

## La banca dei semi del suolo dei cedui di cerro a regime e abbandonati: risultati di uno studio sperimentale in Val di Cecina (Toscana)

Filippo Fortuna,  
Cristina Gasperini,  
Federico Selvi

*The soil seed bank of active and abandoned Quercus cerris coppice forests: results from an experimental study in Val di Cecina (Tuscany)*

The soil seed bank is a key component in the dynamic processes of many terrestrial ecosystems. It consists of a reserve of viable spermatophyte seeds stored in the soil for variable periods, potentially lasting several decades. In forest environments, the seed bank serves as an important mechanism of resilience, playing a crucial role in vegetation recovery following both natural regeneration processes and disturbances. Additionally, it acts as a hidden reservoir of plant diversity, often preserving traces of past vegetation. Despite its ecological importance, many characteristics and processes of the seed bank remain poorly understood, particularly in Mediterranean forests and in relation to forest management. To help fill these knowledge gaps, we analyzed the soil seed bank of two supra-Mediterranean turkey oak-dominated forests in the Val di Cecina (central-western Tuscany), which are similar in site conditions but differ in management regimes: the former is actively managed as a coppice-with-standards, while the latter has been abandoned for over 60 years. Seed bank density and composition were assessed through a germination experiment, in which 24 soil samples (12 per management type) were placed in a greenhouse under uniform conditions of temperature, light, and humidity, promoting germination of all viable seeds. The herb layer vegetation was surveyed to compare species richness and composition with that of the seed bank. The obtained data were analyzed using statistical tests and principal component analysis (PCA) to evaluate differences in floristic structure, diversity, and ecological-functional profiles attributable to management practices. Our results show that coppicing promotes a richer and more abundant seed bank, dominated by generalist and ruderal species. In contrast, abandoned stands host a greater proportion of forest specialists and Mediterranean taxa. The presence of species lacking from the current vegetation highlights the role of the seed bank as an “ecological memory”, capable of preserving latent species and potentially crucial for ecosystem resilience. Finally, the observed floristic homogeneity among seed banks, compared to the greater variability in the standing vegetation, suggests a filtering effect driven by seed persistence, which contributes to compositional stability across different management regimes.

**Keywords:** Soil Seed Bank, Understory, Forest Management, Coppice-with-standards, Biodiversity, Cluster Analysis

### Introduzione

La vegetazione reale delle foreste italiane è segnata da una lunga storia di utilizzazioni, le cui tracce ecologiche (*legacies*) sono in molti casi ancora rinvenibili (Agnoletti 2018). Il sistema ceduo è una forma di governo del bosco

antica (Ciancio & Nocentini 2004, Bernetti & La Marca 2010) e tutt'oggi molto diffusa nelle regioni dell'Italia centrale (Gasparini et al. 2022). A partire dal basso medioevo e fino alla seconda metà del XX secolo, i boschi di Berignone-Tatti (Volterra, Toscana centro-occidentale), sono stati intensamente utilizzati, specialmente per la produzione di carbone o come zone idonee al pascolo arborato, comportando in molti casi situazioni di degradazione (Bianchi et al. 2005).

Con l'abbandono della ceduazione vengono ad innescarsi una serie di processi dinamici di rinaturalizzazione di grande interesse ecologico, in particolare se si considera l'evoluzione relativamente recente di questi soprassuoli e la loro struttura profondamente alterata (Carrari et al. 2016, Bricca et al. 2020, Santoro & Piras 2023). La capacità della vegetazione forestale di rigenerarsi in seguito a un disturbo dipende anche dalla conservazione di specie caratteristiche, che possono risultare temporaneamente escluse dalla comunità e il cui ritorno può avvenire attra-

□ PlantDive\_LAB, Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali - DAGRI, Piazzale delle Cascine 28, I-50144 Firenze (Italy)

@ Filippo Fortuna ([filippo.fortuna@unifi.it](mailto:filippo.fortuna@unifi.it))

**Citazione:** Fortuna F, Gasperini C, Selvi F (2026). La banca dei semi del suolo dei cedui di cerro a regime e abbandonati: risultati di uno studio sperimentale in Val di Cecina (Toscana). Forest@ 22: 69-77. - doi: [10.3832/efor4917-022](https://doi.org/10.3832/efor4917-022) [online 2025-10-30]

verso fenomeni di disseminazione da aree contigue e/o grazie alla presenza *in loco* di propaguli vitali (Verheyen et al. 2003, Gasperini et al. 2021, 2022, Falk et al. 2022).

Una componente poco conosciuta, ma strettamente coinvolta nei processi di rigenerazione e conservazione della vegetazione (Jaganathan et al. 2019), specialmente erbacea, è la *soil seed bank*, ovvero la banca dei semi nel suolo (da qui in poi, *seed bank*), che consiste in una riserva di semi vitali di spermatofite, immagazzinati nel suolo per un lasso di tempo variabile, fino al momento della loro germinazione o morte (Simpson et al. 1989). Attraverso lo studio della *seed bank* è possibile ampliare le conoscenze sul funzionamento delle comunità vegetali, anche in relazione alla storia dei consueti tagli forestali cui sono state soggette (Bossuyt & Hermy 2001, Plue et al. 2010, Heydari et al. 2013), integrando quanto già desumibile dalle indagini floristico-vegetazionali (Plue et al. 2017).

In molti ecosistemi terrestri, la *seed bank* del suolo rappresenta una componente ecosistemica fondamentale per il mantenimento del dinamismo della vegetazione, la cui importanza varia in base alle caratteristiche ecologiche e funzionali dei semi immagazzinati, nonché ai meccanismi che ne regolano il reclutamento (Poschod et al. 2013). La coesistenza diacronica (ossia nello stesso spazio, ma in momenti diversi) di specie con esigenze ecologiche complementari (Chesson 2000) si traduce in un incremento della ricchezza specifica complessiva delle comunità vegetali (Plue et al. 2012), contribuendo al mantenimento della potenzialità rigenerativa della vegetazione, anche al variare di fattori ecologici limitanti. In questo senso, la banca semi rappresenta una forma di resilienza *in situ*, che permette alla vegetazione di rispondere a disturbi ed eventi distruttivi attraverso meccanismi di rigenerazione post-perturbativa (Grubb & Hopkins 1986, Saatkamp et al. 2014).

La *seed bank* viene convenzionalmente suddivisa in base alla persistenza dei semi che la compongono, ovvero alla loro capacità di rimanere vitali senza germinare, fino a che le condizioni ambientali non diventano favorevoli (Thompson & Grime 1983). La *seed bank* transiente è composta da semi che germinano entro un anno dal momento della loro dispersione (si escludono quelli recalcitranti), mentre la *seed bank* persistente comprende i semi in grado di rimanere vitali nel suolo per più di un anno. La persistenza dei semi è controllata dai fattori ambientali coinvolti nei processi di germinazione e può dipendere da specifici tratti adattativi, sia fisiologici (p.es., dormienza/quiescenza) che morfologici (Thompson et al. 1993, Bekker et al. 2003, Larson & Suding 2022), ma anche da fattori stocastici come la profondità di interrimento (Saska et al. 2020, Mašková & Poschod 2022).

Ogni *seed bank* è caratterizzata da una densità (numero di semi vitali per unità di superficie) e composizione specifica proprie, che variano lungo gradienti ambientali e temporali (Small & McCarthy 2010, Royo & Ristau 2013, Gasperini et al. 2021), anche in base agli attributi delle rispettive comunità e dei loro habitat (Bossuyt & Honnay 2008, Larson & Suding 2022, Leckie et al. 2000, Thompson & Grime 1979). Densità e composizione possono essere stimate valutando quantità e qualità dei semi in grado di germinare nel corso di almeno un anno in condizioni controllate (Simpson et al. 1989, Traba et al. 2004, Price et al. 2010, Benvenuti & Mazzoncini 2021).

Densità, ricchezza specifica e similarità compositiva con la vegetazione realizzata sono mediamente basse nei suoli delle formazioni forestali più evolute (Donelan & Thompson 1980, Bossuyt et al. 2002, Bossuyt & Honnay 2008, Royo & Ristau 2013) e vengono influenzate dall'estensione e dalla frequenza dei disturbi, siano essi di origine naturale (Pickett & McDonnell 1989) o artificiale (Decocq et al. 2004, Small & McCarthy 2010, Penman et al.

2011). La formazione di aperture avvantaggia specie ruderali che richiedono calore (o fluttuazioni di temperatura) ed un sufficiente apporto luminoso per germinare (Blandino et al. 2022). Disturbi troppo frequenti o estesi possono invece sfavorire le specie nemorali, che sono meno competitive, hanno più limitazioni nella dispersione dei semi e semi meno persistenti (Bossuyt et al. 2002).

Questo studio si propone di analizzare le caratteristiche strutturali (densità, composizione, ricchezza specifica) e funzionali (ritmi di germinazione, diversità, profili ecologici, similarità con la vegetazione realizzata) della *seed bank* in alcune cerrete supra-mediterranee sottoposte a differenti regimi di gestione forestale, evidenziando le pressioni selettive esercitate dal mantenimento del governo ceduo matricinato ed il suo impatto sulla diversità floristica.

## Materiali e metodi

### Area di studio e campionamento in campo

L'indagine si è svolta all'interno del complesso forestale di Berignone-Tatti in Alta val di Cecina (Volterra, Toscana centro-occidentale), in un'area di cerreta supramediterranea della serie preappenninica tirrenica acidofila del cerro (*Erico arboreae-Quercus cerridis sigmetum*, Blasi 2010) relativamente omogenea per fattori stazionali ed in parte inclusa in proprietà privata. Le due porzioni scelte differiscono esclusivamente per la forma di governo adottata nel corso degli ultimi 60 anni. Nella parte privata si è mantenuta la gestione a ceduo (oggi matricinato), mentre nella parte pubblica, la quale rientra nel Complesso Forestale Regionale "Macchia di Berignone", la gestione attiva dei soprassuoli è stata intenzionalmente interrotta alla fine degli anni '70, lasciando il bosco al suo dinamismo naturale e quindi favorendone la conversione spontanea ad una struttura d'alto fusto. Per rappresentare queste due situazioni gestionali sono stati selezionati sei siti di campionamento rappresentativi (da qui in poi "plots"), tre nel ceduo invecchiato, tre nel ceduo matricinato a regime. Per quest'ultimo, il taglio più recente risale all'inverno 2016-2017, quando furono rilasciate circa 180 matricine ha<sup>-1</sup>. I principali parametri strutturali e stazionali dei sei plots, sono riportati in Tab. 1.

All'interno di ogni plot sono stati delimitati 4 quadrati di 5 × 5 m (25 m<sup>2</sup>) per un totale di 24 quadrati (12 per ciascuna tipologia di governo), dove nel gennaio-febbraio 2024 si è svolto il campionamento del suolo. Lungo i lati di ciascun quadrato sono stati prelevati 24 campioni cilindrici di suolo di 5 cm di profondità e 4 cm di diametro (escludendo la lettiera), per un volume totale di 1.5 dm<sup>3</sup> per quadrato (18 dm<sup>3</sup> per ciascuna tipologia gestionale). I campioni prelevati per ciascun quadrato sono stati mescolati per ottenere 12 campioni per ognuna delle tipologie gestionali. Nel maggio 2024, negli stessi quadrati, è stato condotto il rilevamento totale della vegetazione con il metodo fitosociologico di Braun-Blanquet.

### Esperimento di germinazione in serra

Una volta setacciati in laboratorio, i campioni di suolo sono stati suddivisi in due porzioni di uguale volume. Il suolo di ogni replica è stato disposto a formare uno strato di 1 cm di spessore all'interno di contenitori di plastica (37 × 25 × 17 cm, da qui in poi "box") precedentemente riempiti con circa 11 dm<sup>3</sup> di terriccio universale sterile. Per prevenire marciumi e migliorare il drenaggio, il fondo di ogni box è stato dotato di fori e ricoperto con argilla espansa. Nel gennaio 2024 i box sono stati posti in serra non climatizzata chiusa e mantenuti in completo isolamento (per evitare l'introduzione di semi dall'esterno) fino a settembre 2024, con irrigazione quotidiana automatizzata. Dal 10 febbraio al 27 settembre 2024 (circa 9 mesi), si sono registrati con frequenza settimanale il numero di semenzali

**Tab. 1** - Parametri stazionali descrittivi per i sei plot scelti. Area basimetrica e numero di matricine ad ettaro sono state stimate a partire dal cavallettamento dei diametri in aree di saggio circolari con raggio di 10 metri posizionate al centro di ogni plot. Le coordinate geografiche (Lat N, Lat E) sono riferite ai centri di ogni plot nel sistema di riferimento geodetico mondiale WGS84.

Parametri Stazionali	Ceduo matricinato			Ceduo invecchiato in conversione spontanea		
	CED1	CED2	CED3	INV1	INV2	INV3
Lat N	43.345597	43.344689	43.345146	43.35157	43.34605	43.34767
Long E	10.98259	10.982349	10.982825	10.97823	10.95455	10.96409
Altitudine (m s.l.m.)	482	470	480	415	505	534
Esposizione	N	SE	W	NE	N	NE
Pendenza (°)	3	3	10	15	3	3
Età delle matricine (anni)	ca. 8	ca. 8	ca. 8	ca. 60	ca. 60	ca. 60
Area basimetrica (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	15.4	8.5	16.7	19.8	32.7	35.3
Densità di matricine (n ha <sup>-1</sup> )	180	180	180	N.D.	N.D.	N.D.

germinati all'interno di ogni box e l'identità specifica dei semenzali via via emersi.

#### Analisi dati

A partire dai dati raccolti tramite il conteggio dei semenzali sono state costruite sei curve di germinazione, che riportano la variazione nel tempo del numero cumulato di semenzali emersi. Per ogni replica è stata calcolata la densità media della *seed bank* per unità di superficie (numero di semenzali m<sup>-2</sup>). Le differenze tra ceduo a regime e ceduo invecchiato sono state valutate mediante test di Mann-Whitney.

A partire dalle matrici di presenza/assenza e di abbondanza delle specie rilevate, sono state calcolate la ricchezza specifica, la similarità floristica espressa mediante indice di similarità di Sørensen (1948) e la densità media di specie per box, data dal rapporto tra numero il numero di specie riconosciute e la superficie di ogni box (0.07 m<sup>2</sup>). Le differenze tra ceduo a regime e ceduo invecchiato per quest'ultimo parametro sono state valutate attraverso t-test. La diversità tassonomica della *seed bank* è stata calcolata, per ogni plot, attraverso indice di Shannon (Spellerberg & Fedor 2003) ponderato per il numero di individui di ogni specie e normalizzato con il numero di individui totali rilevati nel box.

Per ogni specie identificata è stata svolta una profilazione ecologico-funzionale, definendo nome scientifico aggiornato (Euro+Med 2006), famiglia di appartenenza, forma biologica di Raunkiaer, corotipo (Pignatti et al. 2019), valori degli indici ecologici di Ellenberg revisionati per la flora italiana (Pignatti et al. 2005) e categoria di affinità per l'ambiente forestale di appartenenza della specie, secondo la recente classificazione di Heinken et al. (2022). Per le specie mancanti, la categoria di affinità forestale è stata assegnata in base a informazioni ottenute da flore italiane, in particolare Pignatti et al. (2019) ed Arrigoni (2021), e grazie a conoscenze personali del gruppo di ricerca del Plant-Dive Lab.

Per ogni quadrato è stata calcolata la frequenza relativa di ogni forma biologica (spettro biologico) rapportando il numero di specie appartenenti ad ogni categoria con il numero totale di specie emerse nel quadrato. I valori ottenuti sono serviti a calcolare l'abbondanza media percentuale delle diverse forme biologiche nelle *seed bank* del ceduo a regime e di quello invecchiato.

I valori ricavati per ognuno dei sei indici ecologici di Ellenberg (Pignatti et al. 2005), una volta normalizzati, sono serviti alla costruzione di due ecogrammi (Ubaldi 2003) con cui è stato possibile confrontare gli spazi sinecologici medi delle comunità rilevate per ognuna delle due situazioni gestionali, secondo il livello medio di adattamento

delle specie a diversi fattori ambientali. La similarità tra gli spazi ecologici dei diversi gruppi di specie è stata valutata qualitativamente tramite test di Mann-Whitney.

Per confrontare le due *seed bank*, è stata eseguita un'analisi delle componenti principali (*Principal Component Analysis*, PCA) sulla matrice di varianza-covarianza ottenuta dai dati relativi al numero di semenzali emersi durante l'esperimento di germinazione. Le specie con un coefficiente di correlazione > 0.6 con almeno una delle prime due componenti principali sono state selezionate per costruire una matrice di abbondanza "ridotta". Su questa matrice è stata condotta una seconda PCA, da cui è stato infine ricavato un grafico *biplot* utile a evidenziare analogie e differenze composizionali tra i campioni di *seed bank* rilevati all'interno dei singoli quadrati. Per il confronto tra *seed bank* e vegetazione realizzata, data la diversa natura delle metriche di abbondanza impiegate (numero di semenzali per la *seed bank*, copertura percentuale per la vegetazione realizzata), l'ordinamento è stato effettuato utilizzando le matrici di presenza/assenza.

#### Risultati

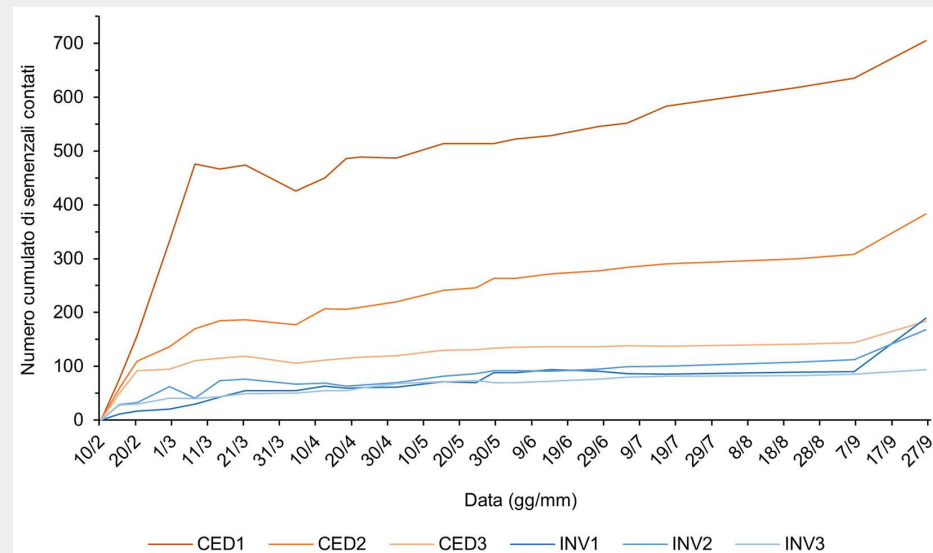
Nel corso dei 9 mesi di esperimento, sono germinati un totale di 1460 semenzali dalla *seed bank* del ceduo a regime e 574 da quella del ceduo invecchiato. L'abbondanza di semenzali rilevata nel ceduo utilizzato è rimasta superiore rispetto al ceduo invecchiato per quasi tutta la durata dell'esperimento (Fig. 1).

La densità di semenzali per unità di superficie è significativamente superiore ( $p < 0.001$ ) nel ceduo utilizzato rispetto a quello invecchiato ( $811 \pm 772$  vs.  $319 \pm 233$  semenzali m<sup>-2</sup>, rispettivamente), soprattutto grazie al contributo di *Erigeron canadensis* L. (303 semenzali su 1085, pari al 27.9% delle plantule identificate), *Juncus bufonius* L. ( $213/1085 = 20\%$ ), *Erica arborea* L. ( $147/1085 = 14\%$ ), *Oxalis corniculata* L. ( $69/1085 = 6\%$ ), *Cerastium glomeratum* Thuill. e *Veronica officinalis* L. (entrambe con  $41/1085$  semenzali = 4%). Per quanto riguarda il ceduo invecchiato, il maggior numero di semenzali germinati è risultato appartenere a *E. arborea* ( $92/287 = 31\%$ ), seguita anche in questo caso da *J. bufonius* ( $23/287 = 8\%$ ), e quindi da *Moehringia pentandra* J. Gay (sempre  $23/287 = 8\%$ ), *Cardamine hirsuta* L. ( $18/287 = 6\%$ ), *O. corniculata* ( $13/287 = 5\%$ ), *Luzula forsteri* (Sm.) Dc. e *Umbilicus rupestris* (Salisb.) Dandy (ambidue con  $10/287$  semenzali = 3%).

La *seed bank* del ceduo utilizzato è risultata più diversificata dal punto di vista tassonomico, con 60 specie appartenenti a 24 famiglie, contro 39 specie in 19 famiglie nel ceduo invecchiato.

L'indice di Shannon medio per plot è risultato  $2.29 \pm 0.27$  nel ceduo invecchiato e  $2.09 \pm 0.7$  nel ceduo utilizzato,





**Fig. 1** - Curve di germinazione riportanti il numero cumulato di sementi contati nel corso dell'esperimento in serra per ogni plot (CED: ceduo a regime; INV: ceduo invecchiato).

**Tab. 2** - Confronto dei profili ecologici delle seed bank per le due forme di governo. Sono riportati valori medi e deviazione standard degli indici di Ellenberg, ponderati e normalizzati (L=luce; T=temperatura; C=continentalità; U=umidità; R=reazione del suolo (pH); N=nutrienti). La significatività statistica (p-value) è stata valutata con test di Mann-Whitney (\*\*\*) = differenza molto significativa, p-value < 0.001; \*\* = differenza significativa, p-value = 0.001 ÷ 0.01; \* = differenza debolmente significativa, p-value = 0.01 ÷ 0.05)

Fattore ecologico	Ceduo utilizzato	Ceduo invecchiato	Significatività statistica
Luce	6.4 ± 1.8	5.8 ± 1.8	***
Temperatura	6.1 ± 1.3	7.0 ± 1.2	***
Continentalità	4.4 ± 0.8	2.2 ± 0.8	***
Umidità	4.6 ± 1.3	3.9 ± 1	***
Reazione del suolo (pH)	2.4 ± 1.9	2.9 ± 2.1	* (0.027)
Nutrienti	3.9 ± 2.1	3.3 ± 2.4	** (0.004)

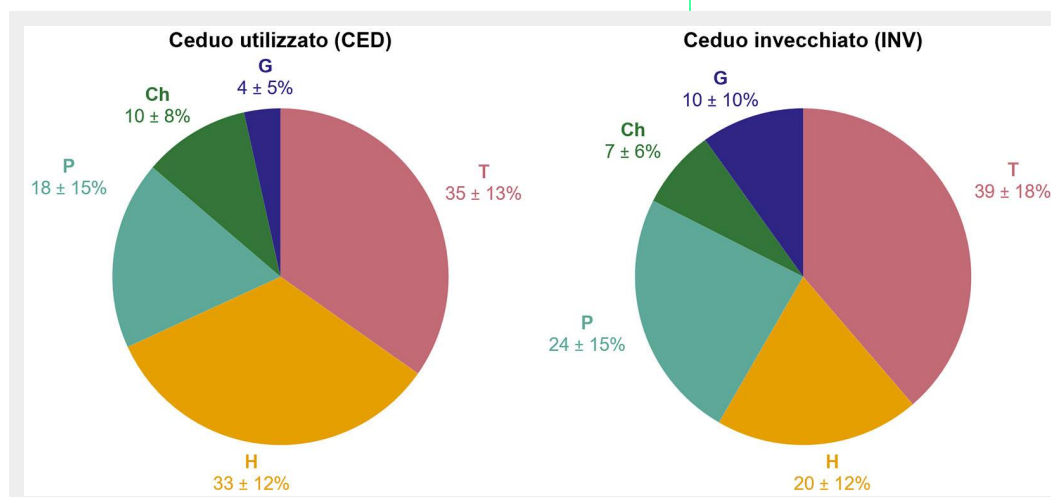
senza differenze statisticamente significative.

Per il ceduo a regime è emersa una proporzione leggermente superiore di specie avventizie naturalizzate (3% vs. 2% nel ceduo invecchiato) e specie ad ampia distribuzione

(29% vs. 26%), mentre sono risultate meno rappresentate le specie mediterranee (22% vs. 28%) e quelle europee (24% vs. 26%). Per entrambe le forme di governo l'unica presenza endemica è costituita da *Digitalis micrantha* (Plantaginaceae), più abbondante nel ceduo invecchiato (3%) che in quello a regime (2%).

La seed bank del ceduo utilizzato presenta un corredo di specie mediamente associate ad ambienti più luminosi, umidi, ricchi di nutrienti e caratterizzati da condizioni di continentalità più accentuate, mentre nel ceduo invecchiato le specie emerse sono mediamente più termofile e associate a suoli leggermente meno acidi. I test statistici di confronto tra le due seed bank hanno confermato l'esistenza di differenze significative tra i valori medi calcolati, per tutti i sei indici ecologici di Ellenberg (Tab. 2).

Dal confronto tra gli spettri biologici ottenuti per le due situazioni gestionali (Fig. 2), si è notata una differenza significativa tra le due situazioni gestionali per quanto riguarda l'abbondanza media di emicriptofite (specie erbacee perenni), maggiore nel ceduo utilizzato (33 ± 12% vs. 20 ± 12%) con un livello di significatività di 0.011. Per le altre forme biologiche non sono state osservate differenze statisticamente significative, ma è comunque interessante notare come nel ceduo invecchiato vi sia una maggior quota di terofite (specie erbacee annuali, 39 ± 18% vs. 35 ± 13%), fanerofite (24 ± 15% vs. 18 ± 15% - Fig. 2) e geofite (10 ± 10% vs. 4 ± 5%). Assieme alle emicriptofite, solo le camefite risultano maggiormente rappresentate nella seed bank



**Fig. 2** - Spettri biologici medi riferiti alle due situazioni gestionali, riportanti l'abbondanza media percentuale delle diverse forme biologiche (T = terofite; H = emicriptofite; P = fanerofite e nano-fanerofite; Ch = camefite; G = geofite).

del ceduo utilizzato ( $10 \pm 8\%$  vs.  $7 \pm 6\%$ ).

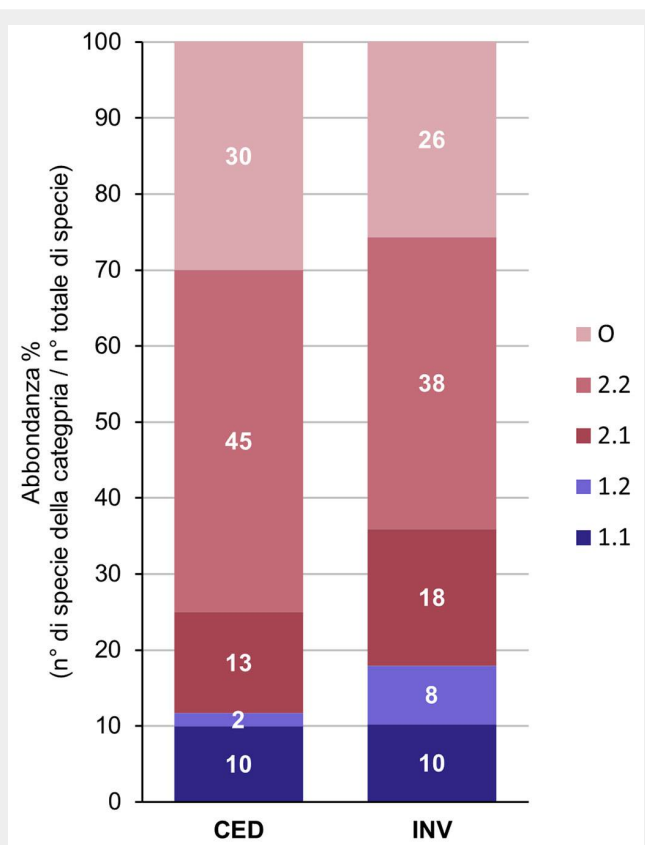
La proporzione di specialiste forestali, che comprende sia le nemorali che le specie più legate ai margini e alle aperture (categorie 1.1 e 1.2), è risultata a favore del ceduo invecchiato (18% vs. 12% – Fig. 3). Questa differenza dipende esclusivamente da specie dei margini e delle aperture, nettamente più rappresentate all'interno del ceduo invecchiato, dal momento che la proporzione di specie nemorali è risultata essere la medesima per entrambe le tipologie di gestione (10%). Diversamente, per quanto riguarda il ceduo utilizzato, si è notata una maggior proporzione di specie di spazi aperti nella *seed bank* del ceduo utilizzato (30% vs. 26%, Fig. 3). L'aliquota di generaliste (categorie 2.2 e 2.1) è simile per entrambe le tipologie di gestione (58% nel ceduo utilizzato vs. 56% nel ceduo invecchiato – Fig. 3).

La PCA svolta sulla matrice di abbondanza delle specie rilevate nei quadrati (Fig. 4), mette in luce due gruppi distinti in base alla tipologia di gestione. Il gradiente di distribuzione dei punti varia prevalentemente lungo la prima componente principale (PC1), mentre la loro dispersione, che riflette la similarità floristica tra i campioni di comunità rilevati nei quadrati, risulta inferiore nel caso del ceduo invecchiato. Quest'ultima dipende chiaramente da due specie altamente rappresentate nella *seed bank* del ceduo utilizzato (*O. corniculata* e *E. canadensis*) ambedue caratterizzate da una spiccata ruderalità.

Nel ceduo utilizzato, la vegetazione realizzata risulta più ricca di specie (79) rispetto alla corrispondente *seed bank* (60). Al contrario, nel caso del ceduo invecchiato, il numero di specie della vegetazione realizzata (29) è inferiore a quello della relativa *seed bank* (39).

Il ceduo utilizzato è risultato avere un maggior numero di specie esclusive sia per la *seed bank* (19 vs. 7) che per la vegetazione realizzata (31 vs. 5). Ne consegue, per il ceduo utilizzato, una similarità floristica tra *seed bank* e vegetazione realizzata (indice di Sørensen) due volte superiore rispetto a quella ottenuta per il ceduo invecchiato (31% vs. 14%). Confrontando invece le due forme di governo, le *seed bank* sono risultate più simili tra loro rispetto alle rispettive vegetazioni realizzate (48% vs. 45%).

Dalla PCA svolta sulla matrice presenza/assenza (Fig. 5) è emersa una netta differenziazione tra le due forme di governo per quanto riguarda la composizione della vegetazione realizzata dello strato erbaceo, mentre le rispettive *seed bank* sono risultate meno dissimili. Allo stesso tempo, la dispersione dei punti, è risultata superiore nel ceduo utilizzato rispetto al ceduo invecchiato.



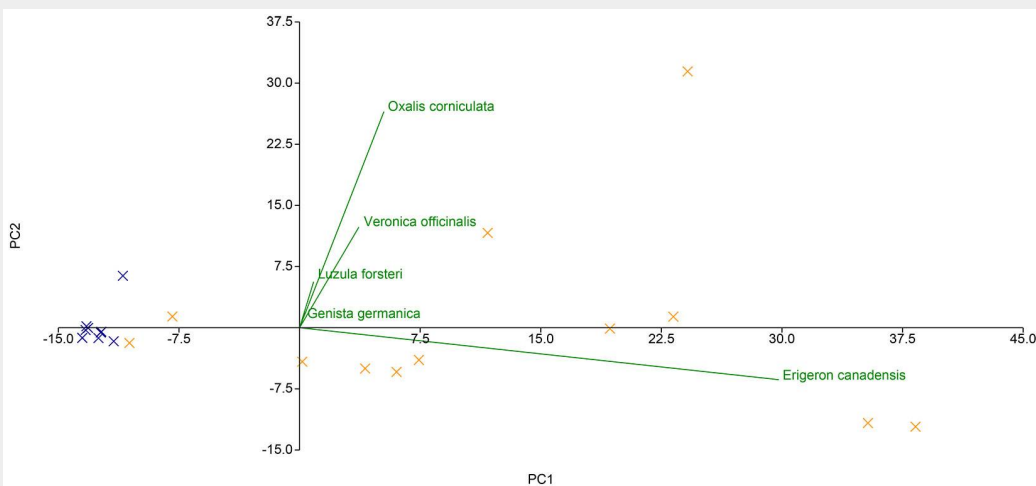
**Fig. 3** - Proporzione percentuale di specie appartenenti ai vari gruppi di affinità forestale (Heinken et al. 2022) per le due forme di governo. Le categorie 1.1 e 1.2 indicano le specialiste forestali, mentre le categorie 2.1 e 2.2 le generaliste (1.1 = specie nemorali; 1.2 = specie dei margini e delle aperture; 2.1 = specie che possono essere trovate sia in bosco che negli spazi aperti; 2.2 = specie legate specialmente a spazi aperti, ma che possono essere trovate anche in foresta; O = specie di spazi aperti)

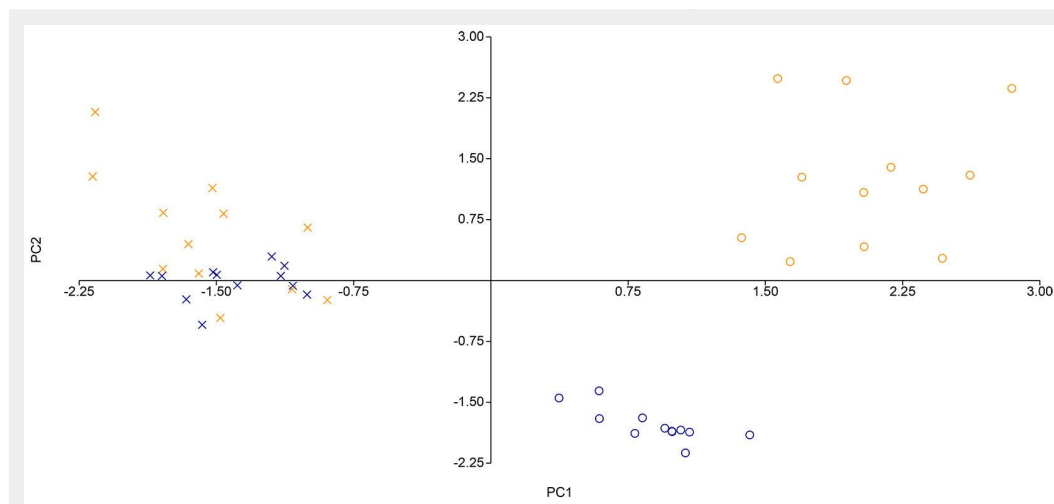
## Discussione

### Densità e composizione della *seed bank*

I risultati di questo studio evidenziano che la gestione forestale può aver influenzato la composizione della *seed bank* nei querceti misti decidui della foresta di Berignone-

**Fig. 4** - Diagramma a dispersione biplot della PCA svolta sulla matrice di abbondanza delle *seed bank*, ridotta e al netto del quadrato QC1\_Q4 (Croci arancioni = *seed bank* del ceduo utilizzato; Croci blu = campioni di comunità del ceduo invecchiato). La matrice di abbondanza ridotta è stata ottenuta rimuovendo dalla matrice di abbondanza originale tutte le specie con coefficiente di correlazione  $< 0.6$  per entrambe le componenti principali.





**Fig. 5** - Scattergram PCA ottenuto con il dato di presenza/assenza delle specie rilevate per quadrato nella *seed bank* (Croci arancioni = *seed bank* del ceduo utilizzato; Croci blu = *seed bank* del ceduo invecchiato) e a livello di vegetazione realizzata dello strato erbaceo (Cerchi arancioni = vegetazione realizzata nel ceduo utilizzato; Cerchi blu = vegetazione realizzata nel ceduo invecchiato).

Tatti. La ceduzione attiva favorisce una *seed bank* più ricca ed un maggior turnover di specie ruderali e generaliste. Al contrario, la sua interruzione comporta un incremento nella proporzione relativa di specialiste forestali (Fig. 3) e specie mediterranee come *Cyclamen repandum* Sm. subsp. *repandum*, *Lotus hispidus* Desf. ex DC. e *Erica arborea*. Questi dati confermano quanto emerso in letteratura: una *seed bank* abbondante e ricca di specie è tipica di ecosistemi disturbati, mentre tende a ridursi con la stabilizzazione delle condizioni ambientali (Donelan & Thompson 1980, Bossuyt et al. 2002, Bossuyt & Honnay 2008, Small & McCarthy 2010, Royo & Ristau 2013). Tuttavia, l'aumento della ricchezza specifica non si traduce necessariamente in una maggiore diversità tassonomica. Le comunità più ricche di specie non possiedono infatti necessariamente livelli di alfa-diversità tassonomica più elevati, dal momento che su tali indici pesa in modo significativo il grado di equipartizione delle specie all'interno delle comunità e quindi le loro abbondanze relative (Magurran 2003).

Nonostante la minor ricchezza specifica nella *seed bank* del ceduo invecchiato, la quota di specialiste forestali è maggiore che nel ceduo utilizzato, soprattutto grazie al contributo di *C. repandum*, *M. pentandra* ed *Emerus major* Mill. Questi risultati confermano che la proporzione tra specie generaliste e specialiste forestali accumulate nella *seed bank* varia notevolmente in base al tipo di gestione, in accordo con quanto già rilevato da Leckie et al. (2000), Olano et al. (2002) e Plue et al. (2010).

Le differenze osservate tra ceduo invecchiato e ceduo utilizzato in termini di densità della *seed bank* e numero cumulato di semenzali sono in gran parte dovute al contributo di poche specie particolarmente feconde, specificamente *J. bufonius*, *E. arborea*, *E. canadensis* e *O. corniculata*. Diverse specie del genere *Juncus* sono note per produrre un ingente numero di semi di piccole dimensioni e dotati di una notevole persistenza, anche di lungo periodo (Jensen 2024), raggiungendo densità che possono arrivare a diverse migliaia di unità per m<sup>2</sup> (Bossuyt et al. 2002). *E. arborea* è una specie indicatrice di suoli acidi, piuttosto comune nelle prime fasi delle serie di vegetazione mediterranea e supra-mediterranea (Ubaldi 2008) e presente in Italia sia nelle formazioni di macchia che in alcune tipologie di querceti misti (Del Favero 2010). Non sorprende quindi la sua abbondanza sia nella *seed bank* che nella vegetazione realizzata nel ceduo di recente utilizzazione, mentre è di interesse la sua presenza nella *seed bank* del ceduo invecchiato, soprattutto considerata la sua assenza nella vegetazione realizzata. La capacità di *E. arborea* di formare *seed bank* longeve (Olano et al. 2002) suggerisce che parte dei semi presenti possa esser-

si accumulata in un periodo antecedente all'ultimo taglio. La *seed bank*, infatti, rappresenta un pool selezionato di specie provenienti sia dalla vegetazione realizzata che da quella passata (Bekker et al. 2003), e può essere utilizzata come indicatore della storia gestionale e del regime dei disturbi di un ecosistema, offrendo informazioni preziose sulla resilienza del sistema e sul suo potenziale rigenerativo in risposta a cambiamenti ambientali o interventi antropici.

Come evidenziato dai risultati della PCA (Fig. 4), la prima componente può essere interpretata come un gradiente di ruderalità, fortemente influenzato dalla presenza di *E. canadensis* e *O. corniculata*, due specie ampiamente riconosciute per la loro affinità con ambienti disturbati (Arrigoni 2021). L'elevata abbondanza di *E. canadensis* e altre emicriptofite nella *seed bank* del ceduo utilizzato può essere interpretata come indicativa della presenza di condizioni ecologiche favorevoli a specie pioniere e tolleranti ai disturbi. Questa specie erbacea annuale, di origine nordamericana, è oggi naturalizzata in tutta la penisola italiana, dove si diffonde con facilità in habitat primitivi o degradati, spesso caratterizzati da suoli poveri e ricchi di scheletro (Celesti-Grapow et al. 2010).

Le ripetute utilizzazioni creano microambienti temporaneamente instabili, in cui specie come *E. canadensis* riescono a stabilirsi e accumulare semi in quantità rilevanti. Come dimostrato anche da Santi et al. (2024) e Chelli et al. (2023), le condizioni di maggior irraggiamento, escursione termica e disponibilità di nutrienti che si vengono a creare con la ceduzione svantaggiano le specie del sottobosco più tolleranti l'ombra e legate ad ambienti più stabili favorendo invece l'ingresso a quelle più ruderali e tolleranti nei confronti ai disturbi. Le specie generaliste e ruderali tendono a produrre una quantità elevatissima di semi, spesso molto piccoli e dotati di una buona capacità di dispersione e persistenza nel suolo (Moro et al. 2024, Radelović et al. 2024). Questa strategia riproduttiva fa sì che i loro semi si accumulino progressivamente nella *seed bank*, dove possono rimanere vitali anche per lunghi periodi (Murdoch & Ellis 2022), in attesa di condizioni ambientali favorevoli alla germinazione. Questo meccanismo contribuisce a spiegare l'abbondanza di semenzali di queste specie rilevata nei campioni di suolo, anche in assenza di un'elevata rappresentanza nella vegetazione realizzata.

Data la presenza dominante di *J. bufonius* nei campioni di *seed bank* analizzati, l'interpretazione dei profili ecologici presentati nella Tab. 2 richiede particolare cautela, dal momento che il calcolo degli indici ecologici tiene conto dell'abbondanza relativa dei semenzali emersi di ogni specie. *J. bufonius* è una specie pioniera tollerante ai



disturbi, ma associata a suoli umidi, e per questo la sua abbondanza contribuisce significativamente all'innalzamento del valore medio dell'indice di umidità. D'altro canto, il maggior numero di semi di *J. bufonius* rilevato nella *seed bank* del ceduo utilizzato potrebbe sembrare a prima vista in contrasto con le condizioni ambientali generate dalla ceduazione, che sono tendenzialmente meno umide in virtù del maggior irraggiamento solare. Questo aspetto può essere spiegato se si considera che specie particolarmente inclini a formare *seed bank*, seppur caratterizzate da una maggior igrofilia, tendono ad accumularsi nel suolo quando, a causa del microclima più estremo determinato dai ripetuti interventi di taglio, non trovano le condizioni ecologiche favorevoli alla germinazione.

#### Seed bank e strato erbaceo

Mentre nel caso del ceduo utilizzato a regime la ricchezza specifica dello strato erbaceo è maggiore che nella *seed bank*, il rapporto si inverte nel caso del ceduo invecchiato, dove è la *seed bank* a risultare più ricca di specie. Nel ceduo sottoposto a utilizzazioni regolari, la composizione della vegetazione riflette sia il contributo della *seed bank*, che conserva tracce della vegetazione passata e delle sue trasformazioni, sia quello dei processi di disseminazione, che comportano l'introduzione nel sistema di semi da fonti esterne. In queste condizioni aperte e disturbate, tali semi trovano spesso ambienti favorevoli alla germinazione e all'affermazione, favorendo così l'ingresso di nuove specie all'interno della comunità vegetale (Bossuyt & Hermy 2001, Prach & Pyšek 2001). Al contrario, nel bosco invecchiato, la progressiva chiusura della copertura arborea e la maggiore stabilità microclimatica creano condizioni meno favorevoli alla germinazione e all'inseadimento (Baskin & Baskin 2001), limitando così il ricambio floristico e riducendo la diversità delle specie presenti nella vegetazione realizzata (Grubb 1977, Dölle & Schmidt 2009). I semi di queste specie permangono nel suolo del bosco invecchiato in attesa di eventi in grado di stimolare l'uscita dalla dormienza. La maggiore ricchezza specifica osservata nella *seed bank* del ceduo invecchiato rispetto a quella della vegetazione del sottobosco suggerisce che nelle foreste più mature il suolo ha un potenziale rigenerativo non trascurabile. Il mantenimento in forma latente di specie diverse da quelle presenti nella vegetazione realizzata può infatti rappresentare un importante meccanismo di assicurazione contro disturbi di diversa origine, con implicazioni di natura conservazionistica (Saatkamp et al. 2014, Gasperini et al. 2022).

La divergenza compositiva tra *seed bank* e vegetazione realizzata può variare sensibilmente in base alle condizioni ambientali e gestionali del soprassuolo (Bossuyt & Honnay 2008). Dai nostri risultati emerge come l'ambiente forestale maturo agisca da filtro ecologico più restrittivo, limitando la germinazione e l'affermazione di molte delle specie presenti nella *seed bank*. Al contrario, nel ceduo utilizzato, le condizioni più aperte e dinamiche permettono una maggiore corrispondenza tra la composizione della *seed bank* e quella della vegetazione realizzata, favorendo la traduzione effettiva del potenziale floristico latente in realtà vegetazionale. Non tutte le specie presenti nella vegetazione realizzata sono in grado di formare una *seed bank* persistente: ciò dipende principalmente dalla capacità di produrre semi in grado di sopravvivere nel suolo per lunghi periodi. Questa distinzione si riflette chiaramente nei risultati della PCA (Fig. 5) e nel confronto tra gli indici di similarità floristica. Mentre la composizione della vegetazione varia sensibilmente in base al tipo di governo (con l'invecchiamento del bosco che tende a favorire specie più termofile e acidofile, forse legate al ritorno di taxa mediterranei) la composizione delle *seed bank* appare più omogenea. Questo risultato può es-

sere interpretato come effetto della selezione ecologica esercitata dal suolo stesso: solo le specie in grado di produrre semi persistenti riescono a mantenersi nella *seed bank*, riducendo le differenze tra i due tipi di gestione.

#### Conclusioni

Il mantenimento o meno del governo ceduo matricinato è in grado di influenzare densità, ricchezza e composizione floristica delle *seed bank* forestali. Da un lato, la ceduazione favorisce una *seed bank* più ricca e abbondante, composta prevalentemente da specie generaliste e adattate ad ambienti disturbati che riflettono condizioni di maggiore esposizione alla luce, variazioni termiche e disponibilità di nutrienti. In questi casi, la formazione di una riserva di semi vitali pronti a germinare costituisce un adattamento cruciale nei processi di rigenerazione e conservazione della vegetazione (Baskin & Baskin 2001). Parallelamente, con la cessazione della ceduazione aumenta la proporzione di specialiste forestali, in particolare quelle che dipendono dalla formazione di *gap* nella copertura per il loro sviluppo, oltre a specie con distribuzione mediterranea.

Un aspetto chiave emerso dallo studio riguarda il ruolo della *seed bank* come sede di una "memoria ecologica": nel ceduo invecchiato, la presenza di specie come *E. arborea* e *J. bufonius*, i cui semi possono persistere nel suolo per decenni, evidenzia l'importanza di questa riserva biologica nel conservare la biodiversità e nel mantenimento della resilienza degli ecosistemi forestali. Questo aspetto rappresenta un potenziale meccanismo di assicurazione contro i cambiamenti ambientali, in quanto permette la sopravvivenza latente di specie che, pur non concretizzandosi nella vegetazione realizzata, potrebbero fare ritorno in caso di modifiche nelle condizioni ambientali.

Stando a quanto osservato, le condizioni ambientali determinate dalla ceduazione (Santi et al. 2024) possono limitare la germinazione di specie igrofile ma capaci di formare *seed bank* abbondanti, nel nostro caso rappresentate dalla terofita *J. bufonius*, favorendo l'accumulo di semi vitali nel suolo. Per questo motivo è necessario procedere con cautela nella valutazione dei profili ecologici delle *seed bank*, in particolare quelli basati su indici e bioindicatori.

Infine, la maggiore omogeneità floristica osservata tra le *seed bank* rispetto a quella rilevata a livello di vegetazione realizzata suggerisce, in accordo con quanto già riportato da Gasperini et al. (2022), come la capacità delle specie di produrre semi persistenti possa agire da filtro ecologico primario, influenzando la composizione della *seed bank* e la sua tendenza a presentare *pool* di specie condivisi anche al variare dei parametri gestionali.

#### Ringraziamenti

Questa ricerca è stata supportata dal Ministero della Ricerca e dell'Università tramite il Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR), finanziato dall'Unione Europea - Next Generation EU; CN\_00000033, CUP B83C22002910001 - National Biodiversity Future Center (NBFC).

#### Bibliografia

- Agnoletti M (2018). Storia del bosco - Il paesaggio forestale italiano. Laterza, Roma-Bari, pp. 384.
- Arrigoni (2021). Flora analitica della Toscana. Edizioni Polistampa, Firenze.
- Baskin CC, Baskin JM (2001). Germination ecology of seeds in the persistent seed bank. In: "Seeds. Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination" (Baskin CC, Baskin JM eds). Academic Press, USA, pp. 133-179.
- Bekker RM, Bakker JP, Ozinga W, Thompson K (2003). Seed traits: essential for understanding seed longevity. Aspects of

- Applied Biology 69, Association of Applied Biologists, Warwick, UK.
- Benvenuti S, Mazzoncini M (2021). "Active" weed seed bank: soil texture and seed weight as key factors of burial-depth inhibition. *Agronomy* 11 (2): 210. - doi: [10.3390/agronomy11020210](https://doi.org/10.3390/agronomy11020210)
- Bernetti G, La Marca O (2010). Il bosco ceduo nella realtà italiana. In: *Atti della Accademia dei Georgofili - Serie VIII, Vol. 7, Tomo II. Accademia dei Georgofili, Firenze*, pp. 542-585.
- Bianchi L, Tenerani L, Vatteroni A (2005). Analisi delle aree naturali protette e dell'incidenza del Piano Strutturale su tali aree. Comune di Volterra.
- Blandino C, Fernández-Pascual E, Newton RJ, Pritchard HW (2022). Regeneration from seed in herbaceous understory of ancient woodlands of temperate Europe. *Annals of Botany* 129 (7): 761-774.
- Blasi C (2010). Carta delle serie di vegetazione d'Italia (Scala 1:500.000), fogli 1-3. In: "La Vegetazione d'Italia" (Blasi C ed). Palombi and Partner, Roma, Italia, pp. 540.
- Bossuyt B, Hermy M (2001). Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24 (2): 225-238. - doi: [10.1034/j.1600-0587.2001.240213.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240213.x)
- Bossuyt B, Heyn M, Hermy M (2002). Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162 (1): 33-48. - doi: [10.1023/A:1020391430072](https://doi.org/10.1023/A:1020391430072)
- Bossuyt B, Honnay O (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19 (6): 875-884. - doi: [10.3170/2008-8-18462](https://doi.org/10.3170/2008-8-18462)
- Bricca A, Chelli S, Canullo R, Cutini M (2020). The legacy of the past logging: how forest structure affects different facets of understory plant diversity in abandoned coppice forests. *Diversity* 12 (3): 109. - doi: [10.3390/d12030109](https://doi.org/10.3390/d12030109)
- Carrari E, Ampoorter E, Verheyen K, Coppi A, Selvi F (2016). Former charcoal klin platforms as microhabitats affecting vegetation in Mediterranean forests. *Applied Vegetation Science* 19 (3): 486-497. - doi: [10.1111/avsc.12238](https://doi.org/10.1111/avsc.12238)
- Celesti-Grapow L, Pretto F, Carli E, Blasi C (2010). Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Università La Sapienza, Roma, pp. 208.
- Chelli S, Cervellini M, Campetella G, Canullo R (2023). Beyond commonplace: effects of coppice management on understory plants. Evidence from Italian forests. *Plant Biosystems* 157 (3): 530-539. - doi: [10.1080/11263504.2023.2165569](https://doi.org/10.1080/11263504.2023.2165569)
- Chesson P (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31: 343-366. - doi: [10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343)
- Ciancio O, Nocentini S (2004). Area economica del ceduo. In: "Il bosco ceduo - Selvicoltura, assestamento, gestione" (Ciancio O, Nocentini S eds). Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, pp. 77-98.
- Decocq G, Valentin B, Toussaint B, Hendoux F, Saguez R, Bardat J (2004). Soil seed bank composition and diversity in a managed temperate deciduous forest. *Biodiversity and Conservation* 13 (13): 2485-2509. - doi: [10.1023/B:BIOC.0000048454.08438.c6](https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048454.08438.c6)
- Del Favero R (2010). I boschi delle regioni dell'Italia centrale. Tipologia, funzionamento, selvicoltura. CLEUP, Padova, pp. 425.
- Donelan M, Thompson K (1980). Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation* 17 (4): 297-311. - doi: [10.1016/0006-3207\(80\)90029-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90029-4)
- Dölle M, Schmidt W (2009). The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. *Applied Vegetation Science* 12 (4): 415-428. - doi: [10.1111/j.1654-109X.2009.01036.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01036.x)
- Euro+Med (2006). Euro+Med PlantBase - The information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. [online] URL: <https://euoplusmed.org/>
- Falk DA, Van Mantgem PJ, Keeley JE, Gregg RM, Guiterman CH, Tepley AJ, Young DJN, Marshall LA (2022). Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management* 512: 120129. - doi: [10.1016/j.foreco.2022.120129](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120129)
- Gasparini P, Di Cosmo L, Floris A (2022). Area and characteristics of Italian forests. In: "Italian National Forest Inventory, Methods and Results of the Third Survey" (Gasparini P, Di Cosmo L, Floris A, De Laurentis D eds). Springer, New York, USA, pp. 151-325.
- Gasperini C, Carrari E, Govaert S, Meeussen C, De Pauw K, Plue J, Sanczuk P, Vanneste T, Vangansbeke P, Jacopetti G, De Frenne P, Selvi F (2021). Edge effects on the realised soil seed bank along microclimatic gradients in temperate European forests. *Science of the Total Environment* 798: 149373. - doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.149373](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149373)
- Gasperini C, Bollmann K, Brunet J, Cousins SAO, Decocq G, De Pauw K, Diekmann M, Govaert S, Graae BJ, Hedwall P-O, Iacopetti G, Lenoir J, Lindmo S, Meeussen C, Orczewska A, Ponette Q, Plue J, Sanczuk P, Spicher F, Vanneste T, Vangansbeke P, Zellweger F, Selvi F, De Frenne P (2022). Soil seed bank responses to edge effects in temperate European forests. *Global Ecology and Biogeography* 31 (9): 1877-1893. - doi: [10.1111/geb.13568](https://doi.org/10.1111/geb.13568)
- Grubb PJ (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52 (1): 107-145. - doi: [10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x)
- Grubb PJ, Hopkins AJM (1986). Resilience at the level of the plant community. In: "Resilience in Mediterranean-type Ecosystems" (Dell B, Hopkins AJM, Lamont BB eds). Springer, New York, USA, pp. 21-38.
- Heinken T, Diekmann M, Liira J, Orczewska A, Schmidt M, Brunet J, Chytry M, Chabrierie O, Decocq G, De Frenne P, Dzwonko Z, Ewald J, Feilberg J, Graae BJ, Grytnes JA, Hermy M, Kriebitzsch WU, LaiViA, Lenoir J, Lindmo S, Marage D, Marozas V, Niemeyer T, Paal J, Pyšek P, Roosaluuste E, Sádlo J, Schaminée JHJ, Tyler T, Verheyen K, Wulf M, Vanneste T (2022). The European Forest Plant Species List (EuForPlant): concept and applications. *Journal of Vegetation Science* 33 (3): e13132.
- Heydari M, Pourbabaei H, Esmaelzade O, Pothier D, Salehi A (2013). Germination characteristics and diversity of soil seed banks and above-ground vegetation in disturbed and undisturbed oak forests. *Forest Science and Practice* 15 (4): 286-301. - doi: [10.1007/s11632-013-0413-5](https://doi.org/10.1007/s11632-013-0413-5)
- Jaganathan GK, Boenisch G, Kattge J, Dalrymple SE (2019). Physically, physiologically and conceptually hidden: improving the description and communication of seed persistence. *Flora* 257: 151413.
- Jensen K (2024). Dormancy patterns, germination ecology, and seed-bank types of twenty temperate fen grassland species. *Wetlands* 24 (1): 152-166. - doi: [10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0152:DPGEAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0152:DPGEAS]2.0.CO;2)
- Larson JE, Suding KN (2022). Seed bank bias: differential tracking of functional traits in the seed bank and vegetation across a gradient. *Ecology* 103 (4): 456. - doi: [10.1002/ecy.v103.4](https://doi.org/10.1002/ecy.v103.4)
- Leckie S, Vellend M, Bell G, Waterway MJ, Lechowicz MJ (2000). The seed bank in an old-growth, temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 78 (2): 181-192. - doi: [10.1139/b99-176](https://doi.org/10.1139/b99-176)
- Magurran AE (2003). Measuring biological diversity. Wiley-Blackwell, London, UK, pp. 272.
- Mašková T, Poschlod P (2022). Soil seed bank persistence across time and burial depth in calcareous grassland habitats. *Frontiers in Plant Science* 12: 790867. - doi: [10.3389/fpls.2021.790867](https://doi.org/10.3389/fpls.2021.790867)
- Moro AVI, Borghetti F, Galetto L, Cellini JM, Bravo SJ (2024). The influence of seed functional traits and anthropogenic disturbances on persistence and size of the soil seed bank from dry subtropical forest species. *Forest Ecology and Management* 551 (2): 121524. - doi: [10.1016/j.foreco.2023.121524](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121524)
- Murdoch AJ, Ellis RH (2022). Dormancy, liability and longevity. In: "Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities" (Fenner M ed). CABI Publishing, UK, pp. 183-214.
- Olano JM, Caballero I, Laskurain NA, Loidi J, Escudero A (2002). Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest.



- Journal of Vegetation Science 13 (6): 775-784. - doi: [10.1111/j.1654-1103.2002.tb02107.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02107.x)
- Penman TD, Binns DL, Shiels RJ, Allen RM, Penman SH (2011). Hidden effects of forest management practices: responses of a soil stored seed bank to logging and repeated prescribed fire. *Austral Ecology* 36 (5): 571-580. - doi: [10.1111/j.1442-9993.2010.02192.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02192.x)
- Pickett STA, McDonnell MJ (1989). Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. In: "Ecology of Soil Seed Banks" (Leck MA, Parker VT, Simpson RL eds). Academic Press, Cambridge, UK, pp. 123-147.
- Pignatti S, Guarino R, La Rosa M (2019). *Flora d'Italia* (2a edn). Edagricole, Bologna, Italia.
- Pignatti S, Menegoni P, Pietrosanti S (2005). Biondificazione attraverso le piante vascolari. Valori di indicazione secondo Ellenberg (Zeigerwerte) per le specie della Flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39.
- Plue J, Verheyen K, Van Calster H, Marage D, Thompson K, Kalamies R, Jankowska-Blaszczuk M, Bossuyt B, Hermy M (2010). Seed banks of temperate deciduous forests during secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 21 (5): 965-978. - doi: [10.1111/j.1654-1103.2010.01203.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01203.x)
- Plue J, Thompson K, Verheyen K, Hermy M (2012). Seed banking in ancient forest species: why total sampled area really matters. *Seed Science Research* 22 (2): 123-133. - doi: [10.1017/S0960258511000481](https://doi.org/10.1017/S0960258511000481)
- Plue J, De Frenne P, Acharya K, Brunet J, Chabrierie O, Decocq G, Diekmann M, Graae BJ, Heinken T, Hermy M, Kolb A, Lemke I, Liira J, Naaf T, Verheyen K, Wulf M, Cousins SAO (2017). Where does the community start, and where does it end? Including the seed bank to reassess forest herb layer responses to the environment. *Journal of Vegetation Science* 28 (2): 424-435. - doi: [10.1111/jvs.12493](https://doi.org/10.1111/jvs.12493)
- Poschlod P, Abedi M, Bartelheimer M, Drobniak J, Rosbakh S, Saatkamp A (2013). Seed ecology and assembly rules in plant communities. In: "Vegetation Ecology" (Van Der Maarel E, Franklin J eds). Wiley-Blackwell, Hoboken, USA, pp. 164-202.
- Prach K, Pyšek P (2001). Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17 (1): 55-62. - doi: [10.1016/S0925-5857\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0925-5857(00)00132-4)
- Price JN, Wright BR, Gross CL, Whalley WRDB (2010). Comparison of seedling emergence and seed extraction techniques for estimating the composition of soil seed banks. *Methods in Ecology and Evolution* 1 (2): 151-157. - doi: [10.1111/j.2041-210X.2010.00011.x](https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00011.x)
- Randelović D, Jakovljević K, Sinžar-Sekulić J, Kuzmić F, Silc U (2024). Recognising the role of ruderal species in restoration of degraded lands. *Science of The Total Environment* 938.
- Royo AA, Ristau TE (2013). Stochastic and deterministic processes regulate spatio-temporal variation in seed bank diversity. *Journal of Vegetation Science* 24 (4): 724-734. - doi: [10.1111/jvs.12011](https://doi.org/10.1111/jvs.12011)
- Saatkamp A, Poschlod P, Venable DL (2014). The functional role of soil seed banks in natural communities. In: "Seeds, the Ecology of Regeneration in Plant Communities" (Gallager RS eds). CABI, pp. 263-295.
- Santi I, Carrari E, De Frenne P, Valerio M, Gasperini C, Cabrucci M, Selvi F (2024). Impact of coppicing on microclimate and understorey vegetation diversity in an ancient Mediterranean oak forest. *Science of The Total Environment* 918: 170531.
- Santoro A, Piras F (2023). Natural forests or cultural forests? Forest changes within Italian protected areas in the last 85 years. *Forests* 14 (5): 921. - doi: [10.3390/f14050921](https://doi.org/10.3390/f14050921)
- Saska P, Foffová H, Martinková Z, Honek A (2020). Persistence and changes in morphological traits of herbaceous seeds due to burial in soil. *Agronomy* 10 (3): 448. - doi: [10.3390/agronomy10030448](https://doi.org/10.3390/agronomy10030448)
- Simpson RL, Leck MA, Parker VT (1989). Chapter 1 - Seed banks: general concepts and methodological issues. In: "Ecology of Soil Seed Banks" (Leck MA, Parker VT, Simpson RL eds). Academic Press, Cambridge, USA, pp. 3-8.
- Small CJ, McCarthy BC (2010). Seed bank variation under contrasting site quality conditions in mixed oak forests of Southeastern Ohio, USA. *International Journal of Forestry Research* 2010: 419482.
- Spellerberg I, Fedor P (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the Shannon-Wiener Index. *Global Ecology and Biogeography* 12 (3): 177-179. - doi: [10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x](https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x)
- Sørensen T (1948). A method of establishing group of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyse of the vegetation on Danish Commons. *Biologiske Skrifter* 5, The Royal Danish Academy of Sciences and Letters, Copenhagen, Denmark, pp. 1-34.
- Thompson K, Grime JP (1979). Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67 (3): 893-921. - doi: [10.2307/2259220](https://doi.org/10.2307/2259220)
- Thompson K, Grime JP (1983). A comparative study of germination responses to diurnally-fluctuating temperatures. *Journal of Applied Ecology* 20 (1): 141-156. - doi: [10.2307/2403382](https://doi.org/10.2307/2403382)
- Thompson K, Band SR, Hodgson JG (1993). Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7 (2): 236-241. - doi: [10.2307/2389893](https://doi.org/10.2307/2389893)
- Traba J, Azcarate FM, Peco B (2004). From what depth do seeds emerge? A soil seed bank experiment with Mediterranean grassland species. *Seed Science Research* 14 (3): 297-303. - doi: [10.1079/SSR2004179](https://doi.org/10.1079/SSR2004179)
- Ubaldi D (2003). *Flora, fitocenosi e ambiente. Elementi di Geobotanica e Fitosociologia*. CLUEB, Bologna, pp. 334.
- Ubaldi D (2008). *La vegetazione boschiva d'Italia. Manuale di Fitosociologia forestale* (2ª edn). CLUEB, Bologna, pp. 391.
- Verheyen K, Honnay O, Motzkin G, Hermy M, Foster DR (2003). Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91 (4): 563-577. - doi: [10.1046/j.1365-2745.2003.00789.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00789.x)