



DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE ALIMENTARI E AMBIENTALI

CORSO DI LAUREA IN: SCIENZE FORESTALI, DEI SUOLI E DEL PAESAGGIO

**SINERGIE E TRADE-OFF TRA SERVIZI
ECOSISTEMICI FORNITI DA PRATERIE SEMI-
NATURALI SOGGETTE A DIVERSE INTENSITÀ DI
GESTIONE**

**SYNERGIES AND TRADE-OFFS AMONG
ECOSYSTEM SERVICES PROVIDED BY SEMI-
NATURAL GRASSLANDS UNDER CONTRASTING
MANAGEMENT REGIME**

TIPO TESI: Sperimentale

Studente:
SIMONA COLASANTE

Relatore:
DOTT. MATTEO FRANCONI

Correlatore:
DOTT. GIULIO TESEI

ANNO ACCADEMICO 2023-2024

SOMMARIO

ELENCO DELLE TABELLE.....	4
ELENCO DELLE FIGURE	5
ACRONIMI E ABBREVIAZIONI	6
1. INTRODUZIONE E SCOPO DELLA TESI.....	7
2. MATERIALI E METODI	12
2.1 Area di Studio	12
2.2 Analisi della vegetazione	14
2.3 Produzione primaria	15
2.4 Respirazione del suolo.....	15
2.5 Analisi dei Servizi Ecosistemici.....	16
2.6 Analisi dei Disservizi.....	18
3. RISULTATI E DISCUSSIONE	20
2.1 Diversità floristica.....	20
3.2 Servizi ecosistemici associati alle diverse intensità di gestione.....	23
CONCLUSIONI	28
BIBLIOGRAFIA	29

ELENCO DELLE TABELLE

Tabella 1. Servizi Ecosistemici classificati secondo Hoffmann et al., 2014.....	9
Tabella 2. Indici considerati per ogni categoria di Servizi Ecosistemici e Disservizi e relative fonti bibliografiche.....	19
Tabella 3. Tabella floristica con abbondanza percentuale delle specie più frequenti nei rilievi.....	21
Tabella 4. Analisi della varianza per indici di biodiversità. Lettere differenti indicano differenze significative per $p < 0.05$ (Tukey HSD test).....	22
Tabella 5. ANOVA per misure ripetute per classi di servizi ecosistemici. Lettere differenti indicano differenze significative (test di Tukey HSD $p < 0.05$)	25
Tabella 6. ANOVA per ogni indicatore ed intensità di gestione. Lettere differenti indicano differenze significative (test di Tukey HSD, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$)	27

ELENCO DELLE FIGURE

- Figura 1.** Classificazione dei servizi ecosistemici secondo il Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005).....8
- Figura 2.** Temperatura media mensile dell'aria e precipitazioni durante il periodo di monitoraggio (gennaio–ottobre 2024) e di lungo periodo (1982–2012) per Poggio San Vicino (provincia di Macerata, Italia). Fonte: Sistema Informativo Regionale Meteo-Idro-Pluviometrico, Servizio Protezione Civile, Regione Marche.....12
- Figura 3.** Disegno sperimentale. CST = gestione consuetudinaria, INT = uso intensivo; ABN = abbandono; 0 = non concimato 100 = 100 kg di N/ha.....14
- Figura 4.** Indici di Richness e Shannon (H') per le diverse gestioni. Lettere differenti indicano differenze significative per $p < 0.05$ (Tukey HSD test).....22
- Figura 5.** Rose chart degli indici dei servizi ecosistemici analizzati per ogni intensità di gestione (CST = gestione consuetudinaria, INT = uso intensivo; ABN = abbandono; 0 = non concimato 100 = 100 kg di N/ha). In evidenza il rose chart riassuntivo secondo le classi di servizi ecosistemici. Supporting: Dispersione semi (SED); Valore pastorale (PV)-; Specie diagnostiche per Habitat (HAB); Specie lista IUCN (IUCN). Provisioning: Valore nettario (NEC); Valore pollinifero (POL); Specie edibili (EDI); Wild relatives (WR); Piante officinali (OFF), Sostanza secca (DM). Regulating: Copertura (COV); Emicriptofite (HEM); Geofite (GEO); Leguminose (LEG). Cultural services: Uso veterinario (VET); Uso caseario (CHE); Uso tintorio (DYE); Uso manifatturiero (HAN); Uso spirituale e religioso (FOL); Uso decorativo (DEC); Colore dei fiori (FLC). Disservices: Specie allergeniche (ALL); Specie tossiche (TOX); Respirazione suolo totale (RS); Respirazione eterotrofa (RH); Contributo della respirazione autotrofa sulla totale (RA/RS); GHG-Index (GHG-I).....26

ACRONIMI E ABBREVIAZIONI

ABN	Abbandono
ALL	Specie allergeniche
CHE	Uso caseario
COV	Copertura
CST	Gestione consuetudinaria
DEC	Uso decorativo
DM	Sostanza secca
DYE	Uso tintorio
EDI	Specie edibili
ES	Servizi ecosistemici
FLC	Colore dei fiori
FOL	Uso spirituale e religioso
GEO	Geofite
GHG-I	GHG-Index
HAB	Specie diagnostiche per Habitat
HAN	Uso manifatturiero
HEM	Emicriptofite
INT	Gestione intensiva
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources
LEG	Leguminose
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
NEC	Valore nettario
OFF	Piante officinali
POL	Valore pollinifero
PV	Valore pastorale
RA/RS	Contributo della respirazione autotrofa sulla totale
RS	Respirazione suolo totale
RH	Respirazione etrotrofa
SED	Dispersione semi
TOX	Specie tossiche
VET	Uso veterinario
WR	Wild relatives

1. INTRODUZIONE E SCOPO DELLA TESI

Le praterie semi-naturali sono degli ecosistemi caratterizzati da una vegetazione erbacea con prevalenza di graminacee (Sanderson et al., 2015). Le praterie semi-naturali nel clima temperato e mediterraneo sono principalmente presenti in aree montane sui rilievi calcarei e in regioni dove l'uomo è sempre stato presente (Dixon et al., 2014). Infatti, questi habitat sono il risultato di un'interazione storica tra fattori naturali e attività umane, e questa interazione ad oggi è fondamentale per il mantenimento di questi ecosistemi (Biodiversity Information System for Europe, 2018). Poiché la biodiversità di questi ecosistemi è strettamente connessa al legame tra la presenza storica dell'uomo, ad oggi questi ecosistemi sono esposti a diversi rischi, tra cui l'abbandono delle pratiche di gestione tradizionali (i.e., pascolamento, sfalcio o la combinazione dei due) che porta a un'invasione di specie arbustive e arboree ed un declino della biodiversità vegetale e animale con conseguente perdita di superfici pascolive (Rippa, 2011) e di biodiversità (Tesei et al., 2020). Le praterie semi-naturali, quando gestite in modo appropriato, si distinguono per la complessità del loro mosaico di specie vegetali e animali, trasformandosi in autentici serbatoi di biodiversità (Halada, 2011). Questa ricchezza biologica consente loro di fornire una gamma straordinariamente ampia di servizi ecosistemici, rendendole di fatto insostituibili per il benessere umano (Zhao et al., 2020).

I servizi ecosistemici (ES), secondo il Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (Alcamo et al., 2003; MEA, 2005) sono i benefici multipli che gli ecosistemi forniscono all'umanità. Il framework proposto dal MEA adotta una visione antropocentrica, multisettoriale e richiede l'integrazione di diversi tipi di conoscenza (Alcamo et al., 2003). Il framework MEA suddivide gli ES in quattro categorie principali (Figura 1):

1. *Provisioning*: tutte le risorse materiali ed energetiche, come cibo, acqua, legno, fibre e combustibili. Rappresentano le risorse tangibili che gli ecosistemi offrono.
2. *Regulating*: contribuiscono a regolare processi ambientali, come il clima, la qualità dell'acqua, il ciclo dei nutrienti, e il controllo dei parassiti. Questi servizi aiutano a mantenere condizioni ambientali favorevoli.
3. *Cultural*: tutti i benefici non materiali, come il valore ricreativo, estetico, spirituale e culturale che derivano dagli ecosistemi. Questi includono l'eco/agroturismo, usi

tradizionali di piante officinali, ed il patrimonio culturale in generale compreso l'apprezzamento del paesaggio storico-culturale.

4. *Supporting*: mantengono i processi ecologici fondamentali che rendono possibili tutti gli altri ES, come la formazione del suolo, il ciclo dell'acqua e la produzione primaria.

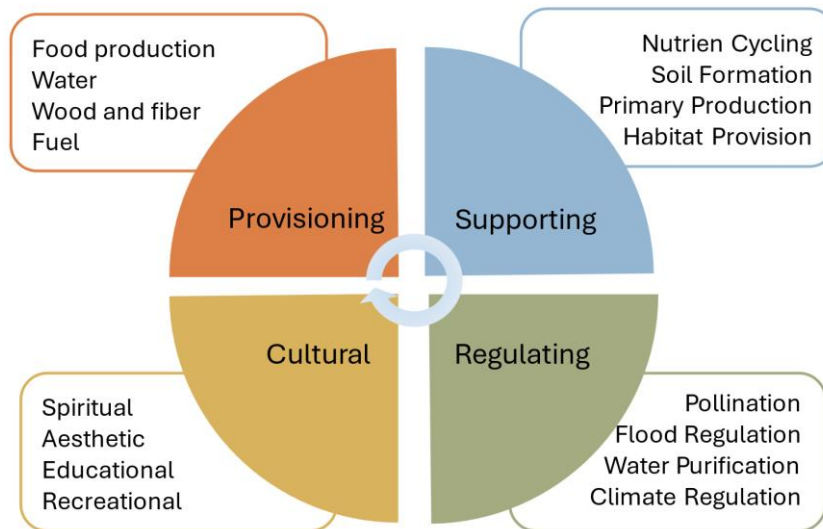


Figura 1. Classificazione dei servizi ecosistemici secondo il Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005).

Ponendo l'attenzione sugli ES forniti dai sistemi pastorali, la categoria dei Provisioning ha un ruolo fondamentale perché racchiude tutte le produzioni direttamente ottenute, seguita dalle categorie dei Supporting e Cultural. Inoltre, alcuni ES vengono definiti "principali" e tra questi rientrano il controllo delle erbe infestanti, il mantenimento della struttura e fertilità del suolo, l'impollinazione e la dispersione dei semi e i servizi legati al mantenimento degli habitat (Hoffman et al., 2014).

Tabella 1. Servizi Ecosistemici classificati secondo Hoffmann et al., 2014.

Group	Ecosystem service	Description
Supporting services	Maintenance of soil structure and fertility	Nutrient cycling and soil formation
	Primary production	Improving vegetation growth/cover
	<i>Habitat services (as part of supporting services)</i>	
	Maintenance of life cycles of species	Habitat for species, especially migratory species
	Habitat connectivity	Seed dispersal in guts and coats
	Maintenance of genetic diversity	Gene pool protection and conservation
Provisioning services	Food	Meat, milk, eggs, honey, wool, leather, skins, etc.
	Fertilizer	Manure and urine for fertilizer
	Fuel	Manure and CH ₄ for energy, manure biogas, etc.
	Power	Draught animal power
	Genetic resources	Basis for breed improvement and medicinal purposes
	Biotechnical/Medicinal resources	Lab. animals, test-organisms, biochemical products
Regulating services	Waste recycling and conversion of non-human edible feed	Recycling of crop residues, household waste, swill, primary vegetation consumption
	Land degradation and erosion prevention	Maintenance of vegetation cover
	Water quality regulation/purification	Water purification/filtering in soils
	Regulation of water flows	Natural drainage and drought prevention, influence of vegetation on rainfall, timing/magnitude of runoff/flooding
	Climate regulation	Soil C sequestration, GHG mitigation
	Moderation of extreme events	Avalanche and fire control
	Pollination	Yield/seed quality in crops and natural vegetation; genetic diversity
	Biological control and animal/human disease regulation	Destruction of habitats of pest and disease vectors; yields
Cultural services	Opportunities for recreation	Eco/agro-tourism, sports, shows, other recreational activities involving animal breeds
	Knowledge systems and educational values	Traditional and formal knowledge about the breed, the grazing and socio-cultural systems of the area, information for cognitive development, scientific discovery
	Cultural and historic heritage	Presence of the breed in the area helps to maintain elements of the local and/or culture that are valued as part of local heritage; cultural identity, esp. for indigenous peoples
	Inspiration for culture, art and design	Traditional art/handicraft; cultural, intellectual and spiritual enrichment; pet animals, advertising
	Natural (Landscape) heritage	Values associated with the landscape as shaped by the animals themselves or as a part of the landscape, e.g. aesthetic values
	Spiritual and religious experience	Values related to religious rituals, human life cycle such as religious ceremonies, funerals or weddings

Le diverse modalità di gestione applicate alle praterie secondarie possono influenzare significativamente la fornitura di ES, determinando variazioni rilevanti tra di essi. In alcuni casi, queste variazioni possono portare persino all'emergere di "disservizi ecosistemici", con conseguenze negative per l'ambiente e le comunità che ne dipendono (Merida et al., 2022). I disservizi ecosistemici possono essere definiti come conseguenze indesiderate delle interazioni tra attività umana e ambiente che determinano alcuni effetti negativi della natura sul benessere umano (Blanco et al., 2019). Considerata l'elevata capacità delle praterie secondarie di fornire servizi (e/o disservizi) ecosistemici, questi ultimi si configurano come un insieme complesso e articolato se analizzati singolarmente, difficile da analizzare in termini di sinergie (relazioni reciprocamente vantaggiose) e risultati contrastanti (trade-off) che possono emergere. Questa complessità può rendere complicata la scelta delle strategie gestionali a livello politico (e.g., definizione di misure agro ambientali o composizione di eco-schemi) e risulterebbe verosimilmente poco appetibile come sistema di supporto alle decisioni per allevatori.

La letteratura abbonda di studi su servizi (o disservizi) ecosistemici che sono ritenuti molto importanti per le praterie secondarie. Ad esempio, la biodiversità vegetale è stata studiata a fondo da Tälle et al., 2018; Moog et al., 2002; Maccherini & Santi, 2012; la produzione primaria da Castillo-Garcia et al., 2022; Pornaro et al., 2019; Budimir et al., 2018; Stybnarova et al., 2016; Coppa et al., 2019; Giaccone et al., 2016; e la respirazione del suolo (emissioni di CO₂ dal suolo all'atmosfera) da Merino et al., 2004; Mukumbuta & Hatano, 2020; Han et al., 2012). Tuttavia, nella stragrande maggioranza dei casi tali studi tendono a concentrarsi su singoli servizi (o disservizi), solo raramente questi vengono analizzati insieme (Dean et al., 2024; D'Ottavio et al., 2018) e quasi mai si arriva a calcolare un insieme (basket) di servizi ecosistemici (Francioni et al., 2022). Dalla letteratura emerge chiaramente che un approccio multisettoriale, pur raccomandato dal MEA, rimane ancora scarsamente adottato a causa delle difficoltà pratiche nella raccolta dei dati (Häyhä & Franzese, 2014). Questa eccessiva specializzazione rischia di trascurare sia eventuali trade-off tra ES, sia quei servizi ritenuti importanti da diverse classi di stakeholder (e.g., decisori politici, ricercatori e cittadini) che hanno probabilmente prospettive differenti sulla gestione di ecosistemi complessi come le praterie semi-naturali (Dean et al., 2024; D'Ottavio et al., 2018). Una possibile soluzione per risolvere il problema della complessità nell'analisi degli ES potrebbe essere l'applicazione del MEA al fine di evidenziare sinergie e trade-off tra l'insieme di ES generati da gestioni differenti. Questo potrebbe rappresentare un'opportunità per sviluppare strategie gestionali più

mirate e coerenti con le esigenze di tutti gli stakeholder, oppure privilegiare specifici gruppi a seconda degli obiettivi prioritari.

L'obiettivo di questa tesi è fornire un supporto alla gestione delle praterie semi-naturali, analizzando gli ES derivanti da diverse strategie gestionali rispetto alla gestione consuetudinaria, con particolare attenzione alle sinergie e ai trade-off tra i vari ES. L'ipotesi alla base dello studio è che un'intensificazione dell'uso della prateria, attraverso un aumento della frequenza di taglio e fertilizzazione, modifichi la risposta della prateria in termini di composizione floristica, produzione, respirazione del suolo e, di conseguenza, degli ES ad essi associati.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Area di Studio

L'area di studio è situata nel territorio di Monte San Vicino (Appennino centrale, Regione Marche, Italia; 43°21'13.2"N 13°03'32.6"E) ed è caratterizzata da un substrato calcareo e un clima temperato-oceanico (temperatura media annuale di 13°C; precipitazione media annuale di 865 mm) (Figura 2).

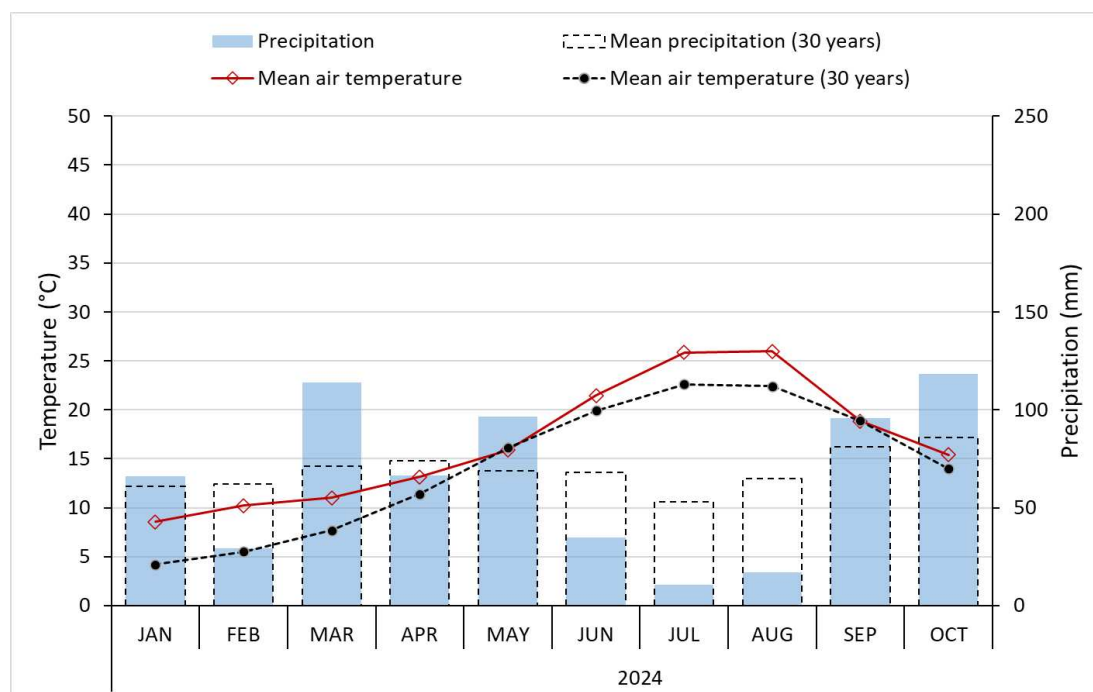


Figura 2. Temperatura media mensile dell'aria e precipitazioni durante il periodo di monitoraggio (gennaio–ottobre 2024) e di lungo periodo (1982–2012) per Poggio San Vicino (provincia di Macerata, Italia). Fonte: Sistema Informativo Regionale Meteo-Iidro-Pluviometrico, Servizio Protezione Civile, Regione Marche.

L'area di studio, omogenea per vegetazione, suolo e condizioni topografiche, è stata identificata e recintata nel 2015 (Francioni et al., 2019). All'interno dell'area di studio è stata impostata una prova parcellare di 17 m × 18 m. L'area è stata suddivisa in blocchi di 2.0 × 4 m applicando un disegno sperimentale a blocchi completamente randomizzati con 3 repliche:

(i) gestione consuetudinaria (CST), che prevede uno sfalcio effettuato intorno alla fine di giugno e la fine di ottobre di ogni anno; (ii) uso intensivo (INT), con sfalcio effettuato ogni mese da aprile fino alla fine di ottobre di ogni anno, quando la produzione di erba era di almeno 0.5 t ha^{-1} ; (iii) abbandono (ABN). Inoltre, per INT e CST sono state predisposte altre 3 parcelle dove è stato per ogni intensità di gestione applicato 100 kg di N/ha di fertilizzante a base di nitrato d'ammonio (NH_4NO_3), applicato manualmente nella prima decade di aprile (Figura 3). Per la presente tesi sono state analizzate, per ogni intensità di gestione, la vegetazione, la produzione primaria e la respirazione del suolo distanza di 8 anni dall'applicazione dei primi trattamenti.

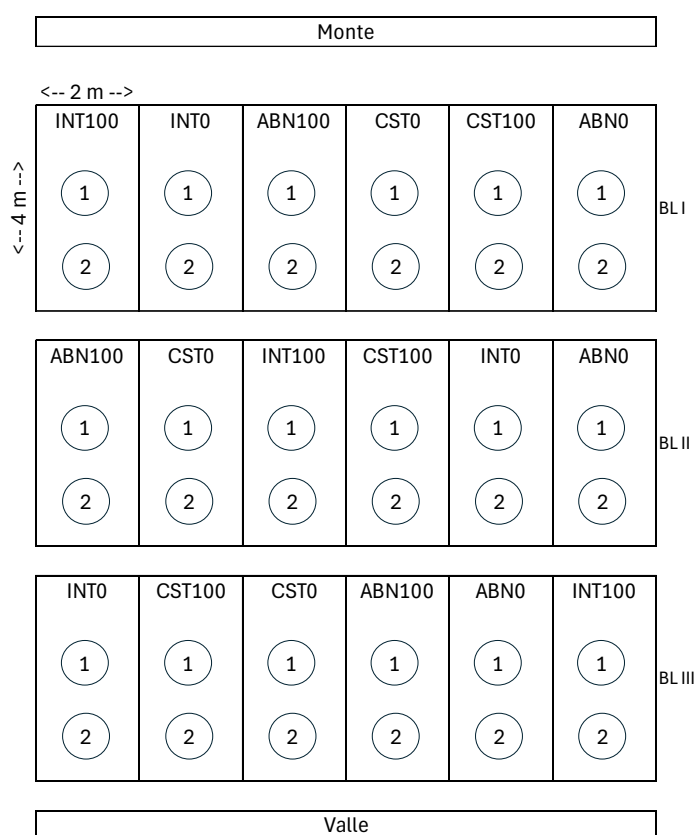


Figura 3. Disegno sperimentale. CST = gestione consuetudinaria, INT = uso intensivo; ABN = abbandono; 0 = non concimato 100 = 100 kg di N/ha .

2.2 Analisi della vegetazione

L'analisi vegetazionale è stata eseguita identificando ed elencando in ogni plot le specie vascolari presenti ed attribuendo a ciascuna di esse un valore di copertura percentuale. Tutte

le informazioni per la determinazione delle specie e la caratterizzazione biologica e corologica fanno riferimento a Pignatti (1982) e Tutin (1993). La nomenclatura delle specie segue Bartolucci et al. (2024). Per INT è stato effettuato un rilievo nel mese di maggio in ogni parcella, per CST e ABN i rilievi sono stati effettuati nel mese di luglio.

Per l'analisi della vegetazione sono stati considerati due indicatori di biodiversità: la Richness e l'indice di Shannon.

La Richness conta il numero totale di specie vegetali rappresentate nel rilievo. Maggiore è il numero di specie, maggiore sarà l'indice di Richness.

L'indice di Shannon (H') misura la diversità nelle comunità ecologiche, e la sua formula è rappresentata dalla seguente equazione:

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=n} \left(\frac{Ni}{N} \right) \times \ln \left(\frac{Ni}{N} \right)$$

Dove: N_i = numero di individui della specie i -esima; N = numero totale di tutti gli individui di tutte le specie; n = numero delle specie trovate. L'indice può assumere valori compresi tra 0 (assenza di diversità, unica specie dominante) ed un valore massimo teorico dipendente dal numero di specie presenti nel campione, dove tale valore rappresenta la massima diversità (Spellerberg & Fedor, 2003).

2.3 Produzione primaria

La produzione primaria, espressa in termini di sostanza secca, è stata misurata mediante l'attività di sfalcio. La resa in termini di sostanza secca è stata valutata in aree campione di 0,25 m² (0,5 × 0,5 m) all'interno dei plot. I campioni, sono stati successivamente essiccati in stufa a 65 °C per 48 ore e successivamente pesati al fine di determinarne la sostanza secca.

2.4 Respirazione del suolo

Per misurare la respirazione totale del suolo in ciascuna unità sperimentale, sono stati utilizzati collari in policloruro di vinile di diametro interno e altezza di 10 cm e con pareti perforate nella parte inserita nel suolo (~9 cm) al fine di consentire l'esplorazione radicale e gli scambi gassosi. Per ogni parcella sono stati inseriti due collari, uno per la respirazione totale e uno per la respirazione eterotrofa. La respirazione eterotrofa è stata misurata grazie al metodo del 'trenching' che prevede l'isolamento delle radici utilizzando una lastra in policarbonato ondulato traslucido flessibile chiusa ad anello (diametro approssimativo 40 cm; altezza 40 cm; aperto a entrambe le estremità) (Francioni et al., 2019). Le misurazioni sono state effettuate

utilizzando un analizzatore di gas a infrarossi CO₂ portatile, dotato di una camera chiusa per la respirazione del suolo (EGM-4 con SRC-1, PP-Systems, Hitchin, Regno Unito) e di una sonda termometrica. La respirazione del suolo, insieme alla temperatura del suolo, è stata monitorata tra le 9:00 e le 12:00 (ora standard), per evitare fluttuazioni del flusso (Jian et al., 2018) e a intervalli di 2-3 settimane.

La respirazione cumulativa dal suolo durante il periodo di studio è stata calcolata mediante interpolazione lineare tra le due date di campionamento e integrazione numerica utilizzando la regola trapezoidale (Toderi et al., 2022). Il contenuto di acqua nel suolo è stato misurato simultaneamente alla respirazione del suolo mediante il prelievo di campioni con una trivella manuale. I campioni, raccolti dai primi 10 cm di profondità, sono stati successivamente essiccati in stufa a 105 °C fino al raggiungimento di un peso costante. È stato successivamente calcolato il rapporto tra respirazione autotrofa (RA) e respirazione totale (RS).

2.5 Analisi dei Servizi Ecosistemici

Gli ES sono stati classificati secondo il modello delineato dal MEA (2005) combinato con i servizi definiti “principali” da Hoffman et al., 2014 (Tabella 1). Per ogni specie osservata nei rilievi floristici, sono stati raccolti dati da studi pubblicati e fonti online come, ad esempio, le schede fornite da “Acta Plantarum” (<https://actaplantarum.org>) per ciascuna specie vegetale. In particolare, sono stati analizzati diversi indicatori ecologici e considerati vari indici per ciascuna categoria di ES (Supporting, Regulating, Provisioning, Cultural).

Supporting services

Come indici dei supporting ES sono stati presi in considerazione:

1. Valore pastorale che è un indice che sintetizza le caratteristiche produttive, qualitative e pabulari della vegetazione. Il Valore Pastorale è espresso dalla formula:

$$VP = 0,2 \times \sum_{i=1}^{i=n} CSP \times IS$$

Dove Is è l’Indice Specifico ed esprime produttività, valore nutritivo, digeribilità, appetibilità, sapore e resistenza al pascolamento di ogni specie che compone il pascolo (scala 0-5); CSP è il contributo di ciascuna specie in termini di numero, frequenza e grado di ricoprimento della singola specie (Roggero et al., 2002).

2. Numero di habitat di interesse comunitario (sensu Direttiva 92/43/CEE) per cui una stessa specie è indicata come diagnostica, considerando sia il numero di specie diagnostiche che la loro abbondanza. Questo è stato calcolato tramite l'indice riassuntivo:

$$HS = \sum_{i=1}^{i=n} Nd\% \times \frac{Nd}{N}$$

Dove: Nd% = abbondanza percentuale della specie diagnostica; Nd = numero di specie diagnostiche; N = numero di specie presenti nel rilievo.

3. Numero di specie endemiche
4. Specie appartenenti ad una classe di rischio secondo la classificazione IUCN.

Ogni indice è stato calcolato sulla base della presenza e abbondanza delle specie presenti con quelle determinate caratteristiche.

Regulating services

Per i Regulating ES sono state prese in considerazione la capacità delle varie specie di proteggere il suolo la capacità di fissare l'azoto calcolando:

1. Indici di copertura vegetale
2. Specie emicriptofite cespitose
3. Specie geofite rizomatose (ritenute la forma di vita più importante nella prevenzione dell'erosione del suolo)
4. Specie leguminose (appartenenti alla famiglia delle Fabacee).

Il valore numerico degli indici è stato calcolato sommando le abbondanze percentuali delle specie presenti per ciascun indice.

Provisioning services

Come indici dei Provisioning ES sono stati presi in considerazione

1. Attitudine pollinifera e nettarifera con valori tra 0 a 3
2. Specie edibili e officinali

3. Valore delle risorse genetiche valutando specie filogeneticamente vicine alle specie coltivate presenti all'interno di ogni singolo rilievo. Anche in questo caso gli indici considerati quantificano l'abbondanza di specie presenti per ciascun indice.

Infine, è stata considerata da produzione primaria valutando la potenzialità produttiva.

Cultural ES

Come indici dei Cultural ES sono stati presi in considerazione alcuni usi tradizionali come:

1. Uso caseario
2. Uso tintorio
3. Uso veterinario
4. Uso manifatturiero
5. Uso decorativo
6. Uso spirituale e religioso

Per tutti questi indici è stata presa in considerazione la somma delle abbondanze percentuali delle specie con tali usi. Inoltre, è stato calcolato un indice di apprezzamento del colore delle fioriture che considera una scala di apprezzamento del colore, la dimensione del fiore e colore del fiore della singola specie, in accordo con Bianchini et al. (dati in pubblicazione).

1.6 Analisi dei disservizi

Sono stati presi in considerazione il valore allergenico e tossico attraverso la somma delle abbondanze percentuali delle specie rilevate per ogni plot.

Inoltre, tra i disservizi sono stati inseriti la respirazione totale (RS), la respirazione eterotrofa (RH), il rapporto tra respirazione autotrofa e respirazione totale (RA/RS) ed il GHG-Index come rapporto tra produzione e respirazione autotrofa (Francioni et al., 2022).

Tabella 2: Indici considerati per ogni categoria di Servizi Ecosistemici e Disservizi e relative fonti bibliografiche

Gruppo e Classe ES	Indicatore	Riferimenti bibliografici
Supporting Servizi connessi agli habitat	Specie diagnostiche di Habitat	Podromo della vegetazione italiana
	Valore Pastorale	Roggero et al., 2002
	Specie endemiche	Acta Plantarum., 2007; Pignatti S., 1982
	Livello di rischio IUCN	Acta Plantarum., 2007; Rossi et al., 2021
Regulating Prevenzione dell'erosione e del degrado dei territori Regolazione del clima	Copertura vegetale	Botanical Surveys
	Emicriptofite	Acta Plantarum., 2007; Bagella et al., 2013;
	Geofite	Pignatti S., 1982
	Specie leguminose	Acta Plantarum., 2007; Bagella et al., 2013; Pignatti S., 1982
Provisioning Produzione di cibo	Valore nettario	Bagella et al., 2013; Riciardelli d'Albore, 1978
	Valore pollinifero Specie edibili	(Acta Plantarum., 2007; Crisanti, 2014; Guarrera & Leporatti, 2007; Lucchetti et al., 2019; Martini, 1981; Pieroni, 2000; Signorini et al., 2007; Taffetani, 2005)
Risorse genetiche	Wild relatives	Ciancaleoni et al., 2021; cwr, n.d.; Engel & Fideghelli, 2011; Perrino & Perrino, 2020; Rubio Teso et al., 2020
Produzione primaria	Specie con IS 4÷5 Produzione di sostanza secca	Bagella et al., 2013 Acta Plantarum., 2007; Bremness, 1994; Crisanti, 2014; Guarrera & Leporatti, 2007;
Risorse medicinali	Piante Officinali	Lucchetti et al., 2019; Martini, 1981; Petelka et al., 2020 Pieroni, 2000; Shang et al., 2019; Signorini et al., 2007; Şöhretoğlu et al., 2016; Taffetani, 2005; Turner, 1984
Cultural Eredità culturale	Uso caseario, tintorio, veterinario, manifatturiero, spirituale e religioso, ornamentale, decorativo	Acta Plantarum., 2007; Bremness, 1994; Cardinali et al., 2016; Crisanti, 2014; Guarrera & Leporatti, 2007; Guarrera, 2006; Lucchetti et al., 2019; Martini, 1981; Musarella et al., 2019; Petelka et al., 2020; Pieroni, 2000; Shang et al., 2019; Signorini et al., 2007; Şöhretoğlu et al., 2016; Taffetani, 2005; Turner, 1984; Viegli et al., 2003; Wang et al., 2010
	Eredità naturale (paesaggio)	Apprezzamento del colore del fiore
Disservices	Specie allergeniche	Acta Plantarum., 2007; Bremness L., 1994; Taffetani, 2005
	Specie tossiche	
	Emissioni di CO ₂ da suolo	(Toderi et al., 2022)

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 Diversità floristica

I rilievi floristici hanno confermato la dominanza di *Bromopsis erecta* in tutte le gestioni (Tabella 3). Sono emerse differenze significative per entrambi gli indicatori di biodiversità analizzati, Richness e Shannon H' (Tabella 4). Nello specifico la gestione ABN risulta essere la gestione con meno ricchezza di specie, ma analizzando l'indice di Shannon H' queste differenze emergono solamente tra INT0 ed ABN con le altre gestioni che presentano valori intermedi (Figura 4). La biodiversità rappresenta la variabilità tra gli organismi viventi e include la diversità all'interno delle specie, tra specie diverse e tra ecosistemi. È la fonte di numerosi beni e servizi, come cibo e risorse genetiche, e le variazioni nella biodiversità possono influenzare la fornitura dei servizi ecosistemici (Alcamo et al., 2003). Il MEA (2005) ha definito la biodiversità come “*una condizione necessaria per l'erogazione di tutti i servizi ecosistemici*”. Quindi, nella maggior parte dei casi, un livello maggiore di biodiversità è associato a una fornitura più ampia o più affidabile di tali servizi. Sempre secondo il MEA (2005), la biodiversità è “*sia una variabile di risposta influenzata dai fattori del cambiamento globale*” (ad esempio, il cambiamento climatico o l'uso del suolo), sia un “*fattore che modifica i processi ecosistemici e i servizi ecosistemici, e indirettamente il benessere umano*” (ad esempio, salute, libertà di scelta e di azione). I cambiamenti nel benessere umano possono, a loro volta, determinare modifiche nelle pratiche di gestione, con impatti diretti sui processi ecosistemici e sulla biodiversità (D'Ottavio et al., 2018). Sebbene il MEA (2005) descriva una relazione unilaterale tra biodiversità e servizi ecosistemici, alcuni autori interpretano la biodiversità come un servizio a sé stante, ad esempio come fondamento per il turismo legato alla natura (D'Ottavio et al., 2018). In questo contesto, gli indici di Richness e Shannon H', spesso associati alla diversità floristica, non sono stati considerati come proxy di ES, poiché rappresentano la base stessa su cui tali servizi si fondano. Bensì sono stati considerati come base per la fornitura di tutti gli ES analizzati (Tabella 2)

Tabella 3. Tabella floristica con abbondanza percentuale delle specie più frequenti nei rilievi

	CSTO	CST100	INTO	INT100	ABN
Copertura (%)	90	99	97	98	100
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr.	22.1	34.4	19.8	29.4	64.5
<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	14.3	6.9	8.2	9.8	7.8
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	6.0	10.3	5.7	9.8	3.2
<i>Centaurea ambigua</i> Guss. subsp. <i>ambigua</i>	9.3	6.3	2.4	7.5	0.6
<i>Poterium sanguisorba</i> L. subsp. <i>balearicum</i> (Bourg. ex Nyman) Stace	2.3	1.5	2.7	1.0	0.6
<i>Dactylis glomerata</i> L.	3.3	1.2	0.5	0.8	0.7
<i>Rhinanthus minor</i> L.	1.6	0.5	1.7	1.5	0.4
<i>Galium corrudifolium</i> Vill.	0.4	0.4	2.0	1.3	1.0
<i>Festuca circummediterranea</i> Patzke	1.6	7.1	12.4	15.2	.
<i>Aira caryophylla</i> L.	9.3	5.7	2.5	3.9	.
<i>Poa bulbosa</i> L. subsp. <i>bulbosa</i>	0.4	0.4	2.4	2.6	.
<i>Trifolium incarnatum</i> L.	2.1	0.5	0.7	1.6	.
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1.2	0.6	0.6	2.4	.
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	0.4	0.4	0.4	0.7	.
<i>Cerastium glutinosum</i> Fr.	0.4	0.4	0.4	0.5	.
<i>Linum usitatissimum</i> L. subsp. <i>angustifolium</i> (Huds.) Thell.	0.4	0.4	0.4	0.3	.
<i>Galium verum</i> L.	0.8	0.4	.	1.3	3.4
<i>Sherardia arvensis</i> L.	.	0.4	0.4	0.5	0.4
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	1.2	0.6	11.1	.	.
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	0.4	0.4	0.9	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	3.1	7.6	.	.	1.7
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult.	1.6	2.4	.	.	5.9
<i>Thlipthisa purpurea</i> (L.) P.Caputo & Del Guacchio subsp. <i>Purpurea</i>	2.3	2.0	.	.	0.4
<i>Centaurea jacea</i> L. subsp. <i>gaudinii</i> (Boiss. & Reut.) Gremli	3.0	0.6	.	.	0.8
<i>Cynosurus echinatus</i> L.	0.6	0.4	.	.	0.4
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0.6	0.4	.	.	0.4
<i>Bunium bulbocastanum</i> L.	0.4	0.4	.	0.8	.
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip.	0.4	.	1.1	0.7	.
<i>Potentilla recta</i> L.	.	0.7	.	0.7	0.4
<i>Vicia angustifolia</i> L.	.	.	0.7	0.3	0.4
<i>Onobrychis vicifolia</i> Scop.	1.6	2.2	.	.	.
<i>Achillea collina</i> (Becker ex Wirtg.) Heimerl	0.8	0.4	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	0.4	0.4	.	.	.
<i>Trifolium striatum</i> L.	0.4	0.4	.	.	.
<i>Trifolium repens</i> L.	0.8	.	2.2	.	.
<i>Lolium perenne</i> L.	0.4	.	0.7	.	.
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	0.4	.	.	.	0.4
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC. subsp. <i>campestris</i>	.	0.4	0.4	.	.
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	.	0.4	.	0.3	.
<i>Medicago lupulina</i> L.	.	.	11.1	1.0	.
<i>Aphanes arvensis</i> L.	.	.	0.4	1.3	.
<i>Bellis perennis</i> L.	.	.	0.7	0.3	.
<i>Geranium molle</i> L.	.	.	0.4	0.7	.
<i>Anacamptis morio</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase	.	.	0.4	0.3	.
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel subsp. <i>ramosissima</i>	.	.	0.4	0.3	.
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	.	.	0.4	0.3	.
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	.	.	.	0.7	4.2
<i>Eryngium amethystinum</i> L.	.	.	.	0.7	0.4
<i>Trifolium ochroleucon</i> Huds.	3.1
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0.8
<i>Hypericum perforatum</i> L.	0.6
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	0.4
<i>Cerastium semidecandrum</i> L.	0.4
<i>Petrorhagia saxifraga</i> (L.) Link	0.4
Other species	5.8	6.3	9.1	9.2	2.9

Tabella 4. Analisi della varianza per indici di biodiversità. Lettere differenti indicano differenze significative per ($p < 0.05$, Tukey HSD test).

Fonte	Indice	Devianze	GL	Varianze	F	Sig.
Gestione	Richness	3,15	4	0,79	30,44	0,01
	Shannon	205,33		51,33	3,89	0,04
Errore	Richness	0,26	10	0,03		
	Shannon	132		13,20		
Total	Richness	64,22	15			
	Shannon	7164				

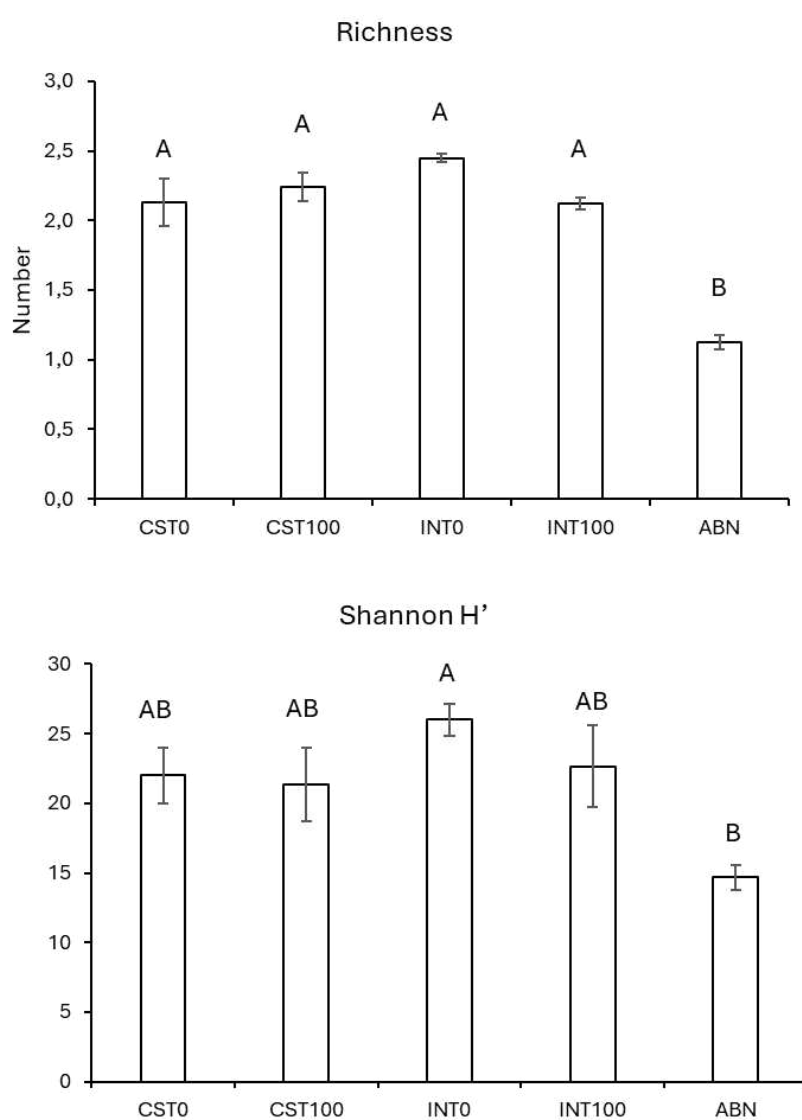


Figura 4. Indici di Richness e Shannon (H') per le diverse gestioni. Lettere differenti indicano differenze significative per $p < 0.05$ (Tukey HSD test).

3.2 Servizi ecosistemici associati alle diverse intensità di gestione

Supporting ES

Sono emerse differenze significative in merito all'indicatore che prende in considerazione le specie diagnostiche per Habitat poiché il valore in ABN risulta significativamente maggiore rispetto a INT0 del 213% (Tabella 3). INT0 (+66%) e INT100 (+124%) hanno mostrato un più elevato numero di specie appartenenti alla Lista Rossa Italiana rispetto a CST0 (-88%) ed ABN (-106%) al contrario del lavoro di Pavlu (2011) dove, per una bassa utilizzazione, sono state trovate nuove specie considerate minacciate nella Repubblica Ceca e per cui gli aiutori consigliano di porre attenzione ai risultati basati su specie con bassa copertura. Non sono emerse differenze significative per SED e PV. Anche se in generale emergere un contributo minore di Supporting ES in CST0 rispetto alle altre gestioni, questa differenza non ha raggiunto la significatività (Tabella 4). Tali risultati potrebbero essere in parte giustificati con la forte differenza sia in termini di composizione specifica che di Richness (significativamente più bassa in ABN) tra ABN e gli altri trattamenti. In particolare, il valore più elevato di specie diagnostiche per habitat evidenzia come in ABN, la mancata gestione, favorisce la trasformazione dell'habitat.

Studi precedenti hanno evidenziato come diverse intensità di taglio possano influenzare i servizi di supporto cruciali per le praterie secondarie, come ad esempio il PV. In particolare, Francioni et al. (2024, in preparazione) hanno dimostrato, nelle stesse praterie, che nel breve termine (dopo 3 anni) il PV è diminuito significativamente solo nel trattamento ABN (abbandono), mentre è rimasto invariato nelle gestioni INT0 e CST0.

È plausibile che, dopo 8 anni di abbandono, il PV non significativamente diverso tra ABN e gli altri regimi di gestione sia attribuibile a specifiche specie che sono diventate dominanti nel tempo sotto il regime ABN, contribuendo a migliorare leggermente il PV (ad esempio, *Bromopsis erecta*, come riportato nella Tabella 3). Questa combinazione di elevata copertura e un indice specifico favorevole ha portato al mantenimento di un valore pastorale relativamente elevato in ABN. Coerentemente con questo studio, tale valore non differiva significativamente da quelli degli altri regimi di gestione in nessuno degli anni di monitoraggio, come già osservato da Francioni et al. (2024, in preparazione).

Provisioning ES

Il numero di specie nettariifere rilevato è significativamente maggiore in INT0 (+72%) e CST0 (+87%) rispetto ad ABN (-125%) (Tabella 3). Il numero di specie pollinifere invece

risulta significativamente minore in ABN e CST100 rispetto alle restanti gestioni. Il numero di specie edibili è risultato essere maggiore in INT0 rispetto a ABN e INT100. La produzione di foraggio, espressa come sostanza secca, in INT100 risulta significativamente maggiore solo rispetto a CST0 contrariamente a quanto emerso dallo studio di Stybnarova et al. (2016) dove si è riscontrata una resa maggiore con una utilizzazione di due volte all'anno. Le osservazioni del presente studio potrebbero essere attribuite alle condizioni climatiche favorevoli registrate in prossimità delle epoche di sfalcio, caratterizzate da temperature superiori alla media e da precipitazioni che, ad eccezione del periodo estivo, si sono mantenute anch'esse al di sopra della media (Figura 2).

Complessivamente, i provisioning ES risultano inferiori nel trattamento ABN rispetto a INT0 e INT100, mentre le altre gestioni mostrano risultati intermedi (Tabella 4). Questo risultato è attribuibile al maggior numero di specie nettariifere e pollinifere osservate nei trattamenti INT0 e INT100 come ad esempio *Centaurea ambigua* Guss. subsp. *Ambigua* e *Teucrium chamaedrys* L. (Tabella 3).

L'assenza di differenze significative tra i trattamenti INT e CST in termini di servizi legati a specie nettariifere e pollinifere è coerente con quanto riportato da altri autori (Johansen et al., 2019), secondo i quali la fornitura di valore nettariifero e pollinifero non sembra essere influenzata dall'epoca di taglio (precoce/tardiva) in praterie seminaturali caratterizzate da una vegetazione ricca di specie, da secche a mesiche, e contenenti diverse specie calciofile.

Regulating ES

Complessivamente i Regulating ES risultano dare maggior contributo all'abbandono di gestione ABN (Tabella 4). Nei Regulating ES si notano delle differenze solo per il numero di specie emicriptofite cespitose che sono molto abbondanti in ABN (+158%) rispetto alle altre intensità di gestione (Tabella 3). Secondo Caballero et al., 2009 l'abbandono porta a una maggiore copertura di emicriptofite, una riduzione delle erbacee annuali (soprattutto composite) e una dominanza di graminacee perenni. Per gli altri indici appartenenti ai Regulating ES non sono emerse differenze significative tra le varie gestioni (Tabella 6). Sebbene non siano stati raggiunti risultati significativi, si osserva un numero significativamente più elevato di LEG nelle gestioni CST0 e INT0 rispetto alle restanti (Tabella 5). Questo risultato non è sorprendente e si allinea con studi precedenti che hanno evidenziato come la fertilizzazione azotata possa ridurre la biomassa delle leguminose fino al 65% (Hejerman et al., 2007; Vázquez et al., 2022). Questo effetto è principalmente attribuito alla competizione per la luce e alle alterazioni nel processo di fissazione simbiotica dell'azoto,

che risulta meno vantaggiosa rispetto all'uso dell'azoto reattivo disponibile nel suolo, che è energeticamente meno costoso (Hejcman et al., 2007; Vázquez et al., 2022).

Cultural ES

In generale tra le varie intensità per gli indici culturali non sono emerse differenze significative ad eccezione del FLC che risulta essere molto alto in ABN (+139%) rispetto alle altre intensità di gestione (Tabella 4). Tali risultati possono essere principalmente attribuiti al metodo utilizzato per stimare l'indice del colore dei fiori (Bianchini et al., in preparazione). La grande abbondanza di *Bromopsis erecta* in ABN, una specie con fiori di colore verde e dimensioni relativamente grandi, unita al fatto che il verde occupa una posizione elevata nella scala di gradimento del colore, fa sì che questo indice assuma valori elevati. Al contrario, il blu, che occupa la posizione più alta nella scala dei colori, è presente in quantità molto limitate nelle altre gestioni, influenzando così la bassa valutazione dell'indice in questi casi (Bianchini et al., in preparazione).

Disservices

In generale i Disservices risultano essere simili tra le varie gestioni (Tabella 5, Figura 5). Le specie allergeniche presenti in CST100 sono di numero molto maggiore rispetto alle specie presenti in ABN (121% contro -76%, rispettivamente) (Tabella 3). RH in ABN è maggiore a CST0 che a sua volta è maggiore di INT100. Il rapporto RA/RS risulta significativamente diverso tra INT0 (140%) e CST100 (-41%) e quest'ultimo a sua volta è molto vicino a ABN0 (-51%). Altri studi condotti su praterie semi-naturali hanno evidenziato che, almeno nel breve periodo, diverse intensità di utilizzo del foraggio non comportano cambiamenti significativi nelle emissioni di CO₂ dal suolo all'atmosfera. Tuttavia, le differenze diventano evidenti tra i vari anni di monitoraggio, seguendo gli andamenti stagionali di temperatura e umidità del suolo, che sono notoriamente fattori determinanti per la respirazione del suolo (Francioni et al., 2019 e D'Ottavio et al., 2023). Diversi studi suggeriscono che la proporzione tra respirazione autotrofa (RA) ed eterotrofa (RH) può variare molto, ma in generale la respirazione autotrofa costituisce una parte significativa della respirazione totale del suolo nelle praterie. In particolare, il contributo della respirazione autotrofa alla respirazione totale (RA/RS) è stato stimato tra il 30% e il 60% del totale (Hanson et al., 2000). Tuttavia, alcuni studi hanno osservato che pratiche come lo sfalcio possa influenzare significativamente questa proporzione. Ad esempio, è stato dimostrato che lo sfalcio può aumentare e il rapporto RH/RS, principalmente a causa dell'incremento della respirazione eterotrofa e della diminuzione della respirazione autotrofa. Questi cambiamenti possono essere attribuiti alla modifica della biomassa vegetale disponibile e alla riduzione della crescita autotrofica a seguito del disturbo causato dal taglio ma anche da uno stimolo dell'attività metabolica dei microrganismi del suolo (Yan et al., 2022).

Tabella 5. ANOVA per misure ripetute per classi di servizi ecosistemici. Lettere differenti indicano differenze significative (test di Tukey HSD $p < 0.05$).

Group	F	P	CST0	CST100	INT0	INT100	ABN
Supporting	1.63	0.24
Provisioning	8.54	0.00	ab	ab	a	a	b
Regulating	3.71	0.04	b	ab	ab	ab	a
Cultural	1.66	0.23
Disservices	0.36	0.83

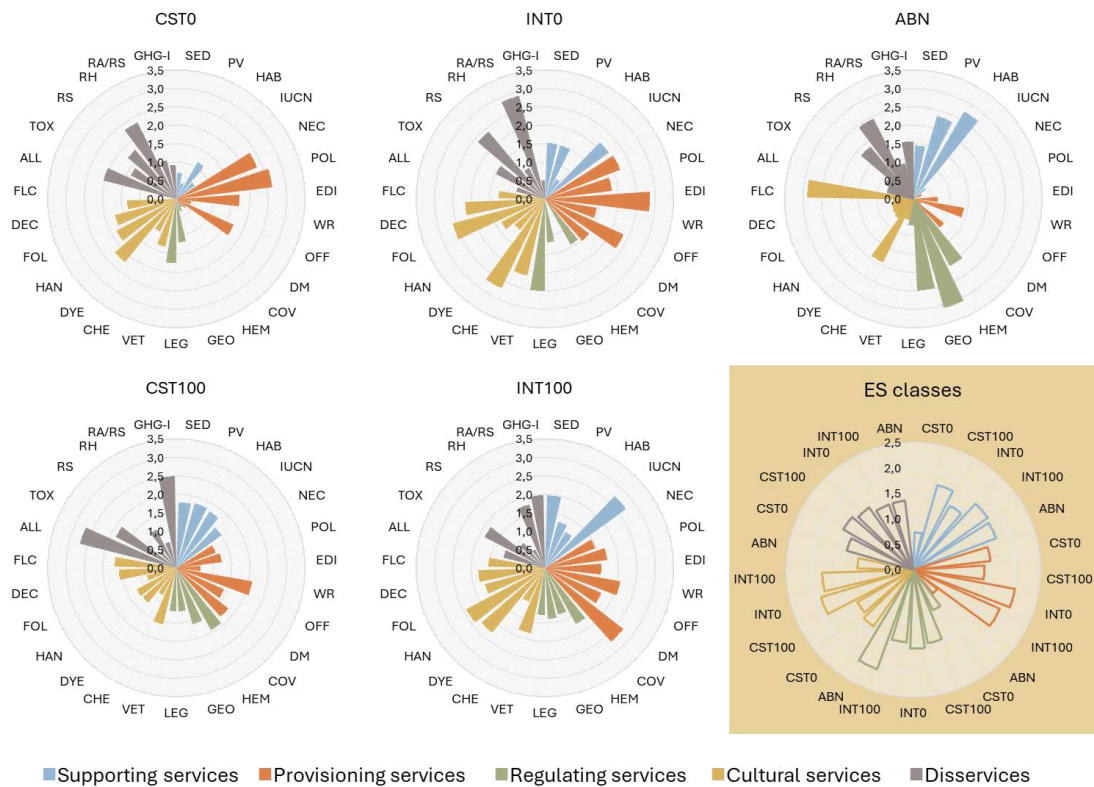


Figura 5. Rose chart degli indici dei servizi ecosistemici analizzati per ogni intensità di gestione (CST = gestione consuetudinaria, INT = uso intensivo; ABN = abbandono; 0 = non concimato 100 = 100 kg di N/ha). In evidenza il rose chart riassuntivo secondo le classi di servizi ecosistemici. Supporting: Dispersione semi (SED); Valore pastorale (PV)-; Specie diagnostiche per Habitat (HAB); Specie lista IUCN (IUCN). Provisioning: Valore nettarifero (NEC); Valore pollinifero (POL); Specie edibili (EDI); Wild relatives (WR); Piante officinali (OFF), Sostanza secca (DM). Regulating: Copertura (COV); Emicriptofite (HEM); Geofite (GEO); Leguminose (LEG). Cultural services: Uso veterinario (VET); Uso caseario (CHE); Uso tintorio (DYE); Uso manifatturiero (HAN); Uso spirituale e religioso (FOL); Uso decorativo (DEC); Colore dei fiori (FLC). Disservices: Specie allergeniche (ALL); Specie tossiche (TOX); Respirazione suolo totale (RS); Respirazione eterotrofa (RH); Contributo della respirazione autotrofa sulla totale (RA/RS); GHG-Index (GHG-I).

Tabella 6. ANOVA per ogni indicatore ed intensità di gestione. Lettere differenti indicano differenze significative (test di Tukey HSD, *p < 0,05, ** p < 0,01).

ES	Indice	CST0	CST100	INT0	INT100	ABN
Supp.	SED	51.56 ± 7.48	63.09 ± 0.56	60.22 ± 4.36	65.09 ± 7.78	59.49 ± 8.93
	PV	10.87 ± 2.94	14.68 ± 0.73	13.80 ± 0.65	13.24 ± 0.54	16.10 ± 0.66
	HAB*	22.85 ± 4.52 ab	28.09 ± 2.15 ab	18.32 ± 1.19 b	22.59 ± 3.73 ab	36.23 ± 5.49 a
	IUCN**	0.06 ± 0.04 b	0.35 ± 0.08 ab	0.55 ± 0.10 a	0.74 ± 0.15 a	0.00 b
Prov.	NEC*	20.69 ± 3.83 a	11.63 ± 1.91 ab	19.51 ± 4.75 a	14.06 ± 2.58 ab	4.77 ± 1.04 b
	POL**	23.44 ± 3.84 a	13.72 ± 1.76 ab	17.88 ± 1.30 a	16.98 ± 1.21 a	4.97 ± 1.21 b
	EDI**	8.07 ± 2 ab	4.15 ± 0.39 b	12.3 ± 1.79 a	7.4 ± 0.75 ab	4.19 ± 1.16 b
	WR	84.16 ± 5.38	93.92 ± 1.19	90.09 ± 3.11	93.83 ± 1.41	89.9 ± 2.02
	OFF	19.39 ± 4.83	17.27 ± 1.01	24.1 ± 1.52	19.18 ± 5.37	8.53 ± 2.82
	DM*	5.23 ± 0.71 b	7.09 ± 0.47ab	6.76 ± 0.55 ab	8.24 ± 0.04 a	6.17 ± 0.5 ab
Reg.	COV	81.67 ± 10.4	98.68 ± 1.32	93.50 ± 3.25	96.75 ± 3.25	100 ± 0.00
	HEM**	49.18 ± 0.80 b	67.08 ± 2.91 b	59.98 ± 5.57 b	63.14 ± 5.06 b	88.36 ± 3.03 a
	GEO	0.00	0.00	0.00	0.25 ± 0.25	1.54 ± 1.54
	LEG	4.74 ± 2.94	2.41 ± 0.87	7.83 ± 3.62	2.82 ± 1.04	0.47 ± 0.27
Cult.	VET	0.42 ± 0.22	0.15 ± 0.15	3.16 ± 1.01	0.47 ± 0.47	1.87 ± 1.18
	CHE	2.70 ± 0.86	1.07 ± 0.31	0.86 ± 0.23	2.79 ± 1.56	0.16 ± 0.16
	DYE	12.84 ± 6.42	14.58 ± 1.91	18.60 ± 1.96	16.33 ± 5.03	7.29 ± 2.93
	HAN	1.91 ± 0.83	0.96 ± 0.27	1.14 ± 0.37	2.79 ± 1.56	0.00
	FOL	4.33 ± 2.86	1.41 ± 0.23	7.12 ± 1.40	4.20 ± 0.86	0.62 ± 0.16
	DEC	12.97 ± 6.35	14.58 ± 1.91	18.89 ± 1.81	16.33 ± 5.03	7.29 ± 2.93
	FLC**	62.35 ± 2.82 c	75.87 ± 2.12 ab	72.30 ± 2.59 cb	74.70 ± 1.94 b	86.01 ± 1.48 a
Diss.	ALL*	7.46 ± 3.39 ab	10.48 ± 1.43 a	1.73 ± 0.42 ab	3.40 ± 2.01 ab	1.40 ± 0.71 b
	TOX	9.03 ± 5.56	12.05 ± 1.43	9.67 ± 2.22	12.01 ± 6.16	5.41 ± 3.63
	RS	24.72 ± 2.04	19.48 ± 1.76	27.77 ± 1.91	20.78 ± 1.97	25.14 ± 3.58
	RH*	14.97 ± 0.71 ab	12.57 ± 1.11 abc	12.09 ± 0.54 bc	11.31 ± 1.06 c	15.16 ± 0.87 a
	RA/RS*	0.39 ± 0.04 ab	0.35 ± 0.02 b	0.56 ± 0.01a	0.46 ± 00 ab	0.38 ± 0.08 b
	GHG-I	0.57 ± 0.12	1.05 ± 0.11	0.44 ± 0.05	0.89 ± 0.1	0.76 ± 0.25

CONCLUSIONI

Il presente lavoro di tesi ha esaminato gli effetti di quattro strategie gestionali alternative alla gestione consuetudinaria di una prateria semi-naturale dominata da *Bromopsis erecta*. Le gestioni prese in esame sono caratterizzate da diverse frequenze di taglio e livelli di fertilizzazione. Lo studio si è concentrato sull'anno 2024, corrispondente al nono anno di monitoraggio. I risultati evidenziano che un regime di gestione consuetudinaria che preveda anche una fertilizzazione con 100 kg N/ha non genererebbe effetti significativi, né positivi né negativi, sugli ES analizzati. L'intensificazione della gestione tramite un numero maggiore di sfalci non ha mostrato impatti negativi, ma al contrario ha comportato un incremento significativo di specie minacciate inserite nella lista rossa dell'IUCN. Rispetto alla gestione consuetudinaria, l'intensificazione dell'uso della prateria combinata con la fertilizzazione comporterebbe ulteriori sinergie, tra cui un significativo incremento delle specie presenti nella lista rossa dell'IUCN, un aumento della produttività e una maggiore valorizzazione paesaggistica legata al colore della fioritura della prateria. Contestualmente, questa gestione comporterebbe una riduzione significativa della respirazione eterotrofa del suolo, evidenziando un beneficio ecologico aggiuntivo in termini di mitigazione (i.e., minori flussi di CO₂ dal suolo verso l'atmosfera). L'abbandono favorirebbe un aumento dei *Regulating* ES, principalmente grazie alla maggiore presenza di emicriptofite, notoriamente efficaci contro l'erosione del suolo. Tuttavia, comporta anche significativi trade-off, come la riduzione del valore nettario e pollinifero delle specie presenti.

In conclusione, se l'obiettivo gestionale è orientato alla produttività, in un'ottica di supporto agli allevatori, la gestione intensiva, soprattutto se fertilizzata, risulta essere l'opzione ottimale. Questa strategia garantirebbe una maggiore produzione, associata a effetti positivi su alcuni Supporting e Cultural ES, senza generare disservizi o significativi trade-off con altri ES. Al contrario, se l'obiettivo primario è la protezione ambientale e il rafforzamento dei *Regulating* ES, la gestione più indicata appare l'abbandono, pur riconoscendo i notevoli trade-off associati, in particolare la riduzione dei provisioning ES, che rivestono invece un ruolo chiave per gli allevatori. Studi futuri a lungo termine, con modelli matematici previsionali, potrebbero approfondire gli impatti, in particolare quelli legati ai cambiamenti climatici.

BIBLIOGRAFIA

- Acta Plantarum. (2007). *Acta Plantarum*. . <https://www.actaplantarum.org/index.php>
- Alcamo, J., Ash, J. N., Butler, D. C., Callicott, J. B., Capistrano, D., Carpenter, R. S., Castilla, J. C., Chambers, R., Chopra, K., Cropper, A., & Daily, C. G. (2003). *Ecosystems and Human Well-being: A framework for assessment*. Recording for the Blind & Dyslexic.
- Bagella, S., Salis, L., Marrosu, G. M., Rossetti, I., Fanni, S., Caria, M. C., & Roggero, P. P. (2013). Effects of long-term management practices on grassland plant assemblages in Mediterranean cork oak silvo-pastoral systems. *Plant Ecology*, 214(4), 621–631. <https://doi.org/10.1007/S11258-013-0194-X>
- Biodiversity Information System for Europe. (2018). *Grasslands and other pastoral habitats*.
- Blanco, J., Dendoncker, N., Barnaud, C., & Sirami, C. (2019). Ecosystem disservices matter: Towards their systematic integration within ecosystem service research and policy. *Ecosystem Services*, 36, 100913. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2019.100913>
- Bremness, L. (1994). *Guida fotografica a oltre 700 specie di erbe medicinali e aromatiche di tutto il mondo*. .
- Bremness L. (1994). *La biblioteca della natura*, 9. (Dorling Kindersley Handbooks, Ed.).
- Budimir, K., Trombetta, M. F., Francioni, M., Toderi, M., & D'Ottavio, P. (2018). Slaughter performance and carcass and meat quality of Bergamasca light lambs according to slaughter age. *Small Ruminant Research*, 164, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2018.04.006>
- Caballero, R., Fernández-González, F., Pérez Badia, R., Molle, G., Roggero, P. P., Bagella, S., D'ottavio, P., Papanastasis, V. P., Fotiadis, G., Sidiropoulou, A., & Ispikoudis, I. (2009). GRAZING SYSTEMS AND BIODIVERSITY IN MEDITERRANEAN ÁREAS: SPAIN, ITALY AND GREECE. In *PASTOS 2009 PASTOS, XXXIX* (Issue 1).
- Cardinali, F., Taccari, M., Milanović, V., Osimani, A., Polverigiani, S., Garofalo, C., Foligni, R., Mozzon, M., Zitti, S., Raffaelli, N., Clementi, F., & Aquilanti, L. (2016). Yeast and mould dynamics in Caciofiore della Sibilla cheese coagulated with an aqueous extract of *Carlina acanthifolia* All. *Yeast*, 33(8), 403–414. <https://doi.org/10.1002/yea.3168>

- Castillo-Garcia, M., Alados, C. L., Ramos, J., Moret, D., Barrantes, O., & Pueyo, Y. (2022). Understanding herbivore-plant-soil feedbacks to improve grazing management on Mediterranean mountain grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 327, 107833. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107833>
- Ciancaleoni, S., Raggi, L., Barone, G., Donnini, D., Gigante, D., Domina, G., & Negri, V. (2021). A new list and prioritization of wild plants of socioeconomic interest in Italy: toward a conservation strategy. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 45(9), 1300–1326. <https://doi.org/10.1080/21683565.2021.1917469>
- Coppa, M., Chassaing, C., Sibra, C., Cornu, A., Verbič, J., Golecký, J., Engel, E., Ratel, J., Boudon, A., Ferlay, A., & Martin, B. (2019). Forage system is the key driver of mountain milk specificity. *Journal of Dairy Science*, 102(11), 10483–10499. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-16726>
- Crisanti, M. A. , & S. N. (2014). *L'uso delle erbe officinali negli antichi vasi da farmacia*. . cwr.d. (n.d.). <https://www.cwrdiversity.org/distribution-map/>.
- Dean, G., Francioni, M., Toderi, M., López-i-Gelats, F., Trozzo, L., Rivera-Ferre, M. G., Franca, A., Altana, G. M., Karatassiou, M., Parissi, Z. M., Abraham, E. M., Ragkos, A., Tolunay, A., Türkoğlu, T., Tarhouni, M., Tlili, A., Abbas, K., Nori, M., Varela, E., ... D'Ottavio, P. (2024). Nature's contribution to people provided by pastoral systems across European, African, and Middle East Mediterranean countries: trends, approaches and gaps. *Regional Environmental Change*, 24(2), 77. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02220-9>
- Dixon, A. P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., & Loucks, C. J. (2014). Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography*, 41(11), 2003–2019. <https://doi.org/10.1111/JBI.12381>
- D'Ottavio, P., Francioni, M., Toderi, M., & Trozzo, L. (2023). Monthly mowing frequency does not affect soil CO₂ emissions of fertilized *Bromus erectus*-dominated grasslands. *Grassland Science*, 69(2), 103–112. <https://doi.org/10.1111/grs.12390>
- D'Ottavio, P., Francioni, M., Trozzo, L., Sedić, E., Budimir, K., Avanzolini, P., Trombetta, M. F., Porqueddu, C., Santilocchi, R., & Toderi, M. (2018). Trends and approaches in the analysis of ecosystem services provided by grazing systems: A review. *Grass and Forage Science*, 73(1), 15–25. <https://doi.org/10.1111/gfs.12299>
- Engel, P., & Fideghelli, C. (2011). Conservation, characterization, documentation and utilization of horticultural genetic resources carried out by the Italian agricultural

- research council. *Acta Horticulturae*, 918, 65–70.
<https://doi.org/10.17660/ACTAHORTIC.2011.918.6>
- F. Bartolucci, L. P. G. G. A. A. N. M. G. A. G. B. E. B. G. B. L. B. D. B. M. B. G. C. M. C. L. C. E. D. G. G. D. S. F. L. G. G. G. R. G. (2024). A second update to the checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosystems*, 219–296.
- Francioni, M., Trozzo, L., Baldoni, N., Toderi, M., Bianchini, M., Kishimoto-Mo, A. W., & D’Ottavio, P. (2022). Management of a Mediterranean Forage/Cereal-Based Cropping System: An Ecosystem Service Multisectoral Analysis in the Perspective of Climate Change. *Atmosphere*, 13(3), 487. <https://doi.org/10.3390/atmos13030487>
- Francioni, M., Trozzo, L., Toderi, M., Baldoni, N., Allegrezza, M., Tesei, G., Kishimoto-Mo, A. W., Foresi, L., Santilocchi, R., & D’ottavio, P. (2019). Soil Respiration Dynamics in Bromus erectus-Dominated Grasslands under Different Management Intensities. *Agriculture* 2020, Vol. 10, Page 9, 10(1), 9. <https://doi.org/10.3390/AGRICULTURE10010009>
- Giaccone, D., Revello-Chion, A., Galassi, L., Bianchi, P., Battelli, G., Coppa, M., Tabacco, E., & Borreani, G. (2016). Effect of milk thermisation and farming system on cheese sensory profile and fatty acid composition. *International Dairy Journal*, 59, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.idairyj.2016.02.047>
- Guarrera, & Leporatti. (2007). Ethnobotanical remarks on central and southern Italy. In *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* (Vol. 3). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-3-23>
- Guarrera, P. M. (2006). Household dyeing plants and traditional uses in some areas of Italy. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 2. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-2-9>
- Halada, L. , E. D. , R. C. , & P. J.-E. (2011). *Which habitats of European importance depend on agricultural practices?*
- Han, Y., Zhang, Z., Wang, C., Jiang, F., & Xia, J. (2012). Effects of mowing and nitrogen addition on soil respiration in three patches in an oldfield grassland in Inner Mongolia. *Journal of Plant Ecology*, 5(2), 219–228. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr015>
- Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., & Andrews, J. A. (2000). Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry*, 48(1), 115–146.
- Häyhä, T., & Franzese, P. P. (2014). Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling*, 289, 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.002>

- Hejcman, M., Klaudivová, M., Schellberg, J., & Honsová, D. (2007). The Rengen Grassland Experiment: Plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *122*(2), 259–266. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.12.036>
- Hoffman, I., Form, T., & Boerna, D. (2014). Ecosystem services provided by livestock species and breeds, with special consideration to the contributions of small-scale livestock keepers and pastoralists. *Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture*, *66*, 1–158. <http://www.fao.org/>
- Jian, J., Steele, M. K., Day, S. D., Quinn Thomas, R., & Hodges, S. C. (2018). Measurement strategies to account for soil respiration temporal heterogeneity across diverse regions. *Soil Biology and Biochemistry*, *125*, 167–177. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2018.07.003>
- Johansen, L., Westin, A., Wehn, S., Iuga, A., Ivascu, C. M., Kallioniemi, E., & Lennartsson, T. (2019). Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*, *18*, e00619. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2019.E00619>
- Lenka Pavlu. (2011). *Effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation of a mountain hay meadow (Polygon-Trisetion) in Central Europe*.
- Lucchetti, L., Zitti, S., & Taffetani, F. (2019). Ethnobotanical uses in the Ancona district (Marche region, Central Italy). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, *15*(1). <https://doi.org/10.1186/s13002-019-0288-1>
- Maccherini, S., & Santi, E. (2012). Long-term experimental restoration in a calcareous grassland: Identifying the most effective restoration strategies. *Biological Conservation*, *146*(1), 123–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.032>
- Martini, E. (1981). La fitoterapia popolare in val borbera (appennino ligure): Popular phytotherapy in val borbera (ligurian apennines). *Webbia*, *35*(1), 187–205. <https://doi.org/10.1080/00837792.1981.10670218>
- MEA. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human wellbeing: Synthesis*. Island.
- Merida, V. E., Cook, D., Ögmundarson, Ó., & Davíðsdóttir, B. (2022). Ecosystem services and disservices of meat and dairy production: A systematic literature review. *Ecosystem Services*, *58*, 101494. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2022.101494>
- Merino, A., Pérez-Batallón, P., & Macías, F. (2004). Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate

- region of southern Europe. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(6), 917–925.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.006>
- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., & Schreiber, K.-F. (2002). *Moog et al_2002_Comparison of species composition between.*
- Mukumbuta, I., & Hatano, R. (2020). Do tillage and conversion of grassland to cropland always deplete soil organic carbon? *Soil Science and Plant Nutrition*, 66(1), 76–83.
<https://doi.org/10.1080/00380768.2019.1676135>
- Musarella, C. M., Paglianiti, I., Cano-Ortiz, A., & Spampinato, G. (2019). INDAGINE ETNOBOTANICA NEL TERRITORIO DEL PORO E DELLE PRESERRE CALABRESI (VIBO VALENTIA, S-ITALIA). *Atti Della Societa Toscana Di Scienze Naturali, Memorie Serie B*, 126, 13–28. <https://doi.org/10.2424/ASTSN.M.2018.17>
- Perrino, E. V., & Perrino, P. (2020). Crop wild relatives: know how past and present to improve future research, conservation and utilization strategies, especially in Italy: a review. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 67(5), 1067–1105.
<https://doi.org/10.1007/S10722-020-00930-7>
- Petelka, J., Plagg, B., Säumel, I., & Zerbe, S. (2020). Traditional medicinal plants in South Tyrol (northern Italy, southern Alps): biodiversity and use. In *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* (Vol. 16, Issue 1). BioMed Central Ltd.
<https://doi.org/10.1186/s13002-020-00419-8>
- Pieroni, A. (2000). Medicinal plants and food medicines in the folk traditions of the upper Lucca Province, Italy. In *Journal of Ethnopharmacology* (Vol. 70).
www.elsevier.com/locate/jethpharm
- Pignatti S. (1982). *Flora d'Italia*.
- Pornaro, C., Basso, E., & Macolino, S. (2019). Pasture botanical composition and forage quality at farm scale: A case study. *Italian Journal of Agronomy*, 14(4), 214–221.
<https://doi.org/10.4081/ija.2019.1480>
- Riciardelli d'Albore, G. , & P. O. L. (1978). *Flora apistica italiana*.
- Rippa, D. , M. V. , S. O. , & F. D. (2011). *The impact of agro-pastoral abandonment on the Rock Partridge Alectoris graeca in the Apennines.*
- Roggero, P. P., Bagella, S., & Farina, R. (2002). Un archivio dati di Indici specifici per la valutazione integrata del valore pastorale. In *Riv. Agron* (Vol. 36).
<http://www.agr.unian.it/or>
- Rossi, G., Orsenigo, S., Gargano, D., Montagnani, C., Peruzzi, L., Fenu, G., Abeli, T., Alessandrini, A., Astuti, G., Bacchetta, G., Bartolucci, F., Bernardo, L., Bovio, M.,

- Brullo, S., Carta, A., Castello, M., Cogoni, D., Conti, F., Domina, G., ... Blasi, C. (2021). *Lista Rossa della Flora Italiana. 2. Endemiti e altre specie minacciate*. <https://arpi.unipi.it/handle/11568/1113094>
- Rubio Teso, M. L., Álvarez Muñiz, C., Gaisberger, H., Kell, S., Lara-Romero, C., Magos Brehm, J., Maxted, N., & Iriondo, J. M. (2020). *In situ plant genetic resources in Europe: crop wild relatives*. <https://hdl.handle.net/10568/110921>
- Sanderson, M. A., Wedin, D., & Tracy, B. (2015). *Grassland: Definition, Origins, Extent, and Future* (pp. 55–74). <https://doi.org/10.2134/2009.grassland.c4>
- Shang, X., Miao, X., Yang, F., Wang, C., Li, B., Wang, W., Pan, H., Guo, X., Zhang, Y., & Zhang, J. (2019). The genus *Adonis* as an important cardiac folk medicine: A review of the ethnobotany, phytochemistry and pharmacology. *Frontiers in Pharmacology*, *10*(FEB). <https://doi.org/10.3389/fphar.2019.00025>
- Signorini et al. (2007). *Conoscenze etnobotaniche e saperi tradizionali*.
- Şöhretoğlu, D., Genç, Y., Harput, Ü. Ş., Sabuncuoğlu, S., Şoral, M., Renda, G., & Liptaj, T. (2016). *Phytochemical Content, Antioxidant and Cytotoxic Activities of Sedum spurium*.
- Soil Survey Staff. (2014). *United States Department of Agriculture Keys to Soil Taxonomy*.
- Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (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. <https://doi.org/10.1046/J.1466-822X.2003.00015.X>
- Stybnarova, M., Hakl, J., Bilosova, H., Micova, P., Latal, O., & Pozdisek, J. (2016a). Effect of cutting frequency on species richness and dry matter yield of permanent grassland after grazing cessation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *62*(8), 1182–1193. <https://doi.org/10.1080/03650340.2015.1132839>
- Stybnarova, M., Hakl, J., Bilosova, H., Micova, P., Latal, O., & Pozdisek, J. (2016b). Effect of cutting frequency on species richness and dry matter yield of permanent grassland after grazing cessation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *62*(8), 1182–1193. <https://doi.org/10.1080/03650340.2015.1132839>
- Taffetani, F. (2005). *Rugni, speragne e crispigne. Uso e tradizioni delle piante spontanee*. *Accademia Universa Press*.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2018). Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 27, Issue 10, pp. 2451–2475). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>

- Tesei, G., D'Ottavio, P., Toderi, M., Ottaviani, C., Pesaresi, S., Francioni, M., Trozzo, L., & Allegranza, M. (2020). Restoration strategies for grasslands colonized by *Asphodel*-dominant communities. *Grassland Science*, *66*(1), 54–63. <https://doi.org/10.1111/GRS.12252>
- Toderi, M., D'Ottavio, P., Francioni, M., Kishimoto-Mo, A. W., Santilocchi, R., & Trozzo, L. (2022). Short-term response of soil greenhouse gas fluxes to alfalfa termination methods in a Mediterranean cropping system. *Soil Science and Plant Nutrition*, *68*(1), 124–132. <https://doi.org/10.1080/00380768.2021.1983869>
- Turner, N. J. (1984). COUNTER-IRRITANT AND OTHER MEDICINAL USES OF PLANTS IN RANUNCULACEAE BY NATIVE PEOPLES IN BRITISH COLUMBIA AND NEIGHBOURING AREAS. In *Journal of Ethnopharmacology* (Vol. 11).
- Vázquez, E., Schleuss, P. M., Borer, E. T., Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Eisenhauer, N., Eskelinen, A., Fay, P. A., Haider, S., Jentsch, A., Kirkman, K. P., McCulley, R. L., Peri, P. L., Price, J., Richards, A. E., Risch, A. C., Roscher, C., Schütz, M., Seabloom, E. W., ... Spohn, M. (2022). Nitrogen but not phosphorus addition affects symbiotic N₂ fixation by legumes in natural and semi-natural grasslands located on four continents. *Plant and Soil*, *478*(1–2), 689–707. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05498-y>
- Viegi, L., Pieroni, A., Guarrera, P. M., & Vangelisti, R. (2003). A review of plants used in folk veterinary medicine in Italy as basis for a databank. *Journal of Ethnopharmacology*, *89*(2–3), 221–244. <https://doi.org/10.1016/J.JEP.2003.08.003>
- Wang, Y., Jin, L., Yu, S., Shi, Q., Gu, Y., & Kiyota, H. (2010). Chemical constituents of plants from the genus *Valeriana*. *Mini-Reviews in Organic Chemistry*, *7*(2), 161–172. <https://doi.org/10.2174/157019310791065537>
- Yan, Y., Wang, J., Tian, D., Zhang, R., Song, L., Li, Z., & Niu, S. (2022). Heterotrophic respiration and its proportion to total soil respiration decrease with warming but increase with clipping. *CATENA*, *215*, 106321. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106321>
- Zhao, Y., Liu, Z., & Wu, J. (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, *35*(4), 793–814. <https://doi.org/10.1007/S10980-020-00980-3/METRICS>