

AperTO - Archivio Istituzionale Open Access dell'Università di Torino

Effetti dell'attività mineraria sul paesaggio forestale del vallone del torrente Chalamy nel Parco Naturale Mont Avic

This is a pre print version of the following article:

Original Citation:

Availability:

This version is available <http://hdl.handle.net/2318/1880228> since 2022-11-22T10:23:20Z

Terms of use:

Open Access

Anyone can freely access the full text of works made available as "Open Access". Works made available under a Creative Commons license can be used according to the terms and conditions of said license. Use of all other works requires consent of the right holder (author or publisher) if not exempted from copyright protection by the applicable law.

(Article begins on next page)

This is the author's final version of the contribution published as:

[Nicolò Anselmetto, Fabio Meloni, Donato Morresi, Massimo Bocca, Matteo Garbarino, Effetti dell'attività mineraria sul paesaggio forestale del vallone del torrente Chalamy nel Parco Naturale Mont Avic, REV. VALDÔTAINE HIST. NAT. 74-75: 93-112 (2020-2021)]

The publisher's version is available at:

[<https://sfv.it/revuesfv>]

When citing, please refer to the published version.

Link to this full text:

[<https://hdl.handle.net/2318/1880228>]

Effetti dell'attività mineraria sul paesaggio forestale del vallone del torrente Chalamy nel Parco Naturale Mont Avic

Anselmetto Nicolò¹, Meloni Fabio¹, Morresi Donato¹, Bocca Massimo², Garbarino Matteo¹

1 Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari (DISAFA), Università di Torino, Largo Paolo Braccini 2, 10095 Grugliasco (TO)

2 Parco Naturale Mont Avic, Frazione La Fabrique 164, 11020 Champdepraz (AO)

RIASSUNTO

I cambiamenti d'uso del suolo sono una delle principali cause di variazione dei paesaggi forestali. Gli effetti legati rispettivamente ai cambiamenti climatici e all'abbandono delle tradizionali pratiche colturali sulle foreste montane sono difficili da discriminare. Il vallone del torrente Chalamy nel Parco Naturale Mont Avic (Valle d'Aosta) è caratterizzato da ripidi versanti e da una particolare litologia poco favorevole al pascolo e alle consuete pratiche forestali, ma che ha consentito sino al XX secolo un'intensa attività mineraria. Sono stati indagati con differenti analisi di tipo ecologico gli effetti delle passate utilizzazioni del bosco – in particolare di quelle legate alle miniere – sulla struttura e sulla composizione delle foreste. I risultati acquisiti evidenziano il ruolo delle passate attività economiche sulla composizione dei boschi, sui pascoli abbandonati è stata evidenziata la prevalenza del larice dovuta ad aspetti biologici della specie. Il pino uncinato, specie dominante nell'area di studio in particolare negli strati più bassi della vegetazione, è stato favorito sulle restanti superfici sia dalla litologia che dai ripetuti estesi tagli per la produzione di carbone. Il processo di reinsediamento della vegetazione arborea all'interno delle aie carbonili è durato mediamente 50 anni a partire dal loro abbandono; all'interno delle carbonaie la copertura erbacea permane maggiore rispetto alle superfici circostanti, favorita dalla disponibilità di luce e di materiale carbonioso derivante dalla pirolisi. L'integrazione di immagini aeree, dati telerilevati e rilievi sul campo ha consentito un'ampia analisi storica sulla dinamica del paesaggio forestale, evidenziando alcuni fattori chiave per la conservazione dei boschi.

ABSTRACT

Effects of mining activities on the forest landscape of Chalamy Valley in the Mont Avic Natural Park

Land use change is one of the main drivers of forest landscape changing. Temperate mountain forests are facing a synergic effect of climate change and land abandonment that is hard to disentangle. Chalamy valley in the Mont Avic Natural Park (Aosta Valley) is characterized by steep slopes and a complex lithology that disadvantaged pastures and common forest utilizations in favor of intense mining activities until XX century. We combined different ecological samplings and analytical tools to assess the role of land use legacies – particularly mining legacies – on the current forest structure and composition. Our results suggest a role of land use legacies on the forest composition, where European larch is more abundant on abandoned meadows and pastures, due to biological legacies. Mountain pine, the main forest species, was probably favored by the lithology and the continuative clearcut treatment for charcoal production and dominates the valley, especially in the lower forest layers. Relic charcoal hearths show a time-lag of 50 years from the abandonment to the tree recolonization and a higher herbaceous cover, probably due to light availability and biochar concentration that favored the understory. The integration of land cover maps, remote sensing and field surveys allows a comprehensive historical investigation of forest landscape dynamics, highlighting key factors for conservation and management.

KEY WORDS

Mining legacies – Land use legacies – Relic charcoal hearths – Forest structure

INTRODUZIONE

Le popolazioni montane e rurali di tutto il mondo sono influenzate dal cambiamento globale, in particolar modo dall'effetto sinergico di cambiamento climatico e di uso del suolo (Bugmann et al., 2007). Se nei paesi tropicali questo è causato da un'intensificazione delle pratiche agricole e dall'intenso sfruttamento delle risorse naturali, nelle montagne della fascia temperata, come le Alpi, le dinamiche sono guidate soprattutto dall'abbandono delle pratiche agricole (Chauchard et al., 2007; Peters et al., 2019). Anche la Valle d'Aosta, come gran parte delle vallate delle Alpi Sud-Occidentali, ha vissuto dal Secondo Dopoguerra un picco di spopolamento delle aree più marginali e l'abbandono di alcune pratiche tradizionali, come il pascolo, la selvicoltura, la raccolta di lettiera e di funghi, la produzione di carbone vegetale (Bätzing et al., 1996).

La composizione e la struttura della vegetazione forestale odierna e il funzionamento ecologico del sistema sono fortemente influenzate dalle pratiche antropiche pregresse (Plieninger et al., 2011; Stritih et al., 2021). Gli effetti del cambiamento d'uso del suolo sugli ecosistemi prendono il nome di *land use legacies* (letteralmente, eredità dell'uso del suolo). L'attività dell'uomo ha effetti diretti e indiretti sugli ecosistemi, la cui intensità dipende dalla pressione antropica e dal tipo di utilizzazione: processi di insediamento a carattere abitativo, utilizzazioni forestali, pascolamento, mantenimento di boschi di protezione, rimboschimenti (Perring et al., 2016).

Tra gli usi storici delle foreste in alcune vallate alpine si trova l'estrazione di carbone vegetale (Giordano, 1864). La produzione di carbone vegetale è un processo tradizionale diffuso già nell'antichità tra Etruschi e Greci per la produzione di armi in ferro (Di Bérenger, 1859; Carrari et al. 2016). Il picco della produzione europea si è raggiunto alla fine del XVIII secolo, prima dell'ascesa dei combustibili fossili (Ludemann, 2010). Nelle montagne del bacino del Mediterraneo, invece, la produzione è continuata fino al Secondo Dopoguerra. La produzione di carbone prevede la pirolisi del legno a temperature di circa 400° C senza ossigeno, soprattutto in boschi governati a ceduo, ma anche in foreste ad alto fusto (Carrari et al., 2016). Le latifoglie erano di gran lunga più apprezzate, ma esistono testimonianze di estrazione di carbone vegetale anche in popolamenti di conifere (Backmeroff, 2001). I piazzali usati per l'estrazione di carbone vegetale prendono il nome di aie carbonili e sono delle superfici di forma circolare od ovale, di dimensione di circa 30–60 m², realizzate attraverso lo sbancamento dei versanti e la compattazione della terrazza così ricavata.

La realizzazione e l'utilizzo delle aie alterano le funzionalità del suolo creando un aumento nel contenuto organico di carbonio e modificando il ciclo dei nutrienti e la capacità di trattenuta idrica del suolo anche nel lungo periodo (Coomes & Miltner, 2017; Mastrolonardo et al., 2019). Le alte temperature al suolo hanno un effetto sterilizzante sul suolo, perché uccidono la banca semi e le radici e le comunità microbiche, facendo ripartire il processo di successione. In generale, il carbone e le ceneri aumentano il pH del suolo e la capacità di scambio cationico, mentre l'alluminio potenzialmente tossico viene ridotto. Anche la porosità e la struttura del suolo si sono dimostrati migliori (Hardy et al., 2019). La morfologia piatta delle aie permette una maggiore percolazione dell'acqua, aumentando ulteriormente la disponibilità dei nutrienti nel suolo (Criscuoli et al., 2014; Carrari et al., 2016). Un altro effetto molto importante riguarda la variazione nella disponibilità di luce al suolo per effetto di una copertura più rada delle chiome. L'assenza di copertura forestale e la difficoltà nella colonizzazione arborea di queste aree non va quindi considerata sempre come un sintomo di

fertilità ridotta nel suolo, bensì di competizione con specie erbacee e arbustive pioniere (Coomes & Miltner, 2017). L'effetto della produzione di carbone sulla crescita delle specie arboree è comunque ancora molto dibattuto. Mastrodonato et al. (2019) hanno osservato un effetto trascurabile in seguito a un lungo tempo di abbandono (circa 150 anni).

Il gruppo di ricerca in ecologia del paesaggio forestale dell'Università degli Studi di Torino ha indagato una porzione del bacino idrografico del torrente Chalamy all'interno del Parco Naturale Mont Avic (PNMA) per rispondere alle seguenti domande di ricerca: (i) gli effetti delle *land-use legacies* sono osservabili nella struttura dei boschi del PNMA? (ii) in quali aspetti strutturali sono evidenti questi effetti? (iii) qual è in particolare il ruolo delle *legacies* lasciate dalla produzione di carbone vegetale per alimentare le miniere del PNMA?

L'approccio adottato è stato di tipo multiscala e multidisciplinare, prevedendo l'integrazione di strumenti di analisi ecologica tradizionale, di telerilevamento e di dendrocronologia.

MATERIALI E METODI

Area di studio

L'area di studio consiste in una porzione della valle del torrente Chalamy (circa 5500 ha con gradiente di quota tra 500 e 2600 m s.l.m.; Fig. 1, 2), quasi completamente inclusa nel territorio del Parco Naturale Mont Avic. L'area protetta è stata istituita nel 1989 ed è inclusa nella Rete Natura 2000 (Zona Speciale di Conservazione IT1202000). Il clima è alpino, con temperature medie tra 1 e 3°C e precipitazioni comprese tra 800 e 1200 mm all'anno, concentrate prevalentemente in primavera e autunno (Tiberti et al., 2019). Le foreste (poco meno di 4000 ha unendo popolamenti densi e radi) sono prevalentemente composte da pino uncinato (*Pinus mugo* Turra subsp. *uncinata*; 63%) e larice (*Larix decidua* Mill.; 15%). Un'altra importante conifera è il pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), più diffuso a quote inferiori. Il faggio (*Fagus sylvatica* L.) è dominante nella fascia montana della porzione Sud-Orientale dell'area; altre latifoglie come il castagno (*Castanea sativa* Mill.), la roverella (*Quercus pubescens* Willd.) e la betulla (*Betula pendula* Roth) sono molto diffuse sotto i 1100 m s.l.m., mentre al di sopra risultano essere sporadiche (Cremonese et al., 2007). Dal punto di vista litologico, l'area è dominata da rocce mafiche e ultramafiche del "Complesso Ofiolitico del Mont Avic", con presenza di serpentinite associata a scisti, metagabbri, prasinite e anfiboliti (D'Amico et al., 2008).

Per via dell'aspra conformazione geomorfologica dell'area e della sua natura litologica, la valle non è stata interessata da una elevata pressione del pascolo tipica delle vallate alpine, quanto più dall'utilizzazione dei boschi per finalità estrattive nelle miniere dell'area (Bocca et al., 2018). Nell'area del Parco sono stati individuati vari siti fusori e stabilimenti metallurgici, attivi sicuramente fra la fine del XVII secolo e il XIX secolo (Fig. 3, 4; Castello, 2020; Castello, 2020/2021); in particolare, da datazioni ¹⁴C su campioni di carboni di legna presenti nelle scorie è ipotizzabile che la fonderia di Perrot fosse attiva già nel XVI e XVII secolo e forse nel XV secolo (Martin et al., 2014).

Attualmente, la pressione antropica nelle aree del Parco è limitata soprattutto alle escursioni turistiche e al pascolamento estensivo in località Prà Oursie. Le basse quote mostrano un'espansione a discapito delle aree aperte residue, come le radure, mentre le alte quote evidenziano un aumento nella copertura forestale legato all'effetto sinergico di abbandono del territorio e cambiamento climatico (Anselmetto et al., in press).

Analisi della struttura dei boschi di neoformazione

Per poter indagare la struttura dei boschi di neoformazione si è partiti dall'analisi delle coperture del suolo ottenute attraverso la classificazione di foto aeree nel 1965 e nel 2017 (Fig. 5; Anselmetto et al., in press). Le classi usate nella carta di copertura sono 5: *foresta densa* (aree boschive con copertura di chioma $\geq 80\%$); *foresta rada* (aree boschive con

copertura di chioma compresa tra 20 e 80% e arbusteti); *praterie* (superfici erbacee come pascoli, prati e radure); *superfici antropiche* (infrastrutture e centri abitati); *non vegetato* (categoria residua che comprende suolo nudo, rocce, ghiaioni, specchi e corsi d'acqua). L'accuratezza della classificazione è risultata buona sia per il 1965 (Overall Accuracy = 81%; *k* di Cohen = 0.75) che per il 2017 (Overall Accuracy = 92%; *k* di Cohen = 0.89).

In tutto sono state posizionate 45 aree di saggio (Fig. 1) in modo da rappresentare le 5 classi di transizione: da foresta rada a foresta densa (SF-FO; *n* = 10); da prateria a foresta densa (GR-FO; *n* = 10); da non vegetato a foresta densa (UV-FO; *n* = 6); da prateria a foresta rada (GR-SF; *n* = 10); da non vegetato a foresta rada (UV-SF; *n* = 9). Le aree sono state posizionate a una distanza di almeno 50 m tra loro lungo sentieri e vecchie mulattiere.

I rilievi sono stati effettuati nell'ottobre del 2020 predisponendo sul terreno delle aree di saggio quadrate di 100 m². In ogni area si è proceduto a rilevare la composizione delle specie arboree ripartendole in tre classi di struttura verticale differenti: (i) *rinnovazione*, comprendente le piante non superiori al metro di altezza; (ii) *giovani alberi*, tra 1 e 3 m di altezza; (iii) *alberi adulti*, al di sopra dei 3 m di altezza. Per ogni rilievo è stato annotato il diametro della pianta più grande. Dall'elaborazione dei dati si sono ottenute le seguenti variabili strutturali: (i) proporzione di larice e pino uncinato in totale e per ogni piano; (ii) densità (piante/ha) per ogni piano della vegetazione; (iii) indice di diversità di Shannon per valutare il grado di equità tra i piani di struttura secondo la seguente formula:

$$- \sum_i^m (P_i \cdot \ln(P_i)) \quad (1)$$

Con *m* che rappresenta le 3 classi di struttura verticale e *P_i* il rapporto tra il numero di piante a ettaro della classe e quello totale; (iv) diametro della pianta più grande (cm).

Analisi delle aie carbonili

Durante una campagna tra maggio 2020 e aprile 2021, 92 aie sono state rilevate attraverso ricevitore satellitare *Trimble R2* a precisione submetrica (Fig. 1, 6). Da queste aie si sono ricavati i seguenti dati di struttura forestale: (i) stima visiva delle coperture (%) secondo le seguenti classi: alberi, rinnovazione (*h* < 1.30m), lettiera, erbe, arbusti, suolo nudo/roccia; (ii) specie arboree presenti nell'area suddivise in classi di altezza. I dati strutturali delle aie sono stati poi comparati con quelli ricavati da 75 aree di saggio collocate in modo casuale nei pressi (massimo 100 m) dalle aie. Su questi dati non è stata fatta inferenza statistica, ma si è proceduto a una semplice descrizione delle situazioni e a un confronto con i dati ricavati dalle aree di saggio nelle foreste.

Delle carote legnose sono state ottenute dagli individui di diametro maggiore all'interno delle aie (*n* = 68) e delle aree di saggio (*n* = 27), laddove il prelievo della carota risultasse possibile per le condizioni delle piante.

Analisi statistiche

I dati di struttura forestale dei nuovi boschi sono stati analizzati mediante tecniche di statistica multivariata (raggruppamento MRPP e ordinamento NMS) per evidenziare il ruolo delle *legacies* nel determinare differenze nelle caratteristiche strutturali dei boschi. Innanzitutto, si è proceduto con un test statistico multivariato per determinare se le differenze tra classi di transizione potessero essere considerate statisticamente significative. Si è scelto di applicare l'MRPP (*Multi-Response Permutation Procedure*), evoluzione non-parametrica di un'ANOVA multivariata che rende possibile confrontare gruppi tra loro sbilanciati, che restituisce un *p-value* di significatività della differenza tra gruppi e un *A value*

che indica l'omogeneità interna dei gruppi. Per visualizzare graficamente i gruppi si è proceduto a un ordinamento libero, scegliendo l'NMS (*Nonmetric Multidimensional Scaling*), in quanto non-parametrico. Entrambe queste analisi multivariate sono state effettuate attraverso il software PC-ORD v.7 (McCune & Mefford 1999).

Dopodiché, per valutare l'effetto delle transizioni sulle singole caratteristiche strutturali dei boschi si è scelto di effettuare un'analisi *ad-hoc* attraverso il test non parametrico di Kruskal-Wallis dopo aver accertato l'assenza di condizioni di normalità statistica attraverso l'analisi dell'asimmetria delle distribuzioni. In seguito, in presenza di significatività, è stato svolto un test *post-hoc* di Wilcoxon per indagare la differenza tra gruppi.

Per quanto riguarda l'analisi delle carote legnose per il confronto è stato effettuato mediante un *test t* per campioni indipendenti tra le carote prelevate nelle aie (n = 68) e quelle prelevate in prossimità di tali aree (n = 27).

RISULTATI

Struttura dei boschi di neoformazione

In Tab. 1 si riportano media e deviazione standard delle variabili strutturali e ambientali per le diverse classi di transizione. Si evidenzia la differente densità ad ettaro (*t_de*) degli attuali boschi densi (FO) rispetto a quelli radi (SF). Si noti anche la maggiore diversità strutturale (*div*) di tutte le transizioni su terreni un tempo non occupati da vegetazione (UV).

I risultati delle analisi multivariate sono riportati in Fig. 7. La significatività ricavata dall'MRPP è risultata essere $p < 0.001$, per cui vi sono differenze significative nelle strutture dei boschi in funzione della loro storia di utilizzo (transizioni). Il valore di *A* è pari a 0.26, indicando la presenza di eterogeneità all'interno dei gruppi. Dai risultati dell'ordinamento, è possibile notare come i gruppi più omogenei siano quelli relativi alle transizioni da non vegetato (UV-FO e UV-SF), mentre i più eterogenei risultino quelli delle transizioni *prateria - foresta densa* e *foresta rada - foresta densa*. Il primo asse dell'NMS risulta essere particolarmente influenzato dalla densità di giovani piante ($r = 0.645$), dal diametro della pianta più grande ($r = - 0.316$), l'asse 2 invece da proporzione di adulti ($r = - 0.782$) e giovani ($r = - 0.666$) di larice. La proporzione di pini uncinati influenza entrambi gli assi ($r = 0.433$ e $r = 0.606$ per i pini uncinati adulti rispettivamente sull'asse 1 e 2; $r = 0.325$ e $r = 0.529$ per i giovani).

I risultati dei test di Kruskal-Wallis e Wilcoxon mostrano come le densità dei boschi sono fortemente dipendenti dalla categoria di uso del suolo cui appartengono. Nei boschi densi (FO, copertura delle chiome > 80%), si osserva una densità significativamente superiore rispetto alle formazioni classificate come rade, validando in parte il processo di fotointerpretazione e classificazione. L'indice di Shannon per la valutazione della diversità strutturale presenta valori più alti per i boschi radi, indice di un maggiore tra i diversi strati di vegetazione arborea. I valori più bassi si osservano invece per la transizione prateria-bosco denso. I valori riferiti al diametro della pianta più grande non sono particolarmente indicativi di transizioni tra categorie di uso del suolo (Fig. 8).

Dal punto di vista della composizione specifica, le classi con transizioni da non vegetato (UV-FO soprattutto, ma anche UV-SF) sono dominate soprattutto da pino uncinato, mentre la transizione GR-SF è dominata da larice. Per la transizione SF-FO e GR-FO la situazione è più eterogenea, ma il pino uncinato risulta comunque più abbondante (Fig. 9).

Analisi della struttura delle aie carbonili e delle carote legnose

La differenza nelle età degli alberi misurata attraverso le carote legnose è risultata statisticamente significativa ($p < 0.001$) e la differenza tra la media delle età è risultata essere di circa 49 anni (134.2 ± 33.4 anni per gli alberi fuori dalle aie, 85.4 ± 27.8 anni per quelli dentro alle aie; Fig. 10).

In Fig. 11 si riporta il confronto tra le coperture nelle aree interne alle aie e quelle della matrice forestale. Le maggiori differenze si osservano nella copertura arborea ($67.5 \pm \%$ nelle aree di saggio, $47.0 \pm \%$ nelle aie di saggio), in quella erbacea ($8.5 \pm \%$ in foresta e $34.8 \pm \%$ all'interno delle aie) e in quella del suolo nudo ($8.2 \pm \%$ in foresta e $1.0 \pm \%$ nelle aie).

DISCUSSIONE

Per quanto il Parco del Mont Avic sia un'area che ha risentito solo marginalmente delle attività di pascolo e utilizzazione tradizionale del patrimonio forestale (Bocca et al., 2018), l'intenso e continuativo sfruttamento dei boschi con finalità estrattive e la bassa fertilità dei suoli ha portato a forti modificazioni nelle caratteristiche strutturali e funzionali delle sue foreste.

Nell'area del Parco, tra il 1965 e il 2017 si è osservata una continua espansione delle superfici forestali, che ha comportato una semplificazione del mosaico paesaggistico a bassa quota e una frammentazione delle praterie e del non vegetato nella porzione superiore della valle (Anselmetto et al., in press). Questi cambiamenti a scala di paesaggio hanno avuto effetti anche sulla struttura delle foreste. Nonostante l'abbandono protratto delle pratiche di estrazione del carbone vegetale e il ridotto utilizzo di pascoli, infatti, i boschi di neoformazione risentono della storia di utilizzo del territorio (Tab. 1, Fig. 7). In particolare, le analisi multivariate hanno evidenziato differenze significative tra le classi di transizione indicando differenze significative nelle strutture dei boschi di neoformazione in funzione della loro storia di utilizzo, cioè della categoria di copertura del suolo di provenienza (pascolo o area non vegetata). Le analisi hanno altresì evidenziato dei gruppi di nuovi boschi comunque eterogenei tra loro, soprattutto per quanto riguarda le transizioni GR-FO e SF-FO, che occupano lo spazio maggiore all'interno dello spazio multivariato. Ciò è legato alla diversa storia di utilizzazioni passate delle aree. Le transizioni da prateria a bosco sono osservate infatti dalle basse quote (località Chalamy) ai pascoli subalpini; pertanto, al loro interno presentano situazioni molto variabili che vanno dalle radure e i prati a pascoli o lariceti pascolati con copertura di chioma molto ridotta. La transizione da bosco rado è un'altra classe molto varia, perché rientrano superfici che probabilmente derivano da storie di utilizzazioni diverse e con composizione specifica varia. La classe di trasformazione del paesaggio forestale più omogenea risulta essere quella relativa alla transizione UV-SF, in cui notiamo popolamenti dominati da pino uncinato. È opportuno segnalare che i rilievi per questa transizione sono stati svolti in un'area piuttosto piccola per via della difficoltà nel raggiungere altre aree caratterizzate dalla stessa dinamica e per via delle dimensioni molto contenute delle superfici rappresentate da questo tipo di transizione. Gli individui di uncinato presenti in quest'area presentano spesso crescite stentate e portamenti policormici, probabilmente per effetto della bassa fertilità dei suoli di matrice serpentinitica (D'Amico et al., 2008; Kim & Shim, 2008).

In generale, il pino uncinato risulta essere la specie più presente nei nuovi boschi del Parco, soprattutto nel piano dominato (*seedlings* e *saplings*), mentre nel piano dominante (adulti con altezza > 3 m) vi è un maggiore equilibrio tra larici e pini (Fig. 9). Le aree con maggiore presenza di giovani larici risultano essere quelle appartenenti alla classe GR-SF (da prateria a foresta rada), forse per via della presenza di *biological legacies* rappresentate da portaseme in aree ex-pascolive che hanno avuto la possibilità di disseminare (Fig. 9a; Garbarino et al., 2013). I giovani di uncinato, invece, si osservano soprattutto nelle transizioni da non vegetato (Fig. 9b). Qui l'uncinato, molto rustico e in grado di colonizzare rapidamente aree svantaggiate, è stato probabilmente favorito rispetto al larice. La dinamica più difficile da descrivere è quella relativa alla transizione SF-FO (da foresta rada a foresta densa), caratterizzata da una chiusura dei popolamenti precedentemente radi. Questo è probabilmente legato a differenze nell'uso pregresso di tali aree e al fatto che la categoria di bosco rado comprendesse anche

arbusteti. La densità dei boschi è fortemente dipendente dallo stadio attuale del bosco. L'indice di Shannon evidenzia un maggiore equilibrio strutturale nei boschi radi e una struttura più semplice nei boschi derivati dalla transizione prateria-foresta densa (Fig. 8). Come già detto, l'attività antropica più importante per i boschi del Parco è stata storicamente quella per produzione di carbone a fini estrattivi, che consisteva in frequenti (turni di 20-30 anni) tagli a raso, spesso indicati come causa di declino della biodiversità (Paillet et al., 2010). Dal confronto tra le carote all'interno e all'esterno delle aie si osserva un intervallo di tempo di circa 50 anni necessario alla ricolonizzazione dei piazzali abbandonati (Fig. 10). La durata di questo lasso temporale può essere dovuta, oltre che alla limitata fertilità dei suoli del Parco e alle alterazioni al suolo, alla rapida crescita dello strato erbaceo e arbustivo e alla forte competizione con la rinnovazione arborea (Fig. 11; Coomes & Miltner, 2017). Un'integrazione floristica potrebbe chiarire questo aspetto ed evidenziare differenze in specie più rapide nei cambiamenti come sono quelle erbacee. Da questo punto di vista, la biodiversità delle aie è spesso considerata superiore a quella del bosco, per via delle condizioni di fertilità fornite dal carbone vegetale e per la disponibilità di luce al suolo. Conoscere i siti di estrazione del carbone e le dinamiche forestali che seguono l'abbandono è dunque fondamentale per individuare potenziali microhabitat da conservare (Carrari et al., 2016).

L'approccio multidisciplinare di questo lavoro, che va ad integrare le analisi sui cambiamenti passati e futuri delle coperture del suolo del Parco (Anselmetto et al., in press) e di ricostruzione storica dell'utilizzo del capitale legnoso a fini energetici, permette di avere un quadro di lettura vegetazionale e forestale più approfondito e completo sul Parco Naturale Mont Avic. Le dinamiche passate del paesaggio influenzano il funzionamento degli ecosistemi nel presente e nel futuro (Perring et al., 2016; Garbarino & Weisberg, 2020), conoscere la storia di un paesaggio permette inoltre di pianificare interventi mirati a proteggere e recuperare importanti servizi ecosistemici, fornendo ai gestori informazioni vegetazionali quantitative che possono guidare le scelte verso un maggiore grado di naturalizzazione (Whitlock et al., 2018). La conservazione della biodiversità è uno dei 17 obiettivi per lo Sviluppo Sostenibile dell'Agenda 30 dell'ONU e il ruolo delle aree protette nel mantenimento della diversità faunistica e floristica passa anche attraverso gli interventi di *restoration ecology* specifici per i differenti taxa. Ai cambiamenti in atto descritti dal presente lavoro è con ogni probabilità da associare l'elevata α -biodiversità dei funghi ectosimbionti e di alcuni gruppi di insetti fitofagi (Curletti, 1998; Peretti et al., 1999; Piccolino, 2005; Curletti & Cristiano, 2007/2008). Per quanto riguarda l'avifauna strettamente forestale, la progressiva riduzione delle utilizzazioni boschive e il conseguente aumento della necromassa e di habitat idonei alla nidificazione hanno favorito in modo evidente i Picidi, e in particolare il picchio nero *Dryocopus martius* (Bocca et al., 2007). Massicci forestali compatti con una buona densità di cavità scavate dal picchio rosso maggiore *Dendrocopos major* hanno invece agevolato negli ultimi vent'anni il ritorno della civetta nana *Glaucidium passerinum* (Baroni et al., 2022). L'aumento della densità dei boschi e la chiusura delle cenosi forestali, non ha comunque causato una sensibile diminuzione del fagiano di monte *Lyrurus tetrrix*, galliforme spesso associato a popolamenti radi, ai margini e agli habitat ecotonali (Chamberlain et al., 2012; Bocca et al., 2013).

RINGRAZIAMENTI

Questa ricerca è stata interamente finanziata dal progetto Interreg V-A Italia/Svizzera 2014/2020 n. 622393 "MINERALP - Promozione del Patrimonio Geologico e Naturalistico tra Italia e Svizzera". Si ringrazia il personale del Parco Naturale Mont Avic per il supporto fornito durante i rilievi di campo.

BIBLIOGRAFIA

- Anselmetto, N., Sibona, E. M., Meloni, F., Gagliardi, L., Bocca, M., Garbarino, M. in press. Land Use Modeling Predicts Divergent Patterns of Change Between Upper and Lower Elevations in a Subalpine Watershed of the Alps. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00716-7>
- Bätzing, W., Perlik, M., Dekleva, M. 1996. Urbanization and Depopulation in the Alps. *Mountain Research and Development*, 16(4): 335–350. <https://doi.org/10.2307/3673985>
- Backmeroff, C.E. 2001. Historical land-use and upper timberline dynamics determined by a thousand-year larch chronology made up of charcoal fragments from kilns and ancient trees. In: Kaennel Dobbertin, M. & Braker, O.U. (Eds.). *International Conference Tree Rings and People*. Birmensdorf, Switzerland: WSL (p. 262-263).
- Baroni, D., Cecere, J.C., Bocca, M., Koliopoulos, S., Vertua, I., Imperio, S., Laaksonen, T. 2022-accettato. From the boreal forest to the Alps: space use during the breeding period in a forest specialist, the pygmy owl. 13th European Ornithologists' Union Congress 2022, Giessen, Germany, March 14-18, 2022.
- Bocca, M., Carisio, L., Rolando, A. 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95(1): 17–29.
- Bocca, M., Caprio, E., Chamberlain, D., Rolando, A. 2013. The winter roosting and diet of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the north-western Italian Alps. *Journal of Ornithology*, 155 (1): 183-194.
- Bocca, M., Comoglio, C., Ganis, L., Nota A. 2018. Dichiarazione Ambientale EMAS 2018–2020. Parco Naturale Mont Avic, Champdepraz.
- Bugmann, H., Gurung, A. B., Ewert, F., Haeberli, W., Guisan, A., Fagre, D., Kääh, A., Participants, G. 2007. Modeling the Biophysical Impacts of Global Change in Mountain Biosphere Reserves. *Mountain Research and Development*, 27(1): 66–77.
- Carrari, E., Ampoorter, E., Verheyen, K., Coppi, A., Selvi, F. 2016. Former charcoal kiln platforms as microhabitats affecting understorey vegetation in Mediterranean forests. *Applied Vegetation Science*, 19(3): 486–497. <https://doi.org/10.1111/avsc.12238>
- Castello P., 2020. Stabilimenti metallurgici del vallone di Champdepraz e vie di trasporto dei minerali di ferro e di rame. 1 - il ferro. Parco Naturale Mont Avic, relazione inedita per il progetto “MINERALP”.
- Castello, P. 2020/2021. La “via del rame” tra la miniera di Hérin e lo stabilimento metallurgico di Perrot nel vallone del torrente Chalamy in comune di Champdepraz (Valle d’Aosta - Italia). *Revue Valdôtaine d’Histoire Naturelle*, 73-74: 00-00, 2021.
- Chamberlain, D.E., Bocca, M., Migliore, L., Caprio, E., Rolando A. 2012. The dynamics of alternative male mating tactics in a population of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Italian Alps. *Journal of Ornithology* 153 (4): 999-1009.
- Chauchard, S., Carcaillet, C., Guibal, F. 2007. Patterns of Land-use Abandonment Control Tree-recruitment and Forest Dynamics in Mediterranean Mountains. *Ecosystems*, 10(6): 936–948. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9065-4>
- Cremonese, E., Morra di Cella, U., D’Amico, M. 2007. Gli ambienti forestali del Parco Naturale Mont Avic. Champdepraz, Italy: Parco Naturale Mont Avic.
- Curletti, G. 1998. Prima contribuzione alla conoscenza degli insetti fitofagi del Parco Naturale del Mont Avic. *Revue Valdôtaine d’Histoire Naturelle*, 52: 105-131.
- Curletti, G., Cristiano, L. 2007/2008. Primo contributo allo studio del ruolo delle radure nell’incremento della biodiversità dell’entomofauna xilofaga delle foreste alpine. *Revue Valdôtaine d’Histoire Naturelle*, 61-62: 391-399.
- D’Amico, M., Julitta, F., Previtali, F., Cantelli, D. 2008. Podzolization over ophiolitic materials in the western Alps (Natural Park of Mont Avic, Aosta Valley, Italy). *Geoderma*, 146(1–2): 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.025>

- Di Bérenger, A. 1859. *Studii di archeologia forestale*. Venezia, Italy: Stabilimenti Lito-tipografici di G. Longo.
- Garbarino, M., Lingua, E., Weisberg, P. J., Bottero, A., Meloni, F., Motta, R. 2013. Land-use history and topographic gradients as driving factors of subalpine *Larix decidua* forests. *Landscape Ecology*, 28(5): 805–817. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9792-6>
- Garbarino, M., Weisberg, P. J. 2020. Land-use legacies and forest change. *Landscape Ecology*, 35(12): 2641–2644. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01143-0>
- Giordano, F. 1864. *Industria del Ferro in Italia; relazione dell'Ingegnere Felice Giordano per la Commissione Ferriere istituita dal Ministero di Marina*. Torino, Italy: Tipografia Cotta e Capellino.
- Kim, J.-M., Shim, J.-K. 2008. Toxic Effects of Serpentine Soils on Plant Growth. *Journal of Ecology and Environment*, 31(4): 327–331. <https://doi.org/10.5141/JEFB.2008.31.4.327>
- Ludemann, T. 2010. Past fuel wood exploitation and natural forest vegetation in the Black Forest, the Vosges and neighbouring regions in western Central Europe. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 291: 154-165.
- Martin S., Toffolo L., Rottoli M., Nimis P., Godard G., 2014. *Studio delle antiche miniere del Parco Naturale Mont Avic (Valle d'Aosta)*.
- McCune, B., Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Vers. 7. User's Guide*. Corvallis, Oregon: MjM Software Design.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., ...Virtanen, R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101-112.
- Peretti, F., Meotto, F., Vizzini, A., Buffa, G. 1999. Ricerche micoecologiche sugli ectosimbionti di Pino uncinato nel Parco Naturale del Mont Avic. *Revue Valdôtaine d'Histoire Naturelle*, 53: 51-62.
- Perring, M. P., De Frenne, P., Baeten, L., Maes, S. L., Depauw, L., Blondeel, H., Carón, M. M., Verheyen, K. 2016. Global environmental change effects on ecosystems: The importance of land-use legacies. *Global Change Biology*, 22(4): 1361–1371. <https://doi.org/10.1111/gcb.13146>
- Peters, M. K., Hemp, A., Appelhans, T., Becker, J. N., Behler, C., Classen, A., Detsch, F., Ensslin, A., Ferger, S. W., Frederiksen, S. B., Gebert, F., Gerschlaier, F., Gütlein, A., Helbig-Bonitz, M., Hemp, C., Kindeketa, W. J., Kühnel, A., Mayr, A. V., Mwangomo, E., ... Steffan-Dewenter, I. 2019. Climate-land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. *Nature*, 568(7750): 88–92. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1048-z>
- Piccolino, D.M. 2005. Addenda ai coleotteri fitofagi del Parco Naturale del Mont Avic e zone limitrofe. *Revue Valdôtaine d'Histoire Naturelle*, 59: 103-106.
- Plieninger, T., Schaich, H., Kizos, T. 2011. Land-use legacies in the forest structure of silvopastoral oak woodlands in the Eastern Mediterranean. *Regional Environmental Change*, 11(3): 603–615. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0192-7>
- Stritih, A., Senf, C., Seidl, R., Grêt-Regamey, A., Bebi, P. 2021. The impact of land-use legacies and recent management on natural disturbance susceptibility in mountain forests. *Forest Ecology and Management*, 484. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118950>
- Tiberti, R., Buscaglia, F., Armodi, M., Callieri, C., Ribelli, F., Rogora, M., Tartari, G., Bocca, M. 2019. Mountain lakes of Mont Avic Natural Park: Ecological features and conservation issues: Mountain lakes of a natural park. *Journal of Limnology*, 79(1). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1923>

Whitlock, C., Colombaroli, D., Conedera, M., Tinner, W. 2018. Land-use history as a guide for forest conservation and management. *Conservation Biology*, 32(1): 84–97. <https://doi.org/10.1111/cobi.12960>

This full text was downloaded from iris-AperTO: <https://iris.unito.it/>