



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali

Dipartimento di Agronomia, Animali, Alimenti, Risorse naturali e Ambiente

Tesi di laurea in Scienze forestali e ambientali

Danni da cinghiale nei pascoli prealpini del Veneto: entità del fenomeno, implicazioni floristiche, gestionali ed economiche

Relatore:

Prof. **Michele Scotton**

Laureando:

Eracle Donà

Matricola: 2062694

ANNO ACCADEMICO 2022-2023

Indice

1. RIASSUNTO.....	1
ABSTRACT.....	2
2. INTRODUZIONE	3
2.1. I pascoli alpini nel ventunesimo secolo	3
2.2. Accenni di biologia del cinghiale e l'evoluzione della popolazione in Veneto.	4
2.3. Gli impatti economici del cinghiale.....	6
2.4. La gestione del cinghiale in Veneto	8
2.5. Il danno da cinghiale nei pascoli	9
2.6. L'evoluzione della vegetazione delle aree interessate dal rooting	18
2.7. Il restauro dei pascoli	20
3. OBIETTIVI.....	22
4. MATERIALI E METODI	23
4.1. Selezione dei siti	23
4.2. Caratterizzazione dei siti	25
4.3. Metodologie di campionamento e raccolta dei dati.....	30
4.4. Analisi dei dati	35
5. RISULTATI	39
5.1. Variazione delle caratteristiche fisiche	40
5.2. Variazione dell'indice NDVI	42
5.3. Alterazioni vegetazionali nel numero di specie, variazione delle macro-categorie vegetali e di singole specie.....	47
5.4. Cluster analysis.....	60
5.5. Variazione specifica per esigenze ecologiche, variazione del valore foraggero e mutazione di forme biologiche.....	62
5.6. Implicazioni economiche e gestionali	68
6. DISCUSSIONE	74
6.1. Caratterizzazione del rooting.....	74
6.2. Implicazioni vegetazionali nelle aree interessate dal rooting	75
6.3. Implicazioni vegetazionali per le aree sottoposte ai trattamenti	80
6.3.1. Fresatura e semina di entità foraggere commerciali	80
6.3.2. Sola fresatura	86

6.4. Implicazioni economiche e gestionali	87
7. CONCLUSIONI	90
8. BIBLIOGRAFIA	103
9. GALLERIA FOTOGRAFICA	116

1. RIASSUNTO

L'impatto del cinghiale nel settore primario in Veneto rappresenta una problematica di primaria importanza gestionale.

Il fenomeno del rooting, in particolare, è in grado di interessare anche superfici di elevato valore conservazionistico ed ancora oggi utilizzate dal comparto zootecnico nelle stagioni estive: i pascoli di montagna.

Attraverso interviste, indagini sperimentali di campo e rilievi in remote sensing, è stato perseguito l'obiettivo di delineare le implicazioni floristiche, gestionali ed economiche derivate dalla presenza del suide nei massicci pedemontani della Regione.

Il dati ottenuti hanno permesso il confronto spazio-temporale tra gli scenari intatti con quelli impattati e lasciati alla libera evoluzione o a cui sono seguiti interventi di manutenzione, per i quali sono stati elencati i costi ed i benefici.

I pesanti e i diffusi eventi di grufolamento riscontrati rischiano di indurre o accelerare i fenomeni di degrado di queste fragili realtà, riducendo le capacità di carico.

Il rivoltamento della cortica su estese aree, produce un significativo e prolungato impatto vegetazionale che riesce a calmierarsi solo attraverso opportuni e mirati interventi.

I piani d'azione attualmente messi in opera dimostrano inopportunità al problema e, in alcuni casi, inaspriscono il già complicato quadro d'insieme dal punto di vista della conservazione della biodiversità.

Al fine di tutelare gli innumerevoli servizi ecosistemici legati al pascolo, si delinea la celere necessità di adottare sistemi coordinati e congiunti alla risoluzione di uno scenario che, altrimenti, sarà velocemente destinato a peggiorare.

ABSTRACT

The impact of wild boar in the Veneto primary sector represents a problem of primary management importance.

The rooting phenomenon, in particular, can also affect surfaces of high conservation value and still used today by the livestock sector in the summer seasons: mountain pastures.

Through interviews, experimental field investigations and remote sensing surveys, the objective was pursued of outlining the floristic, management and economic implications deriving from the presence of the suid in the foothill massifs of the Region.

The data obtained allowed the space-time comparison between the intact scenarios with those impacted and left to free evolution or which were followed by maintenance interventions, for which the costs and benefits were listed.

The heavy and widespread rooting events encountered risk inducing or accelerating the degradation phenomena of these fragile realities, reducing their carrying capacities.

The turning of the turf over large areas produces a significant and prolonged vegetation impact which can only be controlled through opposing and targeted interventions.

The action plans currently implemented demonstrate the problem's inappropriateness and, in some cases, exacerbate the already complicated overall picture from the point of view of biodiversity conservation.

In order to protect the countless ecosystem services linked to grazing, there is a rapid need to adopt coordinated and joint systems to resolve a scenario which, otherwise, will quickly worsen.

2. INTRODUZIONE

2.1. I pascoli alpini nel ventunesimo secolo

I pascoli sono le praterie seminaturali conosciute più antiche e costituiscono il risultato di una millenaria e stabile utilizzazione da parte dell'uomo fin dall'epoca del Neolitico (Köber-Grohne, 1990; Kauter, 2002; Poschlod et al., 2009; Hempel, 2009).

Nelle aree montane alpine, l'utilizzo estivo di queste superfici, ossia la pratica dell'alpeggio, ha fatto dei pascoli una risorsa fondamentale per l'economia locale, sino a quando, nel corso degli ultimi 40-50 anni, per ragioni economiche, ma anche sociali e culturali, questa valenza è venuta meno. La conseguenza più evidente è stata la contrazione delle superfici foraggere che si sono ridotte di un terzo nell'insieme dell'Arco Alpino. Le aziende ubicate nei siti più favorevoli hanno ampliato la loro dimensione e hanno migliorato l'efficienza tecnica e produttiva, mentre quelle di piccole dimensioni sono uscite dal mercato (Ziliotto et al., 2003).

In principio la produttività dei pascoli era molto inferiore ai valori odierni ma poteva vantare una composizione botanica estremamente ricca con presenza di molte specie di bassa taglia (Schmid et al., 2007).

Con la diffusione di strategie gestionali volte a massimizzare la produzione casearia si è assistito ad una marcata trasformazione degli ecosistemi pascolivi che hanno guadagnato in fertilità e produzione a scapito della biodiversità. Tale fenomeno si deve in particolare all'uso di fertilizzanti azotati minerali, la meccanizzazione e l'introduzione di varietà selezionate di specie foraggere (Scotton et al., 2005; Dierschke & Briemle, 2002).

La maggior parte dei pascoli alpini, tuttavia, sono ancora oggi testimonianza dell'integrazione armonica tra vocazione territoriale e processi produttivi; il loro utilizzo consente un accorto sfruttamento delle produzioni foraggere locali (Battaglini et al., 2003).

Sono poi generatori di innumerevoli servizi ecosistemici; costituiscono un importante patrimonio culturale, storico, paesaggistico e turistico. Fungono poi

da stock di carbonio, migliorano le proprietà del suolo, aumentano il potere d'infiltrazione dell'acqua, riducendo al contempo l'erosione (Auzet et al. 1992).

La diversità vegetale dei pascoli, che comprende spesso anche specie rare, minacciate ed endemiche (Bornard et al., 1996; Fleury, 1996; Korneck et al., 1998), rappresenta la base per lo sviluppo di una generosissima diversità animale, per lo più di insetti, i quali sono attrazione per predatori, in particolare uccelli che se ne nutrono (Thiébaud et al. 2001; Orth & Girard 1996), ma non solo.

Negli ultimi anni, la gestione dei pascoli di montagna e di quelli prealpini in particolare, sta comportando nuove sfide, tra cui la convivenza con i grandi carnivori ed i cinghiali.

Il cinghiale, in particolar modo, costituisce oggi un forte motivo di preoccupazione, in grado di minare concretamente l'habitat pascolivo e le attività ad esso associate.

2.2. Accenni di biologia del cinghiale e l'evoluzione della popolazione in Veneto.

Il cinghiale è attualmente l'ungulato maggiormente diffuso nel territorio italiano. A partire dalla fine del 1560 la sua distribuzione andò progressivamente rarefacendosi, a causa della persecuzione diretta cui venne sottoposto da parte dell'uomo.

In Veneto, nello specifico, la comparsa della specie è probabilmente imputabile ad opere di ripopolamento illegale, che fin dalla fine degli anni '60, ha immesso capi di provenienza centro-europea, e soggetti ibridati con il maiale domestico (Carnevali et al., 2009; Monaco et al., 2006).

La sua presenza sembra essere limitata esclusivamente dove gli inverni risultano troppo rigidi e con una prolungata presenza del manto nevoso, oppure da situazioni di agricoltura intensiva caratterizzate da assenza completa di aree boscate (Fig. 2.1 e 2.2).

Si tratta di un animale altamente prolifico ed elusivo con abitudini prevalentemente notturne che ne rendono scarsa la contattabilità.

Presenta una struttura sociale tipicamente gregaria, in cui la femmina adulta è l'unità fondamentale del gruppo, costituito dai suoi cuccioli e da altre femmine.

A questa struttura sono estranei solo i maschi adulti con più di tre anni di età che vivono solitari oppure accompagnati da un altro maschio giovane.

In anni di normale disponibilità alimentare i cinghiali si riproducono una sola volta l'anno, ma in anni di abbondanza e con buone condizioni climatiche si possono registrare anche due stagioni riproduttive.

Il numero di piccoli partoriti per ogni cucciolata può variare da 2 per le scrofe giovani in normali condizioni nutrizionali, fino ad oltre 8, per scrofe adulte in ottime condizioni (Nicoloso et al., 2004).

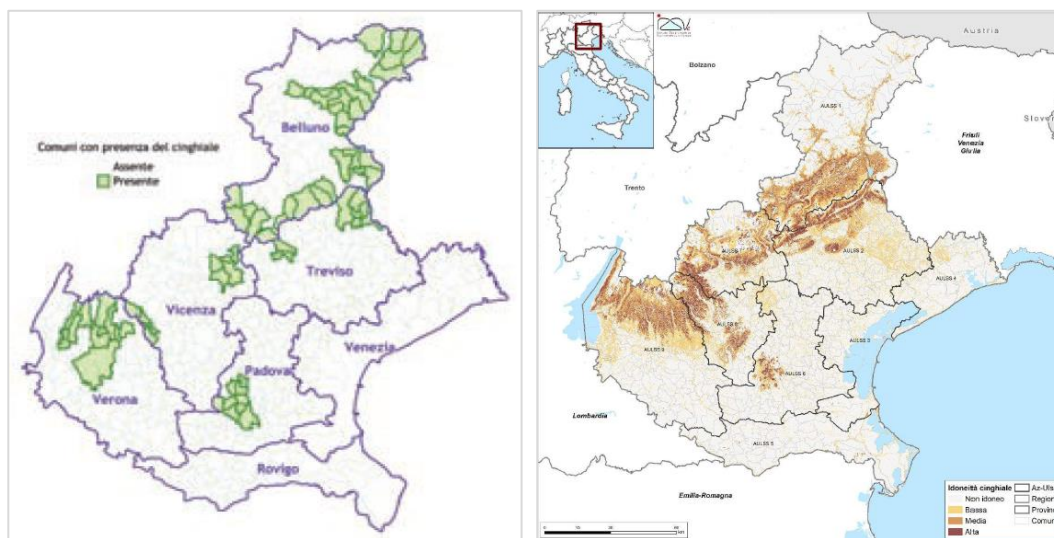
Seppur considerato onnivoro opportunista (Schley & Roper, 2003), la dieta è composta per il 90-97% da parti vegetali epigee ed ipogee (bulbi e rizomi) la percentuale rimanente è coperta dal consumo di invertebrati (per lo più larve di insetti, ed anellidi) e piccoli vertebrati (per lo più uova, o giovani mammiferi), che rappresentano un importante fonte di proteine necessaria al mantenimento della struttura della specie (Dardaillon 1987; Howe & Bratton 1976; Genov, 1981a).

Il cinghiale raggiunge gli alimenti scavando con il grugno, ribaltando zolle di terra, pietre e cotiche (Nicoloso & De Stefani, 2004).

Tale comportamento è noto con il nome di "rooting", e, sebbene sia osservabile con maggiore incidenza nelle aree ecotonali (Ferretti et al., 2021) sta interessando sempre più significativamente anche le aree aperte come i pascoli, con conseguente importanza sotto il profilo ecologico, ed economico (Nicoloso & De Stefani, 2004).

Figura 2.1: distribuzione del cinghiale nella Regione Veneto, su base comunale, nell'anno 2004. Fonte: Il cinghiale nella regione veneto indagine conoscitiva, Nicoloso et al., 2004.

Figura 2.2: distribuzione del cinghiale nella Regione Veneto per idoneità ambientale nell'anno 2022. Fonte: Piano regionale di interventi urgenti per la gestione il controllo e l'eradicazione della peste suina africana 2022-2027.



2.3. Gli impatti economici del cinghiale

Il 90% dei danni totali arrecati dagli ungulati in Italia è causato dal cinghiale (Carnevali et al., 2009).

Secondo il piano triennale di gestione e controllo a fine di eradicazione del cinghiale 2017-2019, in Veneto, la specie è al quarto posto per entità di danno periziato e al primo posto per numero di istanze di risarcimento, provenienti quasi esclusivamente dal settore agricolo e zootecnico.

Si parla mediamente di 230.000 €/anno di danno economico e di 206 eventi/anno, secondo quanto denunciato tra il 2006 ad il 2010 (Fig. 2.3 e Fig. 2.4).

Quanto riportato rappresenta però una oggettiva sottostima del complessivo problema “danni da cinghiale” in quanto non sono compresi i dati relativi ai parchi ed aree protette e i danni alle strutture ed ai miglioramenti fondiari realizzati dalle imprese agricole, quali ad esempio il ripristino del cotico erboso

che comporta costi elevatissimi, con valori tra i 1.000-1.300 € per ettaro (Monaco et al., 2006).

Figura 2.3: importo annuale del danno periziato e numero di istanze di risarcimento nel periodo 2006-2010 in Veneto. Fonte: Piano Triennale di gestione e controllo – a fini di eradicazione - del Cinghiale (*Sus scrofa* L.) nel territorio regionale (2017-2019). Allegato A.

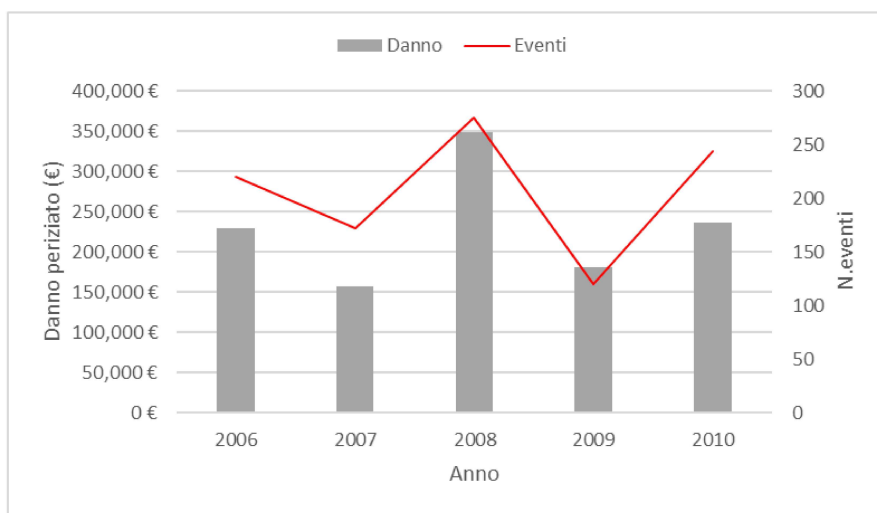
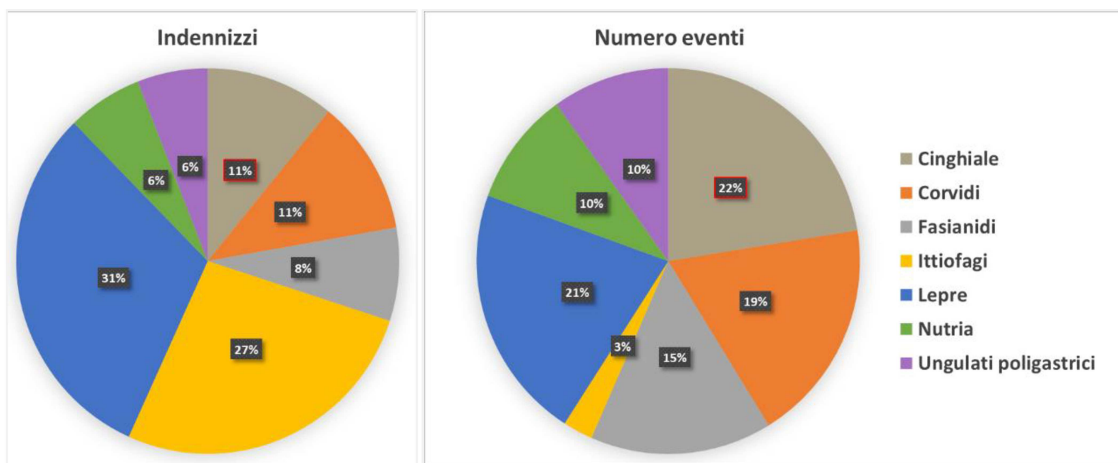


Figura 2.4: entità degli indennizzi e del numero di eventi relativi alle più importanti categorie animali dannose sulla base delle perizie effettuate tra gli anni 2006 e 2010 in Veneto. Fonte: Piano Triennale di gestione e controllo – ai fini di eradicazione - del Cinghiale (*Sus scrofa* L.) nel territorio regionale (2017-2019). Allegato A (modificato).



2.4. La gestione del cinghiale in Veneto

Nella Regione Veneto il cinghiale non è una specie cacciabile nei calendari venatori provinciali, ma esiste solamente il controllo numerico, attraverso piani di controllo ai sensi della normativa vigente.

La gestione, anche a fini venatori, di *Sus scrofa* è disciplinata dalla DGR n. 2088 del 03.08.2010 e successive modifiche ed integrazioni.

Essa definisce il cinghiale specie alloctona, estranea al contesto faunistico regionale, oggetto di “emergenza”, che impatta gravemente le coltivazioni ed i soprassuoli, intaccando la stabilità dei terreni e delle cotiche erbose di prati e pascoli, con danneggiamento delle biocenosi autoctone meritevoli di tutela, nonché causa di numerosi incidenti stradali.

La specie non è assoggettata al regime venatorio in quanto ritenuta azione non efficace, se non controproducente, ai fini del contenimento numerico della popolazione.

Il piano di gestione distingue due aree:

- A: assenza del cinghiale. In queste aree la specie è soggetta ad eradicazione ed è ricompresa l'intera area pianiziale della Regione.
- B: presenza di cinghiale. In queste aree la specie non può più essere eradicata, l'obiettivo è di mantenere consistenza di popolazione sotto una soglia di tolleranza.

Nelle aree montane e pedemontane, le Province sono delegate alla definizione di unità gestionali omogenee sovracomunali, da classificare come aree di tipo A o B.

I prelievi sono selettivi, per classi d'età (adulti, subadulti, striati), eseguiti dall'1° novembre al 31 gennaio, con la tecnica vagativa senza cane o da altana.

Tutti i capi cacciati devono essere conferiti a centri di controllo per il rilievo dei dati biometrici e biologici, necessari alla ricostruzione delle dinamiche di popolazione, ai fini delle pianificazioni successive.

Le Province rendicontano annualmente alla Regione i dati relativi alla gestione in atto nelle diverse Unità gestionali in relazione agli obiettivi prefissati.

La Regione Veneto prevede l'erogazione di un indennizzo per il danno accertato da cinghiale, laddove vengono applicati i piani di controllo, attingendo al fondo regionale danni. Oltre una certa soglia di danno, l'indennizzo verrà coperto anche dalla Provincia.

La Regione riconosce inoltre il danno ambientale provocato non quantificabile economicamente e meritevole di valutazione.

Con la DGR n. 945 del 14/07/2020 è stato approvato lo schema di convenzione tra la Regione del Veneto e l'AVEPA, ai sensi dell'articolo 2, comma 3 della L.R. 31/2001, ai fini della concessione e pagamento dei contributi a titolo di prevenzione e indennizzo dei danni causati dalla fauna selvatica.

I proprietari e conduttori di fondi rustici che hanno subito danni da fauna selvatica alle produzioni agricole e zootecniche, e/o che hanno messo in atto idonee misure di prevenzione dagli stessi, hanno perciò la possibilità di ottenere contributi ragguagliati all'entità del danno subito o dell'intervento di ripristino attuato.

AVEPA provvede alla predisposizione del modello di richiesta di indennizzo dei danni, alla ricezione delle domande di aiuto e alla loro istruttoria.

I soggetti colpiti dovranno denunciare tempestivamente all'agenzia, che provvederà entro trenta giorni alle relative verifiche e nei sessanta giorni successivi, alla liquidazione.

2.5. Il danno da cinghiale nei pascoli

Il rooting nelle praterie è un fenomeno conosciuto in tutto il mondo (Massei et al., 2004; Bueno et al., 2009).

Secondo il piano triennale di gestione e controllo del cinghiale (2017-2019), i pascoli veneti figurano tra le culture maggiormente interessate dai danni da cinghiale a partire dall'anno 2000.

Il rooting nei pascoli, per cui vi sono oggettive limitazioni rispetto all'applicazione di alcune delle misure di prevenzione previste per la specie (recinzioni e recinti elettrificati), è particolarmente critico, per gli effetti diretti sulla biodiversità, sulla

produzione di foraggio (con relativo impatto sulla capacità di carico del bestiame) e sulla stabilità idrogeologica (Scillitani et al., 2015).

La cotica grufolata viene suddivisa in zolle, che possono essere rovesciate ai lati o anteriormente all'animale, oppure essere rimosse per essere ribaltate poco al di fuori della buca appena creata (Kotanen, 1995).

Le buche fresche sono facilmente distinguibili da quelle di qualche settimana d'età per la completa assenza di piante germogliate e di radici della cotica originale.

Nelle buche meno recenti si osserva un differenziato grado di colonizzazione vegetale e la morte delle zolle originarie ribaltate (Anderson & Stone, 1993).

La profondità di scavo va da 5 a 15 cm (Genov, 1981b) a 40-70 cm, soprattutto su suoli morbidi e profondi (Imeson, 1977).

L'estensione superficiale è molto variabile e si compone di molte piccole buche (Kotanen, 1995) (Fig. 2.5) realizzate ad una distanza spesso maggiore di 30 m da cespugli ed alberi, elementi normalmente evitati (Cocca et al., 2007).

La dimensione media delle buche e dell'area interessata variano in funzione del tipo di suolo; in particolare aumenta per suoli mediamente umidi e tra anni diversi (Fig. 2.6) (Anderson & Stone, 1993).

La preferenza per i suoli mediamente umidi è da ricondurre alla maggiore facilità di scavo e alla maggiore biodiversità ospitata, mentre la differenza negli anni si spiega considerando le preferenze alimentari della specie; radici e bulbi sono spesso una seconda scelta ad alimenti preferiti quali frutti, semi ed altri materiali vegetali (Dardaillon, 1987). Il fenomeno non si correla dunque con la densità di popolazione, ma solamente con la disponibilità trofica al di fuori dal pascolo (Hone, 1988; Ferretti et al., 2021).

Figura 2.5: distribuzione delle frequenze delle classi dimensionali delle buche componenti un'area disturbata da rooting. Fonte: Kotanen, 1995.

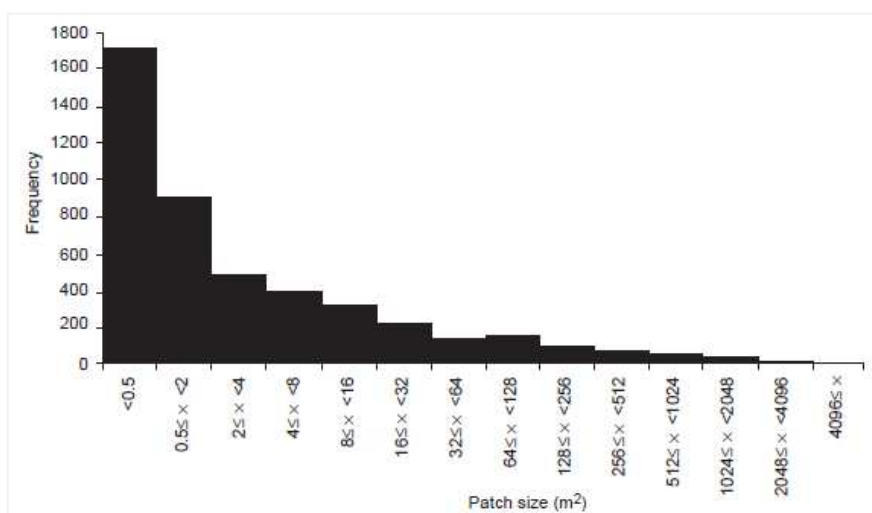
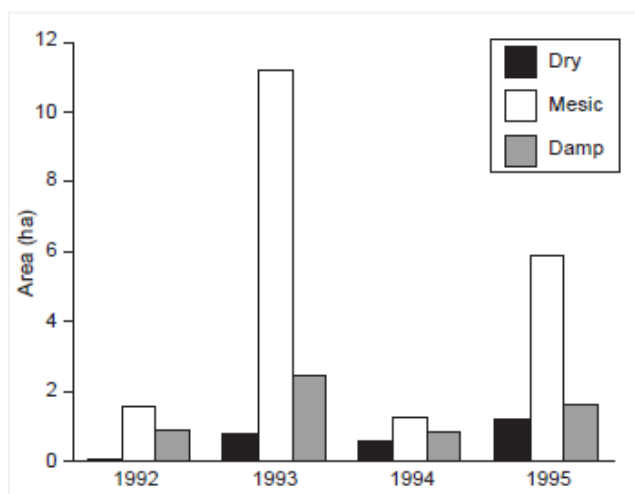


Figura 2.6: variazione della dimensione dell'area interessata negli anni e a diverse umidità nel suolo. Fonte: Welander, 2000.



Il rooting non si verifica con la stessa probabilità in tutti i pascoli; sono generalmente preferiti quelli utilizzati da bovini anziché quelli caricati con gli ovini (Bueno et al., 2010a).

Tra i pascoli monticati a bovini si nota una preferenza per le situazioni ad utilizzo medio-basso (Cocca et al., 2007; Bueno et al., 2010a; Bueno et al., 2011). È in queste realtà che la specie rinviene il giusto compromesso tra disponibilità alimentari (vegetali e animali) e un terreno ben strutturato (Albon et

al., 2007), quindi più facile da rivoltare (Schley & Roper, 2003). I pascoli fortemente sfruttati dalla zootecnia sono dominati da vegetazioni erbivori-tolleranti, che non necessitano di strutture vegetali di riserva epigea proprio per la grande disponibilità di nutrienti al suolo (Holland & Detling, 1990; Ritchie et al., 1998) e, per via del forte calpestio, presentano un suolo mediamente più compatto. Nelle realtà ad utilizzo intermedio, invece, si instaurano specie vegetali con sviluppo di strutture di riserva ipogee, in risposta alla ridotta fertilità, costituendo una ragione di maggiore attrattività per gli invertebrati e, conseguentemente anche per i cinghiali (Hanley et al., 2007; Tilman, 1988).

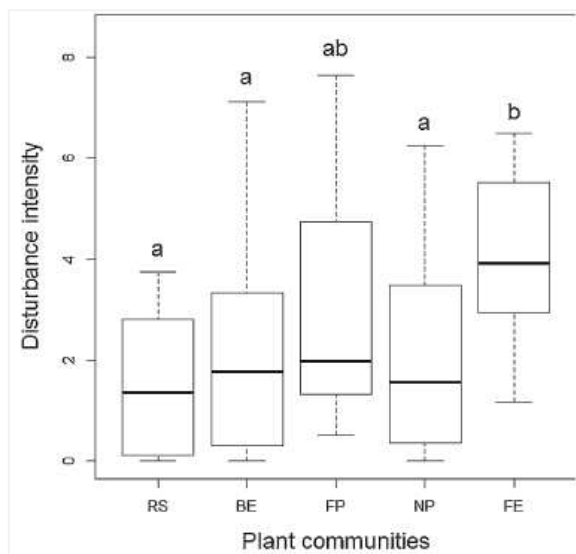
Nei Pirenei si è osservata maggiore ricorrenza nei pascoli ricadenti nelle alleanze fitosociologiche *Festucion eskiae* e *Festucion paniculatae* (Bueno et al., 2009) (Fig. 2.7).

Se è vero che le caratteristiche vegetazionali del pascolo costituiscono il principale fattore predisponente il rooting (Vittoz & Hainard, 2002), all'interno di ciascuna comunità intervengono fattori preferenziali secondari tra cui la pendenza, la quota e la vicinanza all'acqua.

L'attività del rooting cala con l'aumentare della pendenza e con l'asperità del suolo, mentre aumenta nelle aree più prossime all'acqua (Ferretti et al., 2021).

Tali variabili, assieme al grado di utilizzo, sono le basi per la costituzione delle associazioni vegetali preferite e per definire le caratteristiche del suolo.

Figura 2.7: frequenza del disturbo nelle diverse comunità vegetali nella catena dei Pirenei. RS: *Rumicion pseudoalpini*, BE: *Bromion erecti*, FP: *Festucion paniculatae*, NP: *Nardion Strictae*, FE: *Festucion eskiae*. Fonte: Bueno et al., 2013.



Il danno ha una ricorrenza stagionale concentrata tra la metà dell'autunno e inizio primavera (Kotanen, 1995). Nella stagione estiva la dieta della specie si indirizza infatti su alimenti più nutritivi rispetto a quelli che tipicamente si rinvengono nel pascolo (Wood & Roark, 1980; Massei et al., 1996; Herrero et al., 2006). All'interno di ciascuna stagione propriamente detta, il danno ha maggiore incidenza dopo una pioggia mentre è ostacolato in presenza di neve o da suolo gelato (Scillitani et al., 2015).

Nelle aree interessate dal grufolamento, si osserva un'alterazione delle proprietà fisiche e chimiche del suolo. L'azione di rimescolamento degli orizzonti pedologici, aumenta la percentuale di rocce affioranti, diminuisce l'umidità del suolo, l'azoto aumenta mentre sodio, magnesio, calcio e il contenuto di carbonio organico diminuiscono (Bueno et al., 2013). Nei pascoli monticati con bovini, in particolar modo, si assiste ad un compattamento del terreno esposto, dovuto al calpestio degli animali al pascolo che, soprattutto nelle situazioni con elevata presenza d'argilla, creano condizioni asfittiche che ostacolano lo sviluppo radicale del manto erboso (Bueno et al., 2014).

La componente vegetale viene alterata, con particolare riduzione di alcune specie.

È stato provato come, ad esempio, il rooting abbia un'azione significativamente negativa nella presenza di *Hyacinthoides non-scripta* in Inghilterra (Sims et al., 2014).

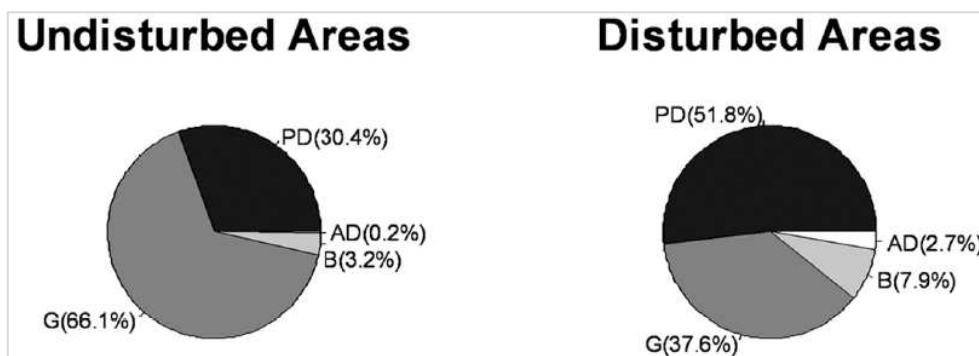
Il valore ecologico del pascolo subisce, almeno nel breve periodo, un decremento a seguito della semplificazione specifica e un aumento delle abbondanze di poche specie (Howe & Bratton, 1975; Kotanen, 1995). In particolare, la biomassa per singola specie affermata può essere fino a 3 volte maggiore nelle aree interessate dal rooting rispetto alla condizione di controllo (Noelia et al., 2013).

Dopo il rooting, le geofite sono favorite; aumentano in dimensione e in contenuto di risorse nutritive, tanto più l'intensità del disturbo risulta marcata e ricorrente (Palacio et al., 2013). Ciò è compatibile con la ridotta competizione con le altre specie che comporta l'aumento delle risorse nutritive disponibili (Cushman et al., 2004).

L'azione di rimescolamento del terreno comporta una maggiorata frammentazione delle parti vegetali, quindi una incrementata capacità propagativa per via vegetativa (Kotanen, 1995), ciò è stato già provato per alcune specie di *Crocus* (Mathew, 1982).

In termini di famiglie quindi, nei primi periodi, le dicotiledoni sono generalmente favorite, mentre le graminacee sono generalmente sfavorite (Scillitani et al., 2015) ed il contributo ecologico relativo delle categorie vegetali muta conseguentemente (Bueno et al., 2011) (Fig. 2.8).

Figura 2.8: variazione della ripartizione del valore ecologico relativo tra le diverse categorie vegetali dopo il rooting. PD: dicotiledoni perenni, G: graminacee, AD: dicotiledoni annuali, B: bulbose. Fonte: Bueno et al., 2011.

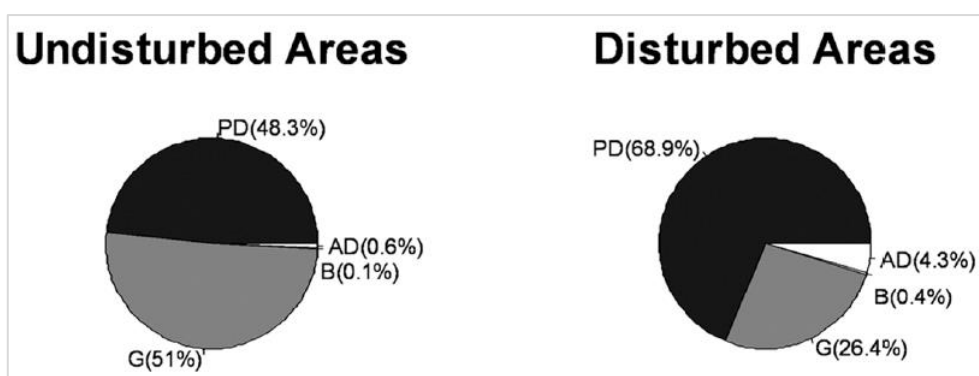


Il valore pabulare subisce inevitabilmente un forte decremento nel breve periodo (Howe & Bratton, 1975) per via della ridotta superficie vegetale, che viene lentamente colmata da specie di scarso valore foraggero (tipicamente specie ruderali e frugali) (Kotanen, 1995).

La perdita di biomassa è mediamente del 15-30%, in alcuni casi si registra una perdita anche superiore al 50% (Gatel et al., 2010).

Ne consegue una ridotta disponibilità di vegetazione effettivamente disponibile al consumo zootecnico (Kotanen, 1995). In particolare, il valore pabulare relativo per categoria vegetale muta dalle graminacee, alle dicotiledoni perenni e annuali (Fig. 2.9).

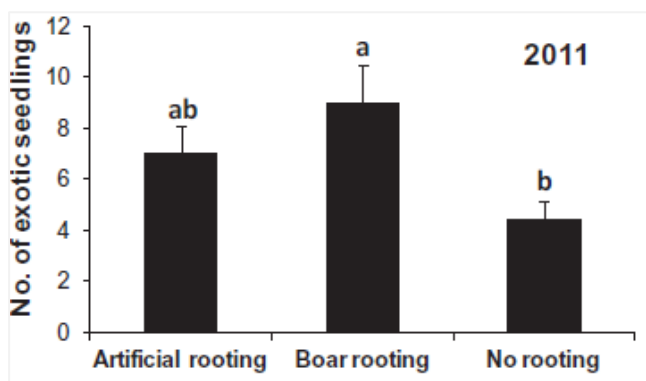
Figura 2.9: variazione della ripartizione del valore pabulare relativo tra le diverse categorie vegetali dopo il rooting. PD: dicotiledoni perenni, G: graminacee, AD: dicotiledoni annuali, B: bulbose. Fonte: Bueno et al., 2011.



Ma la perdita di valore ecologico si può avere soprattutto, per l'insorgenza di specie esotiche invasive (Siemann et al., 2009).

Il grande contributo nella dispersione delle specie vegetali per zoocoria è comprovata per il cinghiale più che per altre specie di ungulati (Mrotzek, 1999; Schmidt et al., 2004; Heinken & Raudnitschka, 2002). In virtù delle caratteristiche della pelliccia dell'animale, la dispersione avviene primariamente per epizoocoria e solo secondariamente per endozoocoria (Picard et al., 2015). Il fenomeno è accertato sia per le specie autoctone che per quelle esotiche (Grice 1996; Lynes & Campbell, 2000), in grado di raddoppiare la loro incidenza nelle aree interessate dal rooting rispetto alle condizioni non perturbate (Noelia et al., 2013) (Fig. 2.10).

Figura 2.10: incidenza di specie esotiche in aree smosse artificialmente, perturbate dal rooting da cinghiale e non perturbate. Fonte: Noelia et al., 2013.



Nel 2004, Schmidt et al. osservano come il cinghiale possa essere vettore di dispersione importante per *Juncus effusus*, *Poa pratensis*, *Sagina procumbens*, *Plantago major*, *Stellaria media* e *Urtica dioica*.

Nel 1999, Mrotzek determina sul manto di alcuni cinghiali una gran quantità di semi, il 65% dei quali appartenente a *Urtica dioica* e *Deschampsia cespitosa*. Heinken & Raudnitschka (2000) rinvennero un'alta presenza di propaguli di *Agrostis capillaris*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis* e di molte specie di ambienti ecotonali e forestali.

I propaguli adesi al manto di un cinghiale possono essere dispersi per una distanza non trascurabile. Se si considerano gli spostamenti medi della specie, si va da una distanza di 5 Km in condizioni territoriali (Briedermann, 1990), fino a 23 Km durante gli spostamenti migratori stagionali (Sodeikat, 1999).

Le specie esotiche sono facilitate nelle aree affette dal rooting grazie proprio all'attività di scavo, che elimina la competizione con la comunità nativa, quale principale ostacolo alla loro affermazione (Vilà et al., 2004).

Infatti, i semi delle specie esotiche sarebbero già presenti nella seedbank in quantità anche doppie rispetto a quelle portate dall'animale, ma non avrebbero capacità di espressione fino all'avvenire di un disturbo significativo (Noelia et al., 2013).

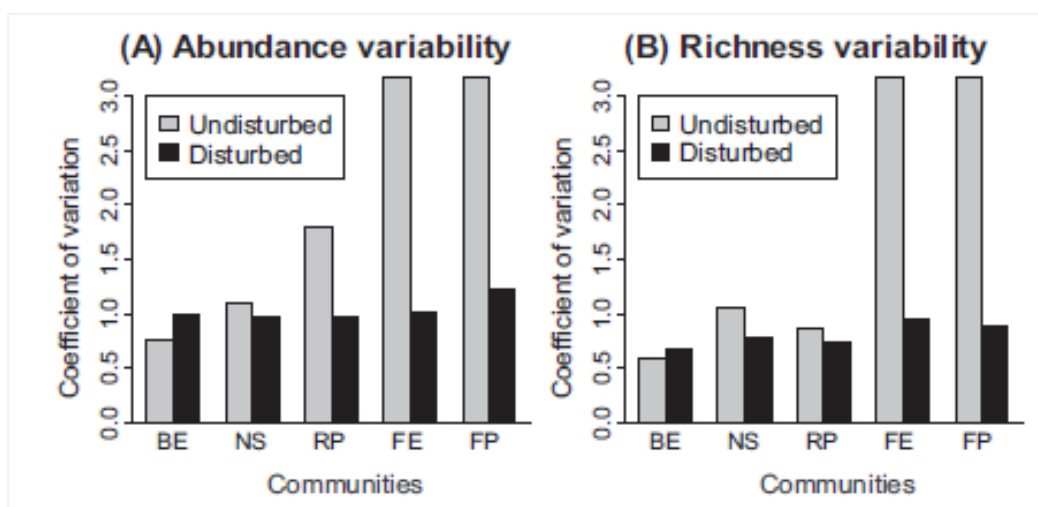
L'azione del rooting comporta allo stesso momento variazioni di consistenza e di ricchezza di specie anche a livello della stessa seedbank, così capace di donare resilienza alla comunità vegetale originaria (Van Andel & Grootjans, 2005; Díaz-villa et al., 2003; Fenner & Thompson, 2005; Bekker et al., 1997; Kalamees & Zobel, 2002; Bossuyt & Honnay, 2008).

Nelle aree perturbate, la discrepanza interessa il 75% delle specie costituenti la seedbank originale. Tale variazione corrisponde quasi sempre ad una riduzione (Fig. 2.11) ed è causata dall'azione stessa del ribaltamento, che omogeneizza la distribuzione dei propaguli lungo il profilo del suolo (Bueno et al., 2010b) e che quindi riduce il numero di semi di superficie, in grado di germinare (Touzard, 1999).

In particolare, i semi di *Poa supina*, si riducono notevolmente in tutte le profondità. *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris* e *Urtica dioica* tendono ad avvantaggiarsi solo nel breve periodo in quanto si osserva un aumento di semi negli strati superiori ed una contestuale riduzione negli strati più profondi (Bueno et al., 2010).

Per il 14% della seedbank non si osservano variazioni significative, mentre il 5% di questa è costituita da specie pioniere, con scarso valore conservazionistico (Bueno et al., 2010).

Figura 2.11: variazione delle abbondanze e delle variabilità di specie dopo il rooting, nelle diverse comunità vegetali. RP *Rumicion pseudoalpini*, BE *Bromion erecti*, FP *Festucion paniculatae*, NS *Nardion Strictae*, FE *Festucion eskiae*. Fonte: Bueno et al., 2010.



Le aree grufolate aumenterebbero poi l'attrattività per lo stesso cinghiale, in quanto indurre un miglioramento a suo favore in due modi: (1) attraverso la maggiore incidenza e dimensione delle geofite e (2) attraverso una maggiore presenza di invertebrati e altri organismi tipici di suoli fertili o che utilizzano le geofite nel loro ciclo vitale (es. lombrichi) (Baubet et al., 2004; Baubet et al., 2003).

2.6. L'evoluzione della vegetazione delle aree interessate dal rooting

La colonizzazione del suolo nudo è limitata dalla presenza locale di propaguli, la maggior parte dei quali appartenenti alla comunità vegetale pregressa, che corrisponde a quella in grado di ottenere la massima performance di colonizzazione (Reader & Buck, 1991; Arnthórsdóttir, 1994; Bullock et al., 1995; Rogers & Hartnett, 2001).

Se la dinamica è caratterizzata da un pool di poche specie dominanti, che ricoprono la superficie nuda molto velocemente nel primo anno (Vandvik, 2004; Gatel et al., 2010), già alla fine del secondo, la dissimilitudine si riduce di molto

e alla fine del terzo anno la composizione specifica risulta molto simile a quella del controllo (Gatel et al., 2010).

Nello studio di Gatel et al., 2010, la serie successionale di ricolonizzazione vegetale viene suddivisa in tre fasi, ognuna corrispondente ad un periodo vegetativo successivo: (1) primi stadi, caratterizzati da specie colonizzatrici quali *Trifolium repens*, *Alchemilla vulgaris*, *Potentilla crantzii*, *Cerastium arvense*, *Plantago lanceolata*. (2) colonizzazione post-primaria, con notevole insorgenza di *Phleum alpinum*, *Hypericum maculatum*, *Rumex acetosella*. (3) fase finale, in cui compaiono con forza le specie tipiche della comunità circostante, in quel caso *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta*, *Gentiana lutea*, *Stellaria graminea*, *Deschampsia flexuosa*.

Ogni area perturbata ha però un certo grado di eterogeneità dalla successione teorica, data primariamente dalla diversità di specie che per prime si insediano e che reagiranno diversamente con il resto della comunità vegetale nel tempo (Lavorel, 1994).

Le comunità insediate nelle diverse buche possono essere perciò viste come un mosaico di microsistemi diversi (Van der Maarel, 1993; Vandvik, 2004).

La copertura vegetale viene ripristinata relativamente in fretta; nei pascoli alpini si può passare dal suolo nudo ad una copertura vegetale del 90% in un anno circa (Gatel et al., 2010).

La velocità dipende da numerosi fattori abiotici, come la profondità del suolo, il substrato roccioso, la disponibilità idrica, il clima in generale (Lavorel, 1994) e, ovviamente, dalla disponibilità di propaguli (Rebollo et al., 2003).

Vi è poi differenza tra le diverse comunità vegetali; ad esempio, un festuceto è in grado di ripristinarsi molto più rapidamente di un nardeto (Gatel et al., 2010).

La data del disturbo influenza significativamente il tipo di modalità di ricolonizzazione; in primavera è generalmente favorita la rigenerazione per via vegetativa, mentre in autunno predomina la rigenerazione per seme, visto che la maggior parte delle specie è in fase disseminativa o ha appena disseminato (Gatel et al., 2010).

Le specie non hanno quindi la stessa reattività al disturbo (Kotanen, 1995); in generale le specie a dispersione aerea hanno potenzialità colonizzatrici maggiori (Vandvik, 2004) e tra queste trovano crescente difficoltà le specie con semi più piccoli (Rebollo et al., 2003) e prive di meccanismi di dormienza (Touzard, 1999).

2.7. Il restauro dei pascoli

Il restauro ecologico è il processo di assistenza alla ricostruzione di un ecosistema che è stato degradato, danneggiato o distrutto (SER, 2004).

In estrema sintesi, nell'ambito dei pascoli, il restauro prevede di reperire specie idonee da un sito donatore per farne prendere radice nel sito recettore perturbato.

Per garantire un elevato successo, le specie del sito donatore devono essere quanto più geneticamente simili a quelle del sito ospite, ossia devono provenire dalla medesima regione bioclimatica, caratterizzata cioè dai medesimi fattori ambientali e geografici, in grado di indurre le stesse risposte adattative (Van der Mijnsbrugge et al., 2010; Scotton et al., 2012; Millar & Libby, 1989; Meyer et al., 1993).

I propaguli adeguati possono essere reperiti direttamente nei siti donatori oppure acquistati sul mercato degli ecotipi nativi, che però oggi è ben sviluppato solo in alcuni paesi dell'Europa centrale come Svizzera, Germania e Austria (Scotton, 2012).

La scelta del sito donatore deve essere subordinata ad informazioni sulla pedologia, la geologia, la topografia, la geomorfologia, l'idrologia ed il clima. Devono poi essere rilevate la composizione floristica, la ricchezza di specie, la costanza di specie e la densità dei fusti fertili (Scotton et al., 2012).

Una volta scelto il sito ideale, è necessario individuare il periodo ed il numero di raccolte da attuare al fine di ottenere un giusto compromesso tra quantità e varietà di seme.

A causa della diversa fenologia delle molte specie presenti, la quantità e la composizione del seme ottenibile possono variare molto dal momento della

raccolta (Scotton et al.,2009a; Smith & Jones, 1991), per cui, se si desidera il maggior numero possibile di specie, devono essere attuati più interventi, distribuiti in epoche differenziate (Scotton et al., 2010).

La raccolta dei semi può essere realizzata tramite taglio dell'erba verde, raccolta come fieno (da spargere o da cui ricavare i semi tramite trebbiatura), spazzolamento, asportazione di zolle di suolo e, infine, con la raccolta manuale. Una volta reperite le semi, il sito ricettore deve essere preparato adeguatamente. Diverse esperienze hanno dimostrato che quanto più forte è il disturbo della cuticola, tanto più alto sarà il tasso di successo d'insediamento della specie (Walker et al., 2004; Goliński, 2001; Hölzel et al.,2006).

La preparazione prevede una lavorazione più o meno superficiale del terreno tramite strigiatori, erpici o motozappe (Scotton et al., 2010).

Il momento migliore per le semine delle specie selvatiche è subito dopo le prime piogge autunnali (Stolle, 2006), così che i mesi invernali possano rompere la dormienza dei semi di alcune specie. La semina può essere manuale oppure meccanizzata (seminatrice o idrosemina).

Le superfici appena seminate possono essere protette contro l'erosione eolica o idrica tramite la stesura di materiali organici vari, come la paglia (Stolle, 1995) a cui può succedere lo spargimento di una piccola quantità di concime organico, specialmente in caso di realtà particolarmente povere di nutrienti (Scotton et al.,2010).

L'esigenza di conservazione dei pascoli seminaturali in seguito al rooting viene oggi vista come una mera esigenza di ripristino del valore pastorale, da attuare nei tempi più brevi possibili e con i metodi più economici a disposizione.

In queste aree i comuni e/o i malghesi gestori intraprendono almeno quattro tipi di interventi: la rimessa in posa manuale delle zolle rovesciate, la semina diretta nelle aree con suolo nudo, la sola fresatura e la fresatura seguita dalla semina. Considerata però l'assenza di un sistema organizzato per la produzione di semi di ecotipi locali, vengono messi in opera miscugli di foraggiere commerciali.

3. OBIETTIVI

Lo studio vuole fornire il quadro generale sulla problematica dei danni da cinghiale nei pascoli prealpini del Veneto, approfondendo in particolar modo, i temi della distribuzione degli eventi di rooting, le implicazioni vegetazionali, gli sforzi gestionali e l'impatto economico che questi comportano.

Fondendo le informazioni provenienti da più fonti, si cercherà di profilare le malghe più vulnerabili, valutando le alterazioni delle caratteristiche fisiche del pascolo e la mutazione della composizione vegetazionale nel breve e lungo periodo (velocità di copertura del verde, caratterizzazione delle serie successionali, valutazione delle specie ricorrenti).

Osservando singolarmente i diversi scenari gestionali, verranno delineate le proprietà foraggere e le caratteristiche di biodiversità tipicamente associabili.

Verranno in fine proposti accorgimenti migliorativi alle attuali scelte gestionali, al fine di stimolare mirate ed opportune azioni di tutela del patrimonio pascolivo, soprattutto sotto l'ottica della conservazione della biodiversità.

4. MATERIALI E METODI

4.1. Selezione dei siti

Considerata l'assenza di report ufficiali liberamente consultabili sulla dislocazione dei danni da cinghiale nei pascoli veneti, si è resa da subito necessaria un'analisi conoscitiva preliminare che potesse definire una macro area d'indagine.

L'area montana con gli impatti potenzialmente maggiori è stata delineata sovrapponendo l'areale di distribuzione del cinghiale secondo l'idoneità ambientale (Fig. 2.2), con le aree in cui il comparto zootecnico di montagna costituisce tutt'oggi un importante elemento economico, ove quindi un disturbo avrebbe potuto portare ad un chiaro danno economico, oltre che ambientale.

In questo modo i massicci ricadenti nell'area pedemontana veneta, in particolare l'Altopiano dei sette comuni, la dorsale delle Prealpi Trevigiane e, infine, il Monte Grappa, sono divenuti l'area d'interesse per i successivi approfondimenti.

Nel periodo invernale precedente le epoche di rilievo di campo sono state così condotte varie interviste ai malghesi gestori e/o alle amministrazioni comunali competenti per alcune malghe target.

Da una prima raccolta d'informazioni è stato possibile estendere l'intervista anche ad altre persone o enti con in carico altrettante superfici pascolive.

Da un numero relativamente basso di siti potenziali si è presto passati ad una numerosità sufficiente per la selezione in base ai criteri di campionamento.

La cernita ha permesso di vagliare condizioni differenziate secondo l'epoca del danno (tra la primavera del 2017 e l'estate del 2023) e in termini di diversità di azioni intraprese (libera evoluzione, fresatura e semina e sola fresatura) lungo un contenuto gradiente altitudinale (1000-1700 m).

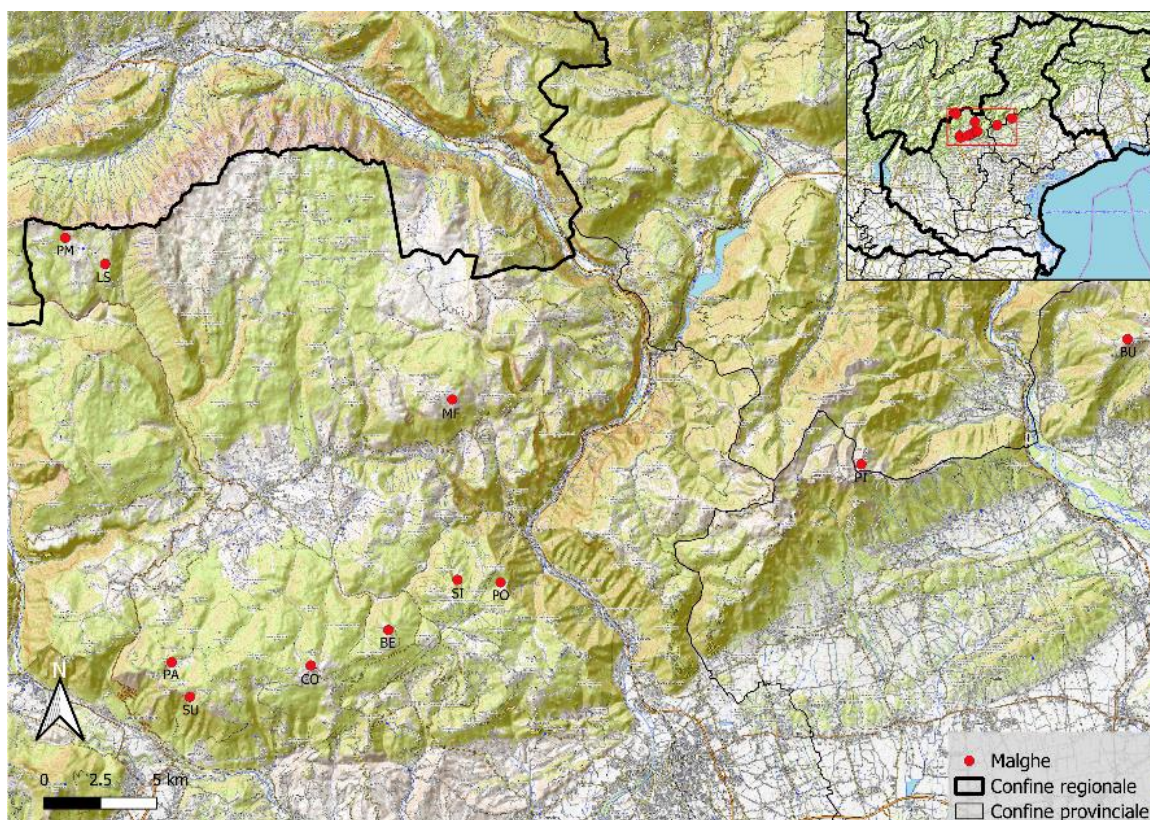
Sono perciò state scelte 11 malghe (Silvagno, Monte Corno, Bertiaga, Sunio, Pozzette, Piz, Larici di sotto, Porta Manazzo, Paù, Budui e Melette di Foza), tutte di proprietà comunale, dislocate tra le provincie di Vicenza, Belluno e Treviso (Tab. 4.1; Fig. 4.1).

I pascoli attinenti sono tutti monticati attivamente con bovini da latte e/o da carne.

Tabella 4.1: inquadramento amministrativo delle malghe oggetto di studio.

Malga	Sigla	Comune	Provincia
Silvagno	SI	Valbrenta	VI
Corno	CO	Lusiana Conco	VI
Bertiaga	BE	Lusiana Conco	VI
Sunio	SU	Caltrano	VI
Pozzette	PO	Valbrenta	VI
Piz	PI	Alano di Piave	BL
Larici di sotto	LS	Asiago	VI
Porta Manazzo	PM	Asiago	VI
Paù	PA	Caltrano	VI
Budui	BU	Valdobbiadene	TV
Melette di Foza	MF	Foza	VI

Figura 4.1: distribuzione delle malghe in cui ricadono i pascoli oggetto d'indagine.



4.2. Caratterizzazione dei siti

I massicci dell'area pedemontana veneta si sviluppano in direzione ovest-est innalzandosi rapidamente dalla Pianura Padana con versanti scoscesi ed impervi.

L'acclività permane anche nelle zone apicali, ad eccezione dell'Altopiano dei sette comuni, la cui sommità presenta forme più morbide e arrotondate.

L'Altopiano occupa una posizione centrale nell'ambito della fascia delle Prealpi venete ed è delimitato a nord da una linea di cresta, le cui cime arrivano a superare i 2300 m, mentre verso sud è chiuso da una dorsale con quote comprese tra i 1000 e 1400 m. Al centro si trova la fascia depressa (1000 m), allungata in senso est-ovest, che ospita i maggiori centri abitati.

L'Altopiano, nel complesso, appare isolato dagli altri elementi orografici alpini, in quanto separato da questi da profonde incisioni vallive: a nord la Valsugana; ad est Canal del Brenta; a ovest il tratto meridionale della Val d'Astico e la Val Torra; a sud una scarpata che lo collega alle colline pedemontane.

Il Monte Grappa è un massiccio prealpino calcareo affacciato sulla pianura veneta e delimitato da valli periferiche che si estendono tra le province di Treviso, Vicenza e Belluno.

Con i suoi 1775 metri di altezza massima, ha una forma varia e ricca di contrasti; alterna dolci pendii digradanti verso nord a scoscesi declivi rivolti a sud, mentre all'interno comode zone pianeggianti sono affiancate da emergenti aree rocciose.

Il complesso montuoso delle Prealpi Trevigiane è anch'esso di natura calcarea e risulta isolato dagli altri massicci circostanti dal Piave, ad ovest, e dalle pendici del Cansiglio, ad est.

Si tratta di rilievi le cui vette variano tra i 1200 ed i 1700 m di quota, con un versante esposto sud che si affaccia sulla Pianura Padana, ricadente nella provincia di Treviso, ed uno esposto a nord, sulla Valbelluna, in provincia di Belluno.

In questo ambito, le superfici malghive sorgono nei contesti con le pendenze più dolci e ad esposizioni preferenzialmente meridionali, quindi nelle condizioni votate all'alpeggio.

Il clima dell'area pedemontana veneta è definito temperato fresco o, alle quote più alte, temperato freddo.

È caratterizzato da abbondanti precipitazioni, con valori medi annui di 1400-1600mm e con massimi anche oltre i 2000mm.

Il regime pluviometrico è equinoziale, con i massimi di precipitazione in primavera ed autunno, anche se è solo in quest'ultima stagione che si verificano i fenomeni più rilevanti, in concomitanza di forti flussi perturbatori meridionali.

Durante l'estate si attivano svariati fenomeni favorevoli alla convezione che portano a frequenti precipitazioni in forma di locali rovesci, specie nelle ore pomeridiane.

La temperatura media si aggira attorno ai 12°C con una estrema variabilità in base all'altitudine, giacitura ed esposizione.

In generale, la temperatura decresce di 0.5°C ogni 100m di quota guadagnata (Barbi et al., 2013).

Tutte le malghe poggiano su un substrato roccioso calcareo da mediamente a estremamente permeabile all'acqua, per fessurazione e fenomeni di carsismo.

Nonostante quindi le generose precipitazioni, le riserve idriche, sia superficiali che sub-superficiali sono pressoché scarse o assenti.

L'uomo ha fatto fronte alla problematica cercando di ottimizzare le poche fonti disponibili, incanalando l'acqua in serbatoi e pozze di abbeveraggio soprattutto nei pascoli e in vicinanza dei ricoveri per il bestiame.

I versanti meridionali dei massicci sono occupati dal bosco misto, in cui prevalgono tipicamente cedui di roverella (*Quercus pubescens*), carpino nero (*Ostrya carpinifolia*), acero campestre (*Acer campestre*) e orniello (*Fraxinus ornus*). Nei settori più umidi si possono rinvenire diverse specie di salici (*Salix*

eleagnos, *Salix glabra*, *Salix appendiculata*, *Salix cinerea*) mentre in prossimità dei corsi d'acqua di fondovalle si possono incontrare boscaglie miste con sorbo montano (*Sorbus aria*), betulla bianca (*Betula pendula*), acero di monte (*Acer pseudoplatanus*) e tiglio selvatico (*Tilia cordata*). Il bosco di castagno si rinviene ancora in alcune aree residue.

A quote più elevate, gli elementi del bosco misto si compenetrano con la faggeta sub-montana, che si sviluppa tra gli 800 e i 1100 m, prevalentemente nelle esposizioni calde e su suoli poco evoluti. Qui l'abete rosso (*Picea abies*) si associa quasi ovunque ma in misura variabile, con la specie arborea dominante che è indubbiamente il faggio.

La faggeta montana tipica si posiziona tra i 1000 ed i 1350 m ed annovera formazioni governate a ceduo abbastanza diversificate in cui le conifere entrano solo sporadicamente. Salendo di quota, la componente a conifera tende a diventare predominante fino a dar vita alle piceo-faggete e, in seguito, tra i 1100 ed i 1400 m agli abieteti, dominati da abete rosso e abete bianco.

Nella fascia montana tra i 1350 ed i 1560 m, il bosco muta, grazie anche ad estesi interventi di rimboschimento, in una pecceta, dove, oltre all'abete rosso, si possono rinvenire anche l'abete bianco (specialmente nelle stazioni più umide) ed il larice (frequente nei versanti più esposti e soleggiati, lungo i pendii asciutti).

Oltre i 1700-1800 m, sarà proprio il lariceto a predominare, soprattutto su suoli di natura carbonatica.

Per via della chioma leggera dal larice, il sottobosco risulta fortemente illuminato, a favore di un fitto tappeto di arbusti nani costituiti tipicamente da *Vaccinium myrtillus* e *Rhododendron ferrugineum*.

Oltre il limite del bosco si estende un'associazione, a carattere pioniero: la mugheta (*Pinus mugo*).

I pascoli si sviluppano tra i 900 ed i 1700 m di quota e costituiscono un mosaico più o meno diversificato tra le formazioni boschive tipiche delle stesse quote.

Le superfici pascolive d'indagine sono circondate da diverse formazioni boschive.

Le malghe poste sul Monte Grappa e sul Monte Cesen sono circondate da piceo-faggete, quelle nell'area meridionale dell'Altopiano confinano a sud con la faggeta sub-montana, e a nord con la faggeta montana tipica.

Infine, sempre nell'area dell'Altopiano, le malghe alle quote più alte risultano circondate da peccete con elementi di lariceto (Tab. 4.2).

Tabella 4.2: caratterizzazione altitudinale, geologica e pedologia delle malghe oggetto di studio.

Malga	Quota	Geologia	Suolo
Silvagno	1159	Calcari nodulari e selciferi-argillosi	Franco limoso argilloso
Corno	1341	Calcari nodulari e selciferi	Franco limoso
Bertiaga	1272	Calcari grigi, calcari nodulari, selciferi e selciferi-argillosi	Franco limoso
Sunio	1030	Calcari grigi	Franco limoso
Pozzette	1429	Calcari grigi, nodulari, selciferi e selciferi-argillosi	Franco limoso argilloso
Piz	1634	Calcari selciferi-argillosi	Franco limoso
Larici di sotto	1739	Calcari grigi	Franco limoso
Porta Manazzo	1459	Calcari grigi e selciferi-argillosi	Franco limoso argilloso
Paù	1297	Calcari grigi	Franco limoso
Budui	1247	Calcari selciferi-argillosi	Franco argilloso
Melette di Foza	1706	Calcari grigi, nodulari, selciferi e selciferi-argillosi	Argilloso limoso

La vegetazione erbacea si differenzia a seconda dei settori considerati ma comprende quasi sempre un vasto repertorio di entità di pregio, rare o minacciate.

Le malghe d'interesse sorgono su differenti tipi di pascolo, ossia il festuceto, poeto, festuco-cinosureto, lolio-cinosureto, nardeto montano, seslerieto (Scotton, dati non pubblicati, Geoportale Regione del Veneto) (Tab 4.3).

Il festuceto è un pascolo tipico delle quote subalpine che sorge su suoli secchi ed acidi, caratterizzato da assenza di concimazione. La gestione è poco intensiva e la qualità foraggera è da considerarsi mediocre.

Il poeto è un pascolo delle quote montane e subalpine con suoli da freschi ad asciutti, a bassa concimazione.

Il festuco-cinosureto ha le stesse caratteristiche di suolo e concimazione del poeto, ma si estende dal livello del mare fino ai 1400 m circa. La gestione è poco intensiva e la qualità foraggera è da considerarsi mediocre.

Il lolio-cinosureto ha lo stesso sviluppo altitudinale del festuco-cinosureto, ma è interessato da concimazioni ed umidità medio-alte. La gestione varia da

mediamente intensiva ad intensiva per via dell'ottima qualità. È dominato da specie resistenti al calpestio come *Trifolium repens* e *Lolium perenne*.

Il nardeto pascolato si sviluppa dai 1000 fino ai 2000 m di quota, in contesti di assenza di concimazione, su suolo acido da fresco ad asciutto. Viene gestito estensivamente per via della scarsa produttività ed appetibilità.

Il seslerieto secondario si sviluppa dalle quote montane a quelle subalpine, è caratterizzato da assenza di concimazione e suoli neutro-alcasini asciutti.

Tabella 4.3: caratterizzazione climatica, delle superfici forestali di contorno e fitosociologica dei pascoli attinenti alle malghe oggetto di studio.

Malga	Clima	Bosco al perimetro	Tipo di pascolo
Silvagno	Prealpino	Faggeta montana tipica	n.d.
Corno	Prealpino	Faggeta montana tipica	Festuco-cinosureto e lolio-cinosureto
Bertiaga	Prealpino	Pecceta	Lolio-cinosureto
Sunio	Prealpino	Faggeta sub-montana e faggeta montana	n.d.
Pozzette	Prealpino	Faggeta sub-montana e faggeta montana	n.d.
Piz	Prealpino	Piceo-faggete	Seslerieto
Larici di sotto	Prealpino	Pecceta con larice	Festuco-cinosureto
Porta Manazzo	Prealpino	Pecceta con larice	Festuceto e poeto
Paù	Prealpino	Faggeta sub-montana e faggeta montana	n.d.
Budui	Prealpino	Piceo-faggete	n.d.
Melette di Foza	Prealpino	Pecceta con larice	Festuceto, nardeto montano, seslerieto

In virtù della molteplicità di ambienti presenti e dei differenti assetti vegetazionali, a seconda dell'altimetria e dell'esposizione, il quadro faunistico è estremamente diversificato.

L'ornitofauna presente annovera specie di elevato interesse sia per la rarità che per il valore biogeografico come l'aquila reale (*Aquila chrysaetos*), l'astore (*Accipiter gentilis*) ed il falco pellegrino (*Falco peregrinus*).

Le praterie alpine di alta quota sono frequentate dalla pernice bianca (*Lagopus mutus*), subito sotto è comune il fagiano di monte (*Tetrao tetrix*) e il gallo cedrone (*Tetrao urogallus*). Avvistamenti rari riguardano invece il francolino di monte (*Bonasa bonasia*).

Tra gli strigiformi si annovera il gufo reale (*Bubo bubo*), la civetta capogrosso (*Aegolius funereus*) e la civetta nana (*Glaucidium passerinum*).

Nelle aree pascolive si incontrano molti insettivori, come il prispolone (*Anthus trivialis*), il culbianco (*Oenanthe oenanthe*) e lo spioncello (*Anthus spinoletta*). Si

possono osservare anche il gheppio (*Falco tinnunculus*) e la poiana (*Buteo buteo*).

Passando ai mammiferi si cita alle alte quote la lepre alpina (*Lepus timidus*), la marmotta (*Marmota marmota*) e l'ermellino (*Mustela erminea*).

Le praterie delle quote inferiori sono spesso frequentate dal tasso (*Meles meles*), dalla volpe (*Vulpes vulpes*), dal capriolo (*Capreolus capreolus*) e dal cervo (*Cervus elaphus*).

Recente comparsa è quella del cinghiale (*Sus scrofa*) e del lupo (*Canis lupus*), di passaggio anche qualche esemplare di orso (*Ursus arctos*).

Alcune cavità ospitano colonie di chiroterteri tra cui il ferro di cavallo maggiore (*Rhinolophus ferrumequinum*) e il raro ferro di cavallo minore (*Rhinolophus hipposideros*).

Per quanto riguarda l'erpetofauna va senz'altro ricordata la rara salamandra alpina di aurora (*Salamandra atra aurorae*), ma solamente per l'area dell'Altopiano (Comune di Asiago).

4.3. Metodologie di campionamento e raccolta dei dati

Seppur tutti i pascoli selezionati siano stati interessati inizialmente dal medesimo tipo di disturbo, l'approccio gestionale successivo non è stato uniforme.

Tra malghe diverse, ma, alcune volte anche all'interno delle stesse, vengono a presentarsi una serie più o meno diversificata di combinazioni tra gli interventi precedentemente citati.

Per questo studio si è deciso di focalizzarsi esclusivamente su tre delle cinque casistiche, ossia (1) sulle aree intoccate dopo il grufolamento, (2) sugli interventi esclusivamente meccanizzati e (3) sugli interventi meccanizzati seguiti dalla semina di foraggiere commerciali.

La scelta delle tre situazioni è derivata dalla necessità di individuare con sufficiente certezza le aree interessate attraverso la consultazione di immagini satellitari (gli interventi manuali, casistica 2, si estendono infatti per piccole superfici, non apprezzabili alla risoluzione delle immagini a disposizione) e

ridurre i fattori di disturbo derivanti dalla moltitudine di approcci empirici manuali.

Il portale Planet (planet.com) è stato in grado di fornire ortofoto ad intervalli di tempo ravvicinati, successivamente interrogate per individuare le zone effettivamente perturbate nei singoli pascoli e per accertare con dettaglio la data del disturbo.

Caricando le immagini in strumenti informativi geografici (QGis) è stato dunque possibile creare una serie di layers che riportano estensione ed epoca del danno nel pascolo di ciascuna malga indagata.

Una volta accertate le differenti condizioni analizzabili (epoca del danno e tipo di scelta gestionale), si è proceduto alla dislocazione delle diverse aree di saggio.

Le aree di saggio “di campo” sono state disposte al centro di alcune aree disegnate precedentemente. Tali punti sono poi stati individuati sul campo utilizzando l'applicazione qfield (qfield.org).

A ciascuna area perturbata è stata accoppiata un'area di controllo, osservando criteri di omogeneità sotto l'aspetto della prossimità, pendenza, esposizione e continuità della comunità vegetale. Alcune aree controllo possono essere riferite a più aree perturbate o lavorate.

Le aree di controllo hanno sempre forma quadrata con lato 10x10 m, mentre le aree perturbate possono raggiungere la stessa superficie seguendo forme anche differenti.

Ciò accade nel caso delle condizioni lasciate alla libera evoluzione, vista l'irregolarità delle chiazze rivoltate, ma la contestuale necessità di avere un parametro di confronto standardizzato e replicabile (Fig. 4.2).

Figura 4.2: delimitazione concettuale delle aree di saggio. In rosso l'area di saggio rappresentativa del rooting, in verde il suo controllo. Foto: Cinzia B. (modificata).



All'interno di ciascuna area di saggio di campo, sono state effettuate le medesime indagini di dettaglio, ossia il rilievo delle variabili fisiche ed il rilievo vegetazionale.

Con l'ausilio di un'asta di ferro è stata individuata la profondità del suolo (4 misure), attraverso l'uso di un calibro la dimensione delle pietre affioranti (10 raccolte) e, con l'applicazione Canopeo (canopeoapp.com), la percentuale di copertura verde e quella di suolo nudo (4 fotogrammi).

Tali parametri fisici sono stati integrati alla quota, alla pendenza e all'esposizione tramite elaborazioni del DTM regionale in QGis.

Il rilievo vegetazionale ha previsto di accertare tutte le specie presenti e di stimarne l'abbondanza relativa. Il riconoscimento è stato realizzato osservando le caratteristiche morfologiche dei vari organi vegetali (foglie, fiori, fusto, radici) con l'ausilio di chiavi dicotomiche (Dalla Fior, 1962; Dietl et al., 2005).

Ciascuna area di saggio è stata visitata in due momenti differenti, la prima volta a inizio estate e la seconda a fine estate. Il secondo sopralluogo ha avuto l'obiettivo di raccogliere informazioni integrative sulle specie, in particolare a

revisionare la composizione specifica e le abbondanze specifiche relative, in modo da tenere conto della differente fenologia delle specie.

Nel complesso sono state individuate 51 aree di saggio di cui 8 su stazioni fresate e seminate, 1 su situazione solamente fresata, 23 su stazioni lasciate alla libera evoluzione e 19 su aree di controllo.

Per limitare i fattori d'incertezza, (es. individuare aree di controllo che non fossero effettivamente state interessate dal rooting nel tempo), è stato deciso, prudenzialmente, di concentrare le analisi nelle epoche più prossime (anni 2020-2023), dove poi, tra l'altro, si concentra la maggior parte degli eventi.

Attraverso la considerazione delle di saggio di campo sono stati eseguiti 32 confronti a coppie (Tab. 4.4).

Tabella 4.4: distribuzione dei 32 confronti di campo.

	Non intervento	Controllo	Fresatura	Controllo	Fresatura e semina	Controllo
Breve periodo (2023-2021)	18	18	1	1	4	4
Lungo periodo (2020-2017)	5	5	0	0	4	4

Le coordinate centrali delle aree disturbate di maggiore estensione sono state utilizzate per l'analisi della variazione dell'indice NDVI, per cui sono state realizzate aree di saggio "virtuali".

L'indice NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) ricavato da immagini satellitari Sentinel 2 è già testato positivamente per indagini sulle variazioni della copertura vegetale inter-stagionale ed annuale ed è in grado di riferire condizioni di stress fogliare, attraverso la valutazione dell'intensità del colore verde delle foglie.

Similmente alle indagini di campo, a ciascuna area perturbata idonea, è stata associata un'area di controllo.

Sebbene Sentinel 2 sia capace di risoluzioni di pixel 10x10 m nelle bande del visibile, per le aree lasciate alla libera evoluzione, è stato scelto di interrogare punti centrali di aree disturbate omogeneamente per un raggio di almeno 15 m, al fine di limitare l'incertezza d'individuazione.

I valori associati a ciascuna banda componente il pixel dell'immagine rappresentano la riflettanza media di banda e, per ciascuna delle aree di saggio indagate.

Attraverso l'osservazione di 46 aree di saggio virtuali, sono stati eseguiti 46 confronti a coppie (Tab. 4.5).

I valori delle bande sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice NDVI grazie alla formula che segue.

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Il dataset ottenuto dalle immagini Sentinel 2 e utilizzato per le analisi, contiene, per ciascuna area di saggio, informazioni che vanno da un periodo fino a 5 anni prima e 3 anni dopo il disturbo, fino al momento di fine analisi (fine estate 2023).

I valori di riflettanza delle bande Sentinel 2 sono stati ottenuti utilizzando GEE (earthengine.google.com).

Considerato le differenti esigenze dimensionali, solo alcune delle aree "di campo" corrispondono anche a quelle "virtuali".

Tabella 4.5: distribuzione dei 46 confronti virtuali.

	Non intervento	Controllo	Fresatura	Controllo	Fresatura e semina	Controllo
Anno del danno	13	13	8	8	2	2
Anno dopo danno	13	13	8	8	2	2

Per calcolare l'ammontare dei costi degli interventi meccanizzati (fresatura, fresatura + semina) e per la stima degli interventi di ripristino del pascolo attraverso l'uso di ecotipi locali (fresatura e semina di ecotipi locali) nonché per realizzare lo scenario d'impatto economico dovuto alla manutenzione del pascolo nelle condizioni a libera evoluzione dopo il grufolamento (rooting), è stato consultato il manuale di manutenzione dei pascoli (Scotton & Rigoni Stern, 2003) in cui sono riportate le operazioni ed i costi tipicamente associati alle pratiche. I prezzi aggiornati ed i dosaggi consigliati nell'uso delle semi e del

fiorume di ecotipi nativi sono stati ricavati dall'analisi prezzi della Provincia Autonoma di Trento (2018).

4.4. Analisi dei dati

Sia i dati rilevati in campo che quelli ottenuti da immagini satellitari (NDVI) sono stati organizzati in un database con l'ausilio di Excel.

Gli indici NDVI sono stati innanzitutto suddivisi per tipo di intervento (aree fresate e seminate, aree solamente fresate e aree lasciate alla libera evoluzione). Successivamente, l'andamento dei valori delle aree perturbate e dei relativi controlli, sono stati riassunti in un unico grafico in cui viene riportata l'evoluzione dell'indice sia per le aree disturbate, sia delle aree di controllo.

Questo ha permesso di comprendere l'evoluzione dei diversi scenari (velocità di ripristino dell'indice) nell'anno del danno e nell'anno subito successivo.

Nello scenario del primo anno, i valori NDVI partono dalla condizione di massimo disturbo, coincidente con l'inizio stagione vegetativa, per poi terminare alla fine di questa. Il periodo vegetativo di entrambe le epoche è stato semplificato per tutte le quote tra inizio maggio e fine settembre.

Con lo stesso dataset è stato inoltre quantificabile l'entità media dell'impatto, approssimato al massimo discostamento del valore NDVI tra controllo e aree disturbate, al momento degli interventi o del danno.

Infine, con lo strumento di analisi dati Excel, sono state valutate, attraverso il coefficiente di correlazione, le variabili ambientali in grado di influenzare l'andamento temporale dell'indice.

I dati di campo sono stati raccolti nel foglio di calcolo per coppie di aree di saggio: area perturbata - controllo. Ognuna categoria sarà considerata separatamente (fresatura e semina, sola fresatura e libera evoluzione).

La prima analisi effettuata ha riguardato la velocità di colonizzazione delle buche create dal rooting.

Le percentuali della copertura verde rilevate con Canopeo sono state affiancate al numero di giorni di stagione vegetativa trascorsi dal momento del disturbo.

L'inizio e la fine di tale stagione è stata calcolata per ciascun campionamento, considerando la quota della stazione nelle seguenti formulazioni:

- Inizio giorno stagione vegetativa: $63.3 + 0.0445 \times quota$.
- Fine giorno stagione vegetativa: $340 - 0.0310 \times quota$.

Successivamente, è stata realizzata una correlazione tra le variabili ambientali con lo strumento di analisi dati Excel, al fine di comprendere i fattori in grado di regolare il fenomeno.

Per ricercare variazioni in termini di ricchezza di specie, è stata effettuata la sottrazione del numero di specie cumulato rilevato nella condizione perturbata a quello del rispettivo controllo.

I risultati riferibili ai trattamenti di fresatura e semina e delle condizioni a rooting sono quindi stati appaiati in un unico grafico, lungo un asse temporale, al fine di apprezzarne meglio le differenze.

Analisi simili a quelle realizzate per la copertura verde rilevata sono state compiute anche per la valutazione della differenza percentuale tra le macroclassi vegetazionali (graminacee, fabacee ed altre specie).

I valori percentuali di ciascuna specie sono stati sommati entro famiglia o gruppo di famiglie di appartenenza e poi rapportati al 100% (nei casi di copertura vegetale non ancora colma, per presenza di pietre o suolo nudo residuo).

Per ciascuna coppia è stato sottratto il valore cumulato dell'area perturbata con quello del relativo controllo.

Per le condizioni di fresatura e semina, tale sottrazione è stata fatta anche nei confronti dello scenario a rooting. Le differenze ottenute sono state distribuite nel tempo, osservando il periodo di stagione vegetativa trascorso.

Per comprendere più nel dettaglio le alterazioni al livello di singole specie si è valutata:

- La variazione percentuale specifica nel tempo. Per ciascun periodo (il periodo totale di riferimento è stato diviso in due parti uguali), e per ogni specie, è stato associato il valore di minimo, massimo e medio. I valori medi più rilevanti hanno denotato le entità protagoniste di ciascuna epoca, mentre il range è stata interpretato per ricercare evidenze di mutevolezza nei diversi casi presi in esame. Per le condizioni di fresatura e semina, tale sottrazione è stata fatta, sempre lungo un asse temporale, anche nei confronti dello scenario a rooting.
- L'esistenza di specie accomunanti le diverse condizioni: i dati floristici sono stati sottoposti ad un programma di analisi multivariata utilizzando Mulva5 (1996) che, attraverso una procedura di cluster analysis, restituisce un dendrogramma sul quale è possibile costruire una tabella strutturata dove i rilievi vengono suddivisi in gruppi con composizione floristica omogenea. Nella cluster analysis i valori percentuali delle specie sono stati trasformati in radice quadrata per ridurre l'importanza delle specie molto abbondanti, la matrice di somiglianza è stata costruita utilizzando il coefficiente di Van Der Maarel (1979) e i gruppi sono stati creati impiegando il metodo della minima varianza.
- La dissimilarità in termini di composizione specifica lungo la serie successionale, attraverso la realizzazione di grafici di ordinamento. A tal proposito è stato utilizzato il metodo PCoA (Principal Coordinate Analysis), utilizzando gli stessi dati di abbondanza e gli stessi indici di dissimilarità (indice di Ruzicka), considerati nella cluster analysis. Gli andamenti nel tempo sono riportati nei primi due assi di ordinamento tramite la media dei punteggi di ciascuna serie successionale. Nel grafico sono poi state evidenziate le sigle delle specie con maggiore importanza.

- La variazione specifica sotto il profilo delle esigenze fisiologiche (umidità, nutrienti e granulometria del suolo, luce e temperatura), delle forme biologiche e del valore foraggero.

Per la caratterizzazione delle esigenze fisiologiche, a ciascuna specie sono stati associati i valori dell'indice di Landolt, in grado di descriverne le esigenze ecologiche su una scala da 1 a 5 (valori crescenti indicano esigenze crescenti).

Per le forme biologiche e i valori foraggeri è stata adoperata una grandezza bibliografica (Pignatti, 1982).

Gli indici di Landolt e i valori foraggeri sono stati direttamente moltiplicati per la consistenza percentuale della singola specie e poi sommati a tutti gli altri valori della stessa tipologia, nei contesti della medesima area di saggio.

La frequenza di ciascuna forma biologica è stata moltiplicata per la somma delle consistenze percentuali delle specie appartenenti, sempre entro stessa area di saggio.

I risultati delle esigenze ecologiche e dei valori foraggeri sono stati graficati e messi in diretto confronto con quelli dei relativi controlli e nel tempo, sia per le situazioni fresate e seminate che per quelle interessate dal solo rooting.

Per le forme biologiche è stata invece restituita di differenza percentuale tra le aree perturbate (fresate e seminate e con solo rooting), con i controlli, sempre lungo la medesima fascia temporale.

La stima del costo totale degli interventi deriva dalla somma delle varie voci di costo componenti gli scenari ipotizzati (ripristino con ecotipi nativi, recupero di condizioni fortemente degradate) o osservati (fresatura e semina di miscugli di foraggere commerciali o sola fresatura).

Le singole voci e, di conseguenza, anche il totale, sono riportati all'ettaro.

5. RISULTATI

La relativa facilità nell'individuare malghe con pascoli interessati significativamente dal fenomeno del rooting evidenzia la gravità del problema sia in termini di ampiezza territoriale, che di impatto a scala di singola malga.

Secondo le interviste realizzate ai malghesi nella fase preliminare, nell'Altopiano, i danni sono più recenti e si registrano a partire dal 2018-2019, mentre nel resto del territorio considerato si osservano dal 2013-2014.

Se il fenomeno può essere esteso a pressoché tutte le malghe delle Prealpi Trevigiane e del Monte Grappa, nel territorio dell'Altopiano i danni si verificano nei pascoli perimetrali, in vicinanza, cioè, dei versanti che conducono a valle.

Lungo questa fascia ideale quasi tutti i malghesi hanno subito, seppur in misura variabile, danni da cinghiale nel passato più prossimo.

Il disturbo è caratterizzato quasi sempre da una ricorrenza tra gli anni o anche nello stesso anno.

I malghesi affermano di assistere al rooting specialmente a inizio primavera e a inizio autunno, con maggiore probabilità in un'annata particolarmente piovosa o comunque dopo un periodo particolarmente umido. Questo sarebbe correlabile con la maggiore facilità di rivoltamento del suolo, in accordo con quanto riportato da Kotanen (1995) e Scillitani et al. (2015), per cui più il suolo è umido, più facilmente verrà rivoltato durante le ricerche alimentari del cinghiale.

Il suide genera il singolo evento di danno in più giornate ravvicinate, estendendo l'area grufolata gradualmente, in più notti. L'entità della superficie interessata è estremamente variabile.

In alcuni casi è molto ridotta e i malghesi possono ricorrere ad interventi manuali come la rimessa in posa delle zolle ribaltate.

In molti altri il danno risulta molto esteso e, negli anni, può interessare l'intera superficie del pascolo (es. per malga Budui).

In questi casi, sia per la perdita di produttività del pascolo che per mitigare l'espansione delle specie vegetali invasive, i malghesi e/o i comuni gestori possono decidere di intraprendere interventi di ripristino con l'ausilio di macchinari.

Tuttavia, considerate le difficoltà logistiche (scarsa viabilità carrabile), le caratteristiche dei siti (suolo poco profondo, elevate pendenze, elevata pietrosità), i limiti intrinseci dei macchinari (rischio di ribaltamento, rischio di danneggiamento delle attrezzature per la presenza di pietre) e il rischio legato alla ricorrenza del danno, tali azioni sono effettivamente realizzabili nei contesti complessivamente più favorevoli e, dove le necessità produttive risultano maggiori.

Per via dello sforzo economico, dove intrapreso, ad un intervento meccanico di fresatura, segue quasi sempre una semina con miscugli di specie foraggere.

Riguardo a tale aspetto, è stato accertato l'uso di miscugli commerciali polifiti, tipicamente impiegati per realizzare prati da sfalcio ad uso foraggero, noti come prati a loiessa.

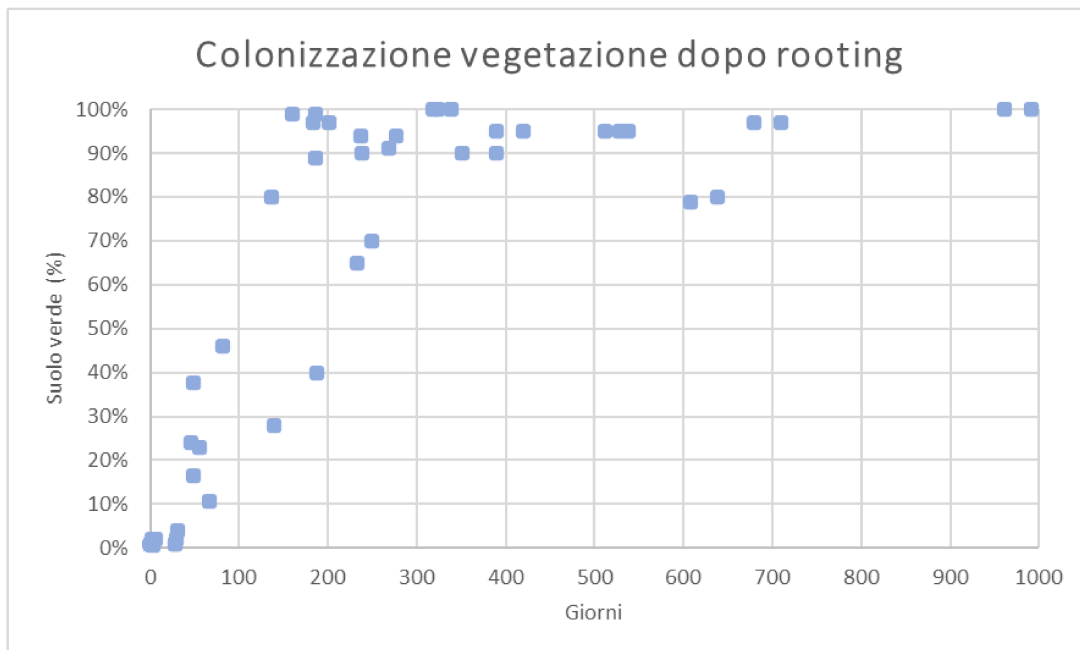
Tali miscugli sono perciò ideati con scopi puramente produttivi; quindi, composti da poche specie di varietà geneticamente selezionate e combinate in proporzioni tali da garantire il massimo valore foraggero alla dieta dei bovini.

Si tratta dunque di 5-6 specie di graminacee a comporre l'85% della consistenza (tipicamente *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Lolium perenne*, *Lolium multiflorum* e *Phleum pratense*) e 2-3 specie di fabacee a coprire il restante 15% (tipicamente *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*) e sono del tutto privi di specie di altre famiglie.

5.1. Variazione delle caratteristiche fisiche

Nelle aree a suolo nudo create con l'azione del rooting e lasciate alla libera evoluzione, la vegetazione tende a ricolonizzare lo spazio disponibile entro 250 giorni di stagione vegetativa (Fig. 5.1).

Figura 5.1: capacità di colonizzazione vegetale nelle aree a suolo nudo create dal rooting e poi lasciate alla libera evoluzione.



La velocità di colonizzazione è rallentata al crescere della dimensione delle pietre affioranti portate in superficie.

A quote crescenti, dove la profondità del suolo si riduce, la dimensione delle pietre affioranti è ridotta rispetto alle quote inferiori, dove la profondità del suolo è maggiore ma la percentuale della pietrosità risulta comunque inferiore che alle quote superiori.

Se la dimensione totale dell'area interessata dal disturbo non è facilmente categorizzabile, le singole buche create con una serie continua di spinte con il grugno, varia da una dimensione di 7x7 m a pochi centimetri.

La dimensione più ricorrente è però di circa 2x3/4 m e si attesta progressivamente ridotta nelle aree ad elevata pendenza, dove le pietre affioranti hanno dimensioni maggiori alla media complessiva (Tab. 5.1).

Le dimensioni di tali inerti possono raggiungere valori fino a 20x30 cm.

Tabella 5.1: coefficienti di correlazione significativi per le aree di saggio di campo interessate dal rooting e poi lasciate alla libera evoluzione.

	% Pietre	N. gg.	Quota	Pendenza	Profondità suolo
Copertura verde		0.78			
Profondità suolo	-0.37		-0.25		
Superficie singola buca				0.25	
Dimensione media pietre		0.22	-0.25	0.31	0.20

5.2. Variazione dell'indice NDVI

Dal confronto tra i valori dell'indice NDVI delle aree perturbate con i relativi controlli, si evince come il massimo scostamento sia localizzato in prossimità della data del disturbo e la differenza tenda poi a ridursi gradualmente nel tempo.

La differenza massima è tanto più marcata nelle condizioni lavorate (-37%) che nelle zone con solo rooting (-23%).

L'evoluzione dell'indice varia poi tra i tre casi, in particolare, nel primo anno:

- Nelle aree interessate dalla fresatura e semina, una copertura simile a quella del controllo viene presto raggiunta ad inizio agosto per poi essere stabilmente superata e ritornare simile al controllo solo al termine della stessa stagione vegetativa (Fig. 5.2).
- Nell'area con soli interventi di fresatura, l'indice raggiunge il controllo nello stesso periodo della condizione precedente per poi seguirlo fedelmente (Fig. 5.4).
- Nelle condizioni lasciate alla libera evoluzione invece, l'indice raggiunge il controllo solo al termine della stagione vegetativa lungo la quale lo scostamento si assottiglia gradualmente (Fig. 5.6).

Nell'anno successivo, gli indici continuano ad avere andamenti differenziati rispetto ai relativi controlli:

- Nelle aree interessate dalla fresatura e semina, la condizione perturbata sembra del tutto simile a quella del controllo, con eccezione del periodo da fine agosto in poi, in cui l'indice è sensibilmente più alto nella zona seminata, almeno fino a fine stagione vegetativa (Fig. 5.3).
- Nell'area solamente fresata, l'indice riferito all'area perturbata è inferiore al controllo dal momento di massimo sviluppo vegetativo fino a inizio agosto, momento in cui la differenza torna ad annullarsi (Fig. 5.5).
- Nell'area lasciata alla libera evoluzione, il periodo di massimo sviluppo vegetativo, ossia metà giugno, costituisce l'unico momento in cui l'indice del controllo e dell'area perturbata si sovrappongono. Prima di questo la situazione perturbata supera leggermente il controllo e dopo di questo, ne rimane stabilmente sotto, seppur seguendo il medesimo andamento (Fig. 5.7).

Figura 5.2: andamento medio dell'indice NDVI nelle aree interessate da fresatura e semina e nei relativi controlli nell'anno degli interventi.

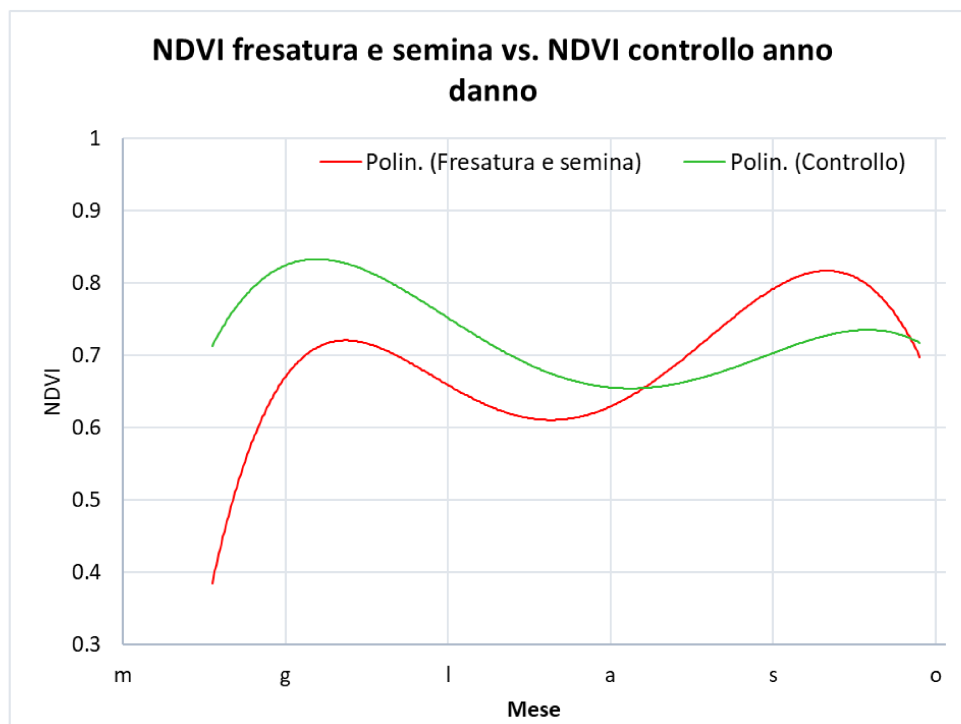


Figura 5.3: andamento medio dell'indice NDVI nelle aree interessate da fresatura e semina e dei relativi controlli nell'anno successivo agli interventi.

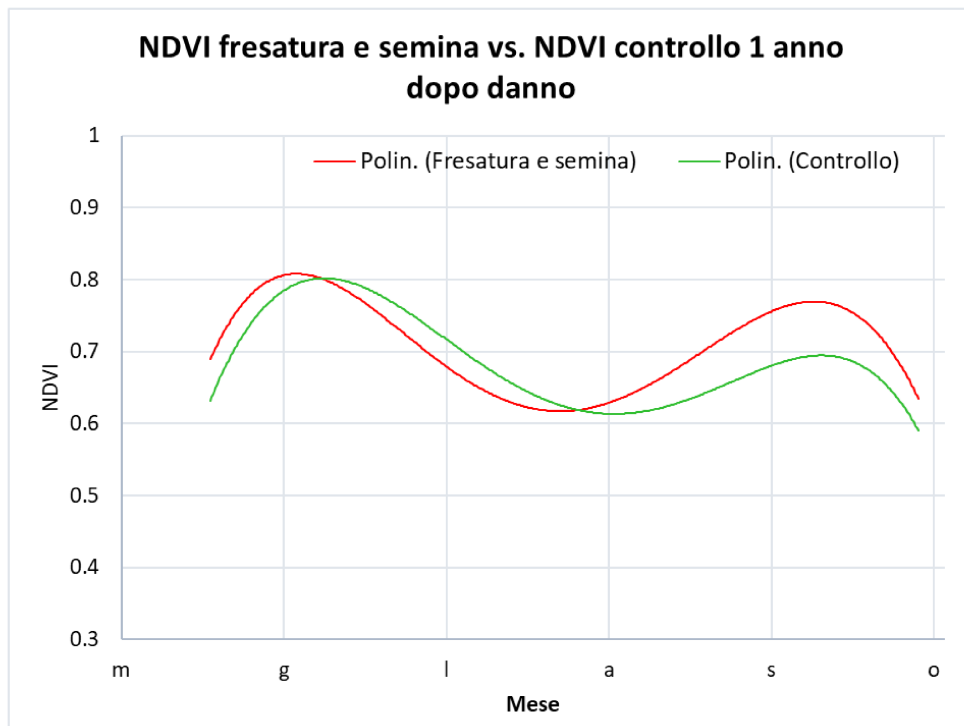


Figura 5.4: andamento medio dell'indice NDVI nelle aree fresate dopo il rooting e dei relativi controlli nell'anno del danno.

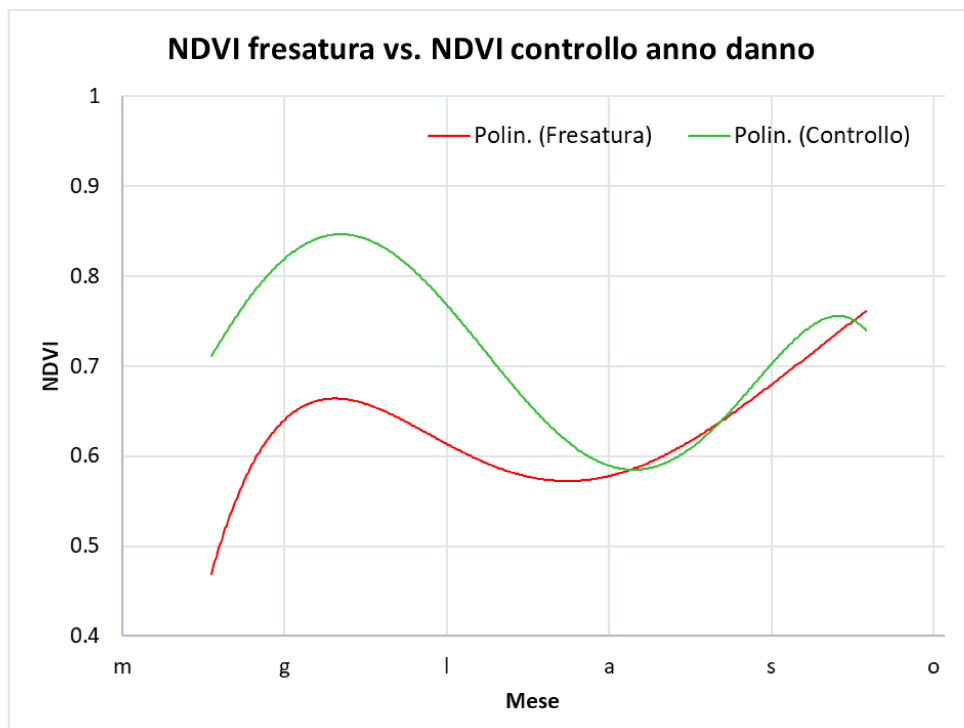


Figura 5.5: andamento medio dell'indice NDVI nelle aree fresate dopo il rooting e dei relativi controlli nell'anno successivo al danno.

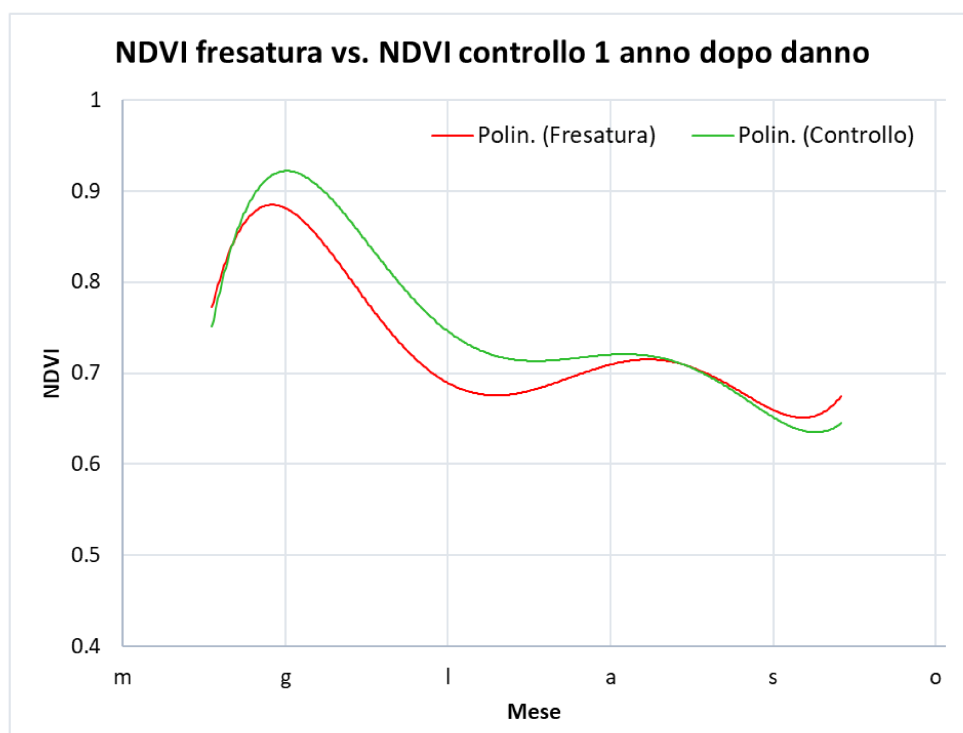


Figura 5.6: andamento medio dell'indice NDVI nelle aree lasciate alla libera evoluzione dopo il rooting e dei relativi controlli nell'anno del danno.

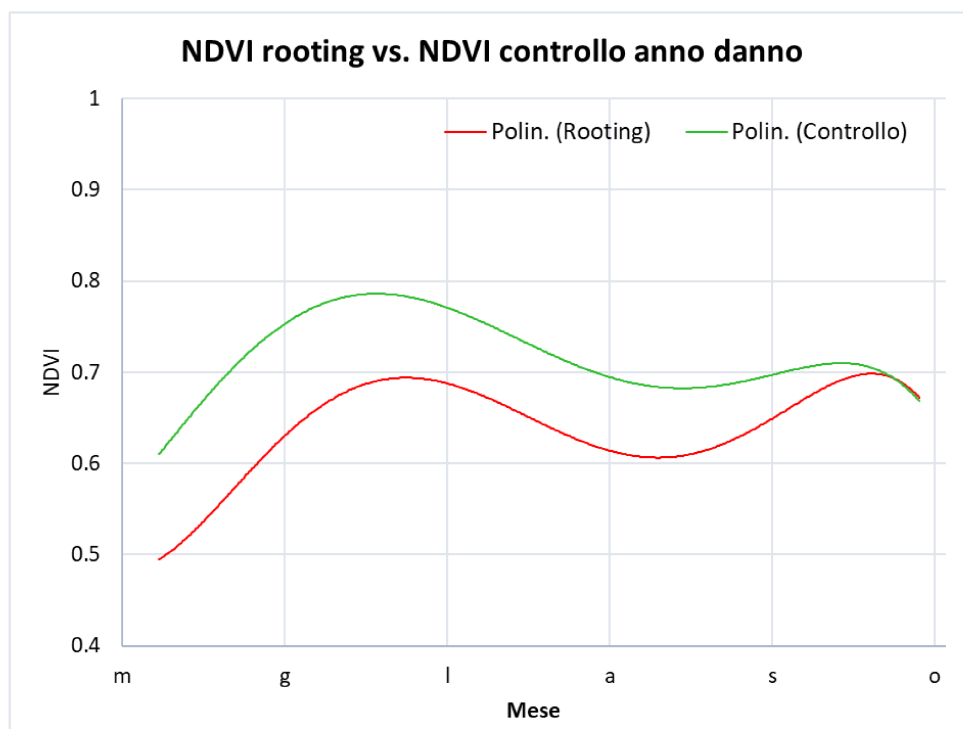
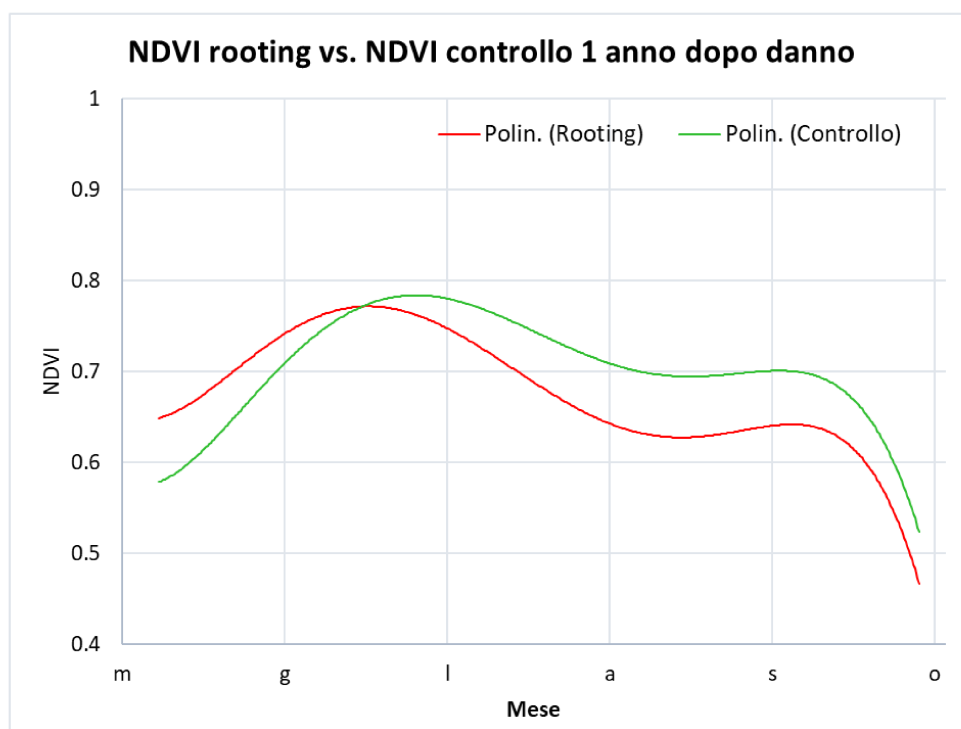


Figura 5.7: andamento medio dell'indice NDVI nelle aree lasciate alla libera evoluzione dopo il rooting e dei relativi controlli nell'anno successivo al danno.



Il numero di giorni necessario per raggiungere il valore NDVI del controllo è influenzato da alcuni fattori, in maniera differenziata per la tipologia di intervento attuato (Tab. 5.2).

Nel caso delle realtà fresate e seminate, il numero di giorni diminuisce con l'aumentare della quota e della pendenza ma aumenta con l'intensità della lavorazione meccanica.

Nelle aree interessate dal rooting il numero di giorni diminuisce con l'aumentare della pendenza.

Tabella 5.2: correlazione tra i fattori fisici rilevati nelle aree di saggio virtuali interessate dal rooting e dagli interventi di fresatura e semina.

		Quota	Pendenza	Gravità
Fresatura e semina	N.gg.	-0.83	-0.72	0.71
Rooting	N.gg.		-0.48	

5.3. Alterazioni vegetazionali nel numero di specie, variazione delle macro-categorie vegetali e di singole specie.

L'azione del rooting genera buche prive di vegetazione che in poco tempo vengono colonizzate dai primi propaguli presenti.

Dal confronto tra il numero di specie identificate nelle aree perturbate e dei controlli emerge che:

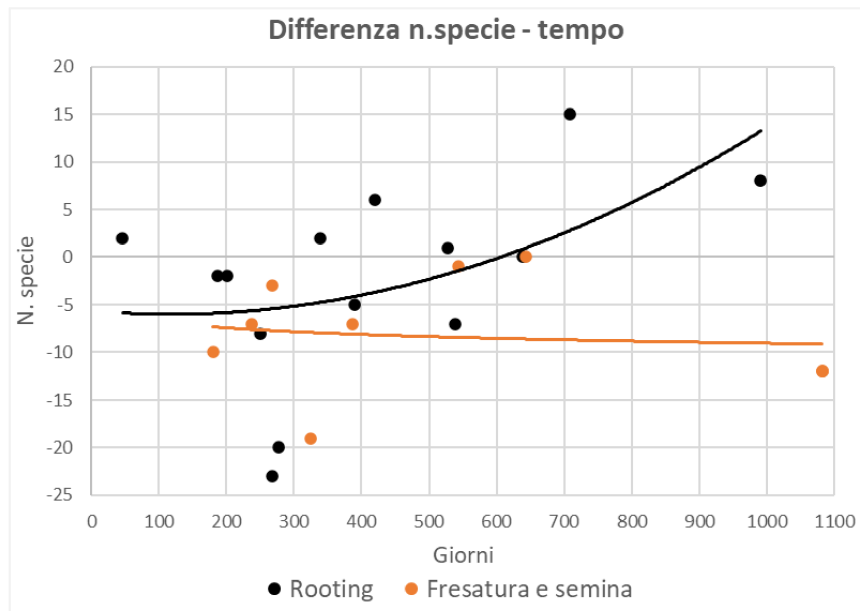
- Per le aree lasciate alla libera evoluzione, nel primo periodo, si osserva una riduzione del numero di specie. In un momento successivo, tale variabile supera stabilmente il controllo.

La fase di maggiore ricchezza specifica nell'area perturbata viene di molto anticipata quando il controllo è già in condizioni degradate. Ciò è stato osservato in un nardeto montano, dominato da *Nardus stricta* e *Deschampsia cespitosa*. La scarsa numerosità di specie nel controllo ha fatto sì che nell'area disturbata siano state osservate più specie che nella condizione precedente, già pochi giorni dopo il danno.

Nelle condizioni non sottoutilizzate, la perdita del numero di specie si riduce gradualmente fino ai 600 giorni di stagione vegetativa, oltre i quali lo scenario si inverte (Fig. 5.8).

- Nelle aree sottoposte a fresatura e semina, la differenza tra il numero di specie insediate ed il controllo sembra rimanere costantemente inferiore nel tempo (Fig. 5.8).
- Nelle condizioni fresate, a 270 giorni dal disturbo, il numero di specie nell'area perturbata è ancora inferiore a quella del controllo di tre unità.

Figura 5.8: evoluzione della differenza tra il numero di specie delle aree disturbate e delle aree di controllo lungo la serie successionale. Sono affiancati gli scenari di libera evoluzione e di fresatura e semina.



Per quanto riguarda la variazione percentuale delle macrocategorie vegetali, si nota come:

Per le aree lasciate alla libera evoluzione, nel periodo appena successivo al danno, la composizione del pascolo subisca un netto decremento in graminacee e fabacee, che vengono sostituite dalle altre famiglie.

Le fabacee e le altre famiglie rimangono dominanti fino ai 200 giorni di stagione vegetativa, momento in cui le fabacee superano le altre specie, mentre le graminacee si avvicinano gradualmente alla condizione di controllo. Queste ultime hanno un momento di dominanza su tutte le altre categorie vegetali solo verso i 500-700 giorni di stagione vegetativa.

A 1000 giorni di stagione vegetativa, la composizione per macro-categorie vegetali dell'area perturbata sembra avvicinarsi a quella del controllo (Fig. 5.9).

La variazione osservata per le fabacee è data quasi esclusivamente, da *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*. Queste specie sono in grado di rendersi

dominanti tra i 200 ed i 300 giorni, per poi ritornare in una condizione abbastanza simile al controllo (Fig. 5.10).

Tra le graminacee vengono maggiormente sfavorite nel primo periodo, seppur in misura differente tra le aree di saggio *Poa alpina*, *Poa pratensis*, *Phleum rhaeticum*, *Dactylis glomerata* e *Cynosorus cristatus*.

Vengono sfavorite in maniera prolungata ed in entrambi i periodi *Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Festuca rubra* e *Koeleria pyramidata*.

Viene favorito invece un numero inferiore di specie. Nel primo periodo si avvantaggiano *Danthonia decumbens* e *Nardus stricta*, mentre nel secondo periodo si assiste ad una ripresa di *Agrostis capillaris*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense* e *Deschampsia cespitosa* che, nonostante non sia risparmiata dall'azione del rooting e per questo subisca una forte riduzione iniziale, nella fase subito successiva è in grado di dominare la ripresa delle graminacee progressivamente nel tempo (Fig. 5.10).

Tra le altre specie sembrano essere particolarmente sfavorite nella prima fase *Rhinanthus freynii* e *Thymus pulegioides*. Maggiormente nel secondo periodo *Betonica alopecuros*, *Carlina acaulis*, *Globularia cardifolia*, il genere *Gentiana* e infine *Horminum pyrenaicum*.

Continua ad essere costantemente sfavorito anche nel secondo periodo *Thymus pulegioides*.

Sono invece favorite, seppur nelle fasi iniziali, *Barbarea vulgaris* ed *Alchemilla vulgaris*. Nella seconda fase si assiste da una ripresa di *Senecio cacaliaster* ed *Achillea millefolium*. Si riprende poi *Rhinanthus freynii*.

In entrambi i periodi rimangono abbastanza costanti favoriti, seppur di poco, *Cruciata laevipes*, *Hypericum maculatum*, ed *Urtica dioica* (Fig. 5.10).

Nelle aree danneggiate viene perciò ad instaurarsi una condizione più o meno dissimile dai relativi controlli. Tale dissimilarità permane per diversi anni e può presentarsi con caratteristiche di peculiarità per ciascuna singola condizione grufolata. In ogni caso, nell'arco del periodo considerato (1000 giorni di

stagione vegetativa), nessuna area perturbata è stata in grado di raggiungere la combinazione di composizione e consistenza specifica del controllo (Fig. 5.11).

Figura 5.9: evoluzione temporale della differenza percentuale delle macro-classi vegetazionali nello scenario di libera evoluzione. I valori si riferiscono al confronto con i relativi controlli.

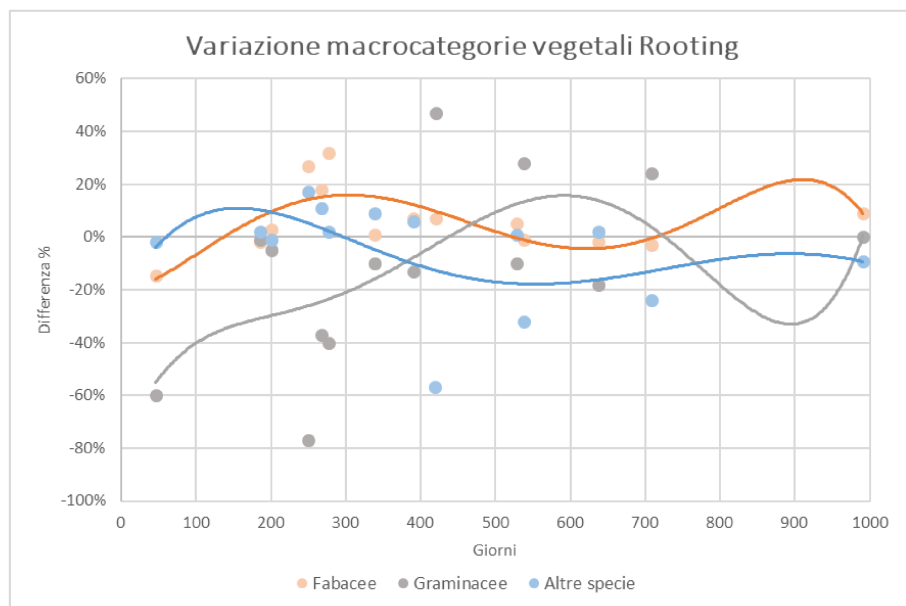


Figura 5.10: variazione della copertura percentuale per le specie maggiormente rappresentative nel confronto di libera evoluzione - controllo. I risultati sono suddivisi in due periodi; il primo periodo inizia dal momento "0" e termina a metà della serie temporale considerata, ossia a 420 giorni di stagione vegetativa, soglia d'inizio del secondo periodo, che termina a 991 giorni di stagione vegetativa.

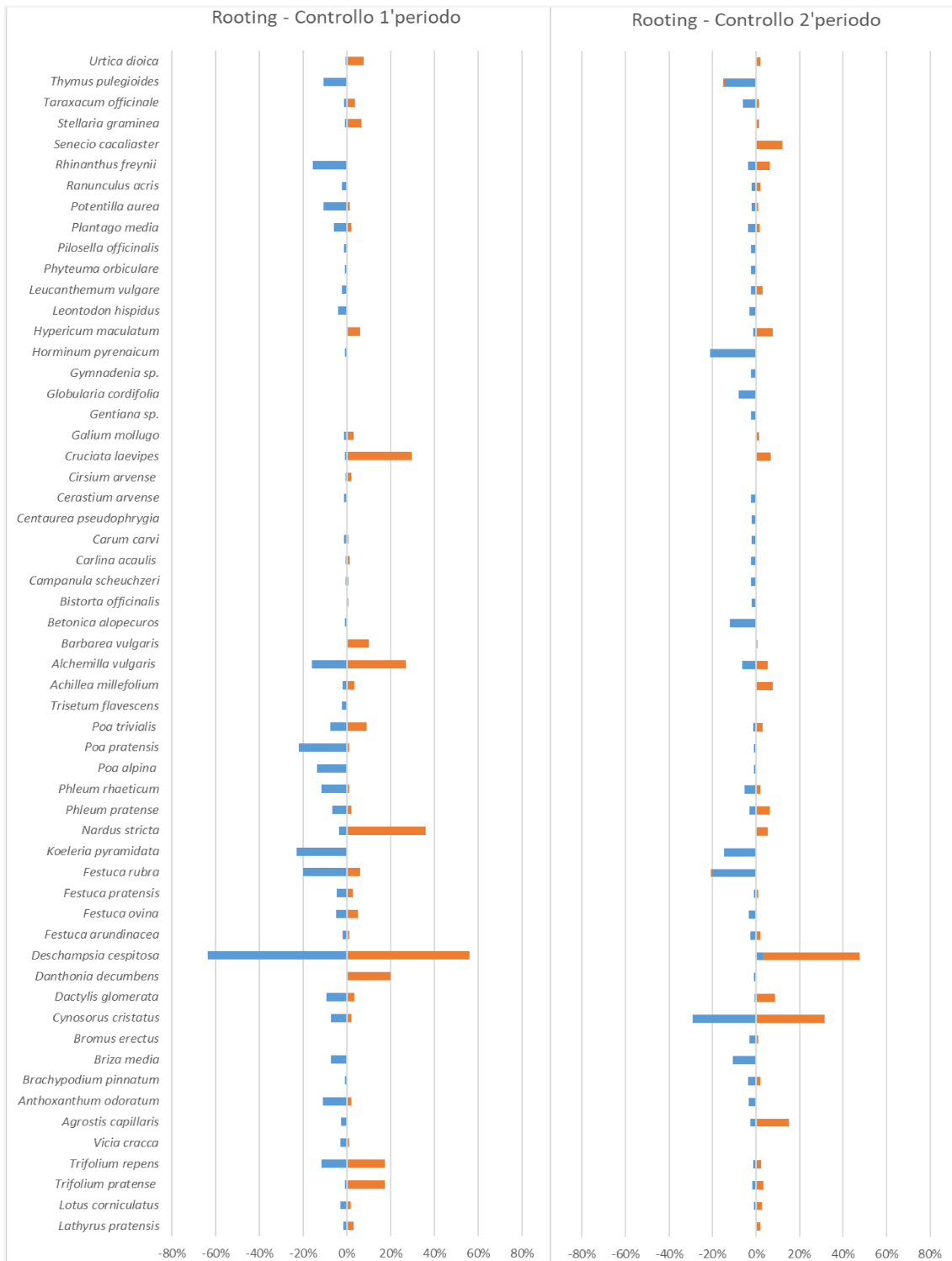
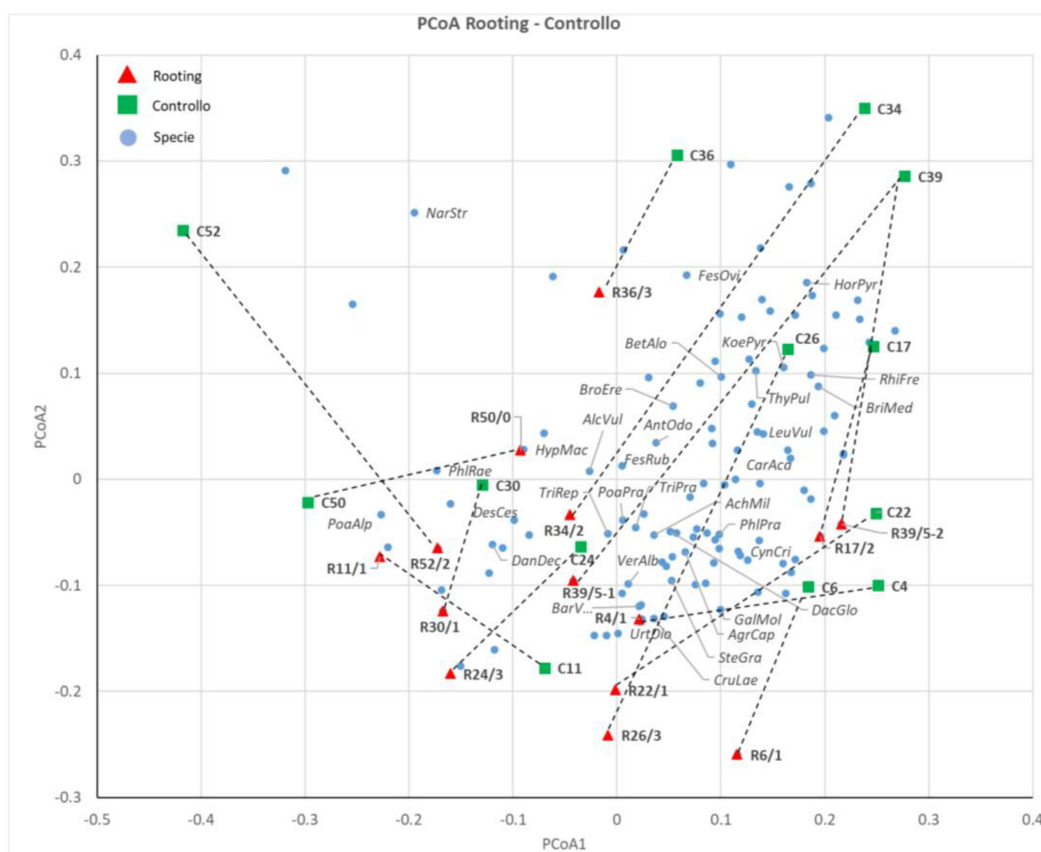


Figura 5.11: grafico di ordinamento derivato dall'elaborazione PCoA per le composizioni floristiche ricavate nelle aree interessate dal rooting e nei relativi controlli per un arco temporale corrispondente a 5 stagioni vegetative. Le linee raccordano le aree di saggio accoppiate. R: rooting C: controllo. La dicitura del tipo "52/2" riporta alla prima cifra il riferimento della coppia R-C, mentre nella seconda cifra il numero di anni trascorsi dal danno. AchMil: *Alchemilla vulgaris*, AgrCap: *Agrostis capillaris*, AlcVul: *Alchemilla vulgaris*, AntOdo: *Anthoxanthum odoratum*, BarVul: *Barbarea vulgaris*, BetAlo: *Betonica alopecuros*, BisOff: *Bistorta officinalis*, BriMed: *Briza media*, BroEre: *Bromus erectus*, CarAca: *Carlina acaulis*, CruLae: *Cruciata laevipes*, CynCri: *Cynosorus cristatus*, DacGlo: *Dactylis glomerata*, DanDec: *Danthonia decumbens*, DesCes: *Deschampsia cespitosa*, FesOvi: *Festuca ovina*, FesRub: *Festuca rubra*, GalMol: *Galium mollugo*, HorPyr: *Horminum pyrenaicum*, HypMac: *Hypericum maculatum*, JacAlp: *Jacobaea alpina*, KoePyr: *Koeleria pyramidata*, LeuVul: *Leucanthemum vulgare*, NarStr: *Nardus stricta*, PhiPra: *Phleum pratense*, PhiRae: *Phleum rhaeticum*, PoaAlp: *Poa alpina*, PoaPra: *Poa pratensis*, RhiFre: *Rhinanthus Freynii*, RumAce: *Rumex acetosa*, SenCac: *Senecio cacaliaster*, SteGra: *Stellaria graminea*, ThyPul: *Thymus pulegioides*, TriRep: *Trifolium repens*, TriPra: *Trifolium pratense*, UrtDio: *Urtica Dioica*, VerAlb: *Veratrum album*.



Per le aree interessate dalla fresatura e dalla semina, e nei confronti del controllo, si osserva come le fabacee siano la famiglia in grado di dominare la primissima fase colonizzatrice. Vengono presto soppiantate dalle graminacee con cui poi riusciranno a coesistere in proporzioni variabili ai casi. Le altre specie sono, invece, costantemente sfavorite e il loro numero rimane depresso lungo tutta la serie successionale (Fig. 5.12).

Se il parametro di confronto è l'area lasciata alla libera evoluzione, risulta evidente come le graminacee occupino una superficie proporzionalmente maggiore nel primo periodo e poi, oltre i 600 giorni, diminuiscano temporaneamente per infine aumentare di nuovo. Le fabacee e le altre specie seguono in maniera concorde tra loro ma opposta alle graminacee (Fig. 5.13).

Nella categoria delle fabacee, le maggiori variazioni si registrano per *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*.

- Nel confronto con il controllo: *Lotus corniculatus* si riduce, mentre *Trifolium pratense* e *Trifolium repens* risultano favoriti nelle condizioni seminate (Fig. 5.14).
- Nel confronto con il rooting: *Lotus corniculatus* subisce una riduzione meno marcata, mentre *Trifolium pratense* e *Trifolium repens* risultano sfavoriti, soprattutto nel primo periodo (Fig. 5.15).

Nella categoria delle graminacee:

- Nel confronto con il controllo: sono particolarmente sfavorite *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Koeleria pyramidata*. *Festuca rubra* e *Cynosorus cristatus* sembrano in grado di riprendersi fortemente nel secondo periodo, mentre *Deschampsia cespitosa* viene presto a ridursi dopo una prima ridotta fase di ripresa. Sono fortemente aumentate le abbondanze di *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, e *Phleum pratense*. Similmente, ma solo nel primo periodo, si osserva un aumento anche in *Lolium multiflorum*. Nel secondo periodo aumentano anche *Poa trivialis* e *Poa annua* (Fig. 5.14).
- Nel confronto con l'area a rooting: si riducono nel primo periodo *Koeleria pyramidata* e *Festuca rubra*, mentre nel secondo periodo *Deschampsia*

cespitosa torna a calare dopo un primo momento di ascesa. Aumentano, nel primo periodo, *Dactylis glomerata*, nel secondo periodo *Cynosorus cristatus* (quest'ultimo particolarmente), *Nardus stricta*, *Festuca pratensis* e *Agrostis capillaris*.

Rimangono stabilmente favorite, seppur in misura maggiore nel primo periodo *Lolium multiflorum*, *Lolium perenne* (quest'ultimo particolarmente), *Phleum pratense* e *Poa pratensis* (Fig. 5.15).

Tra le altre specie:

- Nel confronto con il controllo: diminuisce particolarmente nel primo periodo *Rumex obtusifolius*. Nel secondo periodo diminuiscono *Alchemilla vulgaris*, *Betonica alopecuros* e *Horminum pyrenaicum*. Aumenta in tutti i periodi, ma particolarmente nel primo *Barbarea vulgaris* (Fig. 5.14).
- Nel confronto con l'area a rooting diminuiscono particolarmente nel primo periodo *Alchemilla vulgaris*, *Cruciata laevipes* ed *Urtica dioica*. Mentre nel primo periodo aumenta particolarmente *Barbarea vulgaris* (nella stessa misura di prima) e nel secondo periodo *Cirsium arvense* (Fig. 5.15).

Nelle aree fresate e seminate viene perciò indotta una profonda e persistente condizione di dissimilarità dai relativi controlli. Tale ineguaglianza risulta però meno variabile tra i singoli casi osservati (tra le coppie), rivelandosi al contempo incrementata rispetto al confronto tra le condizioni lasciate alla libera evoluzione con i relativi controlli. Anche nelle aree fresate e seminate, nell'arco del periodo considerato, nessuna area perturbata è in grado di raggiungere la composizione e la consistenza specifica del controllo (Fig. 5.16).

Figura 5.12: evoluzione temporale della differenza percentuale delle macro-classi vegetazionali nello scenario di fresatura e semina. I valori si riferiscono al confronto con i relativi controlli.

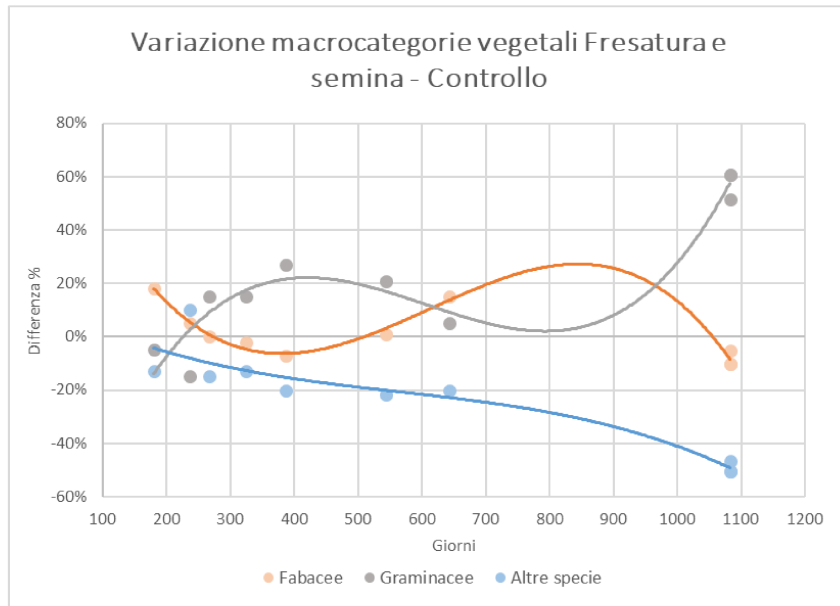


Figura 5.13: evoluzione temporale della differenza percentuale per le macro-classi vegetazionali nello scenario di fresatura e semina. I valori si riferiscono al confronto con il rooting.

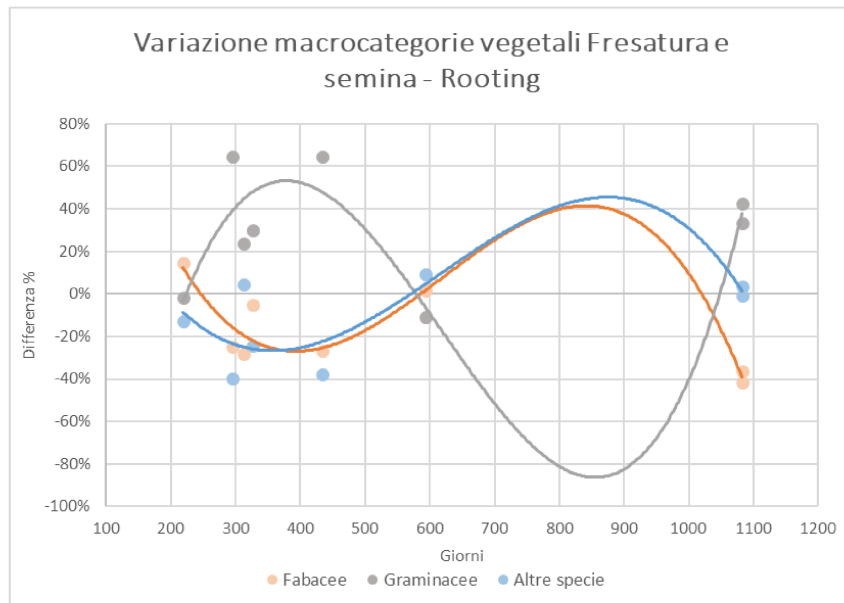


Figura 5.14: variazione della copertura percentuale per le specie maggiormente rappresentative nel confronto fresatura e semina - controllo. I risultati sono suddivisi in due periodi; il primo periodo inizia dal momento "0" e termina a metà della serie temporale considerata, ossia a 325 giorni di stagione vegetativa, soglia d'inizio del secondo periodo, che termina a 1082 giorni di stagione vegetativa.

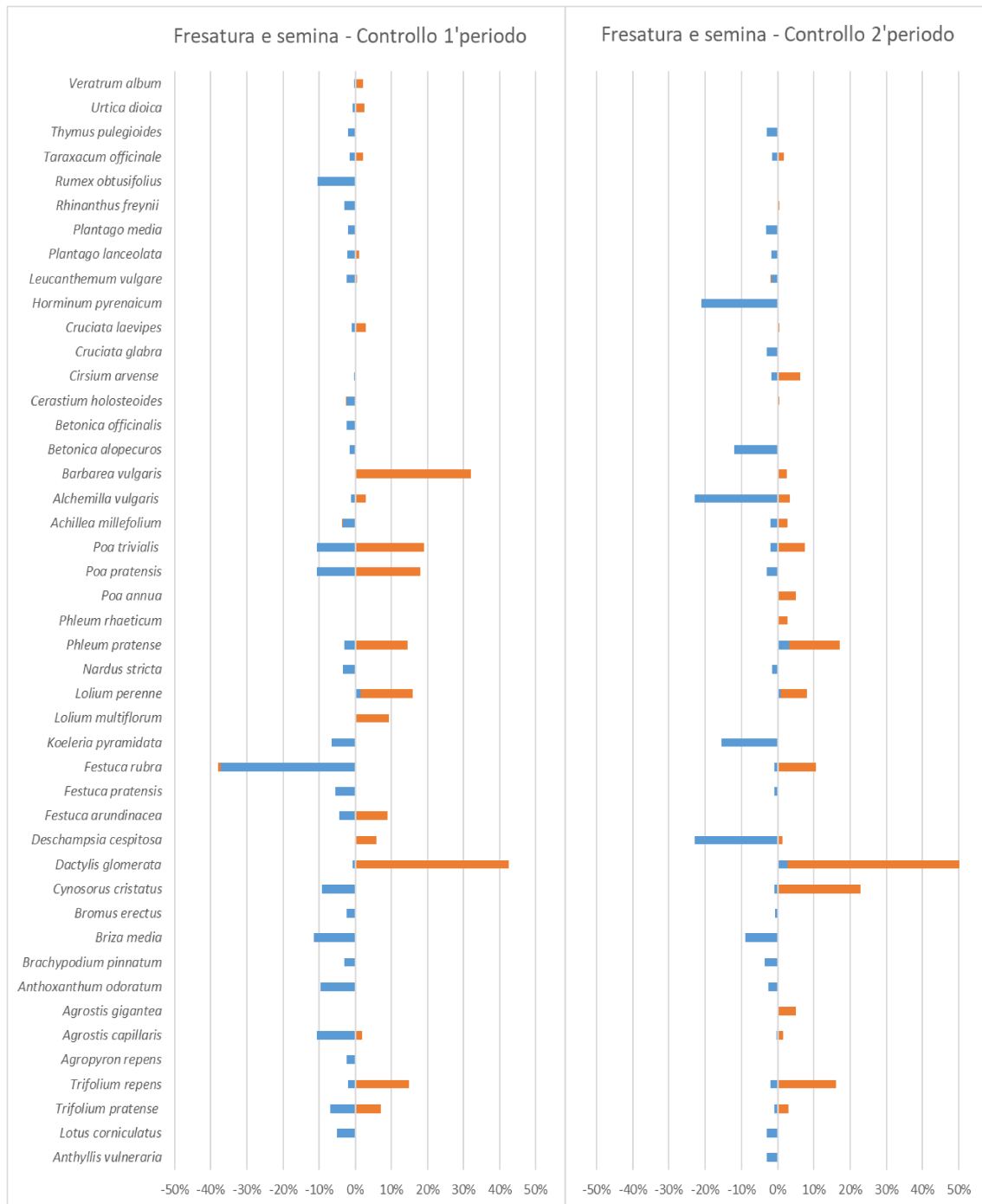


Figura 5.15: variazione percentuale nella copertura per le specie maggiormente rappresentative nel confronto fresatura e semina – rooting. I risultati sono suddivisi in due periodi; il primo periodo inizia dal momento “0” e termina a metà della serie temporale considerata, ossia a 325 giorni di stagione vegetativa, soglia d’inizio del secondo periodo, che termina a 1082 giorni di stagione vegetativa.

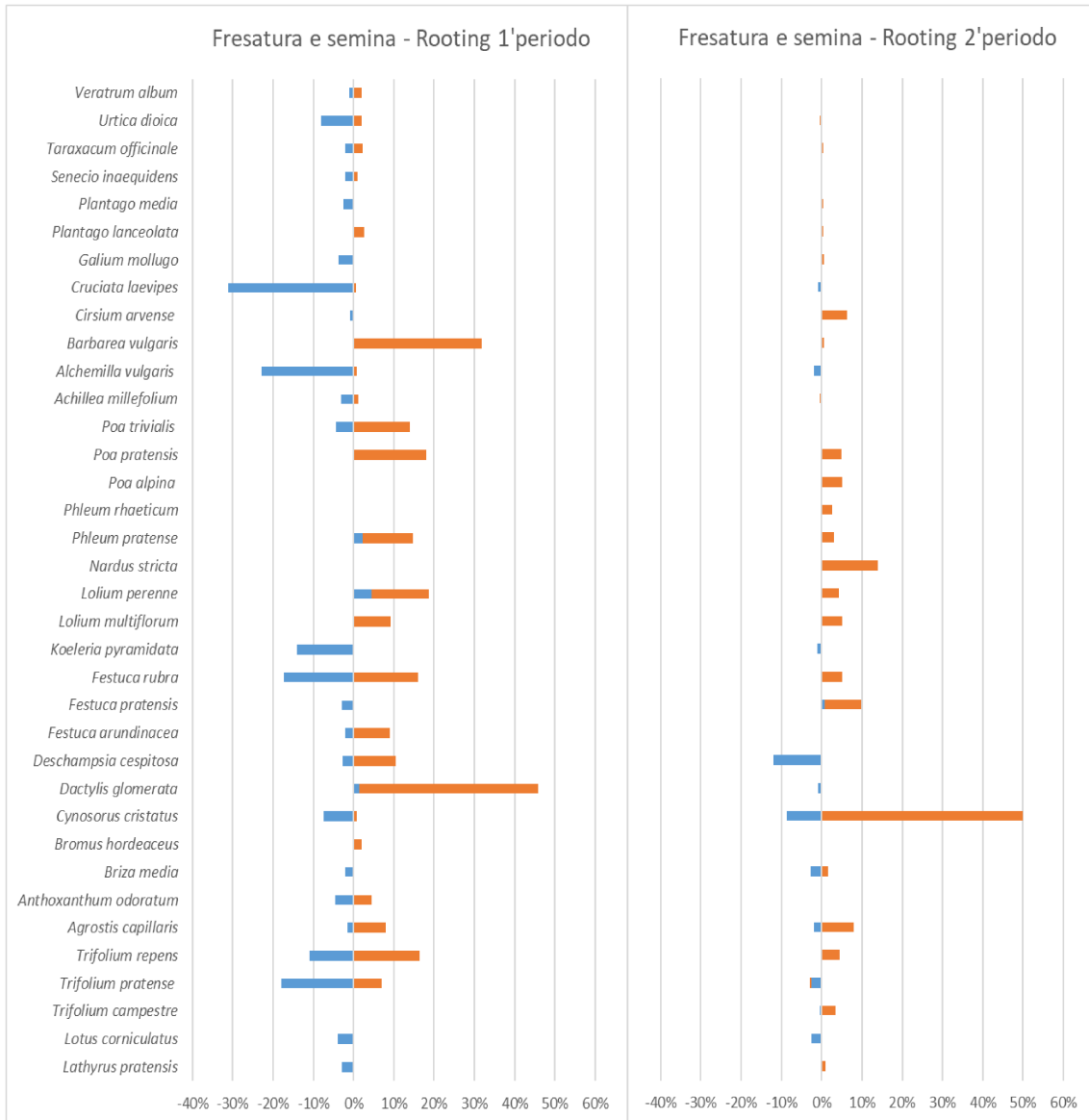
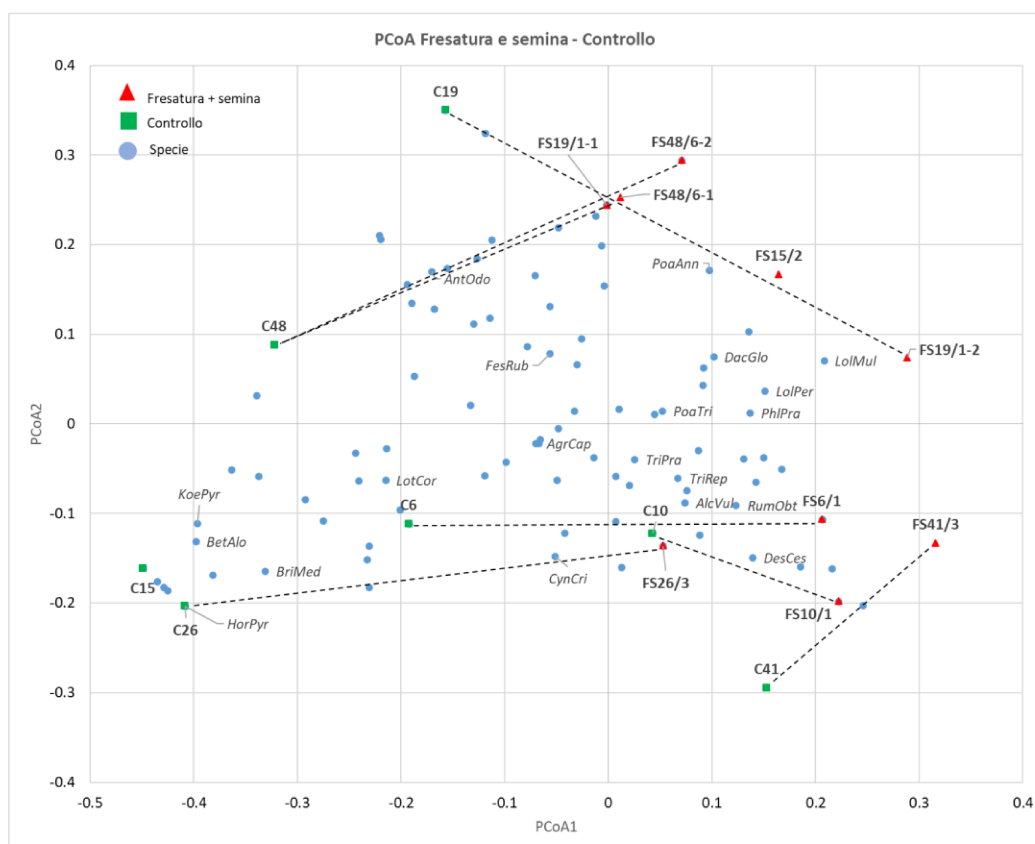


Figura 5.16: grafico di ordinamento derivato dall'elaborazione PCoA per le composizioni floristiche ricavate nelle aree interessate dalla fresatura e semina e i relativi controlli per un arco temporale corrispondente a 5 stagioni vegetative. I punti rappresentano le specie le linee raccordano le aree di saggio accoppiate. I quadrati le aree di controllo e i triangoli le aree oggetto di interventi. FS: fresatura e semina C: controllo. La dicitura del tipo "26/3" riporta alla prima cifra il riferimento della coppia FS-C, mentre nella seconda cifra il numero di anni trascorsi dal danno. AgrCap: *Agrostis capillaris*, AlcVul: *Alchemilla vulgaris*, AntOdo: *Anthoxantum odoratum*, BetAlo: *Betonica alopecuros*, BriMed: *Briza media*, CynCri: *Cynosorus cristatus*, DacGlo: *Dactylis glomerata*, DesCes: *Deshampsia cespitosa*, FesRub: *Festuca rubra*, HorPyr: *Horminum pyrenaicum*, KoePyr: *Koeleria pyramidata*, LolMul: *Lolium multiflorum*, LolPer: *Lolium perenne*, LotCor: *Lotus corniculatus*, PhiPra: *Phleum Pratense*, PoaAnn: *Poa annua*, PoaTri: *Poa trivialis*, RumObt: *Rumex otusifolius*, TriPra: *Trifolium pratense*, TriRep: *Trifolium repens*.



Per le aree solamente fresate, a 300 giorni di stagione vegetativa si registra la dominanza delle fabacee (+6%) ed una contestuale riduzione delle graminacee (-40%) ed un forte aumento delle altre specie (+34%).

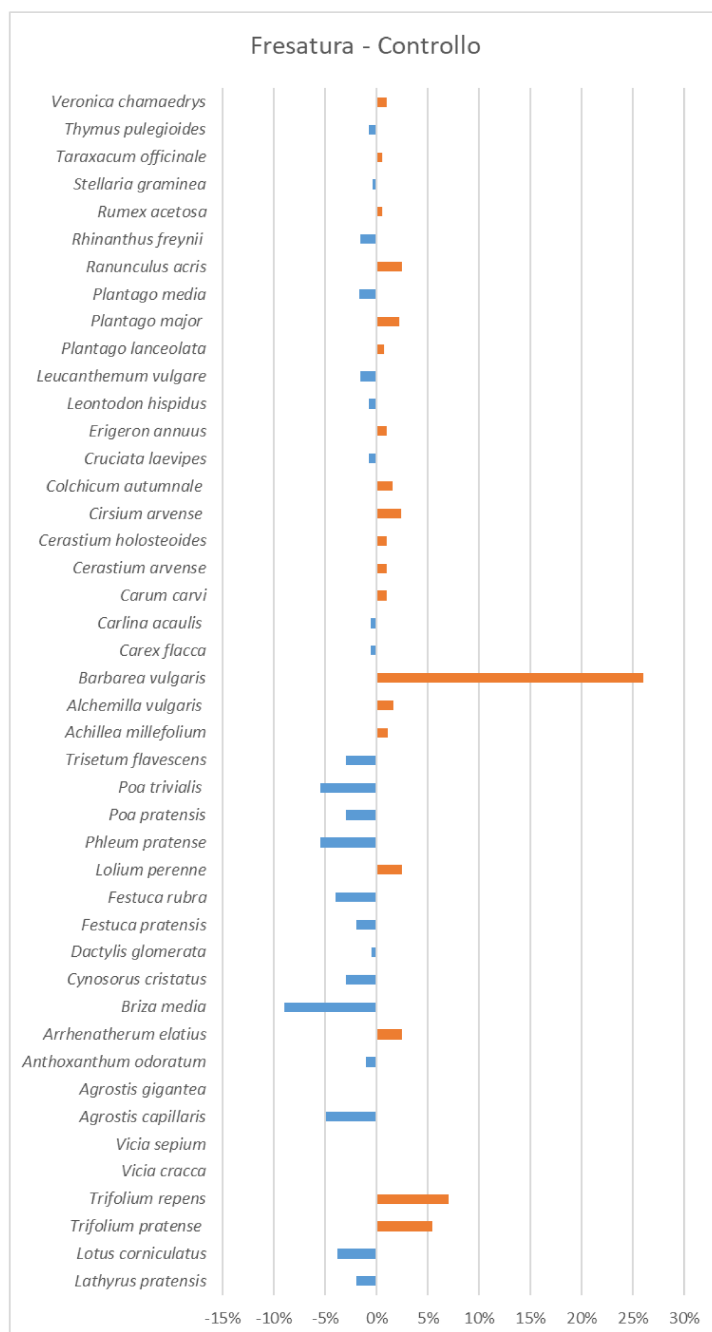
- Rispetto al controllo, al momento del rilievo, ossia dopo 300 giorni di stagione vegetativa, le fabacee spiccano con *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*, con valori del tutto simili alla condizione lasciata alla libera evoluzione, quindi superiori alla condizione seminata.

Tra le graminacee sono decisamente ridotte *Agrostis capillaris*, *Briza media*, *Phleum pratense*, *Poa trivialis* e *Trisetum flavescens*, in misura molto superiore alla condizione non trattata, mentre la riduzione in *Cynosorus cristatus*, *Festuca rubra* e *Poa pratensis* è abbastanza coerente con quanto osservato nelle aree a libera evoluzione.

Si insediano due nuove specie, assenti nelle aree con solo rooting: *Arrhenatherum elatius* e *Lolium perenne*, probabilmente trasportate accidentalmente con le attrezzature.

L'aumento delle altre specie è dovuto in maniera quasi assoluta a *Barbarea vulgaris* ed in misura assai più modesta a *Cirsium arvense*, *Plantago major* e *Ranunculus acris*, specie che, ad esclusione della prima, spiccano esclusivamente in questo tipo di trattamento (Fig. 5.17).

Figura 5.17: differenze percentuali per le specie più rappresentative al confronto sola fresatura - controllo. Il confronto è fatto per un solo specifico momento temporale, ossia a 300 giorni di stagione vegetativa.



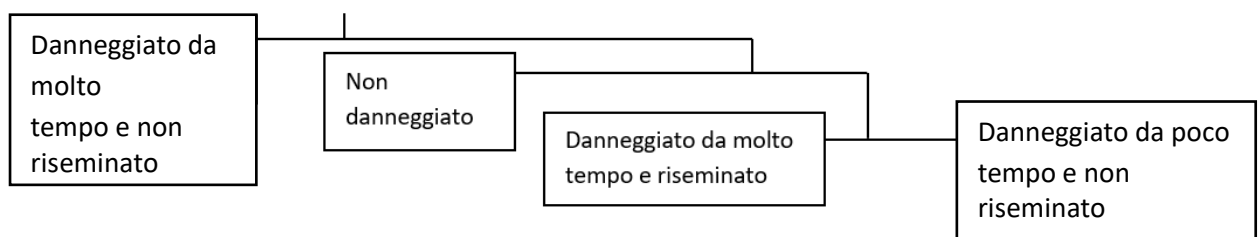
5.4. Cluster analysis

Dalla cluster analysis sono stati generati 4 gruppi caratterizzati da forte relazione di somiglianza per alcune delle specie presenti (Fig. 5.18).

Da tali gruppi si è potuto osservare relazione di somiglianza per le aree:

- Non danneggiate: alcune aree di controllo sono accomunate per la presenza di *Koeleria pyramidata* e *Cynosorus cristatus*.
- Danneggiate da molto tempo, seminate oppure non seminate: caratterizzate dalla forte somiglianza per un forte aumento di *Cynosorus cristatus*.
- Danneggiate da poco tempo, non fresate e seminate: accomunate da una forte presenza di *Trifolium repens* e *Trifolium pratense*, talvolta dalla presenza di *Alchemilla vulgaris* ed in alcuni casi da *Barbarea vulgaris*.
- Danneggiate da molto tempo, non fresate e seminate: accomunate da una forte somiglianza per un notevole aumento di *Deschampsia cespitosa* e, alcune volte, anche per *Nardus stricta*.
- Danneggiate da poco tempo, fresate e seminate: accomunate da una forte presenza di *Trifolium repens* e *Trifolium pratense*, quasi sempre per l'affermazione di *Barbarea vulgaris*, e talvolta già di *Phleum pratense* e *Lolium perenne*.
- Danneggiate da molto tempo, fresate e seminate: accomunate da una forte presenza di *Phleum pratense*, *Lolium perenne* ma soprattutto di *Dactylis glomerata*.
- Danneggiate da poco tempo e solo fresate: l'unica area di saggio si accumuna sia a tutte le altre condizioni fresate e seminate da poco tempo che ad alcune aree recentemente interessate dal rooting, per la presenza di *Barbarea vulgaris*.

Figura 5.18: dendrogramma ricavato dalla cluster analysis. La distanza tra le categorie è proporzionale alla loro dissimilarità relativa.



5.5. Variazione specifica per esigenze ecologiche, variazione del valore foraggero e mutazione di forme biologiche

In media, le specie che si instaurano nelle aree interessate esclusivamente dal grufolamento, presentano, rispetto al controllo, una generalizzata riduzione delle esigenze ecologiche in termini di umidità, luce, temperatura e nutrienti (Fig. 5.19-22). Sono poi legate a suoli con granulometria più grossolana (Fig. 5.23).

Tali considerazioni sono massimizzate nei momenti appena successivi al danno e poi si riducono progressivamente con il tempo.

Il valore foraggero aumenta dopo una breve periodo di inferiorità rispetto al controllo (Fig. 5.24).

Per quanto riguarda le forme biologiche, aumentano costantemente le specie fanerofite, mentre restano costanti le terofite e le emicriptofite.

Hanno andamento parabolico le geofite e le camefite; dopo una prima fase abbastanza in linea con il controllo, la differenza si acuisce fino al raggiungimento del punto di massima differenza positiva verso i 400-500 giorni di stagione vegetativa, dopo i quali decrescere fino a divenire inferiore al controllo (Fig. 5.25).

Figura 5.19: esigenze idriche delle specie spontanee insediate dopo il rooting e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di suoli molto asciutti, 2 Piante di suoli asciutti, 3 Piante di suoli mediamente asciutti e mediamente umidi, 4 Piante di suoli da umidi a molto umidi, 5 Piante di suoli imbevuti d'acqua.

Figura 5.20: esigenze di luminosità delle specie spontanee insediate dopo il rooting delle le specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di luoghi molto ombreggiati, 2 Piante di luoghi ombreggiati, 3 Piante di luoghi a media luminosità, 4 Piante di luoghi luminosi, 5 Piante di luoghi molto luminosi.

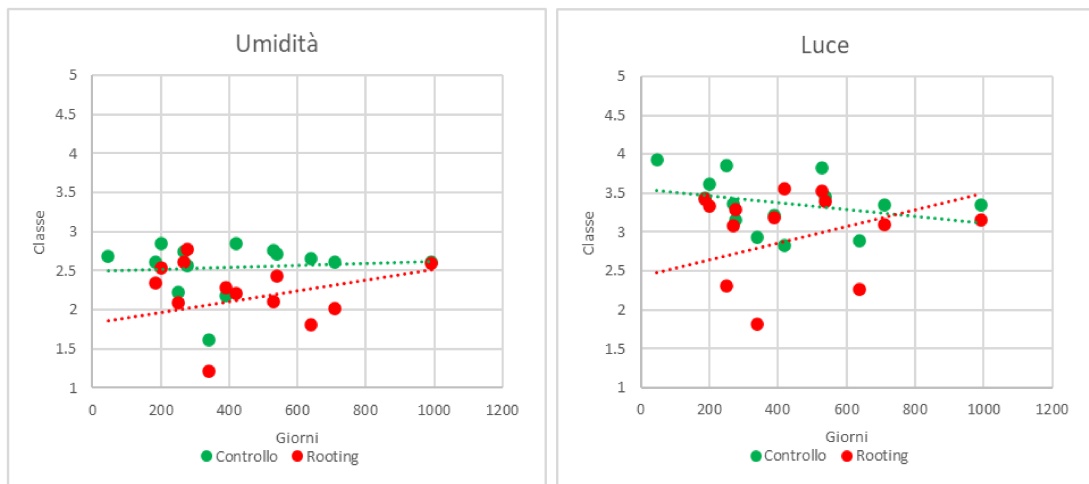


Figura 5.21: esigenze termiche delle specie spontanee insediate dopo il rooting e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di zone alpine ed artiche, 2 Piante di zone subalpine, 3 Piante di zone collinari e montuose, 4 Piante di zone collinari, 5 Piante di zone a clima caldo.

Figura 5.22: esigenze nutrizionali delle specie spontanee insediate dopo il rooting e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di suoli molto poveri, 2 Piante di suoli poveri, 3 Piante di suoli intermedi, 4 Piante di suoli ricchi, 5 Piante di suoli molto ricchi.

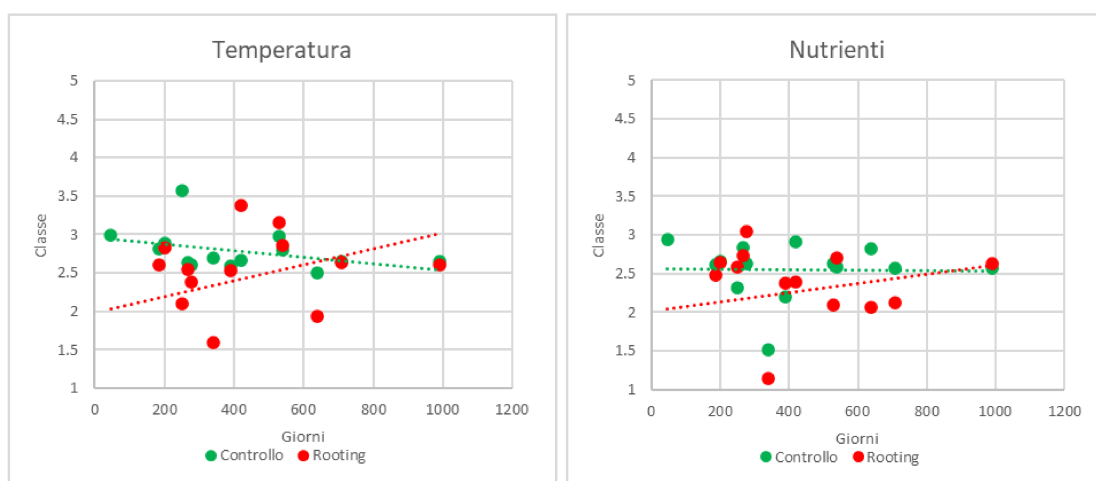


Figura 5.23: caratteri granulometrici tipici delle specie spontanee insediate dopo il rooting e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di scogliera e rocce, 2 Piante di suoli con pietrisco e ghiaia, 3 Piante di suoli ghiaiosi e sabbiosi, 4 Piante di suoli minutamente sabbiosi, 5 Piante di suoli argillosi e torbosi.

Figura 5.24: valore foraggero delle specie spontanee insediate dopo il rooting e delle specie presenti nel controllo.

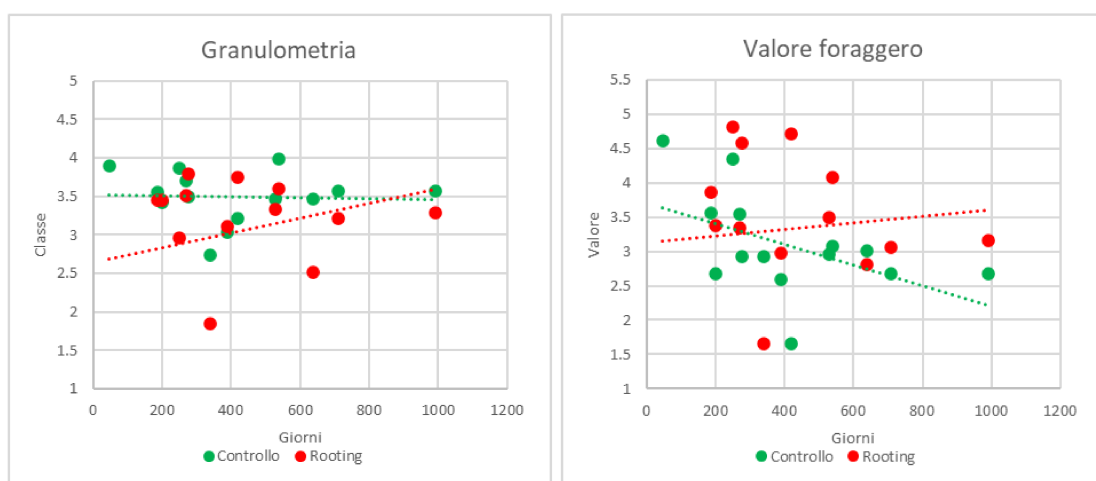
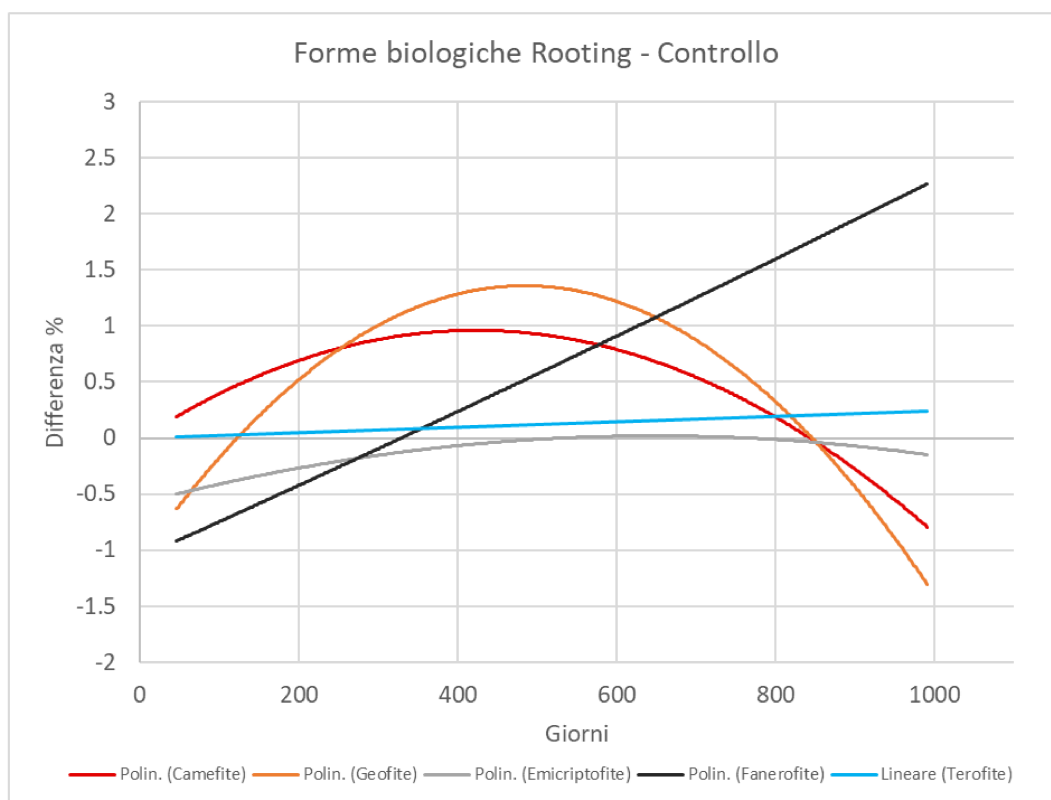


Figura 5.25: variazione percentuale della consistenza di specie spontanee insediate dopo il rooting e delle specie presenti nel controllo, suddivise per forma biologica. Camefite: piante legnose alla base con gemme svernanti tra 2 e 25 cm dal suolo. Geofite: piante perenni con apparati di riserva ipogei quali bulbi e rizomi dotati di gemme svernanti. Emicriptofite: piante perenni o bienni con gemme svernanti poste al livello del terreno. Fanerofite: piante legnose con gemme svernanti poste ad un'altezza > di 25 cm. Terofite: piante erbacee annuali che superano la fase invernale sotto forma di seme.



Nelle aree interessate dalla fresatura e dalla semina successivamente al grufolamento, le specie introdotte che si instaurano presentano, rispetto al controllo, maggiori esigenze d'umidità del suolo, termiche ma soprattutto nutrizionali (Fig. 5.26, 5.28-29).

Sono specie maggiormente legate a suoli con granulometria più fine, scarsi in scheletro, ma hanno le medesime necessità luminose (Fig. 5.30, 5.27).

Il valore foraggero tende a rimanere abbastanza costante nel tempo (Fig. 5.31).

Si nota poi come, con l'avanzare dei giorni, ci sia una certa selezione a sfavore delle specie più termofile, ma soprattutto legate a crescenti esigenze nutrizionali.

Per quanto riguarda le forme biologiche, si ha una rapida comparsa di camefite, presto destinate a scomparire, le geofite rimangono stabilmente ridotte ed al contempo crescono leggermente le emicriptofite.

Le fanerofite rimangono in consistenza simile al controllo dopo una prima, ridotta, fase di calo, mentre le terofite, inizialmente favorite, si riducono, raggiungendo un minimo tra i 600-800 giorni, per poi uniformarsi al controllo (Fig. 5.32).

Figura 5.26: esigenze idriche delle specie introdotte dopo la fresatura e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di suoli molto asciutti, 2 Piante di suoli asciutti, 3 Piante di suoli mediamente asciutti e mediamente umidi, 4 Piante di suoli da umidi a molto umidi, 5 Piante di suoli imbevuti d'acqua.

Figura 5.27: esigenze di luminosità delle specie introdotte dopo la fresatura e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di luoghi molto ombreggiati, 2 Piante di luoghi ombreggiati, 3 Piante di luoghi a media luminosità, 4 Piante di luoghi luminosi, 5 Piante di luoghi molto luminosi.

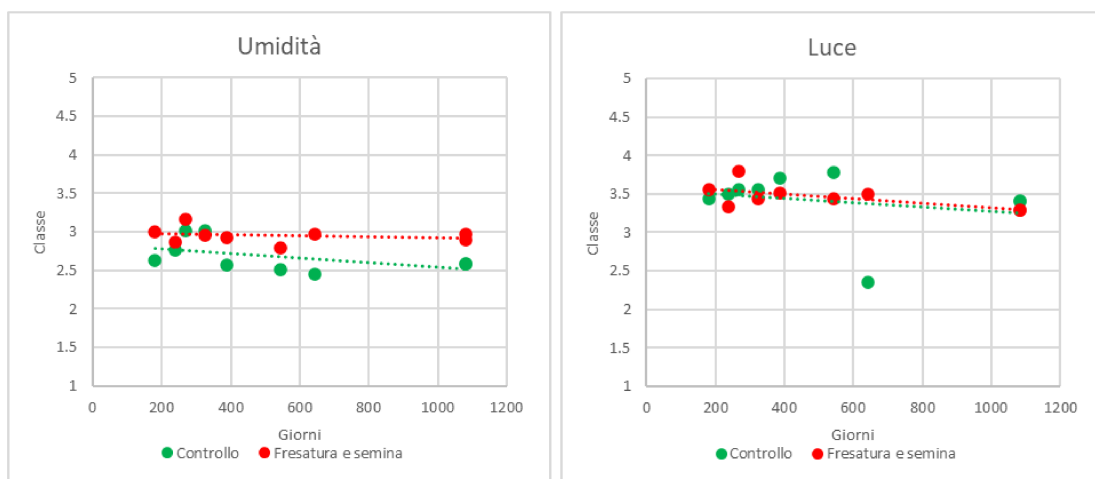


Figura 5.28: esigenze termiche delle specie introdotte dopo la fresatura e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di zone alpine ed artiche, 2 Piante di zone subalpine, 3 Piante di zone collinari e montuose, 4 Piante di zone collinari, 5 Piante di zone a clima caldo.

Figura 5.29: esigenze nutrizionali delle specie introdotte dopo la fresatura e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di suoli molto poveri, 2 Piante di suoli poveri, 3 Piante di suoli intermedi, 4 Piante di suoli ricchi, 5 Piante di suoli molto ricchi.

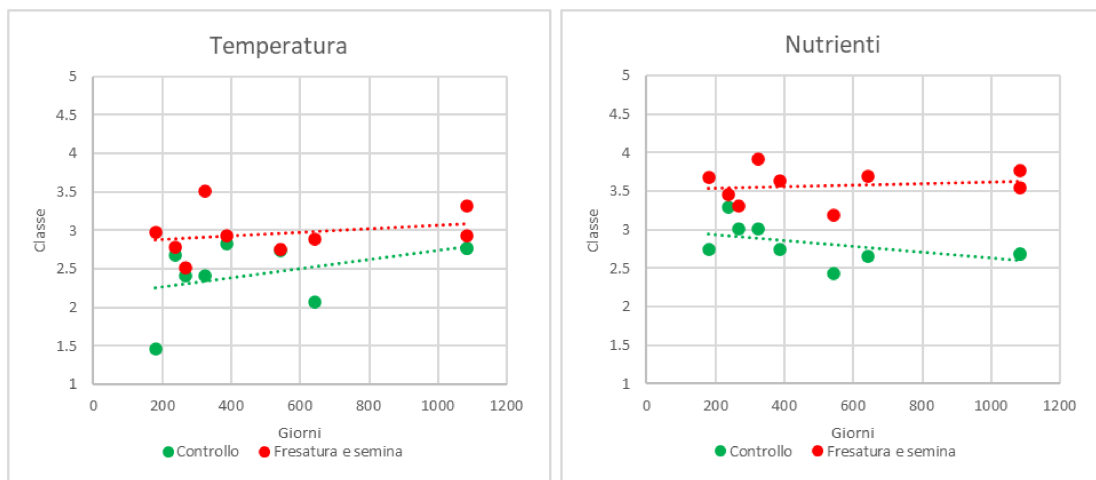


Figura 5.30: preferenze granulometriche delle specie introdotte dopo la fresatura e delle specie presenti nel controllo. Indici di Landolt: 1 Piante di scogliera e rocce, 2 Piante di suoli con pietrisco e ghiaia, 3 Piante di suoli ghiaiosi e sabbiosi, 4 Piante di suoli minutamente sabbiosi, 5 Piante di suoli argillosi e torbosi.

Figura 5.31: valore foraggero delle specie introdotte dopo la fresatura e delle specie presenti nel controllo.

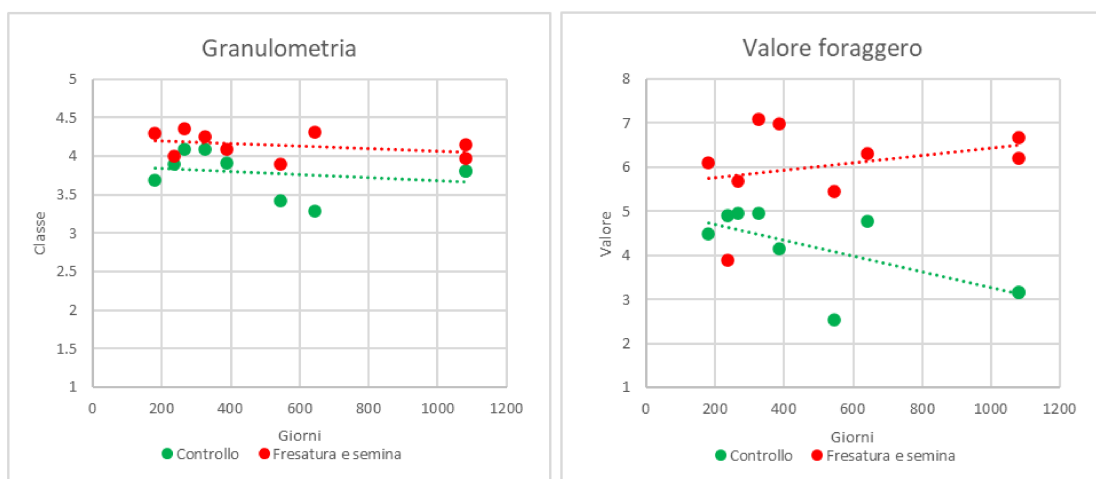
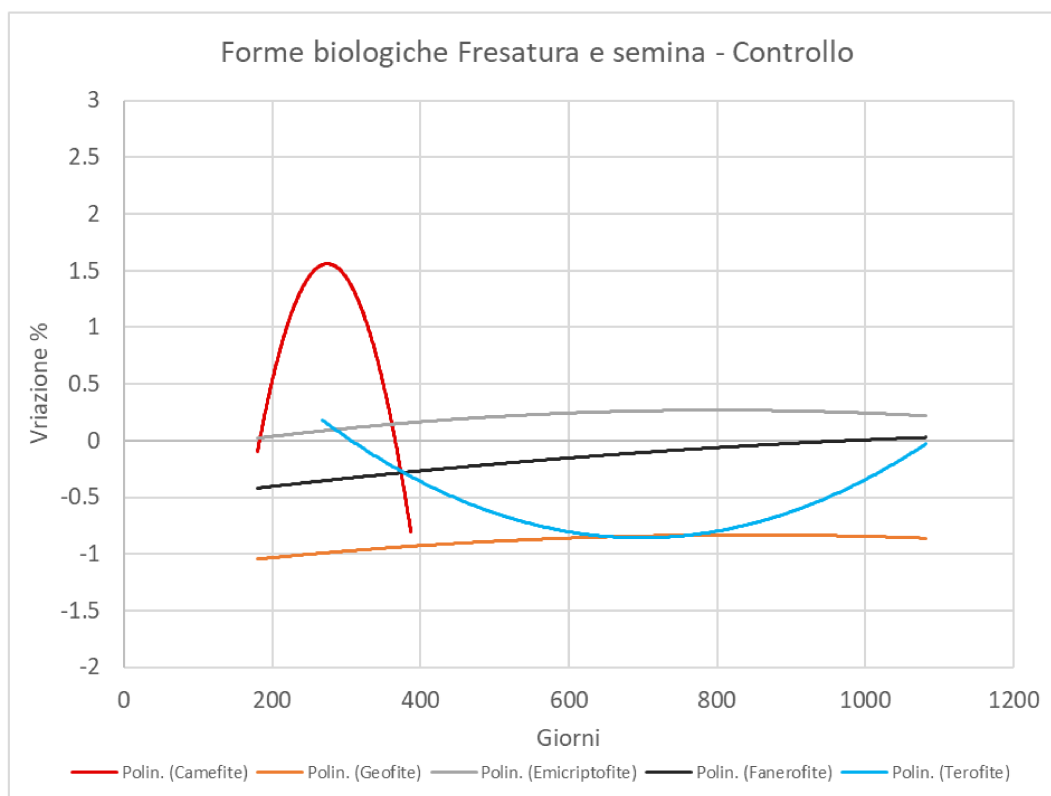


Figura 5.32: variazione percentuale della consistenza delle specie introdotte dopo la fresatura e le specie presenti nel controllo, suddivise per forma biologica. Geofite: piante perenni con apparati di riserva ipogei quali bulbi e rizomi dotati di gemme svernanti. Emicriptofite: piante perenni o bienni con gemme svernanti poste al livello del terreno. Fanerofite: piante legnose con gemme svernanti poste ad un'altezza > di 25 cm. Terofite: piante erbacee annuali che superano la fase invernale sotto forma di seme.



5.6. Implicazioni economiche e gestionali

I costi degli interventi di fresatura dei residui di pascolamento e delle piante morte con la successiva trasemina con seminatrice da sodo si aggirano attorno ai 603 €/ha. Tale scenario si compone delle voci effettivamente riportate dai malghesi per le malghe d'indagine (Tab. 5.3).

Tabella 5.3 : costi di fresatura dei residui di pascolamento e delle piante morte e successiva trasemina di miscugli di seme commerciale con seminatrice da sodo. I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€)/unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	8	ore	82.16
- trattore con fresa	33.5 / ora	4	ore	134.00
- trattore con seminatrice	33.5 / ora	4	ore	134.00
- miscuglio di seme di specie foraggere adatte al pascolamento	3.62 / kg	70	kg	253.40
Totale				603.56

L'azione di fresatura è stata realizzata con l'intento di ridurre l'asperità del terreno ed è stato stimato un costo di 175 €/ha (Tab. 5.4).

Tabella 5.4: costi di sola fresatura dei residui di pascolamento e delle piante morte. I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€) /unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	4	ore	41.08
- trattore con fresa	33.5 / ora	4	ore	134.00
Totale				175.08

Nel caso si effettuassero le medesime operazioni meccanizzate, ma, al posto di utilizzare miscugli commerciali si impiegassero ecotipi locali, il costo all'ettaro aumenterebbe esclusivamente per il maggiorato onere relativo al costo del materiale di propagazione stesso.

Sul mercato le forme più comunemente acquistabili sono due: fiorume e miscugli di semi.

A livello operativo, l'utilizzo del fiorume implica l'utilizzo di uno spandiconcime, mentre l'utilizzo dei semi deve essere associato ad una seminatrice su sodo.

In termini economici, le operazioni di ripristino che prevedono l'utilizzo di fiorume di ecotipi nativi implicano un costo che varia da 1350 a 3850 €/ha, nel caso di praterie pingui e magre, rispettivamente.

L'uso di seme di ecotipi nativi in miscuglio rende la scelta gestionale più costosa, il costo varia tra i 2350 ed i 6350 €/ha, nel caso di praterie pingui e magre, rispettivamente (Tab. 5.5).

Tabella 5.5: costi di fresatura dei residui di pascolamento e delle piante morte e successiva trasemina / distribuzione di miscugli di semi / fiorume di ecotipi nativi. I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003. Provincia autonoma di Trento, 2018.

Voce di costo	Costo (€)/unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	8	ore	82.16
- trattore con fresa	33.5 / ora	4	ore	134.00
- trattore con seminatrice/spandiconcime per distribuzione fiorume	33.5 / ora	4	ore	134.00
-fiorume ottenuto con macchina raccogli seme da praterie pingui, più o meno concimate	10 / kg	100	kg	1000.00
Totale				1350.16
-fiorume ottenuto con macchina raccogli seme da praterie magre o poco concimate	35 / kg	100	kg	3500.00
Totale				3850.16
-miscuglio di sementi da coltivazioni specializzate da seme per praterie pingui contenente almeno 20 specie	50 / kg	40	kg	2000.00
Totale				2350.16
-miscuglio di sementi da coltivazioni specializzate da seme per praterie magre contenente almeno 30 specie	150 / kg	40	kg	6000.00
Totale				6350.16

Nel caso in cui non si intenda o non si possano intraprendere operazioni meccanizzate, la gestione del pascolo dovrà comunque interfacciarsi con il problema del sottopascolamento, che comporta, soprattutto nei casi di forte disturbo come il rooting, un'intensificata affermazione di specie infestanti o poco appetite. Per limitarne o contrastarne lo sviluppo incontrollato, queste vengono comunemente sottoposte allo sfalcio. Per le specie più tenaci ed in particolare per *Deschampsia cespitosa* non c'è altra soluzione che l'asportazione. Nei casi oggetto di incuria prolungata sarà necessario anche l'asporto delle specie arbustive.

Il costo del decespugliamento manuale si aggira attorno agli 85 €/ha (Tab. 5.6), l'asportazione dei cespi di *Deschampsia cespitosa* può essere fatta manualmente (per infestazioni di ridotte dimensioni), oppure meccanicamente (per infestazioni su vaste superfici), con un costo di 765 €/ha e 1790 €/ha rispettivamente (Tab. 5.7 e 5.8).

Le operazioni di eliminazione dei cespugli varia dai 1570 a 1562 €/ha a seconda che sia possibile o meno intervenire con automazioni meccanizzate (Tab. 5.9 e 5.10).

Il costo totale comprensivo delle operazioni di eliminazione delle infestanti (erbacee o arbustive) e la successiva preparazione del letto di semina per l'accoglimento gli ecotipi locali si aggira tra i 1560 ed i 6564 €/ha (Tab. 5.11).

Tabella 5.6: taglio con decespugliatore di infestanti erbacee (piante nitrofile o spinose). I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€) /unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	6	ore	61.62
- decespugliatore a spalla (carburante e olio compresi)	4 / ora	6	ore	24.00
Totale				85.62

Tabella 5.7: asporto manuale dei cespi di *Deschampsia cespitosa* (diametro > 15 cm) tramite distacco con piccone, raccolta e successivo accumulo degli stessi in zone idonee. Per superfici con infestazione minore del 20%. I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€) /unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	50	ore	513.50
- trattore con rimorchio ribaltabile	36 / ora	7	ore	252.00
Totale				765.50

Tabella 5.8: eliminazione di *Deschampsia cespitosa* con miniescavatore munito di benna con distacco dei cespi e loro successiva raccolta e accumulo in zone adatte. Per superfici con infestazione tra il 20 e il 40%. I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€) /unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	40	ore	410.80
- miniescavatore munito di benna	33.50 / ora	24	ore	804.00
- trattore con rimorchio ribaltabile	36.00 / ora	16	ore	576.00
Totale				1790.80

Tabella 5.9: decespugliamento manuale di cespugli di medie-grandi dimensioni in aree non accessibili con le macchine, con taglio con opportuno attrezzo (roncola, motosega o decespugliatore a spalla con lama ecc.), ammucchiamento e abbruciamento del materiale di risulta. Per infestazione superiore al 50 % (1000 cespugli/ha). I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€) /unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale specializzato	11.77 / ora	100	ore	1177.00
- motosega (carburante e olio compresi)	4 / ora	100	ore	400.00
Totale				1577.00

Tabella 5.10: decespugliamento meccanico con rullo frangitutto a mazzette completo di ammucchiamento del materiale di risulta e abbruciamento in aree idonee. Per coperture di arbusti di piccole dimensioni superiori al 50 % (per infestazione inferiore riduzione dei costi del 50%). I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003.

Voce di costo	Costo (€) /unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	40	ore	410.80
- trattore con rullo frangitutto a mazzette	36 / ora	32	ore	1152.00
Totale				1562.80

Tabella 5.11: rinnovo totale del cotico con diserbo chimico totale con glifosate effettuato in pieno periodo vegetativo (giugno o luglio) a cotica alta 15-20 cm, fresatura superficiale, risemina e rullatura. I valori sono riferiti all'ettaro. IVA 20% compresa. Fonte: Scotton & Rigoni Stern, 2003. Provincia autonoma di Trento, 2018.

Voce di costo	Costo (€)/unità	Quantità/ha	Tipo unità	Importo (€)
- operaio agricolo-forestale comune	10.27 / ora	8.5 ore		87.30
- trattore con botte e barra di diserbo	33.5 / ora	1 ore		33.50
- trattore con fresa	33.5 / ora	4 ore		134.00
- trattore con spandiconcime per distribuzione seme e concime	33.5 / ora	2 ore		67.00
- trattore con erpice a dischi	33.5 / ora	1.5 ore		50.25
- glifosate	12.65 / l	5 l		63.25
- concime chimico 8/24/24	25.8 / q	5 q		129.00
-fiorume ottenuto con macchina raccoglieme da praterie pingui, più o meno concimate	10 / kg	100	kg	1000.00
Totale				1564.30
-fiorume ottenuto con macchina raccoglieme da praterie magre o poco concimate	35 / kg	100	kg	3500.00
Totale				4064.30
-miscuglio di sementi da coltivazioni specializzate da seme per praterie pingui contenente almeno 20 specie	50 / kg	40	kg	2000.00
Totale				2564.30
-miscuglio di sementi da coltivazioni specializzate da seme per praterie magre contenente almeno 30 specie	150 / kg	40	kg	6000.00
Totale				6564.30

6. DISCUSSIONE

6.1. Caratterizzazione del rooting

Il fenomeno del rooting nei pascoli prealpini rappresenta una seria minaccia per la ricca biodiversità di questi biotopi, e, al contempo, condiziona fortemente la possibilità di poterne continuare l'utilizzo agli scopi zootecnici.

Il complesso mosaico di ambienti che caratterizza l'area d'indagine offre al cinghiale le condizioni ideali al suo sviluppo; l'accentuata variazione altitudinale in uno spazio relativamente ridotto permette alla specie spostamenti stagionali che, in breve tempo, gli permettono di fuggire dalle condizioni di prolungata giacitura nevosa e, al contempo di rinvenire una vastità di aree rifugio e di foraggiamento.

Gli impervi e fitti boschi misti lungo i versanti si rendono eccezionali per l'offerta trofica, i boschi di quote superiori rappresentano altre importanti fonti di cibo (si pensi, ad esempio alle annate di pasciona del faggio), mentre i pascoli permettono di diversificare ulteriormente la dieta, soprattutto nei momenti dell'anno in cui gli altri habitat non riescono a fornire il sufficiente apporto alimentare.

La conformazione del massiccio del Grappa e delle Prealpi Trevigiane rendono queste condizioni uniformemente distribuite attorno alle malghe, mentre nell'Altopiano dei sette comuni si configurano preferenzialmente lungo la fascia perimetrale.

I pascoli, poi, presentano un importante elemento attrattivo: le pozze d'abbeveraggio, che costituiscono importanti fonti di riserva idrica. In questi territori, particolarmente, il cinghiale potrebbe essere attirato nei pascoli non solo per la risorsa vegetale, ma anche per la costante presenza dell'acqua, elemento a cui la specie è strettamente legata.

La differente epoca d'insorgenza dei danni registrata tra l'Altopiano e la restante area d'indagine, potrebbe confermare la modalità d'accesso del cinghiale nel territorio tramite immissione, in quanto non si riscontrano oggettive differenze in termini di idoneità ambientale.

6.2. Implicazioni vegetazionali nelle aree interessate dal rooting

Le aree grufolate sono caratterizzate da un mosaico di aree intatte, aree con zolle rivoltate e aree a suolo nudo esposto, ragion per cui sembra essere corretto considerare una stessa superficie come mediamente meno impattata rispetto alle aree interessate dalla fresatura, sia essa seguita o meno dalla semina.

L'evoluzione nei primi stadi successionali risulta però ostacolata rispetto alle condizioni precedenti perché la comunità vegetale originaria ha difficoltà propagative e si interfaccia con una condizione pedologica dissimile da quella di origine.

Infatti, le specie delle zolle rivoltate e quelle ricoperte da queste sono destinate rapidamente al deperimento per asfissia, mancanza di luce e per il disseccamento radicale. La zolla stessa risulta spesso poi una barriera che circonda le buche dalla comunità intatta.

La seedbank ha ridotte capacità di successo perché messa sotto sopra, e infine, le condizioni di maggiore aridità alterano le capacità di recupero vegetativo.

Tra le aree grufolate, quelle a pendenza maggiore e a forte incidenza di scheletro nel suolo risultano quelle meno impattate. Questi contesti spesso coincidono e creano uno scenario proibitivo al rooting in quanto al crescere della pendenza l'umidità al suolo tende a diminuire e, allo stesso modo aumenta l'incidenza di inerti di grande dimensione. Qui, infatti, sono state rinvenute buche significativamente meno estese e ricorrenti, a conferma di quanto osservato da Ferretti et al. (2021) e Kotanen (1995).

Per lo stesso motivo, le aree a suolo più profondo ed umido (tipicamente impluvi o aree pianeggianti), vengono preferiti e sono interessati da profondità di scavo maggiori.

La prima fase della serie successionale è caratterizzata dalla presenza di specie dai caratteri più ruderali rispetto al controllo. Queste presentano inferiori

esigenze ecologiche in termini di umidità e nutrienti al suolo, di luce e temperatura. Sono poi in grado di essere competitive in condizioni ad aumentata pietrosità, scenario che caratterizza quasi sempre un'area grufolata. Si possono dunque indirettamente confermare le osservazioni di Bueno et al., 2013 per quanto riguarda l'alterazione delle caratteristiche fisiche e chimiche del suolo dopo l'attività del rooting.

La velocità di colonizzazione della vegetazione può essere considerata relativamente rapida, in quanto le buche si presentano completamente rinverdite entro due cicli di alpeggio.

Fino a quel momento, la riduzione della superficie pascolabile e la conseguente riduzione di fitomassa, provoca una grave riduzione della capacità di carico del pascolo (la velocità di colonizzazione delle buche e la riduzione della biomassa dopo il rooting concordano con quanto osservato da Gatel et al., 2010).

Tuttavia, anche dopo la saturazione delle aree scoperte, le capacità nutrizionali non possono di certo essere assimilate a quelle del controllo (a riconferma di quanto riportato negli studi di Bratton, 1975 e Kotanen, 1995).

Sebbene la composizione vegetazionale è in grado di generare un valore foraggero simile a quello della comunità nativa dopo circa 300 giorni di stagione vegetativa, le capacità di utilizzo da parte dei bovini al pascolo rimangono ridotte, sia per la taglia indisponibile delle specie foraggere di ottima qualità (in particolare di *Trifolium repens* e *Trifolium pratense*), che per le mutate condizioni delle stazioni disturbate.

L'asperità del terreno sarà destinata a permanere per via dell'aumentata pietrosità e alle zolle ribaltate, comportando difficoltà nella deambulazione bovina, che, allo stesso momento sarà maggiormente esposta al rischio di zoppie.

Lo sviluppo costante delle fanerofite è un diretto indice di abbandono delle aree impattate dal cinghiale, perché difficilmente eradicabili con i consueti interventi di sfalcio delle infestanti.

Un altro indizio a sostegno è fornito dall'analisi dall'indice NDVI, che fatica ad uniformarsi a quello del controllo durante il periodo vegetativo, a causa

dell'accumulo di erba non consumata, che fa figurare come meno verde l'area impattata. Non a caso, l'indice delle aree perturbate si accosta a quello del controllo solo a fine stagione, periodi in cui la maggior parte delle specie si trova negli stadi fenologici terminali.

Allo stesso modo, il grande aumento delle geofite, con apice a cavallo dei 500 giorni di stagione vegetativa, incrementa potenzialmente l'attrattività per il suide, comportando il rischio del ritorno ricorrente (i risultati relativi all'aumento dell'incidenza delle geofite e le relative conseguenze si allineano dunque con le osservazioni di Palacio et al., 2013).

Tale attrattività potrebbe poi naturalmente ridursi in quanto le geofite, e le camefite si riducono per l'aumentare delle fanerofite e delle terofite, a patto che il danno non si verifichi nuovamente.

Nel primo periodo, il caso comune è rappresentato da comunità vegetali a ridotta numerosità di specie, conformemente a quanto riportato negli studi di Bratton, 1975 e Kotanen, 1995.

Lungo la fase successionale, si può però assistere a fasi caratterizzate da una diversità di specie maggiore rispetto al controllo.

Questo succede nel breve periodo, nel caso in cui le aree impattate siano particolarmente povere di specie, e, dopo diversi anni dal danno, quanto nel controllo è presente una condizione di elevata biodiversità.

Nelle aree perturbate infatti, vi è un momento in cui si presentano sia alcune delle specie affermatesi nella fase pioniera, che alcune altre dei contesti meno disturbati. A tale condizione si giunge dopo almeno 600 giorni di stagione vegetativa dal momento del disturbo.

Anche se non è stato osservato, è verosimile pensare ad una riduzione del numero di specie nelle aree perturbate non appena la comunità nativa sarà in grado di sostituire le entità pioniere, a patto che siano eseguiti opportuni interventi di manutenzione.

Le aree a libera evoluzione sono tutte accumulate nel breve periodo dalla presenza di *Trifolium repens* e *Trifolium pratense*, talvolta dalla presenza di *Alchemilla vulgaris* ed in alcuni casi di *Barbarea vulgaris*.

Successivamente, tali aree sono fortemente accumulate per la presenza di *Deschampsia cespitosa* ed in alcuni casi anche da *Nardus stricta* e *Cynosorus cristatus*.

In termini di macro-categorie vegetali, le specie delle altre famiglie dimostrano maggiore velocità di risposta al disturbo rispetto alle graminacee ed alle fabacee.

Il valore pabulare ed ecologico è perciò affidato a queste categorie, a conferma di quanto detto da Kotanen, 1995 e Bueno et.al., 2011.

Nel primo periodo il gruppo delle specie delle altre famiglie contribuisce in maggior misura con poche specie competitive ruderali quali *Alchemilla vulgaris*, *Galium mollugo*, *Cruciata laevipes*, *Hypericum maculatum*, ed *Urtica dioica*. Sono specie adattate ad habitat in cui vi è bassa incidenza di stress e grande presenza di nitrati, condizione tipicamente associata a disturbi di moderata intensità. Nel caso specifico, queste sarebbero dunque in grado di confermare le osservazioni di Bueno et. al. (2013), per cui, seppur il suolo perturbato dal rooting registrerebbe una generalizzata riduzione degli elementi nutrienti, le concentrazioni di azoto sarebbero comunque in grado di aumentare. Queste specie sono rinvenibili con ricorrenza in quasi tutte le aree perturbate e, in alcuni casi possono costituire l'unica entità vegetale di una singola buca. Allo stesso modo, ma con ricorrenza meno frequente tra le malghe tale fenomeno è associabile anche a *Veratrum album*, *Stellaria graminea*, *Barbarea vulgaris*, *Jacobaea alpina*, *Bistorta officinalis*, *Rumex acetosella*, *Leucanthemum vulgare* e *Senecio cacaliaster*.

La ricorrenza di *Urtica dioica* ben si accoppia alla capacità di diffusione di tale specie da parte del cinghiale come osservato da Mrotzek (1999) e Schmidt et al. (2004).

In contrapposizione all'incremento di poche altre specie, le graminacee maggiormente soppresse sono *Poa alpina*, *Poa pratensis*, *Festuca pratensis*, *Phleum rhaeticum*, *Dactylis glomerata* e *Cynosorus cristatus* che dimostrano minore velocità di risposta. Contrariamente *Nardus stricta* e *Danthonia decumbens* si rivelano in grado di guadagnare terreno gradualmente.

Alla rapida colonizzazione delle altre specie si associa ben presto una massiccia presenza della famiglia delle fabacee, guidate, come nel caso precedente, da poche specie in grado di ricoprire intere buche quali *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*.

Le altre specie citate sopra (in particolare *Alchemilla vulgaris* ed *Hypericum maculatum*) e le fabacee appena descritte (in particolare *Trifolium repens*) corrispondono dunque a quel pool di poche entità dominanti in grado di ricoprire la superficie nuda velocemente e di generare biomasse proporzionalmente maggiori rispetto al controllo, come da osservazioni di Vandvick (2004); Gatel et al. (2010) e Noelia et al. (2013).

Nella seconda fase, i trifogli e alcune altre specie, diminuiscono, in favore di entità tipiche di condizioni ambientali simili ma più competitive quali *Achillea millefolium* e *Rhinanthus freynii*.

Parallelamente si assiste alla ripresa della famiglia delle graminacee, presto destinata a divenire dominante. Questa è guidata in minor misura da *Dactylis glomerata* e *Phleum pratense*, che riescono quindi a rispondere positivamente al disturbo solo nel secondo periodo. *Deschampsia cespitosa* è però la graminacea con più successo, soprattutto se riesce ad insediarsi nei primi stadi, in cui può risultare fortemente competitiva proprio per l'aumentata disponibilità di azoto. Ciò potrebbe essere facilitato proprio dal cinghiale, che dimostrerebbe una massiccia capacità di trasporto dei propaguli della specie vegetale, come da osservazione di Mrotzek (1999). *Deschampsia cespitosa* viene spesso accompagnata da *Agrostis capillaris* i cui propaguli sono probabilmente favoriti dal rooting, come da studio di Bueno et al. (2010) e Heinken & Raudnitschka,

(2000), seppur solo nel secondo periodo, ossia quando la risorsa di nitrati è stata fortemente depauperata dalle specie ruderali competitive.

Deschampsia cespitosa poi, rimane inappetita allo stadio adulto e può continuare ad espandersi se non interessata da interventi meccanizzati.

L'avanzata del migliarino maggiore scalza altre specie della stessa famiglia, in particolare *Bromus erectus* e *Festuca ovina* e altre ancora di altre famiglie come *Betonica alopecuros*, *Carlina acaulis*, *Globularia cordifolia* e *Thymus pulegioides*.

Sono costantemente incapaci di affermarsi efficacemente *Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Festuca rubra* e *Koeleria pyramidata*, mentre seppur in condizioni dominate, *Cynosorus cristatus* risulta abbastanza comune tra le situazioni grufolate.

Tra le singole aree impattate dal rooting viene ad instaurarsi una caratteristica condizione di dissimilarità, in grado, potenzialmente, di condurre a stabili alterazioni della vegetazione rispetto alle condizioni di controllo. Le analisi floristiche delle aree grufolate non hanno infatti restituito alcun caso assimilabile alla comunità vegetale originaria, anche dopo molti anni dal disturbo. In effetti, la composizione attuale dei pascoli è frutto di una prolungata e rigorosa gestione, per cui la fedele ricostituzione in termini di composizione e abbondanze specifiche è cosa realizzabile in tempi molto lunghi e può essere accelerata solo sotto un forte e costante intervento antropico, tanto più intenso quanto più il danno riguarda elevate estensioni.

6.3. Implicazioni vegetazionali per le aree sottoposte ai trattamenti

6.3.1. Fresatura e semina di entità foraggere commerciali

Gli interventi gestionali di fresatura e semina permettono alle specie introdotte una più veloce colonizzazione del suolo nudo rispetto alle aree non trattate, per via della grande quantità di semi distribuiti e per le condizioni generalmente agevolate.

La fresatura prepara un letto di semina ideale, eliminando la competizione con la comunità nativa ed occorre sempre in stazioni a bassa pendenza e a fertilità mediamente maggiori (è noto come la mandria al pascolo rifugge le aree più pendenti, rendendo più fertili le aree pianeggianti attraverso una loro prolungata permanenza).

La problematica dell'asperità del terreno data dalle zolle ribaltate, viene automaticamente eliminata e le proprietà pedologiche sono uniformemente migliorate, anche se complessivamente soggette ad una maggiorata perturbazione.

L'intervento di fresatura permette infatti lo sminuzzamento delle zolle e la frantumazione delle pietre più grosse, conducendo all'omogeneizzazione dell'area perturbata che si ritrova in condizioni mediamente più ricche di sostanza organica rispetto a quelle osservabili dopo il solo grufolamento che, di fatto, espone solo gli orizzonti più profondi, facendo emergere in superficie cospicue quantità di inerti grezzi.

Con la fresatura si viene così ad eliminare, per queste specifiche aree, il rischio del sottopasciamento per cause di difficoltà d'utilizzo.

Tuttavia, tali migliorate condizioni non risulteranno effettivamente godibili alla comunità vegetale nativa, in quanto saranno appannaggio dalle entità vegetali introdotte.

Si è accertato come le specie dei miscugli siano chiaramente inadeguate al sito ospite, sia sotto il profilo delle caratteristiche ecologiche stazionali che per dissimilarità con la composizione specifica della comunità vegetale nativa.

Le esigenze di umidità del suolo, temperatura e soprattutto nutrizionali risultano infatti molto maggiori rispetto a quelle associate alle specie del controllo. Le foraggere inoltre necessiterebbero di un suolo a granulometria sabbiosa e con scarso scheletro.

Lungo la successione, si delinea infatti un'evoluzione peggiorativa della cotica, osservabile attraverso uno squilibrio delle macro-categorie vegetali dopo circa 600 giorni di stagione vegetativa.

In corrispondenza di questo periodo, si osserva l'inizio dell'ascesa delle terofite e una contestuale riduzione della consistenza di emicriptofite.

Ciò testimonierebbe la necessità di sostenere la nuova cotica con interventi gestionali più intensivi, cui le cultivar nei miscugli sono tipicamente associate. Tale condizione risulterebbe però in forte contrasto per il mantenimento della elevata biodiversità caratteristica dei pascoli semi-estensivi.

Il valore foraggero, tuttavia, rimane superiore al controllo ed è in grado di indurre un sovrautilizzo delle aree trattate e un contestuale sottoutilizzo delle aree a comunità nativa nel resto del pascolo, accelerando i fenomeni di imboschimento.

Questo sarebbe provato dall'indice NDVI, che registra valori superiori al controllo anche a fine stagione vegetativa, per la presenza di piante in fase di ricaccio nelle aree trattate, quando invece nei controlli l'erba inutilizzata inizia ad accumularsi e a seccarsi.

Le geofite rimangono sempre sopresse a causa della forte competizione con le specie introdotte, mostrando di fatto un comportamento opposto a quanto visto per le aree lasciate alla libera evoluzione dopo il rooting.

La semina di miscugli per prati a loiessa e il conseguente intensificarsi dell'utilizzo di queste aree del pascolo ridurrebbero quindi l'attrattiva del suide, allontanando il rischio di ricorrenza del danno (come secondo Holland & Detling (1990) e Ritchie et al. (1998), a prezzo però di una immediata banalizzazione floristica del pascolo.

Contrariamente a quanto visto per le aree lasciate alla libera evoluzione, la numerosità di specie rimane nel tempo costantemente inferiore alla condizione di controllo.

Ciò sottolineerebbe la povertà in termini di ricchezza specifica tipica dei miscugli commerciali foraggeri e, allo stesso modo, una maggiore difficoltà nell'affermazione di specie a questi estranee.

Le aree fresate e seminate sono tutte accomunate nel breve periodo dalla presenza di *Trifolium repens* e *Trifolium pratense*, quasi sempre per l'affermazione di *Barbarea vulgaris*, e talvolta già di *Phleum pratense* e *Lolium perenne*. Con il tempo dominano *Phleum pratense*, *Lolium perenne* ma soprattutto *Dactylis glomerata*. Timida presenza accomunante anche quella di *Cynosorus cristatus*.

Gli interventi di fresatura e semina impattano maggiormente sulla categoria delle altre specie per favorire le graminacee in primis e, secondariamente, le fabacee.

Graminacee e fabacee sono però le famiglie a cui le stesse specie introdotte appartengono, ragion per cui le specie native della stessa famiglia sono comunque soppiantate da quelle seminate.

Le cultivar di *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* e *Dactylis glomerata* soppiantano per dominanza le forme native delle stesse specie, riconoscibili per la minore dimensione.

L'impiego di semi commerciali implica dunque una forte alterazione delle caratteristiche vegetazionali del pascolo, attraverso un drastico calo di diversità di specie.

Le entità native vengono sostituite dalle entità vegetali introdotte, che sono in grado di ostacolarne l'affermazione nel breve quanto nel lungo periodo.

Il successo d'affermazione delle varietà seminate è quindi alto e vengono confermate le percentuali di consistenza riportate nei cartellini.

Tale condizione permette dunque di eliminare tempestivamente l'insorgenza di specie tossiche quale *Barbarea vulgaris* e di ridimensionare la vegetazione nitrofila come *Rumex obtusifolius* ma, allo stesso tempo, determina una marcata diminuzione delle altre specie, di cui in particolare *Alchemilla vulgaris*, *Betonica alopecuros* e *Horminum pyrenaicum*, caratterizzanti le prime fasi delle condizioni non trattate.

Tra le graminacee risultano dominanti, specialmente nel primo periodo, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Lolium multiflorum*, *Festuca*

arundinacea e, dove seminate *Poa pratensis* e *Poa trivialis*, ossia gli stessi taxa che compongono più della metà della composizione di una confezione di semi. È poi da considerare anche l'impatto dell'inquinamento genetico verso le specie affini alle cultivar (in particolare *Dactylis glomerata*, *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*).

Nel secondo periodo alcune graminacee introdotte meno adatte alle stazioni montane come *Lolium multiflorum* si riducono. Stesso trend si osserva per *Poa pratensis* mentre *Poa trivialis* e *Poa annua* guadagnano in superficie, come anche *Festuca rubra* e *Cynosorus cristatus*, specie con maggiore capacità di insediamento in quanto tipicamente associate a formazioni concimate e fresche.

A dominare la ripresa nel secondo periodo è qui *Dactylis glomerata*, in grado di dimostrare maggiore fitness di tutte le altre graminacee introdotte in quanto specie sempre presente nei controlli, quindi maggiormente adatta alle stazioni delle quote montane.

Contrariamente sono sfavorite le specie tipiche di situazioni più secche, meno fertili e più termofile come *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum* e *Briza media*. Non è in grado di competere neppure *Deschampsia cespitosa*.

Confrontando direttamente le aree trattate a fresatura e semina con le aree lasciate alla libera evoluzione, si nota ancor di più come le graminacee siano proporzionalmente maggiori nei primi casi rispetto ai secondi, almeno nel primo periodo.

Successivamente la condizione si inverte, per la dominanza delle graminacee nelle aree grufolate ma non trattate, e poi cala per l'insediarsi di altre specie nelle aree fresate e seminate.

La componente a fabacee che si instaura nel primo periodo è quindi maggiore nelle aree lasciate alla libera evoluzione rispetto alle aree seminate anche se è costituita primariamente dalle stesse specie quali *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*. La riduzione in *Lotus corniculatus* è meno marcata rispetto al confronto con il controllo perché nelle aree non trattate, la specie rinviene condizioni

meno proibitive rispetto a quelle fresate, quali l'assenza di competizione ed un substrato asciutto in cui essere più competitiva.

Per quanto riguarda le graminacee non native, quali *Lolium multiflorum*, *Phleum pratense* e *Lolium perenne*, le aree interessate dal rooting ne rimangono prive, ma solo nel primo periodo. Infatti, già nel secondo periodo, alcune di queste specie si possono ritrovare nelle aree limitrofe interessate dal solo grufolamento, seppur con consistenze inferiori rispetto alle condizioni di provenienza.

Poa pratensis è più favorita nelle condizioni fresate e seminate rispetto a quelle lasciate alla libera evoluzione, probabilmente per la grande capacità propagativa vegetativa, che può essere espressa maggiormente in una condizione ad aumentata frammentazione delle zolle.

Fra le graminacee tipiche di ambienti più secchi viene a ridursi stabilmente nelle aree lavorate *Koeleria pyramidata*, in grado di emergere, seppur timidamente, solo nelle condizioni di grufolamento non trattato.

Similmente a quanto visto nel confronto precedente, *Festuca rubra*, *Cynosorus cristatus* e *Festuca pratensis* sono in grado di affermarsi nel secondo periodo con maggiore vistosità nelle aree lavorate e seminate rispetto alla condizione grufolata non trattata, per via del suolo più fresco e concimato. Sempre nel secondo periodo, il divario per *Dactylis glomerata* viene presto a colmarsi per un aumento di consistenza anche nelle condizioni non seminate.

Agrostis capillaris, *Nardus stricta* e *Cirsium arvense*, tipiche specie di stazioni poco concimate, si possono comunque affermare purché al perimetro dei trattamenti e per le fasce non o poco interessate dalla semina.

Deschampsia cespitosa si insedia nelle condizioni lavorate e seminate con abbondanza maggiore rispetto al non trattato, ma solo in un primo momento in quanto successivamente occupa più superficie nelle aree non lavorate, dove si dimostra più competitiva.

Gli interventi di fresatura e semina sono poi in grado di ridurre l'incidenza di *Alchemilla vulgaris*, *Cruciata laevipes* ed *Urtica dioica* rispetto alle condizioni lasciate alla libera evoluzione, per il rapido sopraffare delle entità introdotte.

Per via dell'azione rimescolante della fresatura, la concentrazione di *Barbarea vulgaris* continua ad essere maggiore nelle aree fresate e seminate in quanto in grado di approfittare del suolo nudo disponibile, ma solo nei primissimi stadi evolutivi. Nelle fasi successive non si può infatti escludere la presenza prolungata anche nelle aree lasciate alla libera evoluzione.

Inoltre, le lavorazioni effettuate nelle aree in prossimità di forti concentrazioni di *Senecio inaequidens*, può favorirne l'affermazione più che nelle aree lasciate alla libera evoluzione. Ciò potrebbe essere ricondotto alle migliori condizioni stagionali realizzate dalla fresatura, ma la durata della permanenza dell'invasiva potrebbe essere verosimilmente limitata al primo periodo, come osservato nei confronti di specie affini.

Rispetto alle aree impattate dal solo rooting, nei casi fresati e seminati, si riduce la dissimilarità tra i singoli casi trattati, ma, contestualmente, aumenta la distanza dalle condizioni di controllo. Tale discostamento rimane più accentuato anche dopo molti anni, per via della massiccia quantità di specie non presenti nella comunità nativa.

In questi casi sembra assai difficile uno spontaneo ritorno alle condizioni originarie, ripristinabili solo con pesanti opere di interventi con ecotipi locali.

6.3.2. Sola fresatura

Per l'area interessata dalla sola azione di fresatura, vale quanto detto nel capitolo precedente nei riguardi del miglioramento delle caratteristiche del suolo, ma vengono meno le considerazioni indotte dall'introduzione delle specie non native.

Infatti, la variazione delle macro-categorie vegetazionali sono più simili a quelle osservate nelle aree non ripristinate rispetto a quelle in cui dopo la fresatura è seguita la semina dei miscugli commerciali.

È evidente come, a 300 giorni di stagione vegetativa, la famiglia delle graminacee sia la più penalizzata e chiaramente rimpiazzata dalle altre specie, che risultano di gran lunga le più favorite sia in termini di superficie occupata, che di durata di permanenza. La famiglia delle fabacee evolve invece in linea

con la condizione a solo rooting, e con una leggera prevalenza rispetto alle condizioni seminate.

Rappresentano sempre con netta dominanza questa famiglia *Trifolium repens* e *Trifolium pratense*.

Tra le graminacee sono decisamente ridotte le specie associate a condizioni secche quali *Agrostis capillaris* e *Briza media*, quanto quelle di condizioni più pingui quali *Phleum pratense*, *Poa trivialis* e *Trisetum flavescens*. Soffrono in misura minore e abbastanza coerente con lo scenario a solo rooting *Cynosorus cristatus*, *Festuca rubra* e *Poa pratensis*.

Durante le operazioni, attraverso i macchinari, sono state introdotte specie non comuni né al controllo né all'area a rooting adiacente quali *Arrhenatherum elatius* e *Lolium perenne*.

La velocità di colonizzazione risulta nettamente maggiore alle condizioni non trattate proprio in virtù delle migliorate condizioni pedologiche, in grado di favorire lo sviluppo dei primi taxa insediati.

Tuttavia, il fatto che il valore dell'indice NDVI si uniformi solamente verso il termine della stagione vegetativa, indicherebbe un anticipato accumulo di erba secca rispetto al controllo.

Ciò concorderebbe con la forte affermazione di *Barbarea vulgaris* (tra l'altro non individuata nel controllo), ma anche di *Cirsium arvense*, *Plantago major* e *Ranunculus acris*, specie per lo più tossiche, spinose o a ridottissima capacità foraggera, con forti esigenze ecologiche, tipiche di condizioni pingui.

Si tratta quindi di taxa, che rendono l'area trattata effettivamente inutilizzabile per il pascolo e che richiedono un contenimento o una loro eliminazione attraverso intensificati interventi di manutenzione.

6.4. Implicazioni economiche e gestionali

L'utilizzo di metodologie di ripristino rigorose rende le operazioni di restauro del pascolo particolarmente onerose, soprattutto per il costo degli ecotipi nativi.

Per ridurre l'impatto economico è comunque possibile indirizzarsi verso le forme in fiorume rispetto ai miscugli di semi, il cui costo è pari a circa il doppio dei primi.

In ogni caso, lo spargimento del fiorume costa da 2.5 a 6 volte la semina di miscugli commerciali nel caso in cui il materiale provenga rispettivamente da praterie pingui o magre (1350 €/ha - 3850 €/ha).

Se si sceglie di impiegare miscugli di seme di specie native, il costo aumenta da 4 a 10 volte, nel caso in cui i semi provengano rispettivamente da praterie pingui o magre (2350 €/ha - 6350 €/ha).

La variazione del costo delle operazioni è essenzialmente dovuta al differente costo del materiale di propagazione in quanto le operazioni meccaniche da eseguire sono le medesime.

L'onere della sola fresatura è infatti molto contenuto e si aggira attorno ai 175 €/ha, l'uso della seminatrice (per i miscugli di semi) o dello spandiconcime (per il fiorume) è di circa 134 €/ha. Il complesso delle operazioni con l'uso di semi commerciali è di circa 603 €/ha.

Tuttavia, lasciare alla libera evoluzione le aree interessate dal rooting non equivale ad azzerare i costi di gestione.

La sottoutilizzazione delle aree grufolate rende infatti strettamente necessari straordinari interventi di manutenzione, in particolar modo lo sfalcio delle erbe infestanti e/o tossiche e, molto spesso, anche della gestione dei cespi di *Deschampsia cespitosa*. In questo caso, l'intervento tempestivo, sembra essere l'opzione sempre più conveniente.

Soprattutto negli anni successivi all'evento si renderà quindi necessario sostenere una spesa di 85 €/ha per lo sfalcio e, se questo non fosse in grado di limitare l'espansione delle infestanti, un costo di 765 – 1790 €/ha ogni qual volta si affermi *Deschampsia cespitosa*.

Nei casi di abbandono prolungato, oltre all'eliminazione degli arbusti e delle prime arboree, si renderà necessario realizzare nuovamente la cotica con costi complessivi da 1560 a 6564 €/ha. In questo ultimo scenario quindi, i costi risultano anche superiori agli interventi rigorosi con i miscugli di semi nativi.

Il costo totale computato per gli scenari fresati e seminati a miscugli artificiali e quelli di libera evoluzione non include però importanti fattori quali la perdita di produttività e di biodiversità.

Quantificare le necessità alimentari aggiuntive e la perdita dei servizi ecosistemici, permetterebbe dunque di considerare un valore economico nascosto che potrebbe, di fatto, rendere le operazioni attualmente economicamente convenienti molto più onerose rispetto all'utilizzo di ecotipi nativi con le consuete operazioni meccanizzate.

7. CONCLUSIONI

Il rooting è un fenomeno largamente osservabile in gran parte dei pascoli prealpini e rappresenta una seria minaccia per l'esistenza stessa di queste fragili realtà.

Il complesso mosaico degli ambienti prealpini offre al cinghiale le condizioni ideali al suo sviluppo ed i pascoli, in particolare, rappresentano una integrativa fonte di risorse alimentari ed idriche, specialmente quando altrove se ne osserva scarsità.

Il disturbo del grufolamento è caratterizzato quasi sempre da una ricorrenza tra gli anni o anche nello stesso anno e si estingue normalmente in più giornate ravvicinate, in quanto l'estensione dell'area grufolata, di entità eccezionalmente varia, sarà definitiva solo dopo più notti di attività.

Nei casi di estensioni moderate, i malghesi possono ricorrere ad interventi manuali come la rimessa in posa delle zolle ribaltate, mentre nei casi più eclatanti, i comuni gestori o gli stessi malghesi possono decidere di intraprendere interventi di ripristino meccanizzati.

Questi risultano effettivamente realizzabili nei contesti complessivamente più favorevoli (in particolare ridotta pendenza e adeguata profondità del suolo) e, dove le necessità e/o gli scopi produttivi risultano maggiori.

Gli interventi meccanici solitamente intrapresi sono la fresatura, seguiti, la maggior parte delle volte, dalla semina di miscugli di specie foraggere, comunemente rinvenibili presso i consorzi agrari.

Riguardo a tale aspetto, è stato accertato l'uso di miscugli commerciali polifiti, tipicamente impiegati per realizzare prati da sfalcio ad uso foraggero, noti come prati a loiessa.

All'interno delle superfici dei pascoli, il grufolamento da cinghiale segue fattori preferenziali secondari.

Sfuggono per lo più al disturbo le aree con maggiore pietrosità e con suolo meno profondo, spesso coincidenti con quelle a maggiore pendenza.

Si intensificano di conseguenza le osservazioni in aree con suolo umido e profondo, anche se in presenza di scheletro di rilevante entità dimensionale (si ha prova di affioramenti di inerti di dimensione ragguardevole, fino a 20x30 cm).

La condizione grufolata è caratterizzata da un mosaico di aree intatte, aree con zolle rivoltate e aree a suolo nudo esposto.

L'asperità complessiva del terreno è quindi gravemente incrementata sia, quasi in ogni circostanza, per via dell'aumentata pietrosità che, sempre, per la presenza di zolle ribaltate.

A questo dato di fatto consegue una accresciuta difficoltà deambulatoria dei bovini, che, allo stesso momento saranno maggiormente esposti al rischio di zoppie.

In una superficie mediamente impattata, la perdita di biomassa vegetale si attesta attorno al 30%, tuttavia, anche dopo il raggiungimento di una copertura totale delle aree scoperte, la produzione non diviene simile a quello del controllo, almeno fino a circa 300 giorni di stagione vegetativa, e purché vengano effettuate regolari operazioni di sfalcio.

Nelle condizioni a maggior degrado per sottoutilizzo ed incuria, infatti, si prevede, oltre ad un rapido aumento delle malerbe, anche l'accrescersi delle superfici a forme biologiche fanerofite (arbusti e specie arboree).

L'avanzata della vegetazione pioniera è rallentata esclusivamente dalla dimensione delle pietre affioranti, ma, di norma, riesce a ricolonizzare il 90% del suolo nudo delle singole buche entro una stagione vegetativa, e riesce a saturarlo entro un periodo corrispondente a due alpeggi.

Nei casi di danno non seguiti da fresatura e semina, l'evoluzione nei primi stadi successionali risulta più ardua rispetto ad una normale situazione di suolo smosso, in quanto la comunità vegetale originaria si deve interfacciare con aumentate difficoltà propagative e con condizioni pedologiche dissimili da quelle originarie.

Le specie sulle zolle rivoltate e quelle ricoperte da queste (vegetanti o sotto forma di seedbank) sono destinate rapidamente al deperimento, mentre la zolla

stessa costituisce una barriera che divide più o meno nettamente l'area a suolo nudo dalla comunità vegetale intatta.

Le mutate condizioni pedologiche sono state indirettamente confermate dall'affermazione di specie ruderali competitive, in grado di sfruttare l'aumentata concentrazione di nitrati al suolo, per l'assenza o la moderata competizione con le specie della comunità originaria, anche se in carenza di altri elementi nutritivi. Tali specie presentano inferiori esigenze di umidità, di luce e temperatura, risultano poi maggiormente competitive nelle condizioni ad accentuata pietrosità.

In questo primo periodo, il caso comune è rappresentato da comunità vegetali più povere, costituite da poche entità con abbondanze molto superiori rispetto a quelle rinvenute nei controlli.

Tali taxa si accollano la maggior parte del valore pabulare ed ecologico ed appartengono a famiglie differenti rispetto alle graminacee e fabacee, che compongono la maggior parte della cotica originaria.

Si tratta tendenzialmente di *Alchemilla vulgaris*, *Galium mollugo*, *Cruciata laevipes*, *Hypericum maculatum* e, in alcuni casi, di malerbe a basso valore foraggero, spesso tossiche e non sempre rinvenute nelle aree di controllo quali *Veratrum album*, *Stellaria graminea*, *Barbarea vulgaris*, *Jacobaea alpina*, *Bistorta officinalis*, *Rumex acetosella*, *Leucanthemum vulgare*, *Urtica dioica* e *Senecio cacaliaster*.

Due sole specie di graminacee sembrano in grado di affiancarsi a queste: *Nardus stricta* e *Danthonia decumbens*.

Subito dopo, la famiglia delle fabacee supera tutte le altre, grazie ad una forte affermazione di *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*, anch'esse capaci di ricoprire con assoluta dominanza intere buche.

A questo punto il valore foraggero cresce e rimane tendenzialmente superiore alle condizioni di controllo.

Lungo la fase successionale, a cavallo dei circa 600 giorni di stagione vegetativa, si assiste ad una fase caratterizzata da una diversità di specie

maggior rispetto al controllo, poiché alle specie affermatesi nella fase pioniera, si accostano anche quelle dei contesti meno disturbati.

Nel secondo periodo quindi, si assiste infatti alla ripresa della famiglia delle graminacee, presto destinata a ridivenire dominante.

Tra le specie di questa famiglia spiccano *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Agrostis capillaris*. Con maggiore ricorrenza si osservano *Cynosorus cristatus*, *Deschampsia cespitosa* e *Nardus stricta*.

Quest'ultima specie accomuna la maggior parte dei casi interessati dal grufolamento e, in molti di questi, si rende fortemente competitiva con il resto della comunità vegetale già dalle primissime fasi.

La forte e diffusa affermazione di *Deschampsia cespitosa* nel secondo periodo potrebbe poi essere causa della riduzione delle geofite, categoria fino a quel momento in forte aumento.

Questo ridurrebbe, da un lato, l'attrattiva del sito al suide abbassando la probabilità di ricorrenza del danno ma, allo stesso modo, ridurrebbe l'appetibilità del pascolo per i bovini, rendendo anche necessari costosi interventi di manutenzione della cotica.

Il forte e generalizzato aumento di alcune specie non rinvenute nelle aree a controllo ma che si presentano con forte dominanza esclusivamente nelle aree grufolate (e poi sopresse efficacemente solo con le operazioni di risemina) potrebbero indicare la forte capacità di dispersione di queste per zoocoria da cinghiale, capace di far instaurare nuove specie anche molto distante dal punto di raccolta.

Barbarea vulgaris e *Deschampsia cespitosa* sono, in primi, le specie che spesso appaiono improvvisamente in contesti dove sono assenti nelle vicinanze.

Sebbene entro la fine della serie temporale indagata (1000 giorni di stagione vegetativa) si osservi un allineamento delle famiglie vegetali componenti, la composizione specifica dei siti, seppur più simile rispetto alle prime fasi pioniere, risulta ancora dissimile dal controllo.

Ciò conferma la forte entità dell'impatto del rooting sulla composizione vegetale anche molto tempo dopo il danno.

Attraverso le operazioni di fresatura, la problematica dell'asperità del terreno data dalle zolle ribaltate e dalle pietre affioranti, viene presto meno.

Allo stesso modo, le proprietà pedologiche risultano uniformemente migliorate rispetto alle aree non trattate, anche sotto il profilo della disponibilità di sostanza organica, grazie allo smistamento degli interi orizzonti di suolo.

Si viene così ad eliminare, per queste specifiche aree, il rischio del sottopascimento, almeno per causa di difficoltà d'utilizzo.

L'intervento crea un letto di semina ideale, eliminando la competizione con la comunità residua ma, al contempo dando la possibilità alle specie ruderali di insediarsi con maggiore successo.

Dopo una fresatura, infatti, la colonizzazione della vegetazione risulta velocizzata rispetto alle condizioni non trattate, sia che questa sia stata sottoposta oppure no alla semina.

Nel caso fresato ma non seminato, lo scenario vegetazionale risulta simile alla condizione lasciata alla libera evoluzione.

Nei primi stadi, la famiglia delle graminacee risulta la più penalizzata dalla forte affermazione di fabacee, ma, soprattutto, da specie di altre famiglie.

Queste ultime sono in grado di svilupparsi su superfici maggiori e per permanenze più prolungate rispetto a qualsiasi altra condizione, probabilmente in virtù della combinazione di feracità del suolo e della minore competizione con la comunità nativa.

È in questo modo che le specie ruderali legate alle condizioni di media-alta fertilità si confermano presto dominanti.

Si assiste, di fatto, ad un forte insediamento di *Barbarea vulgaris* ma anche di *Cirsium arvense*, *Plantago major* e *Ranunculus acris*, specie a ridottissimo valore foraggero o addirittura tossiche o spinose.

Si tratta quindi di taxa, che rendono l'area trattata effettivamente inutilizzabile per il pascolamento dei bovini e che richiedono intensificati interventi di manutenzione.

Si evidenzia poi il ruolo delle attrezzature utilizzate nel trasporto accidentale di semi non nativi.

Sono infatti state introdotte specie non comuni né al controllo né all'area a rooting adiacente perché tipiche di prati quali *Arrhenatherum elatius* e *Lolium perenne*.

L'impiego di semi commerciali implica una forte alterazione delle caratteristiche vegetazionali del pascolo.

La diversità di specie cala drasticamente e si assiste ad una prolungata sostituzione delle entità vegetali.

Contrariamente a quanto visto per le aree lasciate alla libera evoluzione, quindi, la numerosità di specie rimane nel tempo costantemente inferiore alla condizione di controllo.

Tuttavia, le specie dei miscugli dimostrano inadeguatezza verso il sito ospite, che non riesce a garantire le condizioni di umidità del suolo, temperatura, granulometria e, soprattutto, nutrizionali.

Non a caso, lungo la successione, si delinea un'evoluzione peggiorativa della cotica, che perde progressivamente in valore foraggero tramite uno squilibrio delle macro-categorie vegetali e all'aumento delle forme biologiche terofite, dopo circa 600 giorni di stagione vegetativa.

L'aumento del valore foraggero, invece, induce un sovrautilizzo delle aree trattate e un contestuale sottoutilizzo delle aree a comunità nativa nel resto del pascolo, accelerando i fenomeni di imboschimento per le aree più difficilmente raggiungibili dalle mandrie.

Gli interventi di fresatura e semina impattano maggiormente sulla categoria delle altre specie per favorire le graminacee in primis e, secondariamente, le fabacee, ossia le stesse famiglie di cui i miscugli stessi si compongono.

Le cultivar sono perciò in grado di ostacolare il reinsediamento delle specie native di tutte le famiglie, e si attestano con percentuali di consistenza concordi a quelli attesi.

Tra le graminacee risultano dominanti, specialmente nel primo periodo, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Lolium multiflorum*, *Festuca arundinacea* e, dove seminate, *Poa pratensis* e *Poa trivialis*.

Nel secondo periodo *Dactylis glomerata*, più adatta alle condizioni montane, prevale nettamente, mentre si riducono *Poa pratensis* e la più termofila, *Lolium multiflorum*. In questo periodo, si affiancano altre graminacee delle condizioni più fresche, in particolar modo *Cynosorus cristatus* e *Festuca rubra*.

In considerazione della grande quantità di propaguli immessi, le specie pioniere ruderali (in particolare *Barbarea vulgaris*, *Urtica dioica*, *Senecio inaequidens* e *Rumex obtusifolius*) e tutte le altre specie estranee ai miscugli (tra cui anche *Deschampsia cespitosa*) si osservano esclusivamente nelle primissime fasi successionali, per poi risultare fortemente ridotte.

Ciò testimonia la povertà specifica tipica dei miscugli commerciali foraggeri che tuttavia sono in grado di ostacolare efficientemente l'affermazione di ulteriori specie rispetto alle condizioni non trattate.

La massiccia introduzione di cultivar di graminacee non native, porta poi, negli anni, ad una loro diffusione anche al di fuori dei confini dell'area disturbata, specialmente dove sono presenti perturbazioni in grado di esporre suolo nudo, ossia nei contesti in cui la comunità nativa non ne può ostacolare lo sviluppo.

Tale condizione è stata osservata, ad esempio, nelle aree interessate dal grufolamento e poi non trattate, limitrofe a quelle fresate e seminate.

Le specie affini alle cultivar stesse, quali in particolare *Dactylis glomerata*, *Trifolium pratense* e *Trifolium repens*, soffrono, oltre che una riduzione dell'habitat, anche il problema dell'inquinamento genetico, capace di alterarne le capacità adattative.

La forte e costante riduzione delle geofite diminuirebbe però la probabilità di ricorrenza del danno rispetto alle condizioni non trattate.

Anche in questo caso, al termine della serie temporale considerata (1000 giorni di stagione vegetativa), la composizione vegetale risulta fortemente dissimile dal controllo.

Dal punto di vista gestionale, emerge un quadro di generale carenza nella capacità di contenimento del problema.

Ad oggi infatti, nell'area d'indagine, non esistono linee guida ufficiali in grado di generare un'opportuna e rapida risposta risolutiva.

Ne consegue che nella maggior parte dei casi gli interventi sono eseguiti secondo le modalità e con i mezzi più confacenti ai malghesi gestori delle malghe colpite.

La questione dovrebbe essere invece adeguatamente affrontata dai comuni gestori o dalle comunità montane, quali enti in grado di fornire gli strumenti necessari ad un intervento coordinato ed efficace.

Questo è tanto più necessario quanto più la tempestività nell'esecuzione degli opportuni interventi si riveli l'unica strategia vincente per tutelare i servizi ecosistemici offerti dal pascolo e ridurre gli oneri o le perdite economiche di lungo periodo.

Considerata la vastissima variabilità di casistiche, per ciascun fenomeno di rooting dovrà essere applicata una soluzione ad-hoc previa una accurata analisi preliminare.

Nella fase di valutazione, dovranno essere interpellate figure professionali di comprovata esperienza, in grado di assistere efficacemente gli enti gestori o gli stessi malghesi verso la scelta che comporti contemporaneamente il minor costo ed il massimo beneficio (Tab. 7.1).

In termini generici, quando il danno da cinghiale è particolarmente intenso su ampie superfici, facilmente raggiungibili con ordinari mezzi agricoli, si potrebbe consigliare un intervento di fresatura seguita dalla semina di ecotipi nativi, oppure la fresatura solo se seguita dal taglio almeno annuale delle infestanti.

Tanto più la semina sarà eseguita in vicinanza agli interventi meccanizzati, tanto più il successo delle operazioni sarà maggiore e le malerbe efficacemente ostacolate.

Non c'è dunque un periodo preferenziale migliore di un altro, ma solo un'azione quanto più rapida possibile, a ridosso dell'evento perturbatorio.

Ma la dovuta celerità può essere garantita solo se esiste un virtuoso sistema organizzato di pronto intervento, in grado di fornire oltre alle competenze professionali, anche la reperibilità dei mezzi necessari e delle entità native adatte.

Per eliminare il costo di acquisto dei semi nativi, o, banalmente, per sopperire alla mancanza di offerta nel mercato, ciascuna comunità montana potrebbe realizzare delle vere e proprie seedbank con materiale proveniente dai siti donatori rappresentativi delle proprie principali tipologie vegetali ad uso foraggero.

Tale risorsa potrebbe essere utilizzata, oltre che per i danni da cinghiale, anche per tutti gli altri interventi di ripristino o miglioramento a cui le malghe potrebbero essere sottoposte.

Si sconsiglia categoricamente l'impiego di semi di specie foraggere ad uso intensivo, opzione apparentemente più vantaggiosa e presto pronta all'uso, capace di essere tanto più allettante quando più le esigenze di ripristino devono garantire la continuità della stagione dell'alpeggio.

Come si è dimostrato, l'uso di miscugli polifiti di natura commerciale risulta una pratica inadatta ai sistemi pascolivi di montagna perché le specie introdotte in maniera massiva conducono a scenari totalmente dissimili da quelli di origine, comportando forti difficoltà al ritorno delle condizioni precedenti, con significativi impatti sulla biodiversità, anche nel lungo periodo.

Oltre a risultare banale, la biocenosi vegetale importata non appare in grado di autosostenersi senza un associato sistema di utilizzo intensificato, che andrebbe contro le buone norme di gestione delle malghe. Consentire un rafforzato uso di tecniche intensive sfocerebbe nella perdita delle consuete

funzioni ecosistemiche e, conseguentemente, dei servizi ecosistemici tipicamente associati ai sistemi pascolivi.

Verrebbero in particolar modo depotenziati i servizi di regolazione e purificazione delle risorse idriche ed i servizi di impollinazione, verrebbe alterato il ciclo dei nutrienti e, ugualmente, si ridurrebbero i valori estetici e ricreazionali. Riuscire a quantificare il valore economico nascosto derivante dalla perdita di tali fondamentali servizi, permetterebbe di rendere le operazioni di semina dei taxa nativi attualmente già più conveniente e sostenibile, rispetto a tutte le altre opzioni per questa scala d'intervento.

Nei casi in cui non si adoperassero azioni di alcun tipo, infatti, il pascolo andrebbe presto incontro ad un forte degrado, con l'affermazione di specie invasive, arbusti e, nel lungo periodo, sarebbe destinato ad una conversione a bosco anche nei casi in cui la malga risulti correttamente caricata.

I costi per un eventuale ritorno al pascolo sarebbero perciò superiori rispetto all'ammontare di un rigoroso intervento di ripristino, anche utilizzando gli ecotipi nativi in forma di semi, notoriamente più costosi rispetto al fiorume.

Nei casi di danni su superfici accorpate di ridotte dimensioni o su pendenze più o meno accentuate, si potrebbe invece intervenire manualmente rimettendo in opera le zolle, senza frammentarle. Si ammetterà dunque l'insorgenza di una certa quantità di malerbe, ma queste dovranno essere oggetto di tempestiva lotta, nei modi e nei tempi che meglio ostacolano il loro ciclo biologico e le loro caratteristiche propagative.

Nel caso di specie a forte propagazione per seme, saranno necessari interventi di eliminazione prima della fase di dispersione, tramite semplice sfalcio, mentre, per le specie rizomatose o con bulbi particolarmente consistenti, si procederà, se necessario, allo sradicamento (azione solitamente eseguita per *Deschampsia cespitosa*) e, nei casi di insuccesso purché con le dovute autorizzazioni e dove ammesso, alla lotta integrata attraverso prodotti di sintesi quali diserbi selettivi (es. già esistenti contro *Veratrum album*).

Affianco a tali buone azioni di manutenzione sarà però ugualmente opportuno intensificare lo sforzo di prelievo del suide, ove di questo si osservino chiari segni di presenza.

Si denota perciò la necessità di avere un quadro conoscitivo più dettagliato sulla distribuzione del cinghiale, attraverso l'implementazione dei monitoraggi, i quali saranno poi utili anche, a posteriori, nel riconoscere l'efficacia delle azioni intraprese.

È ben noto, infatti, come i metodi di eradicazione siano tanto più inefficienti quanto più applicati agli stadi avanzati di diffusione della specie oggetto di lotta.

Una diffusione potenzialmente incontrollata del cinghiale condurrebbe a maggiori danni ai pascoli e ad una generalizzata crescita dei costi di gestione.

È infatti solo attraverso la riduzione o l'eliminazione della specie che il rischio di nuovi danni e la ricorrenza di questi sulle superfici già danneggiate potrà essere incisivamente ridotta e gli interventi di ripristino non correranno il rischio di essere presto vanificati.

Nel frattempo, i soggetti proprietari devono garantire l'attività dell'alpeggio nelle malghe interessate dal problema, per evitarne l'abbandono o il sottoutilizzo.

In questo senso, il singolo comune o la comunità montana si potrebbero proporre come i principali curatori delle operazioni di ripristino necessarie, sobbarcandosene i costi.

Visto il peso economico e la necessità di attrezzature e competenze non sempre propri del vincitore del bando per la gestione della malga, questa strada potrebbe essere, di fatto l'unica opzione perseguibile per mantenere l'attività dell'alpeggio in queste circostanze.

Tabella 7.1: riassunto delle condizioni associate a ciascun intervento gestionale.

	Fresatura e semina di miscugli commerciali		Sola fresatura		Solo rooting	
	Breve periodo	Lungo periodo	Breve periodo	Lungo periodo	Breve periodo	Lungo periodo (se sfalcato)
Valore foraggero	Migliora	Peggiora	Peggiora	\	Peggiora	Simile al controllo
Biodiversità vegetale (n. specie e cambio di specie)	Peggiora	Peggiora	Peggiora	\	Peggiora	Migliora-simile al controllo
Ripristino alla condizione originaria	No	No	No	\	No	(No)
Ricolonizzazione vegetale	Molto rapida	\	Rapida	\	Lenta	\
Variabilità della serie successionale	Bassa	Bassa	Alta	\	Alta	Alta
Infestanti	Diminuiscono	Rimangono ridotte	Aumentano	\	Aumentano	(Rimangono)
Inquinamento genetico	Si	Si	No	\	No	No
Perdita di servizi ecosistemici	Alta	Alta	Media	\	Media	Medio-bassa
Probabilità di ricorrenza del danno	Minore	Minore	Minore	\	Maggiore	Come o maggiore al controllo
Costo	Basso	Medio-basso	Molto basso	\	Nulla	(Molto alto)
Costi-benefici	Molto basso	Molto basso	Medio-basso		Basso	(Medio-basso)
Rischio di sottoutilizzo	Alto (per aree non seminate)	Medio-alto (per aree non seminate)	Alto	\	Alto	(Medio-basso)
Rischio di zoppie	No	No	No	\	Si	Si

Al fine di fornire competenze gestionali più mirate saranno dunque necessari ulteriori studi in grado di fornire ipotesi di scenario circa l'espansione futura del cinghiale ed in grado di stimare il presentarsi del danno sui pascoli in funzione delle diverse idoneità ambientali di contorno.

Di fondamentale importanza sarebbe poi l'applicazione di valutazioni economiche delle risorse ambientali, in grado di quantificare il valore economico dei servizi ecosistemici perduti dal pascolo.

Tali valutazioni permetterebbero di includere anche il costo ecosistemico imposto dalle scelte gestionali volte alla sola massimizzazione della produzione e, al contempo, valorizzare le scelte più virtuose.

Dovrebbe poi essere approfondita l'evoluzione della vegetazione danneggiata ripetutamente e osservare il successo degli interventi di ripristino con l'uso di taxa nativi.

Parallelamente dovranno essere implementate le conoscenze fitosociologiche dei sistemi pascolivi a sostegno della creazione di un sistema organizzato in

grado di assicurare, tra le altre cose, la reperibilità dei semi delle specie coerenti con le caratteristiche stazionali dei siti danneggiati da restaurare.

8. BIBLIOGRAFIA

2022. Decreto Legislativo 17 febbraio 2022 n. 9. DGR n. 712 del 14 giugno 2022 Piano regionale di interventi urgenti per la gestione il controllo e l'eradicazione della peste suina Africana 2022-2027.

1992, 1993. Articolo 19 della L. n. 157/1992 e dell'articolo 17 della L. R. n. 50/1993. Piano Triennale di gestione e controllo - a fini di eradicazione - del cinghiale (*Sus scrofa* L.) nel territorio regionale (2017-2019). Deliberazione della giunta regionale n. 598 del 28 aprile 2017.

Albon S.D., Brewer M.J., O'brien S., Nolan A.J., Cope D. 2007. Quantifying the grazing impacts associated with different herbivores on rangelands. *Journal of Applied Ecology* 44 (6): 1176-1187.

Anderson S. J., Stone C. P. 1993. Snaring to control feral pigs *Sus scrofa* in a remote Hawaiian rain forest. *Biological Conservation* 63 (2): 195-201.

Arnthórsdóttir S. 1994. Colonisation of experimental patches in a mown grassland. *Oikos* 70 (1): 73-79.

Auzet A. V., Guerrini M. C. e Muxart T. 1992. L'agriculture et l'érosion des sols: importance en France de l'érosion liée aux pratiques agricoles. *Economie rurale* 208-209: 105-110.

Barbi A., Cagnati A., Cola G., Checchetto F., Chiaudani A., Crepaz A., Delillo I., Mariani L., Marigo G., Meneghin P., Parsi S. G., Rech F., Renon B., Robert-Luciani T. 2013. Atlante climatico del Veneto. Precipitazioni - Basi informative per l'analisi delle correlazioni tra cambiamenti climatici e dinamiche forestali nel Veneto. Regione del Veneto, Mestre.

- Battaglini L., Mimosi A., Ighina A., Lussiana C., Malfatto V., Bianchi M. 2003. Sistemi zootecnici alpini e produzioni legate al territorio. Piancavallo (PN) il 5 e 6 settembre 2003. SoZooAlp.
- Baubet E., C. Bonenfant C., Brandt S. 2004. Diet of wild boar in the French Alps. *Galemys* 16: 101-113.
- Baubet E., Ropert-Coudert Y., Brandt S. 2003. Seasonal and annual variations in earthworm consumption by wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.). *Wildlife Research* 30 (2): 179-186.
- Bekker R. M., Verweij G. L., Smith R. E. N., Reiné R., Bakker J. P., Schneider S. 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34 (5): 1293-1310.
- Bornard A., Cosic P., Brau-Nogue C. 1996. Diversite spécifique des vegetations en alpage: influence des conditions ecologiques et des pratiques. *Ecologie* 272 (2): 103-115.
- 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.
- Briedermann L. 1990. *Schwarzwild*, 2nd edn. Berlin. VEB Landwirtschaftsverlag.
- Bueno C. G., Alados C. L., Gómez-García D., Barrio I. C. , García-González R. 2009. Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. *Journal of Zoology* 279 (2): 195-202.

Bueno C. G., Barrio I. C., García-González R., Alados C. L., Gómez-García D. 2011. Assessment of wild boar rooting on ecological and pastoral values of alpine Pyrenean grasslands. *Pirineos* 166: 51-67.

Bueno C. G., Barrio I.C., García-González R., Alados C.L., Gómez-García D. 2010a. Does wild boar rooting affect livestock grazing areas in alpine grasslands? *European Journal of Wildlife Research* 56 (5): 765-770.

Bueno C.G., Jiménez J.J. 2014. Livestock grazing activities and wild boar rooting affect alpine earthworm communities in the Central Pyrenees (Spain). *Applied Soil Ecology* 83: 71-78.

Bueno C.G., Reinéb R., Aladosc C.L., Gómez-García D. 2010b. Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic and Applied Ecology* 12 (2): 125-133.

Bueno G., Azorín J., Gómez-García D., Alados C.L., Badía D. 2013. Occurrence and intensity of wild boar disturbances, effects on the physical and chemical soil properties of alpine grasslands. *Plant Soil* 373: 243-256.

Carnevali L., Pedrotti L., Riga F., Toso S. 2009. Banca Dati Ungulati: Status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. Rapporto 2001-2005. *Biologia e Conservazione della Fauna* 117: 1-168.

Cocca G., Sturaro E., Dal Compare L., Ramanzin M. 2007. Wild boar (*Sus scrofa*) damages to mountain grassland. A case study in the Belluno province, eastern Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science* 6: 845-847.

Comune di Asiago

<https://www.comune.asiago.vi.it/zf/index.php/trasparenza/index/visualizza-documento-generico/categoria/135/documento/98>).

- Cushman J. H., T. A. Tierney, J. M. Hinds. 2004. Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. *Ecological Applications* 14 (6): 1746-1756.
- Dalla Fior G., 1962. *La nostra flora*. Trento. G.B. Monauni.
- Dardaillon M. 1987. Seasonal feeding habits of the wild boar in a Mediterranean wetland, the Camargue (Southern France). *Acta Theriologica* 32 (23): 389-401.
- Díaz-Villa M. D., Marañón T., Arroyo J., Garrido B. 2003. Soil seed banks and floristic diversity in a forest-grassland mosaic in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 14 (5): 701-709.
- Dierschke H., Briemle G. 2002. *Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Dietl W., Lehmann J., Jorquera M. 2005 *Le graminacee prative*. Bologna. Patron editore.
- Fenner M., Thompson K. 2005. *The ecology of seeds* (1st ed.). Cambridge University Press.
- Ferretti F., Lazzeri L., Mori E., Cesaretti G., Calosi M., Burrini L., Fattorini N. 2021. Habitat correlates of wild boar density and rooting along an environmental gradient. *Journal of Mammalogy* 102 (6): 1536-1547.
- Fleury P. 1996. Differentes composantes de la biodiversite dans les prairies. Exemples dans les Alpes du nord francaises. *Acta Botanica Gallica* 143 (4/5): 291-298.

- Gatel J.F., Loucougaray G., Veron F. 2010. L'impact des dégâts de sanglier sur la végétation en alpage. Irstea: 99.
- Genov P. 1981a. Food composition of Wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica* 26 (10): 185-205.
- Genov P. 1981b. Significance of natural biocenoses and agrocenoses as the source of food for wild boar (*Sus scrofa* L.). *Ekol. Polska* 29 (1): 117±136.
- Goliński P. 2001. Influence of different methods of sward preparation on the effectiveness of pasture overdrilling with *Trifolium repens*. *Grassland Science in Europe* 6: 55-57.
- Grice A. 1996. Seed production, dispersal and germination in *Cryptostegia grandiflora* and *Ziziphus mauritiana*, two invasive shrubs in tropical woodlands of northern Australia. *Australian Journal of Ecology* 21 (3): 324-331.
- Hanley M.E., Lamont B.B., Fairbanks M.M., Rafferty, C.M. 2007. Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence. *Perspectives in Plant ecology, Evolution and Systematics* 8 (4): 157-178.
- Heinken T, Raudnitschka D. 2002. Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121 (4): 179-194.
- Hempel W. 2009. Die Pflanzenwelt Sachsens von der Späteiszeit bis zur Gegenwart. Weißdorn- Verlag Jena.
- Herrero J. García-Serrano A., Couto S., Ortuño Vicente M., García-González R. 2006. Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Forest Research* 52: 245-250.

- Holland E.A., Detling J.K. 1990. Plant Response to Herbivory and Belowground Nitrogen Cycling. *Ecology* 71 (3): 1040-1049.
- Hölzel N., Bissels S., Donath T. W., Handke K., Harnisch M. e Otie A. 2006. Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* pp. 31.
- Hone, J. 1988. Evaluation of methods for ground survey of feral pigs and their sign. *Acta Theriologica* 33 (33): 451-465.
- Howe T., Bratton S. 1976. Winter rooting activity of the European wild boar in the Great Smoky Mountains National Park. *Castanea* 41(3): 256-264.
- Imeson, A. 1977. Splash erosion, animal activity and sediment supply in a small forested Luxemburg catchment. *Earth Surface Processes* 2 (2-3): 153±160.
- Kalamees R., Zobel, M. 2002. The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecology* 83 (4): 1017-1025.
- Kauter D. 2002. Sauergras und Wegbreit. Die Entwicklung der Wiesen in Mitteleuropa zwischen 1560 und 1900. *Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim, Beiheft* 14: 1-226.
- Kober-Grohne U. 1990. Gramineen und Grünlandvegetation vom Neolithikum bis zum Mittelalter in Mitteleuropa. *Bibliotheca Botanica* 139: 1-104.
- Korneck D., Schnitler M., Klingenstein F., Ludwig G., Takla M., Bohn U. e May R. (1998) Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 29: 299-444.

- Kotanen P. M. 1995. Responses of vegetation to a changing regime of disturbance: effects of feral pigs in a Californian coastal prairie. *Ecography* 18 (2): 190-199.
- Lavorel S., Lepart J., Debussche M., Lebreton J.D., Beffy J.-L. 1994. Small scale perturbances and the maintenance of species diversity in Mediterranean old fields. *Oikos* 70 (3): 455-473.
- Lynes B. C., Campbell S. D. 2000. Germination and viability of mesquite (*Prosopis pallida*) seed following ingestion and excretion by feral pigs (*Sus scrofa*). *Tropical Grasslands* 34 (2): 125-128.
- Massei G., Genov P. 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16: 135-145.
- Massei G., Genov P. V., Staines B. W. 1996. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* 41: 307±320.
- Mathew B. 1982. *The Crocus: a revision of the genus Crocus (Iridaceae)*. London, UK. B. T. Batsford Ltd.
- Meyer S. E., Monsen, S. B. 1993. Genetic Considerations in Propagating Native Shrubs, Forbs, and Grasses from Seed. Proceedings, Western Forest Nursery Association, September 14-18, 1992, Fallen Leaf Lake, CA, 221: 47.
- Millar C. I., Libby W. J. 1989. Disneyland or Native Ecosystem: Genetics and the Restorationist. *Restoration and Management Notes* 7(1): 18-24.

- Monaco A., Carnevali L., Riga F., Toso S. 2006. Il cinghiale sull'arco alpino: status e gestione delle popolazioni. Report Centro Ecologia Alpina 38.
- Mrotzek R., Halder M., Schmidt W. 1999. Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von Phanerogamen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29: 437-443.
- Nicoloso S., De Stefani G., Bottazzo M. 2004. Il cinghiale nella regione veneto indagine conoscitiva. Conselve. Think Adv.
- Noelia Barrios-Garcia M., Simberloff D. 2013. Linking the pattern to the mechanism: How an introduced mammal facilitates plant invasions. *Austral Ecology* 38 (8): 884-890.
- Orth D., Girard C.M. 1996. "Espèces dominantes et biodiversité: relation avec les conditions édaphiques et les pratiques agricoles pour des prairies des marais du Cotentin". *Écologie* 27(3): 171-189.
- Palacio S., Bueno G.C., Azorín J., Maestro M., Gómez-García D. 2013. Wild-boar disturbance increases nutrient and C stores of geophytes in subalpine grasslands. *American Journal of Botany* 100 (9): 1790-1799.
- Picard M., Papaix J., Gosselin F., Picot D., Bideau E., Baltzinger C. 2015. Temporal dynamics of seed excretion by wild ungulates: implications for plant dispersal. *Ecology and evolution* 5(13): 2621-2632.
- Pignatti S. 1982. *Flora d'Italia* 3' voll. Milano. Edagricole.
- Poschlod P., Baumann A., Karlik P. 2009. Origin and development of grasslands in Central Europe. In: Veen P., Jefferson R., de Smith J. e van der Straaten J. (eds.), *Grasslands in Europe of High Nature Value*, pp. 15-26. Zeist, The Netherlands. KNNV Publishing.

Provincia autonoma di Trento, Analisi prezzi, 2018

http://www.elencoprezzi2018.provincia.tn.it/Downloads/18_Analisi_2018_VoI.8_F.02-S.50.pdf

Reader R.J., Buck J. 1991. Control of seedling density on disturbed ground: role of seedling establishment for some mid-successional, old-field species. *Canadian Journal of Botany* 69 (4): 773-777.

Rebollo S., Perez-Camacho L., Valencia J., Gomez-Sal A. 2003. Vole mound effects and disturbance rate in a Mediterranean plant community under different grazing and irrigation regimes. *Plant ecology* 169: 227-243.

Ritchie M.E., Tilman D., Knops J.M.H. 1998. Herbivore effects on plant nitrogen dynamics in Oak Savanna. *Ecology* 79 (1): 165-177.

Rogers W.E., Hartnett D.C. 2001. Temporal vegetation dynamics and recolonisation mechanisms on different-sized soil disturbances in tallgrass prairie. *American Journal of Botany* 88 (9): 1634-1752.

Schley L., Roper T.J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev* 33 (1): 43-56.

Schmid W., Bolzern H. e Guyer Ch. 2007. Mahwiesen - Ökologie und Bewirtshaltung; Flora, Fauna und Bewirtshaltung am Beispiel von elf Luzerner Mahwiesen. Lehrmittelverlag des Kantons Luzern, Schachenhof, Lütli.

Schmidt M., Sommer Wolf-Ulrich Kriebitzsch K., Ellenberg Goddert von Oheimb H. 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I:

Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). European Journal of Forest Research 123: 167-176.

Scillitani L., Monaco A., Bertolino S. 2015. Il Cinghiale e la Biodiversità. Bologna, Sala 20 Maggio 2012.

Scotton M. 2009. Semi-natural grassland as a source of biodiversity improvement – SALVERE. Proceedings of the International Workshop of the SALVERE-Project 2009, Agricultural Research and Education Centre Raumberg-Gumpenstein pp. 2-5.

Scotton M., Kirmer A., Krautzer B. 2012. Manuale pratico per la raccolta di seme e il restauro ecologico delle praterie ricche di specie. Padova. Cooperativa Libreria Editrice Università di Padova.

Scotton M., Marini L., Pecile A., Franchi R., Fezzi, F. 2005. Notes on the floral evolution of the manured meadows in the Sole Valley (Trentino, NE Italy). In Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Tartu, Estonia, 29-31 August 2005 (pp. 525-528). Estonian Grassland Society.

Scotton M., Piccinin L., Coraiola M. 2010. Metodi di rivegetazione in ambiente alpino. Restauro ecologico per la difesa del suolo contro l'erosione. Quaderni del Parco, 10. Parco Naturale Paneveggio Pale di San Martino.

Scotton M., Piccinin L., Dainese M. e Sancin F. 2009a. Seed production of an *Arrhenatherion elatioris* hay-meadow in the eastern Italian Alps. Grass and Forage Science 64: 208–218.

Scotton M., Rigoni Stern G., 2003. Manutenzione dei pascoli alpini. Sherwood 95.

- SER. 2004. Society for Ecological Restoration International, Science e Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration.
- Siemann E., Carrillo A.J., Gabler C.A., Zipp R., Rogers W.E. 2009. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 258 (5): 546–553.
- Sims N.K., John E.A., Stewart J. A. A. 2014. Short-term response and recovery of bluebells (*Hyacinthoides non-scripta*) after rooting by wild boar (*Sus scrofa*). *Plant ecology* 215:1409-1416.
- Smith R. S., Jones L. 1991. The phenology of mesotrophic grassland in the Pennine Dales, Northern England: historic hay cutting dates, vegetation variation on and plant species phenologies. *Journal of Applied Ecology* 28: 42-59.
- Sodeikat G, Pohlmeier K. 1999. Sender am Teller. *NiederschJäger* 24 (99): 9-13.
- Stolle M. 1995. Mulchdecksaaten – eine Möglichkeit der Boschungssicherung in Bergbaufolgelandscha tien. *Mitteilungen der Gesellschatifur Ingenieurbiologie* 6: 8-18.
- Stolle M. 2006. Ansaaten (Off enland) – Hinweise fur die Umsetzung. In Kirmer A. e Tischew S.(eds.). *Handbuch naturnahe Begrünung von Rohboden*, pp. 92-93. Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Thiébaud F., Cozic P., Veron F., Brau-Nogue C. e Bornard A. 2001. Interets et limites des diff erents couverts fourragers et pratiques associees vis-a-vis de l'environnement. *Analyse bibliographique. Fourrages* 168: 449-475.

- Thiébaud F., Cozic P., Véron F., Brau-Nogué C. e Bornard A. 2001. Intérêts et limites des différents couverts fourragers et pratiques associées vis-à-vis de l'environnement. *Analyse bibliographique. Fourrages* 168: 449-475.
- Tilman D. 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton, Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Touzard B. 1999. *Dynamique de la diversité végétale en milieu herbacé humide après abandon des pratiques culturales*. Doctoral dissertation. Université de Rennes.
- Van Andel J., Grootjans A. P. 2005. Concepts in restoration ecology. In J. van Andel, J. Aronson (Eds.), *Restoration ecology*, 16-30. Oxford: Blackwell Publishing.
- Van Der Maarel E., Sykes M.T. 1993. Small-scale plant-species turnover in a limestone grassland- the carousel model and some comments on the niche concept; *Journal of vegetation science* 4 (2):179-188.
- Van der Maarel, E. 1979. *Multivariate methods in phytosociology, with reference to the Netherlands*. In: Werger, M.J.A. (Ed.), *The Study of Vegetation*. Dr W Junk, The Hague-Boston-London, pp. 163–225.
- Van der Mijnsbrugge K., Bischoff A. e Smith B. 2010. A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11 (4): 300-311.
- Vandvik V. 2004. Gap dynamics in perennial subalpine grasslands: trends and processes change during secondary succession. *Journal of Ecology* 92 (1): 86-96.

- Vilà M., Weiner J. 2004. Are invasive plant species better competitors than native plant species? Evidence from pair-wise experiments. *Oikos*, 105 (2): 229-238.
- Vittoz P., Hainard P. 2002. Impact of free-range pigs on mountain pastures in the Swiss Jura. *Appl. Veg. Sci.* 5 (2): 247-254.
- Walker K. J., Stevens P. A., Stevens D. P., Mountford J. O., Manchester S. J. e Pywell R. F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119(1): 1-18.
- Welander J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology* 252 (2): 263-271.
- Wood G. W., Roark D. N. 1980. Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 44(2): 506-511.
- Ziliotto U., Scotton M., Da Ronch F. 2003. Il sistema delle malghe alpine, aspetti agro-zootecnici, paesaggistici e turistici. Piancavallo (PN) il 5 e 6 settembre 2003. SoZooAlp.

9. GALLERIA FOTOGRAFICA

Affermazione delle specie pioniere

Facilitazione di *Veratrum album* nelle prime fasi di colonizzazione presso malga Paù.

Foto: Isabella L.



Facilitazione di *Veratrum album* nelle prime fasi di colonizzazione presso malga Budui.

Foto: Eracle D.



Facilitazione di *Veratrum album* nelle prime fasi di colonizzazione presso malga Sunio.
Foto: Eracle D.



Forte affermazione di *Nardus stricta* e *Deschampsia cespitosa* dopo due anni dal rooting presso malga Melette di Foza. Foto: Eracle D.



Forte affermazione di *Deschampsia cespitosa* in malga Bertiaga. Foto:Eracle D.



Colonizzazione vegetale dopo un anno dal rooting in malga Pozzette. Si denota una affermazione quasi esclusiva di *Cruciata laevipes*, *Urtica dioica* e *Rumex* spp. Foto: Eracle D.



Esempio di affermazione di specie ruderali (qui in particolare di *Galium mollugo*) ed allo stesso momento di *Nardus stricta* presso malga Budui. Foto: Eracle D.



Primi stadi della colonizzazione vegetale in malga Bertiaga. Da notare la forte affermazione di un numero ridotto di specie (qui in particolare del genere *Trifolium* e di *Alchemilla vulgaris*). Inoltre, i cespi di *Deschampsia cespitosa* non sono mai oggetto di ribaltamento; la specie può facilmente avvantaggiarsi nelle aree liberate.



Vegetazione instaurata dopo l'intervento di sola fresatura in malga Silvagno. Da notare la forte affermazione di *Barbarea vulgaris*. Foto: Eracle D.



Danni da cinghiale freschi

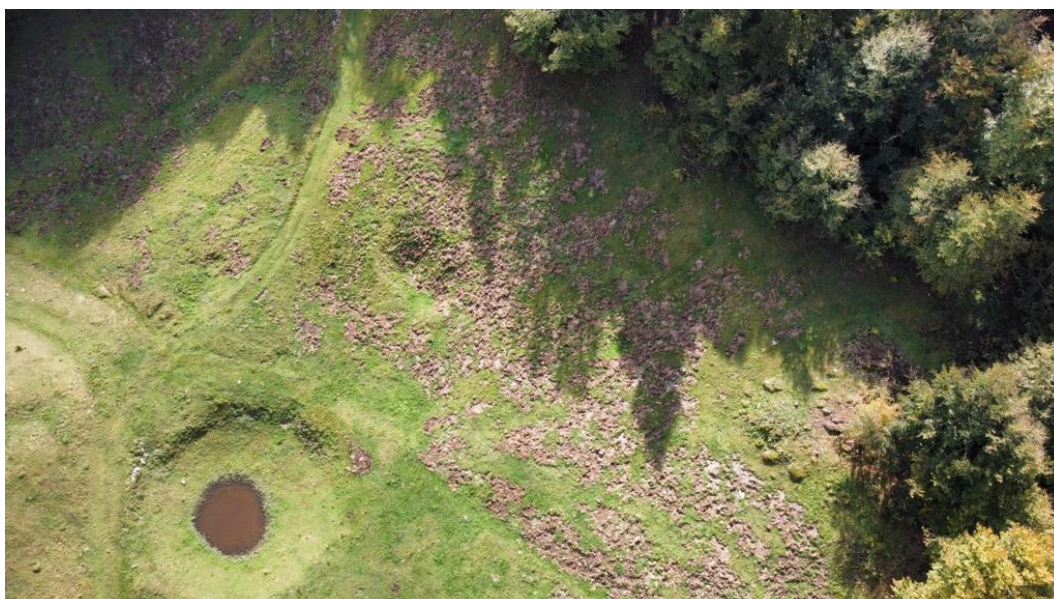
Foto aeree da drone in malga Pozzette. Il rooting ricorre preferenzialmente in aree pianeggianti con suolo profondo. Foto: Cinzia B.



Foto aeree da drone in malga Pozzette. Si noti come il rooting ricorra nelle aree a suolo più profondo ed umido, condizione tipicamente associata agli impluvi. Foto: Cinzia B.



Foto aeree da drone mostrano l'entità del rooting in vicinanza ad una pozza d'abbeveraggio in malga Pozzette. Foto: Cinzia B.



Ribaltamento di piccole zolle presso malga Monte Corno. La profondità del terreno non permette di far affiorare inerti di dimensione significativa. Foto: Eracle D.



Primissime fasi di colonizzazione in una area impattata dal rooting presso malga Porta Manazzo. La buca è presto colonizzata da *Barbarea vulgaris*. Foto: Eracle D.



Massiccio affioramento di inerti in un'area a suolo mediamente profondo recentemente interessata dal grufolamento da cinghiale presso malga Bertiaga. Foto: Eracle D.



Recente danno estivo in malga Larici di Sotto. Si noti la completa distruzione della cotica ed il cospicuo affioramento di inerti. Foto: Eracle D.



Danno fresco in malga Larici di Sotto. Le aree con pietre affioranti vengono evitate.
Foto: Eracle D.



Particolare delle caratteristiche fisiche del suolo dopo l'attività del rooting in malga Larici di Sotto. Foto: Eracle D.



Interventi di ripristino

Interventi di fresatura primaverile nelle aree impattate dal rooting presso malga Pozzette. Foto: Cinzia B.



Area appena pareggiata da interventi di fresatura presso malga Silvagno. Foto: Cinzia B.



Area riseminata con miscugli foraggeri commerciali dopo sei anni dall'immissione. Resiste con dominanza *Dactylis glomerata*, la sola specie con le capacità di adattamento alla stazione. Foto: Eracle D.

