di alcuni insetti-test (Ortotteri, Lepidotteri, Coleotteri). Benché questi fungicidi utilizzati per le prove abbiano dimostrato in generale una ridotta tossicità acuta nei confronti degli insetti-test prescelti, le prove effettuate hanno evidenziato possibili effetti "mediati" di tali composti, in particolare sul baco da seta che, per la sua sensibilità, è stato proposto quale "bioindicatore" da numerosi Autori.

Obiettivo n. 2
Scopo di questa ricerca è stato quello di evidenziare l'entomofauna derivata e sussistente in alcuni meleti a seguito di trattamenti antiparassitari; località interessata da tale lavoro è stata il conoide di Ponte in Valtellina. Gli antiparassitari studiati sono stati: Nomolt, Dodina, Orthene, Confidor, Tumar, Mimic, Pivot. Il raffronto tra il potere abbattente di DDVP (Dichlorvos) e quello di altri insetticidi, alcuni dei quali sperimentali, impiegati nei meleti di Ponte in Valtellina ha permesso di evidenziare una bassa selettività nei confronti dell'artropodofauna utile da parte dei seguenti prodotti: Dodina, Orthena, Tumar e Pivot. Migliore, invece, il rispetto dei medesimi organismi ausiliari dimostrato da Nomolt; molto selettivi, infine, si sono rivelati Confidor e Mimic.

Obiettivo n. 3
Il raffronto fra l'andamento delle concentrazioni di alcuni metalli pesanti nei pollini raccolti nel 1994 in due località valtellinesi, l'una posta in un contesto poco inquinato (Gualtieri-Valmalenco), l'altra in zona a maggiore impatto antropico (Ponte in Valtellina) e la fenologia delle fioriture delle essenze botaniche bottinate nelle stesse località dalle api non ha posto in evidenza differenze significative tra le due aree.

Taluni metalli pesanti, infatti, hanno mostrato concentrazioni nei pollini costanti e uguali nelle due zone nel corso della stagione vegetativa, mentre zinco e rame hanno rivelato fluttuazioni, per altro non chiaramente correlabili a precisi fattori ambientali.

Linea 5
Uso di sistemi biologici per il controllo dell'inquinamento dei suoli e fitosalubrità

Responsabile:	Prof. M. Cocucci, DIFCA, Sezione di Fisiologia Vegetale, Università di Milano

Si sono presi in esame alcuni ambiti rappresentativi di situazioni di degrado ambientale conducendo su di essi uno studio geobotanico differenziale della vegetazione, allo scopo di individuare comunità e specie sensibili e resistenti a vari inquinanti. Su tali specie e su altre specie di interesse agrario è stato indirizzato il lavoro di individuazione di parametri biochimici e fisiologici utilizzabili come indicatori indiretti della presenza di inquinanti non facilmente identificabili (anche per ragioni economiche). Infine è stato condotto uno studio delle risposte della pianta alla presenza di inquinanti (in particolare cadmio) nel tentativo di individuare nuovi parametri utili allo scopo.

I siti scelti per l'individuazione di piante spia sono stati i seguenti:

torrente Arno (area interessata dalle esondazioni del torrente Arno compresa principalmente nei territori comunali di Lonate Pozzolo-Varese e Castano Primo-Milano);

ferriera Orsenigo (Figino Serenza-Como): area caratterizzata da ingenti quantitativi di residui di scorie di lavorazione dell'acciaio;

miniere (giacimento di galena argentifera di Valvassera in Valganna-Varese, la miniera di piombo di Val Calolden-Lecco, le miniere di Parre e del monte Arera comprese nel distretto metallifero di Gorno, rispettivamente in Val Seriana e in Val Serina-Bergamo).

Lo studio geobotanico differenziale di ambienti inquinati e salubri ha permesso l'individuazione di alcune piante spia (per esempio *Prunus serotina, Silene vulgaris*) potenzial-

mente utilizzabili per il monitoraggio di aree contaminate. In particolare è stato possibile individuare due popolazioni di *Silene vulgaris* con differente sensibilità al cadmio che hanno mostrato diversa capacità di crescita su terreno inquinato da metalli pesanti.

Tra i parametri biochimici e fisiologici utilizzabili come indicatori della presenza di inquinanti non facilmente identificabili tramite misura diretta è risultato particolarmente interessante quello relativo alla variazione dei livelli dei tioli acido solubili, molecole legate ai meccanismi di detossificazione delle piante verso agenti xenobiotici. Tale parametro sembra più sensibile rispetto a quelli normalmente utilizzati nei test di fitotossicità e può rappresentare un indicatore generalizzato della sofferenza della pianta in presenza di diversi fattori inquinanti.

Linea 6
Impatto dell'inquinamento agro-forestale sulla riproduzione e sviluppo di organismi animali

Responsabile:	Prof. M. Camatini, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università di Milano

I protocolli di biomonitoraggio ambientale proposti nell'originario progetto esecutivo hanno mostrato buona applicabilità, facile esecuzione e un'approfondita indagine dell'effetto tossico, teratogeno, cancerogeno di molti composti su sistemi animali.

FETAX

In accordo con quanto proposto il test di teratogenesi FETAX (che utilizza l'anfibio anuro *Xenopus laevis*) si è rivelato un facile e veloce test applicabile all'analisi non solo di singoli composti tossici, ma anche di miscele complesse quali quelle testate in questi anni in sistemi acquatici naturali o di acque reflue. Il protocollo sperimentale è stato modificato nel corso della ricerca ottenendo alcuni importanti vantaggi rispetto all'originario (fecondazione artificiale *in vitro*, migliore selezione delle uova, aumento della durata del test da 96 a 120 ore).

^{32}P labeling

La tecnica di individuazione degli addotti al DNA mediante ^{32}P *labeling* è stata applicata a studi *in vitro* e *in vivo* nel campo della cancerogenesi sperimentale e nel monitoraggio biologico in seguito a esposizione a xenobiotici. Il metodo, rivelatosi altamente sensibile, ha una grossa potenzialità di applicazione sulla popolazione umana e non. In questo test il ^{32}P viene incorporato nel DNA dopo esposizione ad agenti chimici e ciò permette di tenere in conto le possibili attivazioni metaboliche che possono verificarsi nell'organismo e la maggiore vulnerabilità del DNA nella fase replicativa. Il test permette quindi di identificare potenziali carcinogeni nell'ambiente e di stimarne il rischio.

Artemia salina

L'analisi comparativa dei test effettuati conferma una buona sensibilità dell'organismo a composti tossici. In considerazione della sensibilità dimostrata, della semplicità di realizzazione e della rapidità di risposta il test è da preferirsi al test respi-

rometrico. Con questo test è possibile individuare la presenza di sostanze tossiche a livelli che, solo per esposizione prolungata, risultano tossici anche su altre specie animali. Il test è particolarmente sensibile per sostanze insetticide ad attività anticolinesterasica.

Eisenia foetida
Si è concluso che questo semplice test sul lombricide è abbastanza sensibile da poter predire effetti tossici sulle altre popolazioni animali presenti nell'ambiente terrestre.

Linea 7
Inquinanti organici e sistemi vegetali: una caratterizzazione mediante spettrometria di massa

Responsabile: Dr. R. Bagnati, Istituto "Mario Negri", Milano

Obiettivo di questa linea di ricerca era l'analisi di alcuni microinquinanti organici in sistemi vegetali e in campioni di aria e precipitazioni atmosferiche delle stesse zone al fine di valutare situazioni locali di inquinamento ambientale.

I siti scelti per le misure sono stati indivudati, in accordo con le altre Unità Operative del progetto, in due aree della Valtellina caratterizzate da una diversa situazione fitosanitaria della vegetazione.

Gli inquinanti ricercati appartenevano alle due classi degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e dei nitrofenoli (NF).

La presenza degli IPA in aree montane e rurali è dovuta principalmente al trasporto, da aree urbane o industriali, attraverso l'atmosfera o le precipitazioni. I nitrofenoli sono stati indicati da alcuni autori, a causa della loro fitotossicità, come possibili responsabili, o corresponsabili, dei danni forestali di nuovo tipo.

In questa linea di ricerca sono stati presi in considerazione per l'analisi 15 IPA e 6 nitrofenoli raccomandati dalla Enviromental Protection Agency degli USA. Tali inquinanti sono stati analizzati in campioni di aghi di abete rosso e foglie di faggio oltreché in campioni di aria (particolato e fase gassosa) e acqua piovana delle due differenti località.

I dati ottenuti nei due siti montani considerati non hanno dimostrato un diverso flusso di IPA e nitrofenoli attraverso la misura diretta di tali composti nell'aria e nelle precipitazioni.

Nei campioni vegetali raccolti nel corso delle due campagne di campionamento, non sono state trovate differenze significative tra i due siti nei livelli di IPA; tuttavia i livelli medi di nitrofenoli erano più alti (circa il doppio) nel sito che presentava il maggior danno forestale.

Quest'ultimo risultato si può interpretare in due modi diversi: la presenza di fattori ambientali (per esempio una maggiore situazione di inquinamento locale) che influenzano le reazioni di formazione a partire dai precursori oppure uno stato di sofferenza della vegetazione già presente per altri motivi che influenzano in modo negativo la velocità di degradazione di questi composti all'interno dei tessuti vegetali.

Linea 8
Recupero di terreni con caratteristiche di tossicità per inquinamento organico e inorganico

Responsabile:	Prof. G. Zocchi, DIFCA, Sezione di Biochimica Agraria, Università di Milano

Le attuali tecniche utilizzate per il trattamento di suoli inquinati da composti inorganici e metalli pesanti, per altro costose, prevedono l'asporto del terreno e il suo confinamento in apposite discariche oppure l'uso di processi chimici di immobilizzazione dei metalli, seguiti da interventi alla superficie del suolo per eliminare la penetrazione dell'acqua o il trattamento del terreno con soluzioni in grado di desorbire e lisciaviare i metalli.

La possibilità di utilizzare in suoli contaminati da ingenti quantità di metalli pesanti piante in grado di accumulare tali elementi al loro interno permetterebbe di sviluppare metodi alternativi di bonifica e di ridurre notevolmente i costi di recupero.

In questa linea di ricerca si sono approfonditi i meccanismi mediante i quali alcuni organismi vegetali riescono ad accumulare grandi quantità di metalli al proprio interno senza manifestare sintomi di tossicità.

Una delle risposte metaboliche delle piante alla presenza di metalli è l'induzione della sintesi di peptidi denominati fitochelatine. Tali molecole sarebbero in grado di sequestrare i metalli pesanti riducendone l'azione tossica all'interno della cellula.

Si è scelto come sito fortemente inquinato da metalli pesanti l'area dismessa dell'ex ferriera Orsenigo a Figino Serenza in provincia di Como. Lo *screening* effettuato sulle piante spontaneamente cresciute in quest'area ha permesso di identificare alcune specie vegetali non solo resistenti ma anche in grado di accumulare questi elementi. Due specie in particolare, l'*Artemisia vulgaris* e la *Solidago gigantea*, si sono dimostrate efficienti nell'assorbimento e traslocazione dei metalli pesanti contenuti nel suolo di quest'area.

Tali piante, tipiche peraltro dei nostri climi, potrebbero essere utilizzate per la bonifica di terreni caratterizzati da elevate concentrazioni di questi inquinanti.

Anche il cetriolo e il frumento, cresciuti in presenza di cadmio, sono indotti ad accumulare notevoli quantità di questo elemento nella parte aerea della pianta.

Si è altresì osservato che l'utilizzo di condizioni colturali capaci di modificare le caratteristiche chimico-fisiche del terreno (pH, stato redox, CSC) potrebbe indurre un aumento nella capacità di assorbimento di alcuni metalli pesanti da parte di piante appositamente coltivate nell'area da bonificare. Per esempio la carenza di ferro sembra stimolare nel cetriolo l'assorbimento di cadmio da parte delle radici.

Il lavoro svolto in questi due anni ha permesso di raccogliere dati interessanti sulla possibilità di utilizzo delle piante quali mezzi per la bonifica di terreni inquinati. Ulteriori studi dovrebbero essere indirizzati verso l'identificazione e la caratterizzazione delle molecole sintetizzate dalle cellule vegetali in risposta ad alte concentrazioni di metalli e verso l'analisi dei meccanismi di trasporto dei metalli all'interno degli organi della pianta.

Linea 9

Valutazione del rischio ecotossicologico della biodegradazione di molecole xenobiotiche di origine industriale in funzione del disinquinamento ambientale

Responsabile:	Prof. A. Ferrari, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche, Università di Milano

Le ricerche effettuate hanno riguardato composti inquinanti organici di sintesi diffusamente presenti nella realtà lombarda e nei suoli padani in particolare.

Ci si è dapprima interessati dell'erbicida bensulfuron-metile (il principio attivo del prodotto commerciale Londax) appartenente alle solfonil-uree, importante classe di erbicidi di recente introduzione nell'impiego agricolo. La presenza di questi erbicidi è stata tra l'altro monitorata nei canali della foce del Po e dal PMIP di Ferrara, che ha rilevato punte stagionali di presenza.

Nonostante le solfoniluree siano in uso da 15 anni, pochi sono i dati disponibili in letteratura sui meccanismi della loro degradazione microbica.

L'altra classe di inquinanti che è stata considerata è quella dei clorofenoli; essi sono ampiamente utilizzati dall'industria e dall'agricoltura come solventi, agenti disinfettanti e antiparassitari. Il loro impiego crescente nel corso degli anni ha determinato preoccupanti livelli di inquinamento del suolo, rappresentando un pericolo per la salute dell'uomo e, in generale, per l'equilibrio dell'intero ecosistema.

Con interventi mirati di *bioremediation* è possibile contribuire al disinquinamento di aree contaminate da clorofenoli mediante l'uso di microrganismi opportunamente selezionati per le loro capacità degradative nei confronti di tali composti.

Dall'insieme dei risultati ottenuti nel caso del bensulfuron-metile, si può concludere che la constatata biodegradazione microbica può essere considerata un dato positivo, rappresentando uno dei fattori che contribuiscono alla breve persistenza del prodotto non solo nei suoli ma anche nelle acque, come starebbe a indicare il recente interesse mostrato dal magistrato del Po.

Quanto ai clorofenoli, i risultati ottenuti mostrano la degradabilità del 2,4,6-TCF nelle condizioni sperimentali impiegate sia nelle prove in *batch* sia in quelle condotte con i microcosmi da laboratorio. Benché la microflora autoctona nel suolo analizzato sia capace di degradare il 2,4,6-TCF addizionato, il processo degradativo viene accelerato in presenza del microrganismo *Pseudomonas testosteroni.*

Linea 10

Stima della presenza delle sostanze xenobiotiche nei fanghi attraverso test di fitotossicità e saggi sul suolo

Responsabile:	Prof. P. L. Genevini, DIFCA, Sezione di Chimica del Suolo, Università di Milano

L'impiego agricolo di biomasse di scarto (fanghi di depurazione, compost) mostra innegabili vantaggi sia in termini di smaltimento che di utilizzo diminuendo da un lato i costi di inattivazione e dall'altro quelli di fertilizzazione.

Dal punto di vista ecotossicologico, tuttavia, i fanghi provenienti dalla depurazione

delle acque reflue si caratterizzano, nell'ambito degli ammendanti organici, per la presenza di sostanze inorganiche e organiche normalmente estranee al sistema suolo-pianta (metalli pesanti e sostanze xenobiotiche), sostanze che ne rendono pertanto problematico e comunque non facile l'impiego.

L'impiego di sistematiche analisi chimiche, al di là dei costi notevoli, non è comunque in grado di fornire sufficienti informazioni circa la tossicità potenziale di queste sostanze tanto a livello degli organismi vegetali che dei consumatori primari e secondari.

L'uso di indicatori ambientali, al contrario, può colmare queste lacune in quanto questi riescono a esprimere sinteticamente la complessa realtà del sistema suolo-pianta e consentono di tenere in considerazione le interazioni tra sostanze tossiche. In questo senso assume carattere fondamentale la conduzione di test biologici con bioindicatori vegetali per un corretto progetto di riutilizzo agronomico dei fanghi di depurazione e di altre matrici organiche di origine civile e agro-industriale.

Sono state pertanto condotte una serie di prove su singoli contaminanti presenti comunemente in queste matrici di scarto al fine di ottenere una valutazione comparativa della sensibilità di diverse specie vegetali nel riconoscere classi di sostanze chimiche diverse.

Tre specie vegetali (lattuga, ravanello e frumento), scelte tra quelle indicate nelle metodiche raccomandate dalle linee guida USEPA e OECD, sono state confrontate per la loro sensibilità alla presenza di metalli pesanti (Zn, Cd e Cu), di cloruro di sodio e di fenoli a diverso grado di clorurazione.

Si è concluso che la lattuga sembrerebbe la specie più adatta a rilevare i potenziali fitotossici di biomasse di scarto, essendo risultata la più sensibile tra quelle sottoposte ai test. I parametri da prendere in considerazione sembrano per ora essere sia il peso secco che fresco della produzione epigea.

Risulta anche di particolare interesse il test di allungamento radicale con frumento, rivelatosi di breve durata (5 giorni), di facile conduzione e di sensibilità superiore rispetto agli altri test condotti con la stessa specie.

Metodologie sperimentali di monitoraggio ambientale messe a punto e verificate dal progetto

Metodologie fisico-chimiche per il monitoraggio di inquinanti dell'aria in ambiente rurale

- misura in continuo di inquinanti inorganici dell'aria;
- misure di ozono mediante campionatori passivi;
- misura di inquinanti inorganici in particolato atmosferico (deposizioni secche);
- misura di inquinanti inorganici nella nebbia e nubi (deposizioni occulte);
- metodologie per la raccolta e la misura di inquinanti inorganici nelle deposizioni atmosferiche (deposizioni umide);
- metodologia per il campionamento attivo dell'aria e analisi degli idrocarburi policiclici aromatici e dei nitrofenoli;
- analisi degli idrocarburi policiclici aromatici e dei nitrofenoli in precipitazioni atmosferiche (deposizioni umide);
- metodologia per la raccolta delle deposizioni umide e delle precipitazioni nevose in pieno campo e sotto chioma in ambito forestale.

Metodologie di biomonitoraggio dell'inquinamento ambientale in aree rurali

Valutazione dello stato ambientale mediante bioindicatori (analisi geobotanica e impiego di licheni):

- utilizzo di piante spia per la valutazione di inquinanti atmosferici;
- test di tossicità acuta e cronica mediante insetti indicatori (Lepidotteri);
- valutazione dello stato ambientale mediante Imenotteri apoidei;
- utilizzo di piante spia per l'identificazione dell'inquinamento del suolo;
- analisi dei tioli nelle piante per la valutazione dell'inquinamento del suolo;
- metodi di identificazione di piante accumulatrici di metalli pesanti;
- analisi delle fitochelatine come indice di inquinamento da metalli pesanti.

Metodologie chimiche per la misura di nutrienti e inquinanti in materiale biologico

- Analisi dei nutrienti e dei metalli pesanti in foglie.
- Analisi del bioaccumulo e dello stato nutrizionale delle piante.
- Analisi degli idrocarburi policiclici aromatici in foglie e aghi.
- Analisi di nitrofenoli in foglie.

Metodologie biochimiche per la valutazione della risposta delle piante a inquinanti dell'aria

- Dosaggio dell'attività dell'enzima ascorbico perossidasi.
- Dosaggio dell'attività dell'enzima superossido dismutasi.
- Dosaggio dell'attività dell'enzima glutatione reduttasi.
- Dosaggio delle concentrazioni di acido ascorbico e acido deidroascorbico.

Misure biologiche dello stato fitosanitario delle foreste

- Valutazione della trasparenza della chioma delle piante.
- Valutazioni fenologiche del ciclo biologico delle piante.
- Metodologie per l'inventario del fogliame.
- Monitoraggio della copertura vegetale mediante riprese aeree e loro interpretazione.
- Misure delle variazioni dell'accrescimento delle piante.
- Analisi dendrocronologiche.
- Valutazioni fitopatologiche e istochimiche delle alterazioni fogliari.
- Valutazioni mediante microscopia ottica delle alterazioni fogliari.
- Valutazione mediante microscopia elettronica a trasmissione (TEM) delle alterazioni fogliari.
- Valutazione mediante microscopia elettronica a scansione (SEM) delle alterazioni fogliari.

Misure della variabilità genetica in popolazioni vegetali agricole e forestali

- Valutazioni del polimorfismo genetico in popolazioni di specie agricole e forestali.
- Valutazione della divergenza genetica di popolazioni di specie agricole forestali.
- Produzioni di sonde genomiche e cDNA di abete rosso.

Test di tossicità nelle acque mediante specie animali

- Test di teratogenesi FETAX.
- Analisi mediante tecniche con marcatura ^{32}P.
- Test di tossicità acuta e cronica su *Artemia salina franciscana.*
- Test di tossicità acuta e cronica su *Daphnia magna.*
- Test di tossicità su *Selenastrum capricornutum.*
- Test di tossicità acuta e cronica su *Eisenia foetida foetida.*
- Test di tossicità su *Coturnix coturnix japonica.*

Metodologie per l'analisi di suoli e fanghi

- Metodologia per la raccolta di campioni del suolo.
- Valutazione ecotossicologica del suolo mediante tecniche microbiologiche.
- Valutazione di biodegradabilità di sostanze tossiche.
- Test di fitotossicità su fanghi di depurazione e ammendanti del suolo mediante la valutazione della germinazione.
- Test di fitotossicità su fanghi di depurazione e ammendanti del suolo mediante la valutazione dello stato vegetativo.

Parte seconda

Indagini su singoli ambiti territoriali

Premessa

Le Unità Operative coinvolte nell'originario progetto esecutivo operavano, come è noto, su aspetti diversi non solo per disciplina, ma anche per obiettivo d'indagine. Erano infatti previste due linee di ricerca, l'una rivolta alla definizione di tecniche innovative per il monitoraggio ambientale, l'altra tendente a ricercare e verificare nuove metodologie per il recupero di suoli inquinati. Inoltre alcune Unità operavano su effetti legati all'inquinamento dell'aria, altre su problemi legati prevalentemente all'inquinamento del suolo.

Il progetto, nella sua impostazione generale, riguardava i sistemi agro-forestali. Era quindi opportuno calare l'esperienza del progetto su aspetti reali e pratici trovando, nel territorio della regione Lombardia, situazioni ambientali su cui potessero essere orientate le competenze scientifiche attivate dal progetto.

La scelta di queste realtà territoriali poteva essere effettuata solo utilizzando aree già in precedenza oggetto di attenzione e di indagine da parte delle Autorità regionali preposte alla tutela dell'ambiente e di enti scientifici a esse collegati in modo da acquisire un inquadramento generale del sito e dell'evoluzione della sua situazione ambientale. Il rapporto tra fattori di inquinamento ed effetti su sistemi ambientali si manifesta, infatti, nel corso di lunghi periodi di tempo e uno studio, per essere efficace, deve tenere conto di serie di dati, ancorché parziali, che coprano un arco di tempo significativo.

Le informazioni di base sulle aree territoriali prescelte sono state ottenute dalla Regione Lombardia e dall'Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia. In particolare l'Azienda Regionale delle Foreste, coinvolta da qualche anno nelle indagini fitosanitarie del patrimonio forestale lombardo all'interno di iniziative più vaste su scala nazionale e sovranazionale, aveva indicato già dal 1992 alla Fondazione aree del territorio forestale lombardo che presentavano problemi di deperimento legato a cause non ancora note.

La Regione Lombardia, da parte sua, ha invece fornito informazioni sui siti a rischio ambientale del territorio lombardo fornendo in particolare informazioni relative al lavoro di Italimpianti per il Consorzio di Risanamento dei torrenti Arno, Rile e Tenore e quelle relative al piano di bonifica delle aree contaminate della regione Lombardia legate a problemi di inquinamento delle acque e dei suoli raccolte da Lombardia Risorse.

Sulla base di tutte queste considerazioni si è proceduto, pertanto, all'individuazione di quattro diversi siti del territorio lombardo ove applicare le competenze e le esperienze maturate dalle diverse Unità Operative del progetto coinvolgendo e coordinando anche altri gruppi di ricerca non direttamente coinvolti nel progetto della Fondazione ma interessati, per compito istituzionale o per interesse scientifico, a queste nuove indagini.

Le quattro aree prescelte sono state quindi le seguenti:

1. Valtellina (Sondrio) per gli aspetti relativi al deperimento forestale;
2. area del torrente Arno (Varese) per gli aspetti relativi ai danni, in sito agrario, derivanti da inquinamento dell'acqua e dei suoli;
3. Parco del Ticino (località "La Fagiana", provincia di Milano) per gli aspetti di danno biologico da inquinamento dell'aria in un'area naturale protetta;

4. area circostante l'ex ferriera "Orsenigo" a Figino Serenza (Como) per gli aspetti relativi alla bonifica, tramite organismi vegetali, di suoli inquinati da attività minerarie e industriali.

1. Sito forestale di montagna (Valtellina, Sondrio)

L'individuazione di un sito forestale di montagna, oggetto di degrado dovuto a cause non note ma probabilmente dipendenti da agenti inquinanti, doveva rispondere ad alcune caratteristiche. Era necessario poter individuare, nell'ambito dell'area, zone a differente grado di danno da monitorare in termini di confronto, in situazioni ambientali differenti solo per pochi aspetti.

La finalità era quella di acquisire un ampio numero di informazioni su una serie, la più completa possibile, di variabili ambientali per poi escludere o confermare l'implicazione dei diversi fattori che potevano contribuire al diverso stato di degrado osservato sia a livello di comunità che di singolo individuo.

L'impostazione del lavoro era indubbiamente ambiziosa, tenuto conto delle forze e soprattutto dei tempi a disposizione. Si era tuttavia convinti che bisognasse impostare un'indagine che non fosse, come quasi sempre era avvenuto nel passato, una semplice "fotografia", per quanto accurata, di una situazione, ma che costituisse una valutazione critica, utilizzando approcci disciplinari e metodologici diversi, di tutti i parametri ambientali in grado di produrre un'azione di danno.

La scelta della zona è caduta sulla Valtellina per una serie di motivazioni:

- la valle, una delle maggiori delle Alpi, costituisce uno dei più interessanti sistemi naturali europei sotto il profilo sia ecologico che idrogeologico;
- l'area risultava essere già stata oggetto di indagini ambientali (nell'ambito dell'attività istituzionale dell'Azienda Regionale delle Foreste) che la indicavano rispondente alle esigenze prima descritte;
- la Valtellina era stata ed è tuttora oggetto di particolare attenzione da parte della Regione Lombardia anche in conseguenza dei recenti dissesti idrogeologici.

La zona si colloca, da un punto di vista morfologico ed ecosistemico, in un contesto sovranazionale tale cioè da offrire la possibilità di utilizzare il lavoro di monitoraggio ambientale per il confronto con indagini di aree limitrofe in corso da parte degli stati esteri confinanti.

Gli aspetti affrontati in termini di competenze sono stati i seguenti:

1. Valutazione dello stato delle foreste	*Azienda Regionale delle Foreste della Lombardia*
2. Indagini geobotaniche	*DIFCA, Sez. Fisiologia delle Piante - UNI MI*
3. Aspetti genetici delle popolazioni forestali	*Dipartimento di Genetica e Biologia dei Mi - crorganismi - UNI MI*
4. Valutazioni fisiologiche e biochimiche delle piante forestali	*Dipartimento di Genetica e Biologia dei Mi-crorganismi - UNI MI*
5. Andamento e modificazione dell'entomofauna	*Istituto di Entomologia Agraria - UNI MI*

(segue)

6. Analisi degli inquinanti inorganici dell'atmosfera	*Fondazione Lombardia per l'Ambiente*
7. Analisi dei microinquinanti organici	*Istituto "Mario Negri"*
8. Studi di chimica del suolo	*DIFCA, Sezione di Chimica del Suolo - UNI MI*
9. Studi di microbiologia del terreno	*Dipartimento di Scienze e Tecnologie Ali - mentari e Microbiologiche - UNI MI*
10. Monitoraggio mediante piante spia	*Istituto di Patologia Vegetale - UNI MI*

Queste Unità Operative sono state affiancate da altri enti e istituzioni che hanno collaborato gratuitamente alla realizzazione di una rete di collegamenti sulle aree interessate ampliando il numero dei parametri ambientali studiati e permettendo di rendere più completo il lavoro svolto. In particolare vanno ricordati e ringraziati:

- ENEL-CRAM di Milano per il monitoraggio del deperimento forestale con riprese aeree IRFC;
- ERSAL di Milano per la registrazione dei parametri meteo-climatici;
- CNR-IRSA di Brugherio per il monitoraggio delle deposizioni atmosferiche;
- Istituto di Botanica dell'Università di Pavia per le analisi dendrocronologiche;
- Istituto di Fisica Generale e Applicata dell'Università di Milano per la raccolta e l'analisi delle polveri atmosferiche;
- Istituto di Patologia Vegetale dell'Università di Milano (prof. G. G. Conti e dr. G. Violini) per le osservazioni al microscopio ottico ed elettronico (TEM e SEM) dei campioni di aghi di abete prelevati nelle due aree;
- USSL n. 9 (Sondrio) per il monitoraggio in continuo degli inquinanti dell'aria (sito 1).
- Amministrazione Provinciale di Sondrio per il monitoraggio in continuo degli inquinanti dell'aria (sito 2).

Si segnala infine che le indagini relative al monitoraggio degli inquinanti atmosferici (condotte in collaborazione con ARF, ERSAL, Istituto di Fisica Generale ed Applicata, USSL di Sondrio e Amministrazione Provinciale di Sondrio) sono state coordinate direttamente dalla Fondazione attraverso il suo Coordinatore scientifico e la dr. R. Dell'Era.

Risultati e conclusioni

La ricerca svolta sul rapporto tra deperimento forestale e variabili ambientali in Valtellina, costituisce il più organico e articolato studio sul degrado di ecosistemi forestali mai effettuato in Italia e si colloca, per completezza e rigore delle metodologie impiegate, a livello dei migliori studi di settore condotti in Europa e negli Stati Uniti.

La ricerca è stata di natura applicativa e i suoi risultati sono coerenti con la filosofia adottata dalla Fondazione di legare le proprie ricerche a problemi rilevanti e specifici del territorio lombardo e rientranti nei compiti istituzionali di monitoraggio e tutela ambientale degli enti territoriali.

È doveroso, tuttavia, ricordare che il problema del deperimento forestale (che costituisce una delle più preoccupanti "piaghe" ambientali dell'Europa) non è a tutt'oggi oggetto di univoche interpretazioni da parte della comunità scientifica e costituirà ve-

rosimilmente ancora per parecchi anni oggetto di discussione, non meno di altri drammatici problemi quali l'effetto serra e il buco dell'ozono.

Uno dei motivi che rendono ardua la risoluzione a livello scientifico di questo problema è costituito dalla complessità e dalle dinamiche temporali dei sistemi sotto indagine. Gli ecosistemi vegetali, a differenza di quelli animali, hanno tempi di risposta di parecchi anni o addirittura di parecchie generazioni (in termini di specie vegetali) e sono caratterizzati da una serie molto complessa di interazioni tra risposte fisiologiche, meccanismi di adattamento, fattori ambientali e fluttuazioni stagionali di tali fattori. Va ricordato che per tali ragioni i principali progetti di ricerca in corso, su specifici sistemi forestali della Germania e degli Stati Uniti, hanno solitamente una durata tra i cinque e i quindici anni.

La durata biennale del progetto non poteva pertanto fornire una risposta esaustiva a un problema tanto complesso e di portata sovranazionale; poteva tuttavia mettere a punto sistemi e metodologie d'indagine che, adottati in modo integrato, fossero in grado di condurre a una diagnosi molto più precisa dello stato di salubrità delle foreste lombarde e dei principali fattori ambientali in grado di influenzarla.

Questo obiettivo è stato compiutamente e brillantemente raggiunto dal progetto.

In particolare si segnalano i seguenti risultati:

1. È stata messa a punto una serie di protocolli sperimentali di monitoraggio ambientale molti dei quali mai applicati a ecosistemi forestali italiani che hanno permesso il superamento del divario fino a oggi esistente tra la capacità di intervento degli enti di salvaguardia ambientali italiani e le corrispondenti istituzioni degli altri paesi affacciati alla regione alpina.

2. Si sono messi in grado sia la Regione Lombardia che l'Azienda Regionale delle Foreste di procedere ad analisi ambientali sulle foreste della regione con strumenti d'indagine tra i più avanzati al mondo e in ogni caso enormemente superiori per completezza e risoluzione a quelli precedentemente impiegati.

3. I sistemi di monitoraggio ambientale attivati sono in gran parte trasferibili a ogni situazione analoga di ecosistemi forestali di montagna e di pianura dentro e fuori la regione.

4. I sistemi di monitoraggio biologico messi a punto permettono notevoli risparmi in termini economici per le valutazioni di inquinamento ambientale rispetto alla metodica analitica (basata unicamente su misure di carattere fisico e chimico) attualmente usata dalle USSL ma non impiegabile per ragioni di costo, di gestione e di logistica in sistemi naturali in aree poco accessibili.

5. L'analisi di tutte le componenti ambientali investigate ha portato alla conclusione (da prendersi, per i motivi prima ricordati, con grande prudenza) che i due sistemi della Valtellina esaminati (Val Gerola e Val Masino) e caratterizzati da un fattore di degrado forestale agli estremi della scala di valutazione non mostrano sostanziali differenze se non per la presenza a livelli assai elevati di ozono nel sito a maggior deperimento. Nessuno aveva mai svolto in Italia questo tipo di misure. Ciò è stato possibile (per superare l'ovvia difficoltà di trasferire in sito l'automezzo dotato delle centraline automatiche per la misura degli inquinanti) con piccoli dosimetri messi recentemente a punto dall'Università di Monaco e prodotti dalla ditta svizzera PASSAM di Zurigo. Le misure effettuate hanno rilevato che, mentre le concentrazioni atmosferiche di ozono nel sito "sano" sono inferiori alla soglia

di tossicità per tutte le specie vegetali presenti, i livelli di ozono del sito ad alto grado di sofferenza biologica sono quasi doppi e comunque superiori alle soglie di tossicità per molte specie vegetali (mancano dati in letteratura sulle reali soglie di tossicità per le specie forestali).

Sarebbe indubbiamente molto interessante (e auspicabile) che si investighi a questo punto:

A. la presenza di altre specie atmosferiche inquinanti con effetti biologici analoghi a quelli prodotti dall'ozono;

B. le cause della presenza di ozono a tali livelli solo in una delle due zone considerate; a tal fine occorrerebbero più complete campagne di misura in tutta la Valtellina e la messa a punto di un modello meteorologico e diffusionale che spieghi questa concentrazione di ozono in funzione del movimento di masse d'aria inquinate dalla Pianura Padana e/o da zone ad alte emissioni antropiche di precursori dell'ozono;

C. la messa a punto di indicatori biologici del danno da ozono più veloci e precisi di quelli attualmente impiegati che registrano il danno solo dopo anni e spesso a situazione fitosanitaria già compromessa.

Ricadute del progetto

A seguito dei risultati ottenuti dal progetto la Comunità Europea ha approvato e finanziato un progetto che riprende ed estende nel tempo alcune delle linee di ricerca promosse dal progetto FLA: in particolare l'ARF ha beneficiato nel 1996 e 1997 di contributi comunitari per due progetti (EDAFO ed ESPERIME) aventi come oggetto il rapporto tra deposizioni atmosferiche e degrado forestale.

Il PMIP di Milano, avuta conoscenza dei risultati del progetto FLA, ha proposto una collaborazione per estendere l'indagine nella direzione dei punti A e B precedentemente illustrati come promettenti sviluppi della ricerca svolta.

Il CNR (in attesa dell'avvio del progetto finalizzato Ambiente) ha proposto che continui la collaborazione tra FLA e IRSA sullo studio degli effetti delle deposizioni umide sugli ecosistemi vegetali della Valtellina.

L'ARF ha chiesto alla FLA che continui la collaborazione sulle metodologie di analisi del deperimento forestale in Lombardia in relazione all'inquinamento dell'aria, delle acque e dei suoli.

2. Sito agrario (Area di spagliamento del torrente Arno - Varese)

Premessa

L'individuazione di un sito agrario interessato da inquinamento del suolo realizzatosi nel tempo per apporti successivi di agenti inquinanti non prodotti *in loco* era necessariamente legata a una zona in cui l'inquinamento fosse stato veicolato dall'acqua.

Questa situazione era garantita dalla presenza di due condizioni estreme:

- la presenza di territori coltivati soggetti, per necessità irrigue, a inondazioni continue di acque inquinate da agenti indesiderati di non sicura origine;
- la presenza di territori non più utilizzati in agricoltura soggetti a inondazioni occasionali, anche se ricorrenti, di acque inquinate da scarichi civili e industriali.

La prima situazione era facilmente individuabile in numerose marcite della Pianura Padana; essa offriva un oggetto di studio più omogeneo, ma era legata a situazioni di danno biologico dovute a cause di inquinamento imprevedibile e puntiforme.

La seconda situazione, benché accompagnata dallo svantaggio della eterogeneità della fonte di inquinamento e dall'avanzamento dello stato di degrado, forniva un campo sperimentale ove meglio si collocavano le diverse competenze disponibili e risultava la situazione più diversificata sia per gli aspetti biologici che per l'entità delle condizioni di degrado.

L'area dell'indagine è stata quindi individuata all'interno del Parco del Ticino tra i comuni di Castano Primo e Lonate Pozzolo dove le acque del torrente Arno, non trovando uno sbocco naturale, si disperdono sulla campagna. Le inondazioni hanno iniziato a verificarsi intorno agli anni Cinquanta quando lo sviluppo delle aree urbanizzate e industrializzate a monte ha provocato l'aumento dei deflussi superficiali e, contemporaneamente, il degrado delle acque dovuto all'immissione nell'Arno degli scarichi fognari civili e industriali.

Fino ad allora le acque del torrente venivano impiegate in agricoltura per l'irrigazione dei terreni a nord del canale Villoresi, ma in seguito furono progressivamente lasciate spagliare in un'area a monte della SP32.

Fino al Settecento le cartografie della zona indicavano come sbocco del torrente Arno il fiume Ticino, a valle di Somma Lombardo. Carte successive, invece, inducono a ritenere che il torrente Arno si disperdesse naturalmente nella zona di Lonate Pozzolo e che venisse assorbito dal terreno ciotoloso.

Gli scarichi fognari, di cui quei terreni sono stati recettori per anni, hanno causato una sorta di loro impermeabilizzazione provocando il progressivo allargamento dell'area che raggiunge oggi i 300 ettari causando, nel corso degli anni, anche notevoli disagi per la frequente interruzione della strada che congiunge Turbigo a Lonate.

Gli aspetti affrontati in termini di competenze sono stati i seguenti:

1. Indagini geobotaniche	*DIFCA - UNI MI*
2. Indagine forestale	*Azienda Regionale delle Foreste*
3. Analisi dell'entomofauna	*Istituto di Entomologia Agraria - UNI MI*
4. Analisi biochimiche e fisiologiche vegetali	*DIFCA, Sezione di Fisiologia e Biochimica - UNI MI*
5. Analisi tossicologiche delle acque	*Dipartimento di Scienze dell'Ambiente - UNI MI*
6. Analisi chimica dei suoli e delle acque	*DIFCA, Sezione di Chimica del Suolo - UNI MI*
7. Analisi degli inquinanti organici	*Istituto "Mario Negri"*
8. Aspetti patologici vegetali	*Istituto di Patologia Vegetale - UNI MI*

Sono stati attinti dati ed informazioni sull'area dai seguenti enti ed istituzioni:

- Consorzio Intercomunale per il risanamento dei torrenti Arno, Rile e Tenore;
- Lombardia Risorse;

- PMIP Varese;
- Regione Lombardia - Servizio Acque;
- SOGEIVA - Società Gestione Impianti Varese.

Risultati e conclusioni
Obiettivo primario delle ricerche svolte sul torrente Arno non era tanto lo studio del sito, ma la predisposizione e la verifica di metodi d'indagine rivolti soprattutto al monitoraggio di territori caratterizzati da dinamiche di fenomeni altamente irregolari.

Il quadro che si trae dalla notevole mole di dati geobotanici, entomologici, chimici, fisiologici e tossicologici ottenuti con le indagini svolte è di una seria compromissione ambientale anche se non irrecuperabile e legata soprattutto a fenomeni periodici di inquinamento "acuto" che si innestano su una situazione di fondo deteriorata. Le indagini hanno comunque dimostrato che è possibile controllare lo stato di qualità delle acque, dei suoli e della componente biologica sia con rilevamenti *in situ,* sia con campionamenti, analisi e test di laboratorio e che sarebbe utile allestire una rete di monitoraggio basata su protocolli precisi e impiegabile nello studio di situazioni analoghe dentro e fuori regione.

Relativamente alle possibilità di recupero di aree inquinate con caratteristiche analoghe si potrebbero prospettare le seguenti ipotesi:
- favorire lo sviluppo dell'area come ecosistema umido;
- favorire lo sviluppo dell'area come ecosistema boschivo e / o coltivato.

Nella prima ipotesi si tratterebbe di lasciare spagliare il torrente, lavorando soprattutto sulla qualità delle acque, sulla delimitazione fisica delle aree umide mediante sbarramenti e sull'asportazione dei rifiuti speciali disseminati in tutta l'area.

La seconda ipotesi risulta più complessa e prevede interventi sulle acque, sui rifiuti speciali, sui suoli e sui sedimenti. Per quanto riguarda le acque si dovrebbe provvedere alla loro canalizzazione allo scopo di bonificare l'area. Per i rifiuti speciali gli interventi sarebbero gli stessi della prima ipotesi. Il destino di suolo e sedimenti, invece, prevede una serie di interventi atti a recuperare i primi *in situ* riducendone le potenzialità inquinanti e i secondi, in virtù del loro elevato contenuto in carbonio organico, come ammendanti su zone agricole limitrofe.

3. Area dismessa - ex ferriera "Orsenigo" di Figino Serenza (Como)

Premessa
Uno degli obiettivi del progetto numero due era quello di studiare la possibilità di utilizzare approcci biologici per il recupero di suoli inquinati da interventi antropici.

Il lavoro di base, affrontato nella prima parte del progetto, prendeva in considerazione due aspetti particolari; il primo riguardante la biodegradabilità da parte dei microrganismi del terreno da molecole potenzialmente tossiche utilizzate in agricoltura, il secondo la possibilità di utilizzare le piante per bonificare il terreno dalla presenza di elementi tossici, in particolare metalli pesanti. Questo secondo approccio risultava fortemente innovativo e tale da poter ricevere apporti determinanti dallo studio di un sito ambientale.

La scelta del sito è stata effettuata utilizzando il lavoro di censimento delle aree lombarde da bonificare effettuato da Lombardia Risorse, società pubblica della Regione

Lombardia. Questo lavoro mette a disposizione, sotto forma di schede, i siti ambientali codificati con un breve riassunto delle loro caratteristiche con particolare riferimento al tipo di inquinamento e allo stato in cui versa il territorio, con l'indicazione di eventuali indagini particolari in attuazione di progetti di bonifica.

Il sito da noi scelto è stato quello della ex miniera di Figino Serenza, caratterizzato da un forte inquinamento da metalli pesanti e dal fatto che, da molto tempo, non è stato oggetto né di apporti di nuovi inquinanti, né di interventi di bonifica. Questa situazione garantiva pertanto la condizione di disporre di un territorio in cui, nel lungo periodo, si fossero realizzate condizioni per la selezione di piante capaci di adattamenti legati all'accumulo di metalli pesanti al loro interno. Gli aspetti indagati, in relazione alle competenze e ai tempi disponibili sono stati i seguenti:

Indagine geobotanica	*DIFCA - UNI MI*
Analisi del contenuto in metalli pesanti nelle piante e nel suolo	*DIFCA, Sezione di Fisiologia delle Piante - UNI MI*
Biochimica e fisiologia dei processi di adattamento delle piante	*DIFCA, Sezione di Fisiologia delle Piante - UNI MI*

Le seguenti istituzioni hanno fornito informazioni relative all'area:
- Lombardia Risorse;
- USSL 12 di Cantù;
- Comune di Figino Serenza.

Risultati e conclusioni

Le ricerche sull'area dell'ex-ferriera Orsenigo hanno permesso la caratterizzazione di una serie di specie vegetali selezionatesi naturalmente su terreni contaminati da metalli pesanti e in grado di accumularli senza conseguenze fisiologiche contribuendo in tal modo alla graduale bonifica dei suoli.

Il sito, nonostante il livello di degrado, si presta molto bene come area permanente di indagine, come "palestra" per studi sulle tendenze dinamiche della vegetazione in ambienti di "deserto" artificiale e per l'eventuale sperimentazione di ecotipi vegetali utilizzabili negli interventi di recupero.

Le attuali tecniche utilizzate per la bonifica di suoli inquinati da metalli pesanti, per altro assai costose, prevedono o l'asporto del terreno e il suo confinamento in apposite discariche, o l'uso di processi chimici per immobilizzare il metallo, seguiti da interventi alla superficie del suolo per eliminare la penetrazione dell'acqua o l'asporto e il trattamento del terreno con soluzioni in grado di desorbire e lisciviare i metalli. Queste metodiche utilizzate non sono però, nella maggior parte dei casi, risolutive; esse costituiscono semplici palliativi che rimandano il problema in quanto lasciano, anche se in forme poco solubili, gli elementi inquinanti nel terreno.

Dato che le modificazioni create in un terreno non sono quasi mai irreversibili, si possono ripresentare condizioni in cui l'inquinante diventa di nuovo disponibile.

La possibilità di utilizzare, in terreni inquinati da ingenti quantità di metalli pesanti, piante che accumulano tali elementi al loro interno, permetterebbe quindi di sviluppare metodi alternativi di bonifica biologica e di ridurre notevolmente i costi di recupero.

Esistono infatti piante che si sono adattate a vivere su tali terreni: alcune di esse hanno sviluppato meccanismi che escludono dall'assorbimento radicale i metalli pesanti, altre invece, le cosiddette piante accumulatrici, sono in grado di accumularli al loro interno senza manifestare sintomi di tossicità.

L'utilizzo di differenti specie di provata capacità accumulatrice con differente morfologia radicale e differente sviluppo vegetativo in combinazione tra di loro potrebbero rappresentare quindi un efficiente metodo di bonifica di terreni inquinati.

4. Sito forestale di pianura - Parco del Ticino: località "La Fagiana" (Milano)

Premessa

Fra i possibili siti di pianura interessati da fenomeni di inquinamento atmosferico, si è preso in considerazione un'area del Parco del Ticino, denominata "La Fagiana" che era stata segnalata dalla direzione del Parco in quanto particolarmente danneggiata, presumibilmente da fenomeni di inquinamento. L'interesse di tale area era dato dal fatto che si trova al centro del maggiore parco fluviale della Lombardia.

Un primo sopralluogo eseguito nell'area suddetta all'inizio del 1994 con i tecnici del Parco, aveva avvalorato l'ipotesi che la causa prevalente dell'evidente stato di sofferenza della vegetazione fosse da riferire a fenomeni di inquinamento atmosferico.

Per esaminare in dettaglio la situazione sono state attivate le seguenti indagini:

Monitoraggio patologico e individuazione di piante spia di inquinanti atmosferici	*Istituto di Patologia Vegetale - UNI MI*
Indagine geobotanica	*DIFCA - UNI MI*
Analisi chimica del suolo	*DIFCA, Sezione di Chimica del Suolo - UNI MI*
Analisi chimiche fogliari	*Dipartimento di Genetica e Biologia dei Mi - crorganismi - UNI MI*

Risultati e conclusioni

L'uso delle piante spia ha dimostrato una situazione differente a seconda della sottozona osservata: nelle aree più interne al bosco le piante spia non hanno manifestato sintomi attribuibili a un possibile inquinamento atmosferico, nelle aree marginali, potenzialmente più esposte agli inquinanti, sulle piante spia sono comparse clorosi e necrosi estese, con intensità crescente verso la fine del mese di settembre.

L'indagine geobotanica ha evidenziato condizioni diffuse di degrado, in alcune zone più accentuate per la riduzione della copertura arborea, con conseguente maggiore illuminazione del sottobosco ed espansione delle specie esotiche.

L'analisi chimica del suolo non ha riscontrato deviazioni accentuate dei parametri pedologici tipici (pH, metalli pesanti, contenuto di sostanza organica) dai valori di suoli in buono stato.

In conclusione, l'indagine ha portato a risultati in parte contradditori e non generalizzabili, probabilmente anche a causa del troppo breve periodo di osservazione e di controllo.

Gli Autori

Luigi Allievi Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-23955838, fax 02-70630829.

Renzo Bagnati Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri", via Eritrea 62 - 20157 Milano. Tel. 02-390141, fax 02-39001916.
E-mail: bagnati@irsmn.mnegri.it.

Raffaella Balestrini CNR - IRSA Reparto Sperimentale di Idrobiologia Applicata, via della Mornera 25 - 20047 Brugherio (MI). Tel. 039-2004303, fax 039-2004692.

Antonio Ballarin Denti Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607217, fax 02-2663057.
E-mail: ballarin@imiucca.csi.unimi.it

Uta Biino Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607217, fax 02-2663057.

Giorgio Binelli Dipartimento di Genetica e Biologia dei Microrganismi, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26 - 20133 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551.

Amedeo Buffoni ENEL SpA - PAM, via Rubattino 54 - 20134 Milano - Centro Ricerche Analisi Materiali - Milano.

Filippo Bussotti Dipartimento di Biologia Vegetale, Laboratorio di Botanica Forestale e Applicata, Università degli Studi di Firenze, piazzale Cascine 28 - 50144 Firenze. Tel. 055-3288368, fax 055-360137. E-mail: fbussotti@cesit1.unifi.it

Enrico Cenni LINNAEA AMBIENTE Srl, via Sirtori 37 - 50137 Firenze. Tel. 055-1608073, fax 055-608311. E-mail: mc6094@mclink.it

Maurizio Cocucci Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607216, fax 02-2663057. E-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it

Alberto Cozzi LINNAEA AMBIENTE Srl, via Sirtori 37 - 50137 Firenze. Tel. 055-1608073, fax 055-608311. E-mail: mc6094@mclink.it

Flaminio Di Girolamo Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, via Ponchielli 2/4 - 20124 Milano. Tel. 02-205771, fax 02-21528405.

Annamaria Ferrari Dipartimento di Scienze e Tecnologie Alimentari e Microbiologiche, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-23955839, fax 02-70630829. E-mail: annamaria.ferrari@unimi.it

Marco Ferretti LINNAEA AMBIENTE Srl, via Sirtori 37 - 50137 Firenze. Tel. 055-1608073, fax 055-608311. E-mail: mc6094@mclink.it

Ryan Fink Dipartimento di Genetica e di Biologia dei Microrganismi, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26 - 20133 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551.

Pier Luigi Genevini Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607230, fax 02-2663057. E-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it

Giacomo Gerosa Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607217, fax 02-2663057.

Carmen Gigliotti Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Universitàdegli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607224, fax 02-2663057. E-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it

Mario A. Gomarasca Associazione Italiana di Telerilevamento, CNR-IRRS, Telerilevamento, via Bassini 15 - 20133 Milano. Tel. 02-23699291 / 23699300. E-mail: mario@irrs.mi.cur.it.

Monica Guglini Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, via Ponchielli 2 / 4 - 20124 Milano. Tel. 02-205771, fax 02-21528405.

Roberta Maffescioni Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, via Ponchielli 2 / 4 - 20124 Milano.

Federica Magni Dipartimento di Genetica e di Biologia dei Microrganismi, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26 - 20133 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551.

Silvia Mangiapan Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri", via Eritrea 62 - 20157 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551.

Marco Marchetti Associazione Italiana di Telerilevamento, via Cocchi 4 - 50131 Firenze. Tel. e fax 055-570395.

Mauro Giorgio Mariotti Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607218, fax 02-2663057. E-mail: mauro.mariotti@unimi.it

Marco Natangelo Istituto di Ricerche Farmacologiche "Mario Negri", via Eritrea 62 - 20157 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551.

Paola Nola Dipartimento di Ecologia del Territorio e degli Ambienti Terrestri, Università degli Studi di Pavia, via S. Epifanio 14 - 27100 Pavia. Tel. 0382-504311, fax 0382-34240. E-mail: pnola@ipv36.unipv.it

Sergio Poli Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, via Ponchielli 2 / 4 - 20124 Milano. Tel. 02-205771, fax 02-21528405.

Giovanna Puppi Branzi Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università degli Studi di Bologna, via Irnerio 42 - 40126 Bologna. Tel. 051-351280, fax 051-242576.

Giuseppina Rabotti Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607217, fax 02-2663057. E-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it

Alessandro Rapella Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, via Ponchielli 2/4 - 20124 Milano. Tel. 02-205771, fax 02-21528405.

Alberto Rivetta Dipartimento di Fisiologia delle Piante Coltivate e Chimica Agraria, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-26607219, fax 02-2663057. E-mail: difca@imiucca.csi.unimi.it.

Mirella Sari-Gorla Dipartimento di Genetica e di Biologia dei Microrganismi, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26 - 20133 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551. E-mail: sari@imiucca.csi.unimi.it

Ivan Scotti Dipartimento di Genetica e di Biologia dei Microrganismi, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26 - 20133 Milano. Tel. 02-26605204, fax 02-2664551.

Anna Maria Spinardi Istituto di Coltivazioni Arboree, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-70600165, fax 02-2365302.

Gianni Tartari CNR-IRSA Reparto Sperimentale di Idrobiologia Applicata, via della Mornera 25 - 20047 Brugherio (MI). Tel. 039-2004303, fax 039-2004692.

Cristina Tazzi Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Foro Bonaparte 12 - 20121 Milano. Tel. 02-809169, fax 02-72002398.

Antonio Tagliaferri Azienda Regionale delle Foreste della Regione Lombardia, via Ponchielli 2/4 - 20124 Milano.

Guido Violini Istituto di Patologia Vegetale, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Milano, via Celoria 2 - 20133 Milano. Tel. 02-23691135, fax 02-70631287. E-mail: violini@unimi.it.

Sigle e abbreviazioni

ACS Autocorrelazione Spaziale
AdS Aree di saggio
AOT40 Average Over the Threshold of 40 ppb O_3
ARF Azienda Regionale delle Foreste
BCF Fattore di bioconcentrazione
CFC Clorofluorocarburi
CON.ECO.FOR Controllo Ecosistemi Forestali
COV Composti Organici Volatili
DMC Concentrazione di materia secca
DOC Carbonio organico disciolto
DQLs Data Quality Limits
ECAFO Progetto, Effetti della Contaminazione Atmosferica sugli Ecosistemi Forestali
EPA Environmental Protection Agency
FDR Foreste Demaniali Regionali
GPS Global Positioning System
IAP Indice di Purezza Atmosferica
IARC Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro
ICP-Forests, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests
IFNI Inventario Forestale Nazionale Italiano
IGBP International Geosphere-Biosphere Program
IMA Indice Morfo-Antropico
INDEFO Indagine sul Deperimento delle Foreste
IPA Idrocarburi Policiclici Aromatici
IRFC fotografie infra rosso falso colore
IRSA Reparto Sperimentale di Idrobiologia Applicata
L-D Indice luxuriance-density
LAI Leaf Area Index
LARA Laboratorio Aereo per Ricerche Ambientali
LRTAP Convention, Convention on Long Range Transboundary Air Pollution
MQOs Measurement Quality Objectives
NF Nitrofenoli
OTC Open top chambers

PCB Policlorobifenili
PCR Polymerase Chain Reaction
PTS Polveri Totali Sospese
QA Quality Assurance
RIDEP Rete Italiana Deposizioni atmosferiche
RWC Contenuto relativo di acqua
SANASILVA Manuali di valutazione standard
SDG Sistema di gerarchizzazione
SDW Peso secco specifico
SEM Microscopio Elettronico a Scansione
SIOS Autorità preposta alla sicurezza
SMB Simple Mass Balance
SOPs Standard Operating Procedures
TEM Microscopio Elettronico a Trasmissione
TWC Contenuto percentuale di acqua nella foglia a pieno turgore
UTR Unità Territoriali di Riferimento
WC Contenuto percentuale di acqua

Indice analitico

Accrescimento, *23-24*, *32*, *39*, *43*, *84-85*, *92-93*, *114-118*, *123-140*, *165*, *226*, *267-268*, *276*, *307*, *310-311*, *388*

Albero (salute dell'), *24-25*

Area di saggio
- delimitazione della, *43*, *73-74*
- di livello I, *38-40*, *43*, *52-55*, *277-279*, *295*, *303*
- di livello II, *38-39*, *43-45*, *50-53*, *55*, *57*, *97*, *278-279*, *302-303*, *305*
- di livello III, *51*
- distribuzione della, *31*, *54-55*, *285*, *291*
- individuazione della, *55*, *74*, ***277-279***

Campionamento, *29-30*, *34*, *39-42*, *44*, *48-50*, *52-53*, *89*, *94*, *96*, *98*, *105-106*, *110*, *113*, *125*, *135*, *168*, *174-176*, ***177-178***, *181*, *198*, *210*, *215*, *218*, *253-254*, *258*, *262*, *269*, *304*, *307*, *311*, *314-315*, *320*, *325*, *327*, ***328-329***, *341*, *347*, *363*, *366-367*, *369-371*, *373*, *377*, *379*, *382-383*
- alberi (di), *31*, *41*, *43*, *46-47*
- deposizioni (di), *254*, *256-257*, *259-260*, *263*
- foglie (di), *37*, *42*, *47*
- suolo (del), *37*, *41-42*, *44*, *47*, *56*

Chioma, *23-24*, *32*, *37*, *40*, *42*, *44-45*, *47-49*, *52*, *57*, ***95-120***, *129*, *138*, *146*, *165*, *174*, *176-177*, *215*, *220*, *225*, *228*, *255-256*, *260*, *276*, *283*, *285*, *287*, *289-291*, ***302-307***, *328*, *340*, *363*, *365*, *367*, *388*
- densità della, *30*, *32*, *304*, *387*
- identificazione della, *99*
- stato della, *24*, *47*, ***96-103***, *110*
- struttura della, *44*, *118*, *383*
- trasparenza della, *22*, *24*, *42*, *47*, *57*, *96*, *105*, *125*,*128-129*, *180*, *303-304*, *341*, *343*
- valutazione della, *96*, *99*, *102*

Danno
- categoria di, *24*
- causa del, *23*, *37-38*, *42*, *79-80*, *107-108*, *114*, *118-119*, *127*, *135*, *158-160*, *180*, *204*, *222*, *227-228*, *250*, *268*
- forestale, *124*, *156*, *175*, *268*, *275-276*, *379*
- funzionale, *23*
- fusto del, *57*, ***307-331***
- istologico, ***156-162***, *276*, ***312-315***
- monitoraggio del, *26-27*, *76*, *180*, *275*
- nel suolo, ***192-196***, ***345-362***
- rilevamento del, ***61-201***, *276*, *281*, ***328-335***, ***336-345***
- ultrastrutturale, ***156-162***, *276*, ***312-315***
- valutazione del, *179-180*, *224*, *274*, *276*

Defogliazione, *24*, *29*, *31*, *40-41*, *44-45*, *97*, *99*, *101*, *107*, *125-130*, *154*, *201*, *220*, *227*, *282*, *285*, *302-304*,

Dendrocronologia, *123*, *126*, *128*, *134*, *136*, *140*, *275*, *307*, *310*, *388*

Deperimento
bosco del, *22-23, 28, 70, 315*
causa del, *22-23, 28, 42, 57, 80, 99, 102, 118-119, 127, 157-160, 179-180, 204, 250, 303, 312, 314, 336-337, 339-341, 346, 386-388*
classi di, *118-119, 126, 130*
sintomi di, *22-23, 31, 77, 101, 108, 110, 118, 124-125, 127, 129, 157, 160-162, 176, 178, 180-182, 189, 222-226, 269, 312-315, 339-341, 343, 361*
valutazione del, *31, 62*

Deposizioni
atmosferiche, *48, 50, 204, **249-265**, 275, 278, **381-389***
carichi critici di, *42, **249-265**, 275, 344*
occulte, *250-251*
open field, *48, 50, 260, 381-386, 388*
secche, *85, 241, 250, 254, 257, 266, 268*
stemflow, *48-50, 259-260*
throughfall, *48-50, 255-256, 259-262, 383-386, 388*
umide, *85, 114, 157, 238-239, 241, 250, 253, 257-258, 260-261, 263-264, 266, 268, 373, 389*

Fenologia, *47, 99, 101, 105, **142-155***

Foglie
analisi delle, *38, 43, 110, 113-114, 156, **173-178**, 270, 274, 304, **328-335**, 340*
caduta delle, *102, 105, 119, 142, 146-148, 155, 175, 220, 225*
campionamento delle, *37, 39, 42, 46-47, 110, 113, 175, **177-178**, 304, 307, 314, **328-329**, 366-367, 369, 373, 379, 382*
diagnostica delle, *113, **304-307***
discolorazione delle, *29, 31, 40-41, 44-45, 47*
ritenzione delle, *32, 84, 102, 251*

Foreste
monitoraggio delle, *28-31, 35, 37, 53, 95, 173, 280*
stato delle, *25, **28-35**, 36, 42, 97, 269, 274*
stress delle, *23, 25, 29, 36-37, 39, 62-63, 65-68, 70, 72, 77, 79-80, 85, 103-104, 108, 110-112, 117, 123-124, 140, 143, 154, 157-159, 161-162, 165, 179-184, 186-188, **192-201**, **203-271**, 278, 303, 336-338, **339-344,** 345, 368, 387*

Fusto (danno del), *vedi danno*

Genetica, *29, 81, **164-165**, 166-172, 274, 315, 318-319, 321-323, 327-328*

Inquinanti
atmosferici, *22, 26, 37, 85, 158-159, 175-176, 197, **204-228**, 251, 255-256, 258, 260, 264, 268, 276, 278, 336, 338, 340, **362-368**, **369-380***
carichi critici di, *42, **249-264**, 275, 344*
fotochimici, *208, 211, 216, 225, 336*
inorganici, *200, **204-228**, 229-230, 245, 256, 263, 276, **362-368***
metalli pesanti, *92-94, 183, 187-189, 206, 211, 228-229, **266-270**, 355, 357*
organici, *176, 209, **229-246***
sorgenti di, *86*

Licheni, *84, **85-86**, **86-92**, **92-94**, 244, 294-295, 381, 383*

Modificazioni
morfologiche, *87, 117*

Monitoraggio
estensivo, ***29**, **30-31**, 38, **39-42**, 52-53, 173*
intensivo, ***29**, 32-34, **42-51**, 52-53, 55, 173, 368*
protocolli di, *179*
reti di, *177, 254*

Ozono, *86, 110-112, 157-159, 161, 181-183, 185-187, **208-209**, 210-212, 214-217, 219-220, 222, 225-226, **227-228**, 229, 231-233, 238, 245, 250, 256, 258, 268, 275, 312-313, 315, **336-337**, 338-339, 343-345, 363-368*

Produttività
chioma, *44, 105*

popolamento, *101*, *10106*, *124-125*, *127*, ***132-140***, *152*, *282*, *382*
stime di, *95*

Quality assurance, *30*, *35*, *52*, ***56-59***, ***120***

Ramificazione (stato della), ***114-120***

Standard di riferimento, *58*, *99*

Stress, *vedi Foreste*

Suolo / i
campionamento dei, *41-42*, *44*, *47*, *56*
soluzione circolante del, *38*, *198*, ***200-201***, *258*, *348*, ***357-362***

Telerilevamento, ***62-70***, *142*, *153*, *275*, ***281-291***

Trasparenza
chioma (della), *vedi chioma*
fogliame (del), *102*, ***302-304***

Vegetazione, *30*, *37*, *43-44*, *51*, *55*, *62-67*, *69-70*, *72-77*, *80*, *82*, *87*, *89*, *91*, *93*, *142-144*, *151-154*, *207-208*, *219*, ***220-228***, *229-230*, *241-243*, *245-246*, *252-256*, *259*, *262*, *268-269*, *290-291*, *357*, *365*, *368*, *380*, *382*

COPIA NON COMMERCIABILE
E IN DISTRIBUZIONE GRATUITA

Finito di stampare
presso “Arti Grafiche by Juri Iodice”
di Sannazzaro, Pavia
nel mese di maggio 1998.

La Fondazione Lombardia per l'Ambiente è stata istituita dalla Regione Lombardia nel 1986 come ente di carattere morale e scientifico per valorizzare l'esperienza e le competenze tecniche acquisite in seguito al noto incidente di Seveso del 1976. La Fondazione ha come compito statutario lo svolgimento di attività di studi e ricerche volte a tutelare l'ambiente e la salute dell'uomo con particolare attenzione agli aspetti relativi all'impatto ambientale di sostanze inquinanti. A tal fine collabora, nei propri programmi di ricerca e formazione, con le università lombarde – rappresentate nel consiglio di amministrazione – il CNR, il Centro Comune di Ricerca di Ispra e gli organismi tecnici dei principali enti di ricerca nazionali e regionali.

Il fenomeno normalmente conosciuto come "declino del bosco" è noto e studiato da alcuni decenni, ma, al momento, i ricercatori sono divisi sulla interpretazione dei numerosi dati che descrivono i sintomi di tale malessere raccolti in molti Paesi.

Il libro affronta pertanto un problema attualmente non risolto, ma sul quale gli studi sono molti vivaci in tutto il mondo.

I testi sono redatti da specialisti e intendono offrire una panoramica delle ricerche e dei metodi di indagine scientifica percorribili per studiare e, soprattutto, controllare nel tempo le foreste italiane, in particolare lombarde. Lo sforzo di aggregazione delle competenze coinvolte è in sintonia con il carattere interdisciplinare di questo tipo di ricerche. Il dialogo scientifico interdisciplinare del quale il libro si fa portatore è rafforzato dal fatto che i contributi presentati non solo costituiscono il naturale sviluppo di una ricerca su un caso concreto, che si pone come uno dei più completi e significativi tentativi effettuati in Europa per comprendere le possibili relazioni tra deperimento forestale e agenti inquinanti, ma sono anche scritti per la maggior parte dai ricercatori coinvolti in tale esperienza di lavoro.

ISBN 88–8134–041–0