



Università
Ca' Foscari
Venezia

Università Ca' Foscari di Venezia

Valutazione e Gestione dei Sistemi Ambientali

**VALUTAZIONE DELLA DARK DIVERSITY,
RELATIVAMENTE ALLE COMUNITÀ DEI PRATI
ARIDI DEI COLLI EUGANEI**



ANNO ACCADEMICO 2019/2020

LAUREANDO: BARBAZZA MARCO (848139)

RELATORE: DEL VECCHIO SILVIA

INDICE

1. INTRODUZIONE

1.1 CONCETTO DI POOL DI SPECIE (pag.1)

1.1.1 STRUMENTI PER LA DEFINIZIONE DEL POOL DI SPECIE DI REGIONI BIOGROGRAFICHE (pag.2)

1.1.2 DIVERSITÀ LOCALE E POOL DI SPECIE (pag.3)

1.1.3 CONCETTO DI OCCURRENCE (RICORRENZA) (pag.3)

1.2 CONCETTO DI DARK DIVERSITY (pag.4)

1.2.1 LA DIVERSITÀ OSCURA (pag.4)

1.2.2 LIMITAZIONE DELLA DISPERSIONE E DARK DIVERSITY (pag.6)

1.2.3 INDICE DI COMPLETEZZA DELLA COMUNITÀ (pag.7)

2. MATERIALI E METODI

2.1 I COLLI EUGANEI (pag.9)

2.1.1 CLIMA (pag.10)

2.1.2 FLORA (pag.10)

2.2 CAMPIONAMENTO (pag.14)

2.2.1 RACCOLTA DEI DATI (pag.14)

2.3 ELABORAZIONE DATI (pag.15)

2.3.1 CALCOLO DELLA DARK DIVERSITY (pag.15)

2.3.2 CARATTERIZZAZIONE FUNZIONALE DELLE SPECIE DI PRATERIA (pag.16)

3. RISULTATI

3.1 CLUSTER ANALYSIS (pag.22)

3.2 CARATTERI MORFOLOGICO-FUNZIONALI (pag.24)

3.3 TABELLA RIASSUNTIVA (pag.28)

4. DISCUSSIONE

4.1 TRATTI LEGATI ALLA LIMITAZIONE DELLA DISPERSIONE (pag.29)

4.2 TRATTI LEGATI ALL'USO DELLE RISORSE E ALLO STRESS AMBIENTALE (pag.29)

5. CONCLUSIONE (pag.30)

6. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA (pag.31)

1. INTRODUZIONE

C'è un permanente interesse, in ecologia, nel quantificare il contributo dato dai processi evolutivi e dalla storia biogeografica alla struttura degli assemblaggi di specie locali: il contributo di questi processi viene molto spesso valutato quantificando il contributo di un pool di specie predefinito da alcuni modelli. I modelli osservabili tipicamente usati riflettono solo una parte di un quadro molto più ampio: la conoscenza delle specie che presentino adattamenti che le rendano in grado di sopravvivere in un determinato habitat, ma assenti in alcuni siti, può integrare la comprensione dei processi ecologici.

Lo scopo di questo lavoro è quello di indagare, la vegetazione dei prati aridi in relazione alla dark diversity, ovvero l'assenza di alcune specie che potenzialmente potrebbero far parte del pool di specie delle comunità target.

1.1 CONCETTO DI POOL DI SPECIE

De Bello et al. (2016), hanno evidenziato come il concetto di pool di specie abbia origine dai primi studi sulle comunità ecologiche e rappresenti tutte le specie disponibili che potrebbero potenzialmente colonizzare e abitare in un'area focale dell'habitat. Il concetto di pool di specie ha svolto per almeno sessant'anni un ruolo importante nello sviluppo della teoria ecologica.

Sorprendentemente c'è poco consenso su come dovrebbe essere definito il pool di specie e, conseguentemente, non esiste un solo approccio sistematico. Tradizionalmente, gli ecologi hanno utilizzato questo principio per due distinti obiettivi: come metodo per verificare se la struttura delle comunità differisce da un'aspettativa casuale, e come metodo per stimare l'influenza delle dimensioni del pool di specie sulla ricchezza delle specie locali: in tali studi il pool di specie rappresenta l'insieme completo di possibilità, o universo di campionamento, da cui gli algoritmi attingono le specie per creare una "comunità zero" (De Bello et al., 2016). Questa comunità viene utilizzata per verificare se la struttura osservata di una determinata comunità differisce in modo significativo da ciò che ci si aspetterebbe dal caso, costituendo un riferimento.

Un'altra applicazione molto comune nell'ambito degli studi ecologici è di utilizzare il concetto di pool di specie per mettere in relazione la composizione e la ricchezza delle comunità locali con quelle del pool di specie regionali.

Se lo scopo di uno studio è di usare il pool di specie per inferire il ruolo dei processi evolutivi e storici sugli assemblaggi di specie, le regioni biogeografiche potrebbero essere considerate pool di specie operative: in genere, ci si può aspettare che assemblaggi di specie condividano molta storia con altri assemblaggi all'interno di una stessa regione biogeografica, ma relativamente poco con quelli di altre regioni biogeografiche diverse. Per questo motivo le regioni biogeografiche definiscono il pool di specie regionale in senso stretto (De Bello et al., 2016).

1.1.1 STRUMENTI PER LA DEFINIZIONE DEL POOL DI SPECIE DI REGIONI BIOGROGRAFICHE

A questo proposito, Carstensen et al. (2013), spiegano come i primi tentativi fatti per delineare alcune regioni biogeografiche, risalgono agli inizi del XIX secolo; da allora, la loro definizione nel contesto ecologico ed evolutivo è stata uno degli obiettivi principali della ricerca in questo settore: gli studi, però, che definiscono i pool di specie semplicemente basandosi sulla copertura geografica dei dati analizzati non riescono a stabilire in modo significativo se esiste una base ecologica per tale definizione. Per questo tipo di ricerche risulta fondamentale il supporto di un approccio statistico: in questo modo, la delimitazione delle regioni biogeografiche offre l'opportunità di identificare i raggruppamenti naturali di specie all'interno dei dati di assemblaggio delle medesime; il loro utilizzo è dunque utile per definire i pool di specie biogeografiche per un particolare assemblaggio, includendo solo le specie presenti nei siti all'interno della regione in cui si trova quest'ultimo.

L'uso di un protocollo standardizzato per la definizione del pool di specie negli studi ecologici, aumenta significativamente la coerenza e la comparabilità tra i diversi lavori e contribuisce a rimuovere l'ambiguità creata dalle definizioni arbitrarie del pool di specie (Carstensen et al., 2013).

TEORIA DELL'ECOLOGIA COMUNITARIA

Per decenni, riassumono Funk et al. (2008), gli ecologi hanno discusso se le comunità vegetali si riunissero seguendo una serie di regole non casuali; di recente, invece, il dibattito si è incentrato sulla questione se l'assemblaggio della comunità sia più fortemente limitato dalla disponibilità di siti ecomcompatibili (limitazione della nicchia ecologica) o se dalla probabilità che le specie raggiungano tali siti (limitazione della dispersione).

Una visione più integrata dell'assemblaggio della comunità si basa sui "filtri ecologici", in cui le specie di un pool regionale vengono "filtrate" dalla comunità locale attraverso vari meccanismi di dispersione, biotici e abiotici (Götzenberger et al., 2012). I filtri ecologici determinano quali tratti funzionali saranno ottimali per un particolare ambiente: essi limiteranno quindi la gamma di strategie ecologiche praticabili in una comunità e porteranno a varie distribuzioni di tratti all'interno di essa. I filtri abiotici e biotici rappresentano forze opposte in termini di assemblaggio e la forza relativa di ciascun filtro determinerà quali specie sono più suscettibili.

Come esempio di queste forze opposte, la scarsa disponibilità di acqua è un robusto filtro ambientale che riduce l'ampiezza dei tratti vegetali in una comunità (le specie devono essere tolleranti all'aridità, e quindi tenderanno ad avere caratteri simili tra di loro), ma provoca una competizione più intensa per la risorsa limitante perché le specie sono più simili (Funk et al., 2017). I filtri ambientali faranno sì che le specie più adattate all'ambiente ottimale siano più abbondanti o abbiano maggiori probabilità di insediamento, il che genererà una convergenza dei tratti e le specie risulteranno essere più simili (sottodispersione, le specie sono più simili tra loro del previsto).

Al contrario (esclusione competitiva), un filtro biotico primario dovrebbe limitare le somiglianze dei tratti delle specie che si verificano contemporaneamente e generare divergenza dei tratti (sovradisersione, le specie sono meno simili del previsto) (Grime, 2006). Questo risultato è chiamato “limitazione della nicchia” o “limitazione della somiglianza”. In primo luogo, la teoria della somiglianza limitante prevede che il successo di insediamento di una specie all’interno di una comunità sia maggiore quando essa differisca funzionalmente dalle specie già presenti (Funk et al., 2008).

1.1.2 DIVERSITÀ LOCALE E POOL DI SPECIE

Pärtel et al. (2011) ribadiscono che la diversità di specie è sempre al centro dell’attenzione in ambito ecologico, soprattutto per quanto riguarda programmi di monitoraggio locali della biodiversità: è spesso considerata una dei principali obiettivi della conservazione della natura, per compensare le estinzioni e supportare i servizi ecosistemici di cui l’uomo usufruisce. Lo scopo principale di tutti questi approcci è, quasi senza eccezione, la quantità assoluta di diversità locale osservata: tuttavia, considerare solamente quest’ultima nella teoria ecologica e la conservazione della biodiversità costituisce una grave insidia.

Per comprendere meglio i pattern di biodiversità è necessario non solo effettuare le opportune quantificazioni della diversità osservata locale, ma anche analizzare la parte “assente” della biodiversità che teoricamente può trovarsi in un determinato sito. La diversità osservata, infatti, rappresenta solo una parte del “pool di specie specifiche di un habitat”, ossia tutte le specie in una regione che possono potenzialmente sopravvivere alle condizioni ecologiche di quel sito. Le specie che non sono registrate in un determinato sito, ma appartengono al suo pool di specie, costituiscono la “dark diversity” o “diversità oscura” di quel sito, che come la materia oscura nell’universo (da cui prende il nome) è nota per esistere ma non è visivamente osservabile (Pärtel et al., 2011).

Esplorare il numero di specie che possono potenzialmente occupare un sito non è raro in ecologia, poiché l’assenza di una specie potrebbe essere scientificamente interessante quanto la sua presenza.

1.1.3 CONCETTO DI OCCURRENCE (RICORRENZA)

Ewald (2002) propose un metodo basato sulla probabilità di ricorrenza delle specie. La ricorrenza di specie è un modello fondamentale per ottenere una migliore comprensione di molti processi ecologici: come modello, è semplicemente una misurazione della frequenza con cui due o più specie coesistono tra un insieme di posizioni spaziali (siti di studio, diagrammi, comunità ecologiche) e una valutazione del fatto che tale frequenza sia essenzialmente casuale, positiva o negativa.

La ricorrenza casuale significa semplicemente che le due specie sono distribuite casualmente (o indipendentemente) l'una dall'altra; è da notare che ciò non significa necessariamente che ogni specie sia distribuita in modo casuale (in natura la maggior parte delle specie non ha distribuzioni casuali), piuttosto la ricorrenza causale descrive la distribuzione di una specie rispetto ad un'altra.

La ricorrenza positiva indica che due specie si trovano insieme in più posizioni di quanto ci si aspetterebbe, se ognuna fosse distribuita in modo casuale rispetto alle altre specie. La ricorrenza negativa è esattamente l'opposto: due specie che coesistono in meno punti del previsto, se ognuna fosse distribuita casualmente rispetto alle altre specie. Pertanto, una coppia di specie potrebbe potenzialmente avere un'associazione casuale, positiva o negativa e il tipo di associazione può indicare indirettamente (o fornire prove a sostegno di) processi ecologici o fattori che conducono al particolare modello di "co-occurrence".

I modelli di co-occurrence sono legati certamente dal processo di coesistenza delle specie e quindi i modelli sono altamente rilevanti per comprendere i meccanismi attraverso i quali le specie possono o non possono coesistere (species co-occurrence, <https://ecology.wp.txstate.edu/species-co-occurrence/>). In alcuni casi, forti interazioni competitive riducono il tasso di co-occurrence; più spesso invece, le risorse condivise sull'habitat e la mancanza di forti interazioni antagonistiche, portano a promuovere la coesistenza tra specie (species co-occurrence, <https://ecology.wp.txstate.edu/species-co-occurrence/>).

In un periodo di 15 anni, Okan ha compilato un set di dati impressionante di più di 100 specie di piante e circa 3000 siti di campionamento: questo studio, che risulta essere tra i più importanti su questo tema, ha portato alla luce il fatto che le associazioni positive siano molto più comuni delle negative e fattori come salinità e temperatura ne siano i principali responsabili.

1.2 CONCETTO DI DARK DIVERSITY

1.2.1 LA DIVERSITÀ OSCURA

Esistono più tipi di "assenze", citano Pärtel et al. (2014), che forniscono informazioni diverse: la "diversità nascosta" comprende specie assenti ai nostri occhi (specie dormienti o localmente molto rare) trascurate dal campionamento tradizionale; la "diversità oscura" comprende specie assenti che costituiscono una parte del pool di specie specifico dell'habitat. Per appartenere alla diversità oscura non basta che una specie sia assente dall'habitat, ma essa deve avere una ragionevole probabilità di potersi disperdere e stabilire nel sito e i suoi requisiti ecologici devono corrispondere alle condizioni ambientali locali (Pärtel et al., 2014).

La dark diversity sta, negli ultimi anni, attirando l'attenzione come metrica di biodiversità ecologicamente significativa e preziosa: essa appare simile ad altri concetti ecologici (come ad esempio alla β -diversità) e può fornire importanti informazioni nuove e complementari, integrando approcci e concetti già esistenti. È possibile comprendere maggiormente i processi ecologici se si esaminano anche le specie assenti della comunità campionata (Pärtel et al., 2014).

In aggiunta alle metriche, ai concetti e agli strumenti di conservazione ecologici esistenti, la diversità oscura può essere utilizzata per integrare e sviluppare ulteriormente le proprietà di conservazione e le decisioni in ambito gestionale, attraverso una comprensione maggiore della biodiversità. La relazione tra la diversità locale osservata e diversità oscura consente di effettuare confronti di biodiversità tra regioni, ecosistemi e gruppi tassonomici e di valutare i ruoli delle comunità ecologiche in un contesto locale e regionale. Può essere inoltre usata per contrastare la perdita di biodiversità e stimare il potenziale di ripristino degli ecosistemi (Pärtel et al., 2014). Le informazioni ricavate dalla diversità oscura forniscono una migliore comprensione di come le comunità ecologiche effettivamente si formano e si comportano: se si mettono in relazione la diversità osservata e quella oscura, può essere calcolato un indice di completezza della comunità, ovvero la quantità di pool di specie realizzata nella comunità locale (Pärtel et al., 2014).

Il concetto di diversità oscura è anche facilmente applicabile all'esplorazione dei cambiamenti temporali nella biodiversità: le transizioni di specie dalla diversità locale a quella oscura possono indicare che si stanno verificando estinzioni locali. Tuttavia, il processo di estinzione rimane potenzialmente reversibile se le specie sono ancora presenti all'interno della regione (Pärtel et al., 2011).

La dark diversity può essere determinata sulla base della distribuzione delle specie, potenziale di dispersione e requisiti ecologici (Pärtel et al., 2014). Se si conoscono la diversità osservata e quella oscura, è possibile stimare la completezza della comunità e dedurre quei processi che determinano quali specie nel pool coesistono effettivamente a livello locale.

Lewis et al. (2016) hanno dimostrato che la dark diversity può essere stimata con un ragionevole grado di precisione attraverso schemi di ricorrenza delle specie: le specie che comunemente si trovano in associazione, vengono usate per inferire la probabilità che una data assenza appartenga alla diversità oscura.

Pärtel et al. (2014), dicono inoltre che la dark diversity può essere definita come un insieme di specie che sono assenti da un sito, ma che possono potenzialmente disperdersi e stabilirsi lì; in altre parole, la porzione assente di un pool di specie specifiche dell'habitat.

Il concetto di “diversità potenziale” ha profonde radici nell’ecologia, risalenti ai pionieri dell’ecologia delle comunità: il termine pool di specie è stato probabilmente usato per la prima volta nella teoria dell’equilibrio della biogeografia insulare di McArthur e Wilson (1963), per distinguere un insieme di specie che possono potenzialmente raggiungere e abitare in un sito di studio (in questo caso un’isola). Ben presto questo termine è stato accolto e utilizzato da altri studiosi, che lo hanno usato per discutere i propri studi riguardanti le comunità vegetali e animali. In seguito a questo fenomeno, il termine pool di specie ha avuto vari significati piuttosto diversi, a volte includendo tutte le specie di una regione circostante, a volte sottoinsiemi specifici dell’habitat categorizzati e filtrati ecologicamente.

Il motivo per cui l’analisi della dark diversity è molto utilizzata solamente da tempi piuttosto recenti è che essa non può essere osservata direttamente in campo, ma viene in seguito dedotta sulla base dei dati raccolti sulla distribuzione delle specie e sui requisiti dell’habitat: è chiaro pensare che la recente diffusione sia dovuta soprattutto all’avanzamento tecnologico e metodologico della ricerca scientifica, che ha reso molto più facile la pratica del campionamento e la raccolta di dati, anche su scale spaziali ampie.

1.2.2 LIMITAZIONE DELLA DISPERSIONE E DARK DIVERSITY

Riibak et al. (2017) riportano che precedenti studi indicano che molte specie di piante presenti in una regione circostante sono assenti da siti potenzialmente adatti. Tuttavia, mancano analisi quantitative su dove è perché si verifichi questa limitazione della dispersione all’interno dell’intervallo di occurrence delle specie su scala continentale.

L’incapacità di molte specie di disperdersi in siti ecocompatibili, dopo l’ultimo massimo glaciale, limita la diversità delle piante soprattutto in Europa (Riibak et al., 2017). La dispersione può anche limitare l’occupazione delle specie di siti ecologicamente adatti all’interno dei loro intervalli di distribuzione, con la conseguenza che una grande parte del pool di specie è assente da tali siti (vale a dire che questi habitat hanno un’elevata diversità oscura) (Riibak et al., 2017).

Sono due i principali meccanismi che tipicamente guidano la limitazione della dispersione: una bassa produzione di semi e una breve distanza di dispersione dei semi (semi pesanti) (Riibak et al., 2017). Tuttavia, la misura con cui ciascuno di questi meccanismi determina le assenze delle specie vegetali all’interno del loro areale di distribuzione rimane in gran parte inesplorata su scala continentale (Riibak et al., 2017).

La limitazione della dispersione può essere stimata confrontando i tratti relativi alla dispersione tra le specie presenti in un sito e quelle che potrebbero potenzialmente abitare nel sito, ma che al momento sono assenti per qualche motivo ecologico.

Se le specie che appartengono alla dark diversity sono solitamente caratterizzate da tratti associati a scarsa dispersione rispetto a quelle osservate nel sito, si può dedurre che la dispersione possa limitare la diversità locale (Riibak et al., 2017). Il livello di questa limitazione può variare tra le regioni in funzione delle loro condizioni ambientali: in condizioni secche o fredde, lo stress abiotico limita il numero di specie a quelle che presentano adattamenti a queste condizioni estreme, mentre in ambienti caldi e umidi, una vegetazione residente in rapida crescita potrebbe porre una forte resistenza biotica contro la dispersione dei semi (Riibak et al., 2017).

La deforestazione o l'espansione dei campi coltivati provoca la scomparsa di percorsi di dispersione e vettori di dispersione: la frammentazione dell'habitat dovuta all'azione antropica, può aumentare la limitazione della dispersione, in particolare per quelle specie che non sono in grado di attraversare siti alterati dall'uomo. In alternativa, nei paesaggi aperti disturbati dall'uomo (o naturalmente), la limitazione della dispersione potrebbe essere inferiore perché i semi dispersi dalla forza del vento rimangono intrappolati meno frequentemente nella vegetazione rispetto a quanto accade nelle fitte foreste (Riibak et al., 2017). Inoltre, nelle regioni con una lunga storia di uso del suolo da parte dell'uomo, alcune specie possono addirittura richiedere attività antropiche: ad esempio, gli animali da pascolo hanno svolto un ruolo molto importante nella dispersione dei semi nelle comunità di prateria semi-naturali in Europa e i semi di molte di queste specie sono diffusi da macchinari agricoli (Riibak et al., 2017).

Conoscere quali associazioni di piante sono fortemente limitate dalla dispersione e come questo si collega alle condizioni climatiche e antropogeniche, aiuta a comprendere la variazione della biodiversità e a pianificare le misure di conservazione della natura associate. Potrebbe anche permettere di prevedere in che modo il futuro cambiamento globale influenzerà l'entità della limitazione della dispersione in specifiche regioni.

1.2.3 INDICE DI COMPLETEZZA DELLA COMUNITÀ

Il concetto di completezza della comunità, riportano Lewis et al. (2016), consente di confrontare diversi ecosistemi, diverse regioni e diversi gruppi tassonomici perché esprime la ricchezza tenendo conto della variazione della dimensione del pool di specie.

Le informazioni sui processi di assemblaggio della comunità possono in qualche modo influenzare i piani di gestione dell'ambiente: se, ad esempio, le specie della dark diversity si disperdono meno efficacemente di quelle della diversità osservata, una migliore connettività all'interno dell'habitat favorirebbe la completezza della comunità; se invece le specie della diversità oscura hanno capacità competitive più deboli di quelle della diversità osservata, può essere avviato un programma di gestione dell'habitat locale (Lewis et al., 2016).

Conoscere l'ecologia comunitaria delle specie assenti consente di ottenere informazioni sul perché alcuni siti non ospitano specie particolari, il che contribuisce a completare la comprensione della distribuzione e della funzione delle specie presenti. La diversità oscura può integrare e migliorare la solidità degli approcci esistenti nelle priorità di conservazione della natura e nelle decisioni di gestione dell'ambiente.

Gli indici esistenti, purtroppo, non forniscono informazioni sull'attuale biodiversità di una regione rispetto alla sua potenziale biodiversità. Pärtel et al. (2013) hanno recentemente formulato un "indice di completezza", ovvero quanto un habitat/regione sia completo rispetto al suo specifico pool di specie:

$$\text{Completezza} = \log(\text{diversità osservata}/\text{diversità oscura})$$

Si può dire che un'elevata completezza, ovvero alta diversità osservata e bassa diversità oscura, all'interno di un'eco-regione unita ad un'elevata insostituibilità e vulnerabilità richiedono priorità di conservazione.

OBIETTIVI SPECIFICI

L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di determinare la diversità dei prati aridi dei Colli Euganei (PD) sulla base del riconoscimento delle specie presenti identificate nella fase di campionamento. Successivamente è stata determinata la dark diversity tramite il calcolo dell'indice di Beals (Beals, 1984); dopodiché è stata effettuata un'analisi funzionale del pool di specie presente e del pool di specie appartenente alla dark diversity, per comprendere l'eventuale differenza tra i due gruppi che potesse spiegare l'assenza delle specie appartenenti alla diversità oscura all'interno delle comunità oggetto di studio.

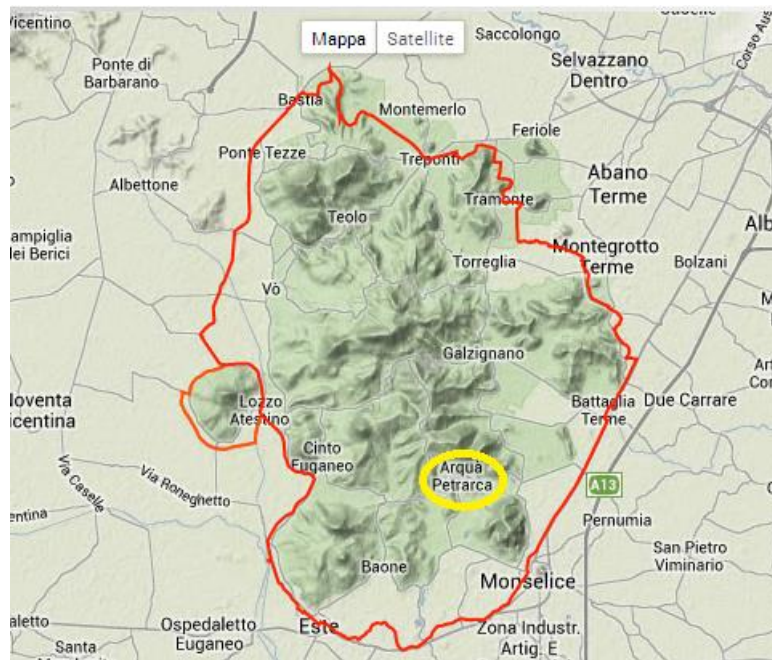
2. MATERIALI E METODI

AREA DI STUDIO

Lo studio si è concentrato sulle praterie aride. Esse sono considerate tra le comunità più ricche di specie del mondo su piccola scala spaziale, rendendole molto preziose per la conservazione della natura e un importante sistema di studio per esplorare modelli e processi nell'ambito della biodiversità (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).

2.1 I COLLI EUGANEI

I colli Euganei sono un insieme di circa un centinaio di alture di origine vulcanica contraddistinti da forme e altezze molto diverse tra loro, che sorge in un'area pressoché isolata nella pianura veneta centrale a sud-ovest di Padova, occupando una zona dal perimetro di circa 22 000 ettari.



(Fig.1 – Mappa dei Colli Euganei, con segnalata la località di Arquà Petrarca in cui sono stati effettuati i rilevamenti; Immagine tratta da: <https://www.cicloturismoeuganeo.it/anello-ciclabile-colli-euganei/>)

Questo territorio è protetto dal Parco regionale dei Colli Euganei (istituito nel 1989), che divenne di fatto il primo parco regionale del Veneto. Essi si sono originati in seguito di eruzioni vulcaniche sotto il livello del mare, con effusioni di lava basaltica durante il periodo dell'Eocene superiore, seguito poi nell'Oligocene da un'intensa attività vulcanica che ha portato alla formazione di magmi viscosi, i quali hanno condotto all'origine di depositi di trachite: tali fenomeni sono avvenuti circa 30 milioni di anni fa (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).

2.1.1 CLIMA

Il clima di questa zona è caratterizzato dall'orografia dei colli: i versanti esposti a sud sono maggiormente soleggiati rispetto a quelli esposti a nord. Sui colli è, inoltre, molto meno significativo il fenomeno dell'inversione termica notturna, rispetto alla pianura; tuttavia, sui Colli Euganei c'è una maggiore ventilazione e una minore umidità, questo grazie all'altitudine e alla scarsa urbanizzazione che caratterizza il luogo e che lascia molto più spazio alle aree verdi che rinfrescano notevolmente l'ambiente.

L'autunno è fresco e con abbondanti precipitazioni: man mano che diminuiscono le ore di luce, la natura si tinge di colori accesi. In inverno, invece, il clima è leggermente meno rigido in confronto alla pianura; tuttavia, spesso nella zona soffiano venti molto freddi che incanalano aria fredda persistente tra i valli e le conche, che porta temperature anche molto sotto lo zero e notevoli gelate: è da notare che, nonostante la modesta altitudine, i colli ricevono spesso grosse neviccate. La primavera è caratterizzata ancora da rimasugli invernali ma, andando verso l'estate, la temperatura diventa più mite e la natura si risveglia esibendo le colorazioni più disparate. In estate le temperature sono elevate, anche se mitigate dall'altitudine della zona e da una modesta umidità: la calura è spesso tamponata da frequenti temporali, che risultano a volte particolarmente violenti portando forti venti, piogge abbondanti e grandinate intense (<https://www.colleuganeidoc.com/territorio/1042-2>).

2.1.2 FLORA

La flora di questi colli è caratterizzata da un elevato numero di specie: la diversa origine e formazione dei terreni, l'irregolare morfologia dei rilievi, l'isolamento da altre alture e l'alternarsi del clima, rendono la zona quasi "un'isola" naturale molto complessa, in cui sono presenti sia specie termofile (adatte ai climi aridi), sia microterme (adatte a climi montani o submontani) tutte a stretto contatto tra loro (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).

In questo modo, basandosi sulla natura e sulla composizione del terreno e ai diversi climi che si alternano, si possono contraddistinguere varie tipologie di associazioni vegetali.

MACCHIA MEDITERRANEA

Costituita da una fitta vegetazione di piante a fusto basso, prevalentemente sempreverdi (*Quercus ilex*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Cistus ssp.*, *Pistacia terebinthus* e *Asparagus acutifolius*). A questo tipo di associazione si può ricondurre anche il fico d'India nano (*Opuntia humifusa*), nativo degli altopiani del centro America e che si trova in aree particolarmente soleggiate come Monte Ceva di Battaglia, Rocca di Monselice e Monte della Madonna (Teolo).

La sua distribuzione nell'ambiente è a macchia di leopardo e si sviluppa, appunto, su terreni rupestri vulcanici ed esposti a sud (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).



(Fig.2 – caratteristica vegetazione della macchia mediterranea; Immagine tratta da: https://www.nauticareport.it/dettnews/report/la_macchia_mediterranea-6-4422/)

ZONE PRATIVE

Diffuse nella zona centrale e meridionale dei colli, tra gli anfratti calcarei di Valle San Giorgio, Baone ed Arquà Petrarca.

Le praterie aride sono pressoché prive dello strato di humus e si sono formate in seguito all'abbandono dei pascoli e terreni agricoli poco produttivi, detti "vegri": sono prati in continua evoluzione verso la ricostituzione della boscaglia di origine.

Nelle zone più recentemente abbandonate sono dominanti le specie erbacee tipiche di un clima secco, come graminacee, mentre nelle aree ormai abbandonate da tempo è possibile riscontrare la presenza di arbusti e cespugli, come *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Juniperus ssp.* e *Viburnum ssp.* In questa associazione vive l'unico esemplare che prende il nome dalla città di Padova, *Haplophyllum patavium*, scoperto ad Arquà Petrarca nel 1722 e che trova in questo territorio il suo punto di distribuzione più occidentale (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).



(Fig.3 – Caratteristica vegetazione dei prati aridi; Immagine tratta da: <https://wsimag.com/it/architettura-e-design/4568-paesaggi-indecisi>)

BOSCO DI CASTAGNO

Si sviluppa principalmente sui versanti esposti a nord, su un terreno profondo e siliceo. Il suo sottobosco è normalmente ricco di humus e formato da molte specie erbacee a precoce fioritura come *Galanthus nivalis*, *Helleborus ssp.*, *Narcissus ssp.* e *Lilium ssp.*, specie tipiche dei climi umidi (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).



(Fig.4 – caratteristico habitat dei boschi di castagno; Immagine tratta da: <http://www.ottoetrenta.it/cronaca/sequestrato-bosco-di-castagno-a-bocchigliero/>)

BOSCO DI QUERCE TERMOFILE

Ricopre una parte dei versanti rivolti a sud, sviluppato su un terreno poco profondo e asciutto a composizione principalmente calcarea. Il bosco di querce è aperto permettendo il passaggio della luce; si presenta come un bosco misto dove specie come *Quercus pubescens* sono affiancate da *Cercis siliquastrum*, *Sorbus torminalis*, *Celtis australis* e *Cotinus coggygria*, che insieme sovrastano un morbido sottobosco ricco di humus e che racchiude specie come *Crataegus monogyna*, *Juniperus communis* e *Ligustrum vulgare*. Meno esteso geograficamente del bosco di castagno, attualmente copre le aree meno frequentate dall'uomo e quindi più salvaguardate dal punto di vista naturalistico (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).



(Fig.5 – caratteristico habitat del bosco di querce termofile; Immagine tratta da: <https://www.wikiwand.com/it/Quercus>)

BOSCAGLIA DI ROBINIA PSEUDOACACIA

Si presenta come un'associazione introdotta dall'uomo agli inizi del Seicento: la robinia era spesso usata come specie ornamentale ed è originaria delle coste dell'America del nord; essa ha nel tempo sostituito il querceto e il castagneto autoctoni.

La boscaglia di robinia racchiude poche altre specie di alberi e cespugli, come *Sambucus ssp.* e *Rubus ssp.*, che formano il suo sottobosco enormemente impoverito dallo sfruttamento da parte dell'uomo (Parco Regionale dei Colli Euganei, <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>).



(Fig.6 – *Robinia pseudoacacia*, tipica specie che compone questo habitat; Immagine tratta da: <https://oasitrepalade.com/portfolios/robinia-robinia-pseudoacacia/>)

2.2 CAMPIONAMENTO DELLE SPECIE

Il campionamento è stato effettuato nel periodo primaverile-estivo compreso tra marzo e luglio 2019 nella zona dei Colli Euganei (PD), più precisamente presso la località di Arquà Petrarca.

Sono stati effettuati 30 rilievi, generando i punti casualmente all'interno dell'area di studio (Campionamento Random). Inoltre, tutti i punti sono stati geo-localizzati mediante l'ausilio di un GPS e registrati. Una volta registrate le coordinate del punto, si è misurata approssimativamente la forma di un quadrato di 10x10 m all'interno del quale è stato effettuato il riconoscimento delle specie e sono state stimate le coperture percentuali di ogni specie all'interno dei plots.

2.2.1 RACCOLTA DEI DATI

Per ogni plot indagato sono state registrate le specie presenti e la loro copertura percentuale, ed i seguenti dati stazionali:

- data di campionamento;
- tipo di vegetazione campionata (bosco, cespuglieto, prato);
- pendenza (%);
- copertura totale della vegetazione (%);
- copertura totale del suolo nudo (%);
- copertura totale della lettiera (%);
- copertura totale delle specie erbacee (%);
- copertura totale di briofite (%);
- copertura totale di cespugli (%);
- copertura totale di specie arboree (%).

2.3 ELABORAZIONE DEI DATI

Per definire le tipologie di vegetazione campionate, la matrice ottenuta, di 152 specie x 30 plots, è stata sottoposta a cluster analysis (McCune & Mefford, 2006). Successivamente sono stati selezionati i plots appartenenti alle praterie, i quali sono stati utilizzati per il calcolo della dark diversity.

2.3.1 CALCOLO DELLA DARK DIVERSITY

Per calcolare la dark diversity, è stata utilizzata una matrice di riferimento, costituita da plots di praterie con le stesse caratteristiche ecologiche di quelle campionate, presenti nella Regione Veneto, ma in aree diverse rispetto all'area di studio. Questa matrice rappresenta il pool di specie adattate alle praterie aride, quindi potenzialmente in grado di trovarsi anche nell'area di studio.

Per stimare la dark diversity è stato utilizzato l'indice di Beals: come primo passo, le matrici specie x plots sono state trasformate in presenza-assenza. Per calcolare l'indice di Beals è stato utilizzato il software R (R Development Core Team), funzione "beals" nel pacchetto "vegan" (Oksanen et al., 2012). Successivamente, per ogni plot, è stato calcolato il valore percentile per ogni specie che, sottratto a ciascun valore dell'indice di Beals, ha consentito di poter individuare le specie della dark diversity. Sono state identificate come specie appartenenti alla dark diversity quelle che risultano assenti nei plot (quindi con il valore 0) e di cui la differenza tra indice di Beals e valore percentile risulta positivo.

2.3.2 CARATTERIZZAZIONE FUNZIONALE DELLE SPECIE DI PRATERIA

Al fine di analizzare ed individuare eventuali differenze tra le caratteristiche funzionali delle specie presenti e di quelle di dark diversity, una volta evidenziate tutte le specie appartenenti alla diversità oscura, per ogni plot è stata creata una lista delle specie presenti in quel determinato plot e le specie di quel plot che rientrano in dark diversity. Per ogni specie sono stati identificati i caratteri morfologico-funzionali (Plant Traits).

I tratti funzionali sono generalmente classificati come tratti di risposta o di effetto a fattori biotici ed abiotici, che forniscono importanti informazioni sulle strategie di utilizzo ed allocazione delle risorse da parte delle specie, sulle strategie di dispersione e sull'adattamento a specifici ambienti (Violle et al., 2007).

I caratteri morfologico-funzionali sono stati ricavati da database online (BioFlor). Per le specie non presenti nel database di BioFlor, sono stati utilizzati altri database, quali Acta Plantarum, e-FLORA-sys, flora: Catalogazione floristica per la didattica e florae.it.

Il confronto dei caratteri morfologico-funzionali tra le specie presenti e quelle appartenenti alla dark diversity consente di interpretare le possibili cause dell'assenza di specie in un determinato sito come conseguenza di specifiche caratteristiche funzionali, che rendono le specie appartenenti alla diversità oscura meno adatte all'insediamento in un determinato habitat.

(APPENDICE I: MATRICE SPECIE – TRAITS)

I tratti che si è deciso di associare ad ogni specie sono i seguenti:

1 – TIPO DI RIPRODUZIONE: all'interno di questa categoria si possono riconoscere varie strategie di riproduzione, tra cui

SIMBOLO	DENOMINAZIONE	DESCRIZIONE
s	Semi/Spore	Riproduzione esclusivamente tramite semi
sv	Semi e Vegetativa	Riproduzione tramite semi e vegetativa
vvs	Vegetativa/Semi	Riproduzione per lo più vegetativa, raramente tramite semi

(Tab.1 – Categorie di tratti funzionali riguardanti il tipo di riproduzione)

2 – TIPO DI IMPOLLINAZIONE: si possono riconoscere varie strategie di trasferimento del polline, tra cui

SIMBOLO	DENOMINAZIONE	DESCRIZIONE
wi	Impollinazione abiotica	Impollinazione da parte del vento
se	Autoimpollinazione	Autoimpollinazione spontanea all'interno di un fiore
In	Impollinazione entomofila	Trasmissione del polline da parte di insetti

(Tab.2 – Categorie di tratti funzionali riguardanti il tipo di trasporto del polline)

3 – TIPO DI DIASPORA: Le diaspore generative (unità di dispersione) possono essere semi o possono essere incorporate in strutture aggiuntive attaccate ad esse (frutti).

Le categorie prese in considerazione sono:

SIMBOLO	DENOMINAZIONE	DESCRIZIONE
F	Frutto, Infruttescenza	<p>Frutto: una struttura che si è sviluppata dall'ovaio alla maturità. Può presentare appendici, o parti carnose.</p> <p>Infruttescenza: un'infiorescenza che forma un'unità funzionale nello stato di maturità del seme, è composta da diversi frutti, alcuni dei quali sembrano un singolo frutto</p>
S	Seme	Organo riproduttivo generativo delle spermatofite, che contiene sempre l'embrione, di solito anche tessuto nutriente, ed è circondato da un guscio (testa)

(Tab.3 – Categorie di tratti funzionali riguardanti il tipo di diaspora)

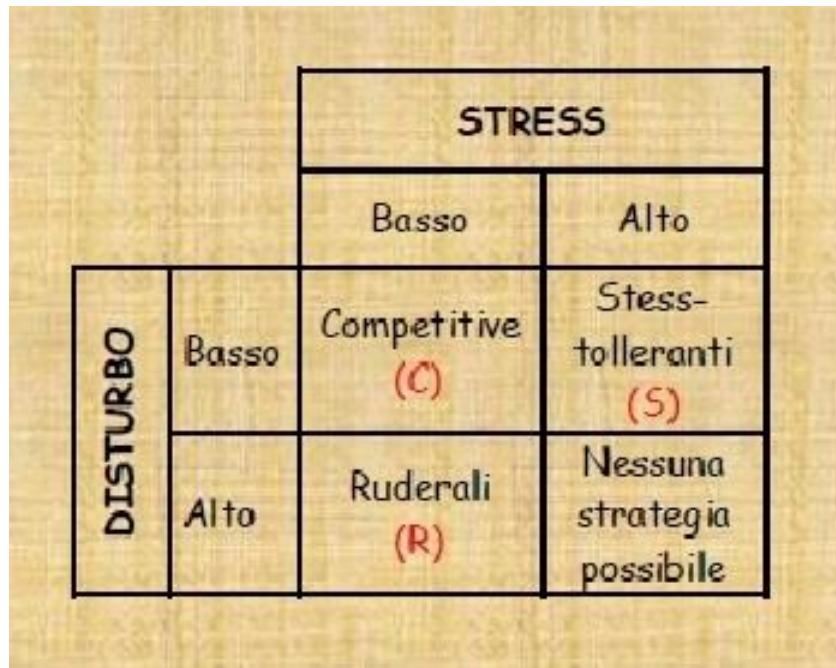
4 – TIPO DI STRATEGIA:

La strategia utilizzata dalle specie vegetali è basata sul concetto di “Tipo funzionale”, ovvero un determinato gruppo di specie con una correlazione tra gli attributi biologici ed ecologici, che evidenziano le combinazioni delle risposte adattative. Le strategie sono un insieme specifico di adattamenti, che si riscontrano nelle piante e che portano inevitabilmente ad analogie di comportamento in risposta a determinate condizioni ambientali. La valutazione della strategia di una pianta è basata sul modello CSR di Grime (Grime, 1977), da cui è possibile dedurre se un individuo sia adattato ad un certo grado di disturbo o di stress. Le strategie in cui vengono categorizzate le specie sono: Competitiva (C), Stress Tolleranti (S) e Ruderali (R).

STRATEGIA COMPETITIVA: è caratteristica delle specie vegetali che preferiscono condizioni di stress basso e disturbo minimo, in zone in cui la competizione per le risorse e per la sopravvivenza è un aspetto ecologico fondamentale. Gli individui che fanno parte di questa categoria strategica sono contraddistinte solitamente da alti tassi di accrescimento, dimensioni generose e hanno una certa tendenza ad occupare lo spazio circostante disponibile con i loro apparati sotterranei, come rizomi e radici, e aerei, come stoloni e fusto.

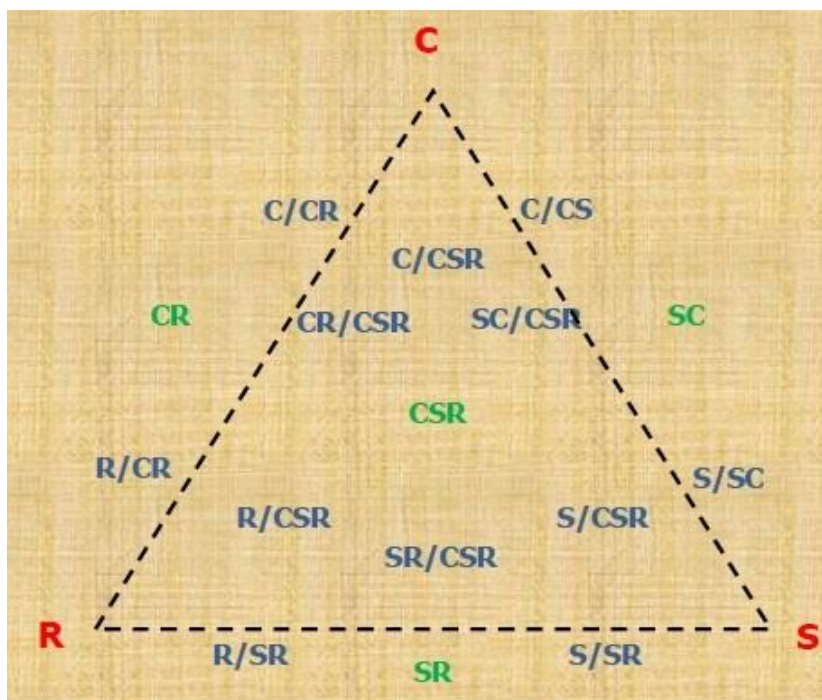
STRATEGIA STRESS-TOLLERANTE: è caratteristica delle specie vegetali che tollerano condizioni di stress elevato e basso disturbo, in zone dove la riproduzione delle specie e la sopravvivenza dipendono dalla loro capacità di resistere per lungo tempo alla carenza di risorse vitali. Gli individui che fanno parte di questa categoria strategica sono contraddistinte da bassi tassi di accrescimento, basso investimento energetico nello sviluppo degli apparati riproduttivi, le loro foglie sono molto longeve e la lettiera è persistente e resiste in modo particolare alla decomposizione.

STRATEGIA RUDERALE: è caratteristica delle specie vegetali che sopportano condizioni di stress basso e disturbo elevato, in zone dove le condizioni possono provocare veloci cambiamenti nella disponibilità di risorse. Gli individui che fanno parte di questa categoria sono contraddistinte da alti tassi di accrescimento, gran parte dell’investimento energetico riproduttivo va alla produzione di semi e attuano i processi di riproduzione in una fase piuttosto precoce della loro esistenza.



(Fig.7 – Modello di Grime; Immagine tratta da: Brusa Guido: Le strategie nelle piante: aspetti teorici e implicazioni; Università degli Studi dell'Insubria)

Oltre a queste tre categorie di strategie, chiamate primarie, possono essere ricavate una serie di categorie intermedie, la cui posizione dipende dall'equilibrio che esiste tra stress e disturbo (quattro strategie secondarie, in verde nello schema, e dodici strategie terziarie, in blu nello schema).



(Fig.8 – Modello di Grime delle strategie intermedie; Immagine tratta da: Brusa Guido: Le strategie nelle piante: aspetti teorici e implicazioni; Università degli Studi dell'Insubria)

Le strategie di allocazione delle risorse utilizzate sono state:

SIMBOLO	DENOMINAZIONE	DESCRIZIONE
c	Strategia competitiva	Alberi, arbusti e specie erbacee con elevata competitività a causa di specifiche proprietà morfologiche e fisiologiche e caratteristiche tipiche della loro storia di vita
s	Strategia stress tollerante	Specie a bassa crescita e adattamenti morfologico-fisiologici a fattori (ad es. Salinità, concentrazione di protoni, ristagno d'acqua o secchezza, ecc.) che hanno un'intensità troppo bassa o troppo elevata nella zona
Other	Altre strategie	In questa categoria sono state inserite le strategie poco rappresentate all'interno delle specie analizzate, come quelle intermedie e la strategia ruderale (presente solo in 6 specie su 152)

(Tab.4 – Strategie di allocazione delle risorse utilizzate per l'analisi dei dati)

5 – PESO DELLA DIASPORA: peso in mg della diaspora.

6 – LUNGHEZZA, SPESSORE, ALTEZZA DELLA DIASPORA E L'INDICE DI FORMA: le misure della diaspora sono riportate in mm.

Per calcolare l'indice di forma, tutte le misure sono state standardizzate in funzione della lunghezza: la lunghezza è stata divisa per se stessa ed è quindi risultata uguale a 1; allo stesso modo, anche spessore e altezza sono state divise per la lunghezza. Per il calcolo dell'indice è stata calcolata la varianza tra le dimensioni standardizzate. Si sono così ottenuti una serie di valori che esprimono l'indice di forma: questo valore varia tra 0 e 0,3, più il numero tende a 0 e più la diaspora risulta avere una forma rotondeggiante; più il valore tende a 0,3 e più si ha una delle 3 dimensioni che domina sulle altre, determinando forme allungate (cilindriche) o piatte (discoidali; Thompson et al., 1993).

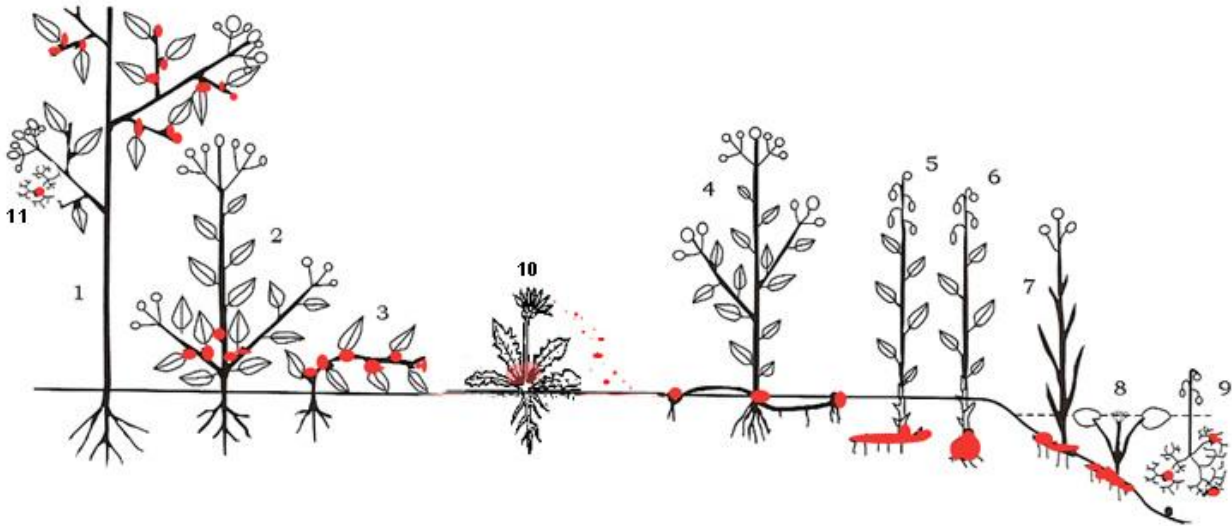
7 – FORMA BIOLOGICA: per superare le stagioni avverse, le piante nel corso del tempo hanno adottato diverse strategie particolari in modo da proteggere le gemme, che permetteranno in seguito la ripresa della normale vita vegetativa, finito il periodo sfavorevole.

Raunkiær nel 1934 ha elaborato oltre un secolo fa una classificazione, che divide le piante in gruppi di forme biologiche, basata sulla posizione delle gemme dormienti di ogni pianta.

Le forme biologiche, o life form, delle specie oggetto di studio sono state raccolte dal database Acta Plantarum e così suddivise

DENOMINAZIONE	DESCRIZIONE
Geofite	Piante erbacee perenni con organi di riserva situati nel sottosuolo, come bulbi e rizomi, i quali svolgono la funzione di conservare all'interno le gemme nel periodo più sfavorevole per la specie
Terofite	Piante erbacee che superano la stagione più difficile sotto forma di seme, completando poi il loro sviluppo nella stagione più favorevole
Fanerofite	Piante legnose con gemme svernanti poste ad un'altezza dal suolo > 25cm; possiedono gemme esposte e risentono dei climi più freddi
Emicriptofite	Piante erbacee bienni o perenni con le gemme svernanti situate al livello del terreno
Camefite	Piante legnose alla base con gemme svernanti situate ad un'altezza dal suolo tra i 2 e i 25cm, spesso ricoperte dal manto nevoso

(Tab.5 – Categorie riguardanti i tipi di forme biologiche delle specie)



(Fig.9 – Schema delle forme biologiche delle piante; Fonte: <http://sperimentazione.altervista.org/formebiolo.pdf>)

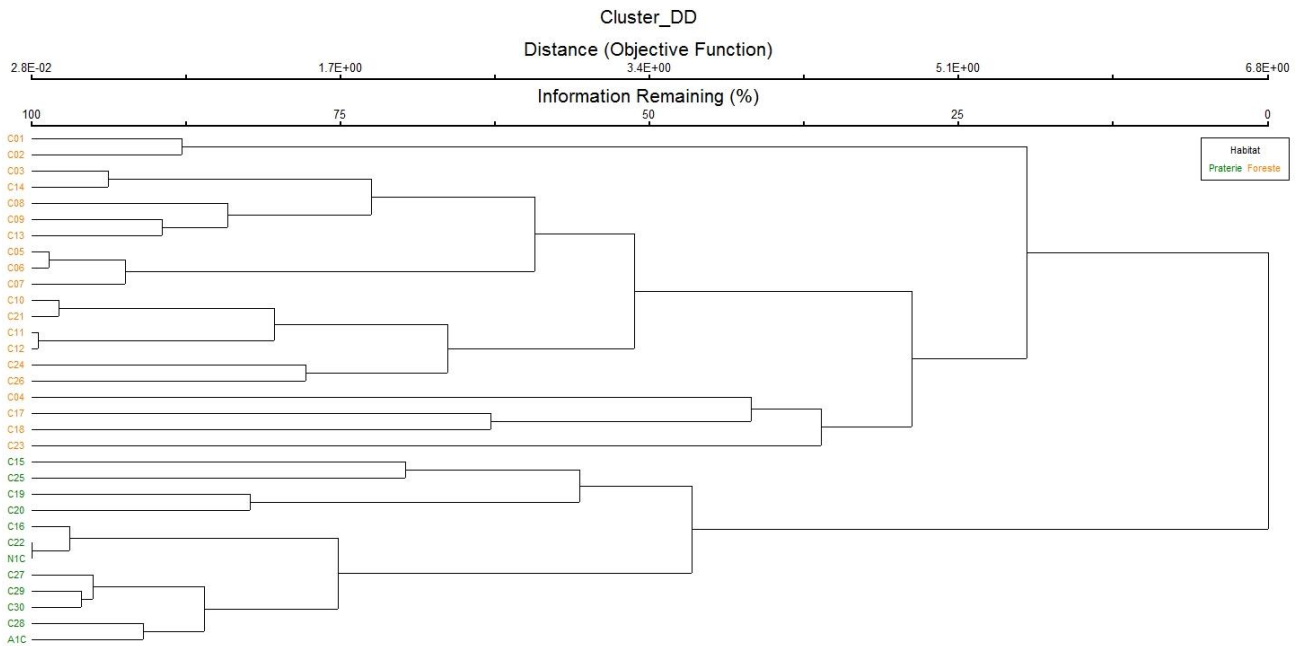
Dopo aver assegnato i caratteri funzionali ad ogni specie, per ogni plot è stata calcolata la percentuale di specie aventi i caratteri considerati, sia relativamente alle specie presenti, che relativamente al pool di specie incluse nella dark diversity. Ad esempio, relativamente al carattere “tipo di riproduzione”, per ogni plot è stata calcolata la percentuale di specie presenti che si riproducono prevalentemente per via vegetativa, la percentuale di quelle che si riproducono da seme, e così via.

Per ogni plot lo stesso calcolo è stato eseguito sulle specie incluse nella dark diversity, ottenendo una matrice “24 plots (12 plots formati dal pool di specie presenti, e i corrispettivi 12 plots, formati dal pool di specie appartenenti alla dark diversity) x 18 traits”. I caratteri dei plots costituiti dalle specie presenti sono stati confrontati con i caratteri dei plot costituiti dalle specie appartenenti al pool della dark diversity. I valori sono stati confrontati con il test PERMANOVA (con 9999 randomizzazioni; Hammer et al., 2001) seguito dal test Post hoc di Turkey.

3. RISULTATI

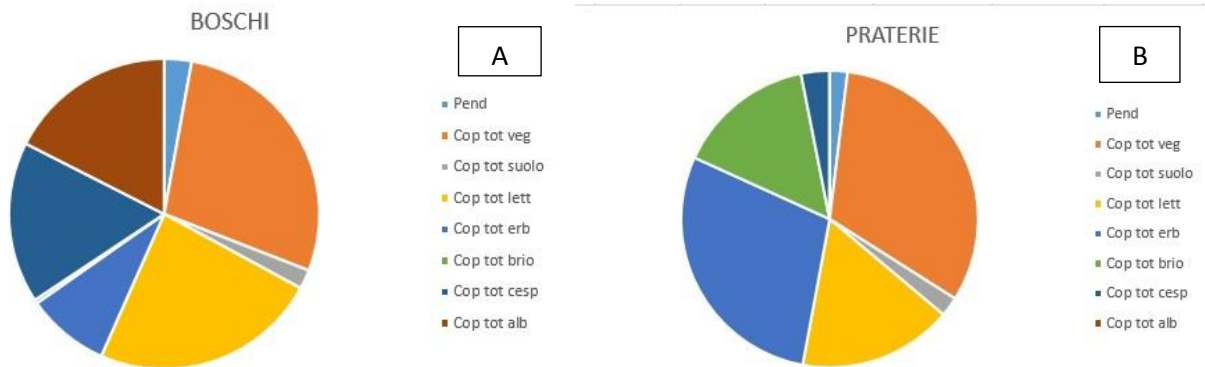
3.1 CLUSTER ANALYSIS

Il primo risultato ottenuto dalla cluster analysis è stata la netta divisione dei plot in due tipologie: boschi e praterie (Fig.10).



(Fig.10 – Cluster analysis dei plot campionati: essi sono stati divisi in plot di habitat boschivi, in giallo, e habitat di prateria, in verde)

Queste due tipologie di habitat sono poi state confrontate sulla base dei parametri raccolti in campo (2.2.1 RACCOLTA DEI DATI) mediante due grafici (Fig.11) che mettono in evidenza i valori medi di ogni parametro rispettivamente per boschi e praterie (Tab.6).



(Fig.11 – Grafico valori medi dei parametri dei plot di boschi (A) e quello dei valori medi dei parametri dei plot di prateria (B), con rispettive tabelle)

BOSCHI	Pend	Cop tot veg	Cop tot suolo	Cop tot lett	Cop tot erb	Cop tot brio	Cop tot cesp	Cop tot alb
MEDIA	9,475	93,375	6,65	78,925	28,75	1,266	55,95	58,25
DEV.S	8,261316	8,040808744	12,00449477	25,84379952	32,27003662	2,253596891	36,7272665	30,27396832
PRATERIE	Pend	Cop tot veg	Cop tot suolo	Cop tot lett	Cop tot erb	Cop tot brio	Cop tot cesp	Cop tot alb
MEDIA	5,583333	92,1208333	6,123333333	48,21666667	82,958333	43,41666667	8,9	0
DEV.S	6,3419	11,9380115	11,15861211	39,07114335	28,55984	35,13469752	27,23320166	0

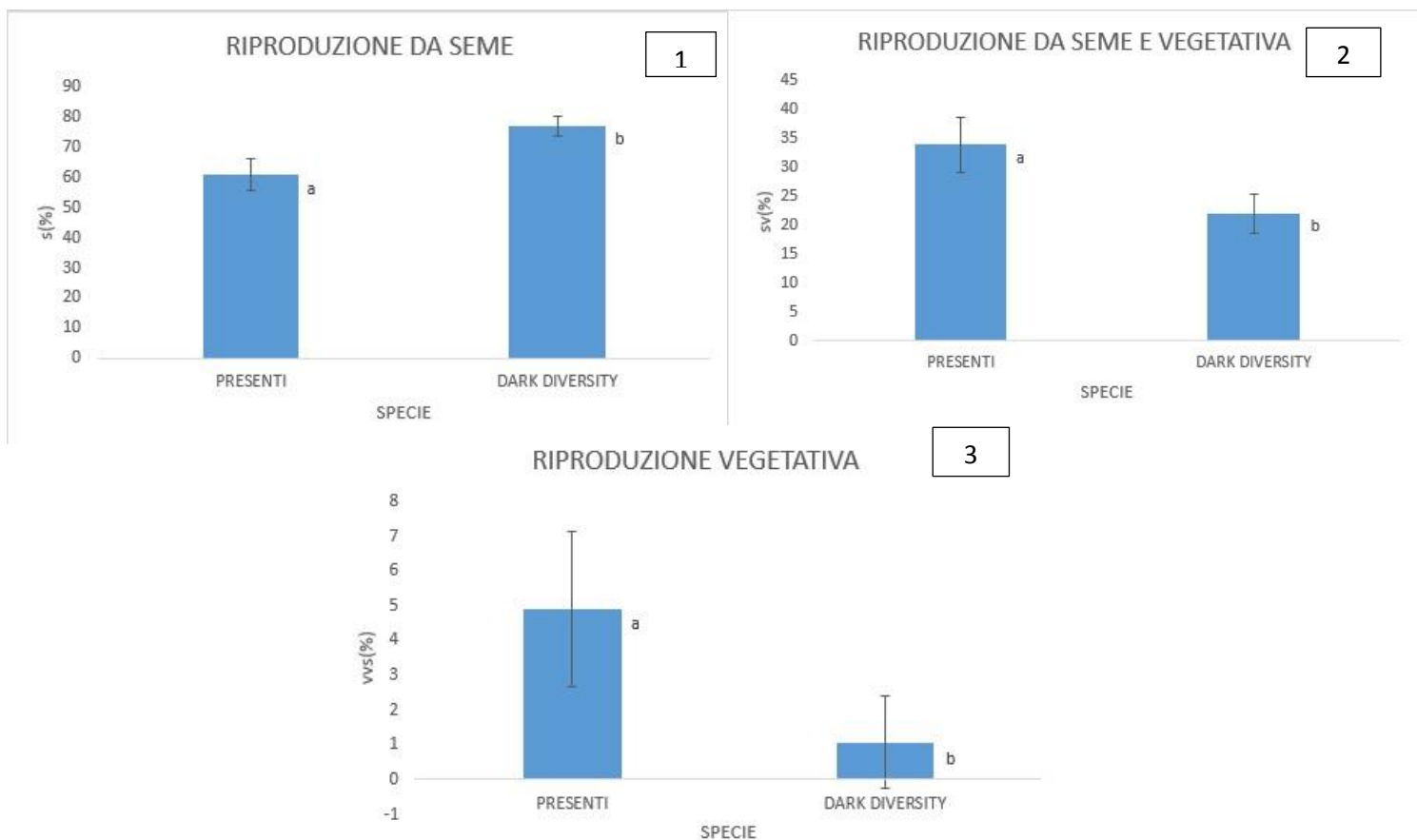
(Tab.6 – Valori medi e deviazioni standard per ogni parametro rispettivamente in relazione ai boschi e alle praterie)

Tali risultati evidenziano che la differenza tra boschi e praterie campionati non è solamente tassonomica, ma anche strutturale. Oltre all'assenza di specie arboree ed arbustive, le praterie sono caratterizzate da una minor percentuale di lettiera e da una maggior copertura di briofite. Relativamente ai dati selezionati, le praterie hanno una pendenza leggermente maggiore rispetto ai boschi, mentre la percentuale di suolo nudo è confrontabile a quella dei boschi. In seguito alla cluster analysis sono stati esclusi i plots di bosco. I plots di prateria sono stati selezionati ed utilizzati per il calcolo della dark diversity.

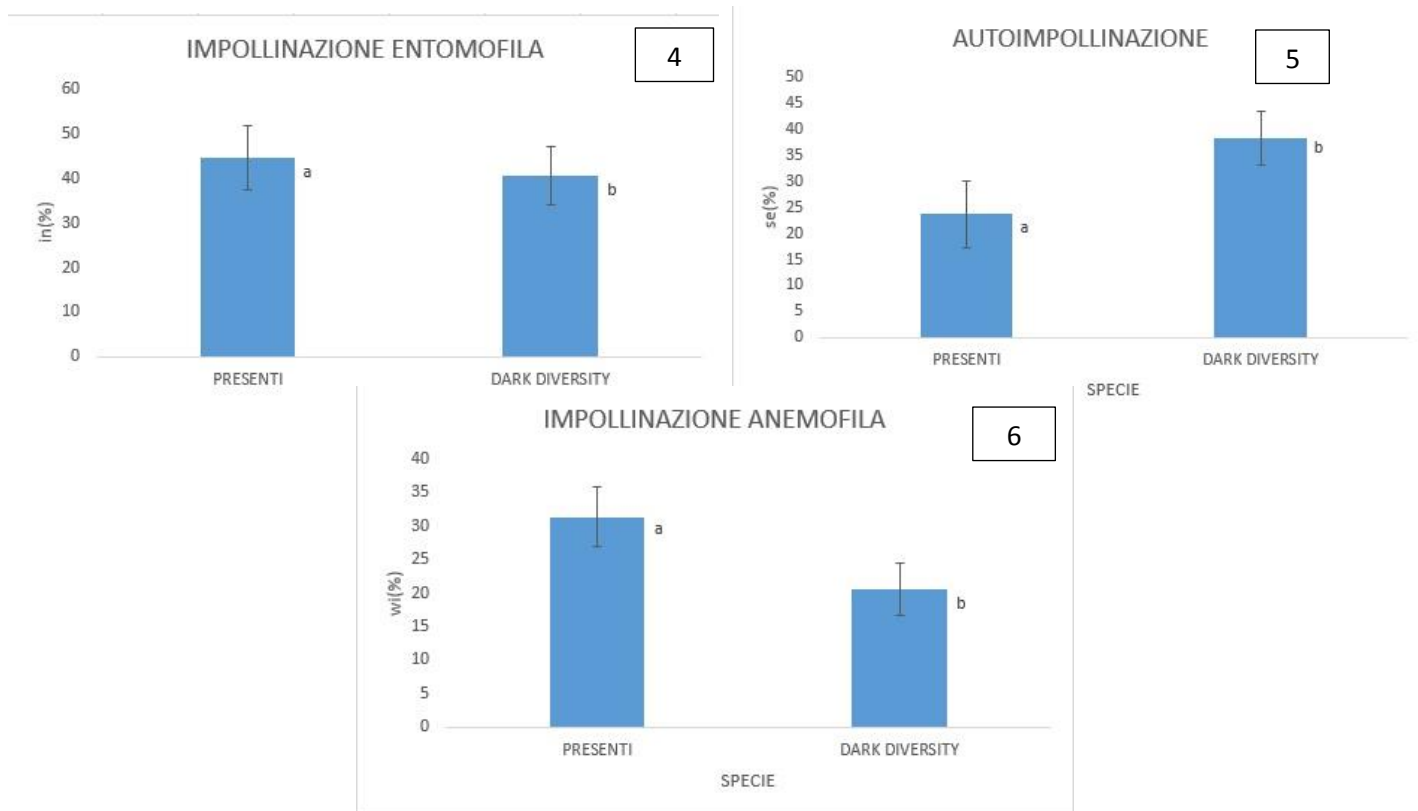
3.2 CARATTERI MORFOLOGICO-FUNZIONALI

La Permanova ha mostrato una differenza significativa tra i due gruppi analizzati ($F=18,0$; $p=0,0001$). Il test di Turkey ha messo in evidenza differenze specifiche tra i caratteri morfologico-funzionali delle specie presenti e di quelle appartenenti alla dark diversity.

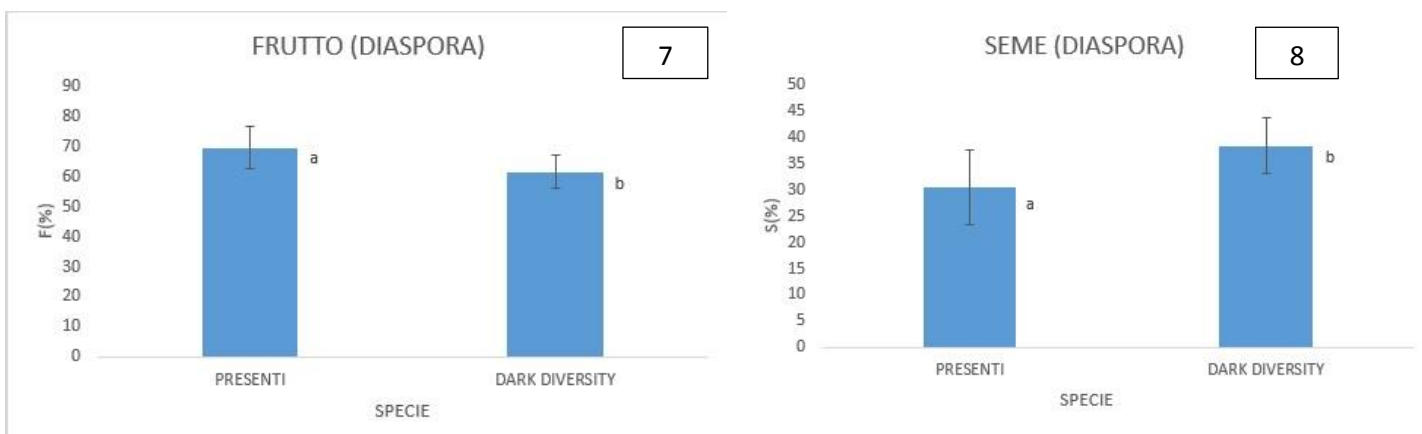
Per quanto riguarda il tipo di riproduzione è emerso che



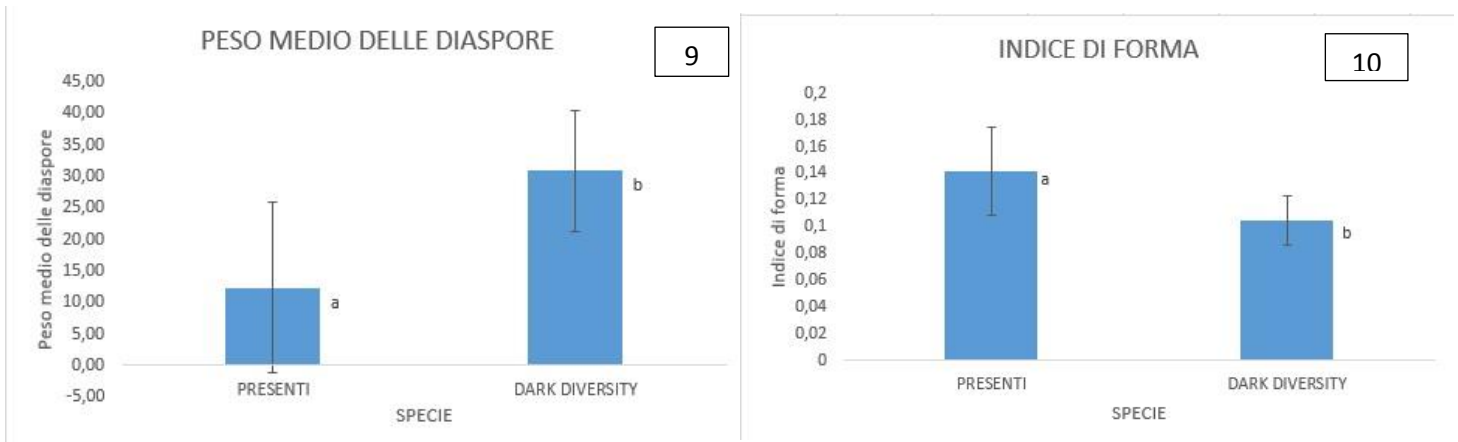
le specie appartenenti alla dark diversity risultano prediligere la riproduzione da seme (Grafico 1), mentre il gruppo delle specie presenti è più orientato verso una riproduzione di tipo vegetativa (Grafico 2 e 3; i dati sono espressi come medie dei valori percentuali dei tratti funzionali di tutti i plot, creando due serie: la media per le specie presenti e quella per le specie appartenenti alla dark diversity).



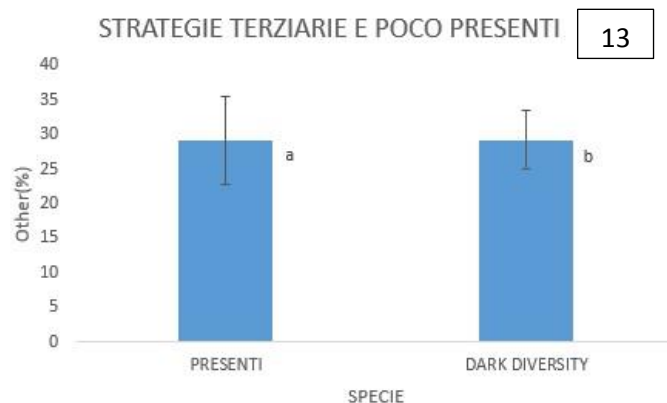
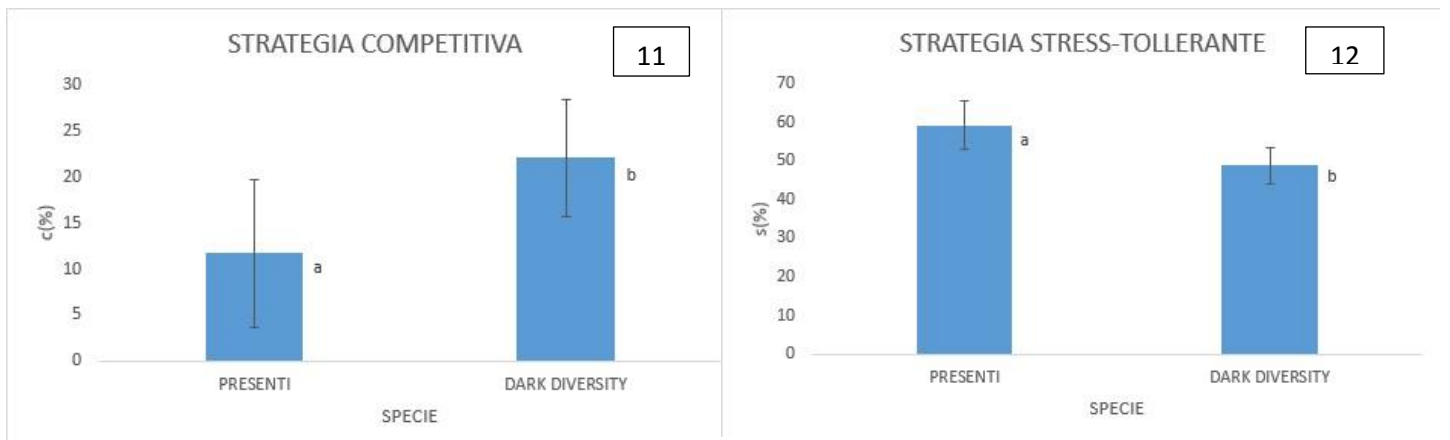
Il tipo di impollinazione avviene più abbondantemente mediante l'azione del vento per le specie presenti rispetto alle specie di dark diversity (Grafico 6), le quali prediligono invece l'autoimpollinazione come si può notare nel Grafico 5; per quanto riguarda l'impollinazione da parte di insetti (Grafico 4), il valore è leggermente più elevato per le specie presenti, ma non in modo significativo.



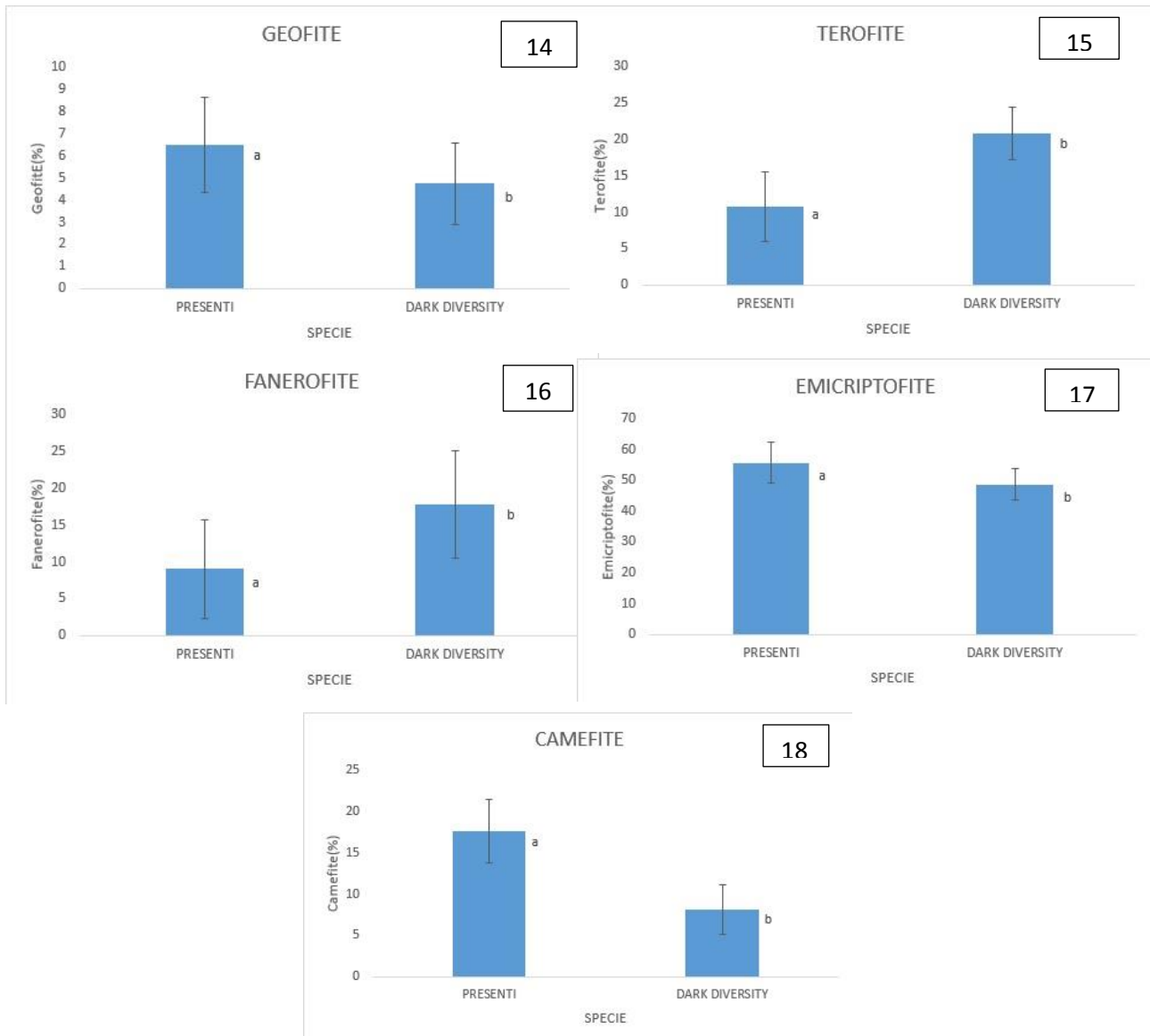
Le specie presenti tendono ad avere il frutto come unità di dispersione, anche se la differenza con le specie appartenenti alla dark diversity non è significativa (Grafico 7). Nelle specie appartenenti alla dark diversity, l'unità di dispersione tende ad essere il seme (Grafico 8).



Il Grafico 9 mostra come le diaspore delle specie che fanno parte della diversità oscura siano molto più pesanti di quelle delle specie presenti; il Grafico 10, invece, evidenzia come le specie presenti tendano ad avere valori maggiori dell'indice di forma, che corrisponde a diaspore con delle forme più allungate (cilindriche) o piatte (discoidali), rispetto a quelle di dark diversity che tendono ad essere più rotondeggianti.



Le specie appartenenti alla dark diversity risultano essere più competitive delle specie presenti, come mostrato nel Grafico 11; quest'ultime invece, come evidenziato nel Grafico 12, risultano essere più stress-tolleranti. Per quanto riguarda la categoria Other, ovvero quella che contiene le strategie poco rappresentate, la differenza non risulta essere significativa, come mostrato nel Grafico 13.



Per quanto riguarda le forme biologiche delle specie, quelle presenti risultano essere principalmente Geofite e Camefite (rispettivamente Grafico 14 e Grafico 18), mentre le specie di dark diversity risultano essere principalmente Terofite e Fanerofite (rispettivamente Grafico 15 e Grafico 16). Per la categoria Emicriptofite (Grafico 17) la differenza non è significativa.

3.3 TABELLA RIASSUNTIVA

Questa tabella contiene solamente quei parametri che hanno evidenziato differenze significative tra le specie presenti e le specie di dark diversity.

CATEGORIA	Traits%	PRESENTI	DARK DIVERSITY
TIPO DI RIPRODUZIONE	s(%)	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
	sv(%)	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE
	vvs(%)	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE
TIPO DI IMPOLLINAZIONE	se(%)	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
	wi(%)	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE
TIPO DI DIASPORA	S(%)	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
TIPO DI STRATEGIA	c(%)	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
	s(%)	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE
FORMA BIOLOGICA	Geofite(%)	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE
	Terofite(%)	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
	Fanerofite(%)	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
	Camefite(%)	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE
	Peso medio Diaspore	VALORE INFERIORE	VALORE MAGGIORE
	Indice di forma	VALORE MAGGIORE	VALORE INFERIORE

VALORE INFERIORE	VALORE INFERIORE
VALORE MAGGIORE	VALORE MAGGIORE

(Tab.7 – Tabella riassuntiva delle significatività ottenute nei risultati)

4. DISCUSSIONE

Questo lavoro ha permesso di evidenziare che le differenze tra le specie presenti in un certo habitat e le specie che fanno parte della dark diversity non sono semplicemente tassonomiche, ma esistono anche delle importanti divergenze funzionali. Utilizzando i tratti funzionali delle specie come termine di confronto tra i due gruppi, è emerso che in quasi tutte le categorie funzionali le differenze sono state significative e che quindi le specie presentano delle caratteristiche diverse che consentono loro di colonizzare l'habitat in modo differente.

I risultati ottenuti possono essere suddivisi in due macrogruppi: i tratti funzionali che si legano al concetto di limitazione della dispersione e quelli legati allo stress e alla gestione delle risorse.

4.1 TRATTI LEGATI ALLA LIMITAZIONE DELLA DISPERSIONE

Le specie di dark diversity prediligano una riproduzione da seme, piuttosto che vegetativa. In questo caso il tipo di diaspora conferma che per le specie della diversità oscura essa si presenti in maggior parte sotto forma di seme.

Al seme sono poi collegati i parametri riguardanti la forma ed il peso delle diaspore delle specie dark, le quali risultano avere diaspore molto pesanti e di forma tondeggianti.

Questo fattore è estremamente importante, in quanto dimostra perché il vettore di trasporto del polline da parte del vento sia molto meno efficace per le specie dark, che risultano quindi preferire l'autoimpollinazione.

Tutti questi parametri concorrono a limitare le specie nel proprio meccanismo di dispersione, poiché i semi pesanti, con forme tondeggianti (quindi presumibilmente privi di appendice che ne facilitino il trasporto tramite vento e animali) hanno una capacità di colonizzazione poco efficiente (Riibak et al., 2017). Questo risulta essere un chiaro esempio di come la dispersione delle specie può influenzare la diversità locale di un habitat.

4.2 TRATTI LEGATI ALL'USO DELLE RISORSE E ALLO STRESS AMBIENTALE

Riibak et al. (2017), rimarcano inoltre l'importanza di come le specie che appartengono alla diversità oscura siano caratterizzate da bassi livelli di tolleranza allo stress, diversamente dalle specie presenti. Anche questo fattore è stato confermato dai risultati dello studio, poiché: le specie presenti tendano ad essere più stress-tolleranti delle specie dark, che risultano essere invece più competitive.

Nei prati aridi, il più importante fattore di stress ambientale è sicuramente la mancanza di acqua nel suolo (Lenhart et al., 2014). Appare molto chiaro che le specie presenti rispondano in modo più positivo a questi tipi di stress, al contrario delle specie dark che, avendo mostrato una strategia competitiva, sono meno adatte ad instaurarsi in situazioni di stress, come quello causato dalla scarsa disponibilità di acqua. A supporto di ciò, anche la forma biologica riflette questo andamento: le specie presenti sono perlopiù geofite e camefite, quindi specie con cicli vitali relativamente lunghi e che presentano sistemi di protezione delle loro gemme (Raunkiær C., 1934); le specie della diversità oscura risultano essere per la maggior parte fanerofite, con scarsa protezione delle proprie gemme, quindi meno adatte a sopportare condizioni di stress, e spesso mancanti di organi di riserva (Grime, 1977). Risulta meno chiara la predominanza di specie terofite tra le specie appartenenti alla dark diversity. Trattandosi di specie con ciclo vitale annuale, spesso anche molto breve, queste specie sfruttano le risorse nel momento in cui sono presenti (nicchia temporale; Grime, 1977). Grazie a questa caratteristica, sono in grado di colonizzare diversi tipi di habitat, per cui la predominanza di terofite tra le specie che tendono ad essere escluse dalla comunità (dark diversity) necessita di maggiori chiarimenti. Le specie presenti riescono dunque a sfruttare in modo più efficiente le risorse ambientali e a sopportare gli stress con maggior successo rispetto alle specie appartenenti alla dark diversity.

5. CONCLUSIONE

Questo studio ha aiutato a capire le differenze tra le specie presenti e le specie assenti di un determinato habitat, evidenziando chiaramente che i due gruppi non sono diversi solo dal punto di vista tassonomico (composizione in specie), ma anche dal punto di vista funzionale.

Il tipo di riproduzione, le strategie di adattamento e allocazione delle risorse, la forma della diaspora, e gli altri tratti utilizzati, sono indicatori che forniscono importanti informazioni sulle modalità di sopravvivenza delle specie e su quali sono le loro modalità di colonizzazione dello spazio.

È probabile che le specie presenti, riuscendo ad adattarsi in modo più efficace all'ambiente arido delle praterie, escludano le specie di dark diversity dalla colonizzazione perché le nicchie ecologiche sono già occupate. Quindi oltre ad una questione di limitata dispersione da parte delle specie di dark diversity, entra in gioco anche un'esclusione da parte delle specie presenti che meglio sopportano gli stress ambientali ed occupano quindi le nicchie a scapito delle specie appartenenti alla dark diversity che, anche se si disperdono, non riescono ad insediarsi.

Un confronto tra specie che preveda l'utilizzo di tratti funzionali come parametro, riesce a mettere in luce la diversità delle caratteristiche delle specie e può far chiarezza sul perché alcune di esse risultino assenti anche se potrebbero potenzialmente far parte del pool di specie specifico dell'habitat.

La dark diversity diventa dunque uno straordinario strumento di supporto in molti campi, che vanno dalla conservazione della flora, allo studio sulle invasioni e sulle estinzioni locali delle specie.

6. BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

Beals E. W. (1984); Bray-Curtis Ordination: An Effective Strategy for Analysis of Multivariate Ecological Data. *Advances in Ecological Research* Vol.14: 1-55.

Carstensen D.W., Lessard JP, Holt B. G., Borregaard M. K. e Rahbek C. (2013); Introducing the biogeographic species pool. *Ecography* Vol.36, No.12: 1310-1318.

De Bello F., Fibich P., Zelený D., Kopecký M., Mudrák O., Chytrý M., Pyšek P., Wild J., Michalcová D., Sádlo J., Šmilauer P., Lepš J. e Pärtel M. (2016); Measuring size and composition of species pools: a comparison of dark diversity estimates. *Ecology and Evolution* Vol.6, No.12: 4088-4101.

Funk J. L., Cleland E. E., Suding K. N. e Zavaleta E. S. (2008); Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.23, No.12: 695-703.

Funk J. L., Larson J. E. e Ames G. M., et al (2017); Revisiting the Holy Grail: Using plant functional traits to understand ecological processes. *Biological Reviews* Vol. 92, No.2:1156–1173.

Götzenberger L., De Bello F., Bråthen K. A., Davison J., Dubuis A., Guisan A., Lepš J., Moora M., Pärtel M., Pellissier L., Pottier J., Vittoz P., Zobel K. e Zobel M. (2012); Ecological assembly rules in plant communities – approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews* Vol.87, No.1: 111-127.

Grime J. P. (1977); Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* Vol.111, No.9: 1169–1194.

Grime J. P. (2006); Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* Vol.17, No.2:255–260.

Hammer Ø., Harper D. A. T. e Ryan P. D. (2001); PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* Vol.4, No.1: 1-9.

Ladouceur E., Bonomi C., Bruelheide H., Klimešová J., Burrascano S., Poschlod P., Tudela-Isanta M., Iannetta P., Mondoni A., Amiaud B., Cerabolini B. E. L., Cornelissen J. H. C., Craine J., Louault F., Minden V., Öllerer K., Onipchenko V., Soudzilovskaia N. A. e Jiménez-Alfaro B. (2019); The functional trait spectrum of European temperate grasslands; *Journal of Vegetation Science* Vol.30, No.5: 777-788.

Lenhart P. A., Eubanks M. D. e Behmer S. T. (2014); Water stress in grasslands: dynamic responses of plants and insect herbivores. *OIKOS* Vol.124, No.3: 381-390.

Lewis R. J., De Bello F., Bennett J. A., Fibich P., Finerty G. E., Götzenberger L., Hiiesalu I., Kasari L., Lepš J., Májeková M., Mudrák O., Riibak K., Ronk A., Rychtecká T., Vitová A. e Pärtel M. (2016); Applying the dark diversity concept to nature conservation. *Conservation Biology* Vol.31, No.1: 40-47.

McCune B. e Mefford M. (2006); PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. *Bulletin of the Ecological Society of America* Vol.87, No.3.

Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Szoecs E., Wagner H. (2012); vegan: community ecology package. R package ver.2.0-5.

Pärtel M., Szava-Kovats R. e Zobel M. (2011); Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.26, No.3: 124-8.

Pärtel M. (2014); Community ecology of absent species: hidden and dark diversity. *Journal of Vegetation Science* Vol.25, No.5: 1154-1159.

Riibak K., Ronk A., Kattge J. e Pärtel M. (2017); Dispersal limitation determines large-scale dark diversity in Central and Northern Europe. *Journal of Biogeography* Vol.44, No.8: 1770-1780.

Riibak K., Reitalu T., Tamme R., Helm A., Gerhold P., Znamenskiy S., Bengtsson K., Rosén E., Prentice H. C. e Pärtel M. (2015); Dark diversity in dry calcareous grasslands is determined by dispersal ability and stress-tolerance. *Ecography* Vol.38, No.7: 713-721.

Raunkiaer C. (1934); *The life forms of plants and statistical plant geography, being the collected papers of C.* Clarendon Press.

Thompson K., Band S. R. e Hodgson J. G. (1993); Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* Vol.7, No.2: 236-241.

Violle C., Navas M. L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. e Garnier E. (2007); Let the concept of trait be functional! *OIKOS* Vol.116, No.5: 882-892.

SITOGRAFIA

Co-occurrence: <https://ecology.wp.txstate.edu/species-co-occurrence/>

Riproduzione per seme: <https://www.impariamoinsieme.com/la-riproduzione-con-spore-o-semi/>

Riproduzione vegetativa: <https://biologiawiki.it/wiki/riproduzione-vegetativa/>

Tipi di impollinazione: <https://www.tuttogreen.it/impollinazione/>

Colli Euganei: <http://188.219.80.53/index.php/it/ambiente-e-territorio/flora>

Database: <http://eflorasys.univ-lorraine.fr/index.php/en/species/view/132334>

Database: <https://www.florae.it/index.php?id=1483>

Database: <http://mitel.dimi.uniud.it/flora/scheda.php?id=896>

APPENDICE I

SPECIE	TIPO DI RIPRODUZIONE	VEETTORE DEL POLLINE	TIPO DI DIASPORA	TIPO DI STRATEGIA	PESO MEDIO DIASPORE (mg)	LUNGHEZZA MEDIA DIASPORE (mm)	LARGHEZZA MEDIA DIASPORE (mm)	ALTEZZA MEDIA DIASPORE (mm)	FORMA BIOLOGICA
<i>Allianthus altissima</i>	sv (by seed and vegetatively)	in (insects)	F (fruit)	c (competitors)	33.6	39.1	9.9	2.0	Fanerofito
<i>Allium sphaerocephalon</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	Other	1.6	2.5	1.5	1.2	Geofite
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	c (competitors)		0.3			Geofite
<i>Anagallis arvensis</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	Other	0.4	1.3	1.0	0.9	Terofite
<i>Artemisia alba</i>	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	Other	NA	NA	NA	NA	Camefite
<i>Asparagus acutifolius</i>	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	289.2	7.3	7.3	6.8	Geofite
<i>Asperula cynanchica</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	1.0	2.3	1.1	1.0	Emicriptofite
<i>Brachypodium pinnatum</i>	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	3.8	13.2	1.8	1.0	Emicriptofite
<i>Bromus erectus</i>	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	Other	4.4	17.7	1.8	1.1	Emicriptofite
<i>Bupleurum baldense</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	NA	2.9	NA	NA	Terofite
<i>Carex flacca</i>	ws (mostly vegetatively, rarely by seed)	wi (wind)	F (fruit)	Other	1.1	2.5	1.4	1.2	Emicriptofite
<i>Carex liparocarpos</i>	ws (mostly vegetatively, rarely by seed)	wi (wind)	F (fruit)	NA	NA	NA	NA	NA	Geofite
<i>Catapodium rigidum</i>	s (by seed/by spore)	wi (wind)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	0.2	2.2	0.5		Terofite
<i>Centaura scabiosa</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	c (competitors)	6.9	8.8	2.2	0.9	Emicriptofite
<i>Centaurium erythraea</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	s (stress-tollerant)		0.3	0.3	0.2	Emicriptofite
<i>Chrysopogon gryllus</i>	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	NA	NA	NA	NA	NA	Emicriptofite
<i>Cleistogenes serotina</i>	s (by seed/by spore)	wi (wind)	F (fruit)	NA	NA	NA	NA	NA	Emicriptofite
<i>Convolvulus cantabrica</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	Other	NA	NA	NA	NA	Emicriptofite
<i>Cotinus coggygria</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	c (competitors)	NA	4.8	2.8	1.4	Fanerofito
<i>Crataegus monogyna</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	c (competitors)	280.0	9.9	8.4		Fanerofito
<i>Crepis vesicaria</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	NA	NA	NA	NA	Emicriptofite
<i>Dactylis glomerata</i>	s (by seed/by spore)	wi (wind)	F (fruit)	c (competitors)	1.0	6.0	1.2	0.9	Emicriptofite
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	c (competitors)	0.3	1.2	0.8	0.6	Emicriptofite
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	Other	2.1	1.9	1.5	1.0	Emicriptofite
<i>Epipactis sp.</i>	ws (mostly vegetatively, rarely by seed)	in (insects)	S (seed)	NA	NA	NA	NA	NA	Geofite
<i>Eryngium campestre</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	NA	NA	NA	NA	Emicriptofite
<i>Euphorbia cyparissias</i>	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	S (seed)	s (stress-tollerant)	2.5	2.0	1.4	1.4	Emicriptofite
<i>Euphorbia falcata</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	Other	NA	1.6	1.0	0.6	Terofite
<i>Fraxinus ornus</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	c (competitors)	65.1	25.5	6.8	2.0	Fanerofito
<i>Fumana procumbens</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tollerant)					Camefite
<i>Galatella linoxyris</i>	sv (by seed and vegetatively)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	1.5	NA	NA	NA	Emicriptofite
<i>Galium lucidum</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	0.8	1.4	1.0	0.9	Emicriptofite
<i>Galium verum</i>	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	0.4	1.4	1.2	1.0	Emicriptofite
<i>Geranium sanguineum</i>	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	S (seed)	s (stress-tollerant)	8.0	3.4	2.1	2.1	Emicriptofite
<i>Globularia vulgaris</i>	sv (by seed and vegetatively)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	0.8	1.5	0.5	0.4	Emicriptofite
<i>Haplophyllum patavinum</i>	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	s (stress-tollerant)	2.0	2.0	1.7	1.0	Camefite
<i>Helianthemum nummularium</i>	s (by seed/by spore)	wi (wind)	S (seed)	s (stress-tollerant)	1.1	1.7	1.2	0.9	Camefite
<i>Hippocrepis comosa</i>	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tollerant)	4.2	5.2			Emicriptofite

Hypericum perforatum	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	S (seed)	s (stress-tolerant)	0.1	1.2	0.4	0.4	Emicriptofoite
Inula hirta	sv (by seed and vegetatively)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	NA	NA	NA	NA	Emicriptofoite
Juniperus communis	s (by seed/by spore)	wi (wind)	S (seed)	c (competitors)	121.1	7.2	7.2	6.3	Fanerofoite
Koeleria pyramidata	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	2.3	5.1	1.1	0.5	Emicriptofoite
Ligustrum vulgare	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	c (competitors)	179.4	6.4	6.2	6.2	Fanerofoite
Linum tenuifolium	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	s (stress-tolerant)	0.7	2.0			Camefoite
Lotus corniculatus	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	s (stress-tolerant)	1.2	1.5	1.2	1.0	Emicriptofoite
Medicago minima	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tolerant)		3.4	3.4		Terofoite
Melampyrum arvense	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	Other		5.3	2.3	1.9	Terofoite
Ononis natrix	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	s (stress-tolerant)	3.0	2.0	1.8	1.1	Camefoite
Ononis reclinata	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	Other	NA	NA	NA	NA	Terofoite
Ophrys sp.	vvs (mostly vegetatively, rarely by seed)	in (insects)	S (seed)	NA	NA	NA	NA	NA	Geofoite
Orobanche minor	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	S (seed)	NA	NA	0.3	0.2	0.1	Terofoite
Orphantha lutea	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	Other	0.2	1.6	0.9	0.6	Terofoite
Pastinaca sativa	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	c (competitors)	3.0	6.1	4.3	0.5	Emicriptofoite
Pilosella officinarum	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	F (fruit)	Other	0.2	NA	NA	NA	Emicriptofoite
Pistacia terebinthus	s (by seed/by spore)	NA	F (fruit)	s (stress-tolerant)	NA	NA	NA	NA	Fanerofoite
Plantago lanceolata	s (by seed/by spore)	wi (wind)	S (seed)	Other	1.8	2.8	1.4	0.8	Emicriptofoite
Potentilla hirta	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	0.3	1.3	1.0	0.6	Emicriptofoite
Potentilla pusilla	sv (by seed and vegetatively)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	NA	NA	NA	NA	Emicriptofoite
Quercus pubescens	s (by seed/by spore)	wi (wind)	F (fruit)	c (competitors)	NA	NA	NA	NA	Fanerofoite
Reseda alba	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	c (competitors)	0.6	1.3	1.2	0.6	Emicriptofoite
Rubus caesius	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	F (fruit)	c (competitors)	NA	NA	NA	NA	Fanerofoite
Sanguisorba minor	s (by seed/by spore)	wi (wind)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	5.8	3.8	2.6	2.5	Emicriptofoite
Scabiosa columbaria	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	Other	2.5	NA	NA	NA	Emicriptofoite
Scabiosa triandra	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	NA	NA	NA	NA	Emicriptofoite
Schoenus nigricans	sv (by seed and vegetatively)	wi (wind)	F (fruit)	Other	0.5	1.5	1.0	1.0	Emicriptofoite
Silene vulgaris	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	Other	0.8	1.4	1.2	0.9	Emicriptofoite
Spartium junceum	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	s (stress-tolerant)	NA	NA	NA	NA	Fanerofoite
Stachys recta	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	1.7	2.0	1.6	1.0	Emicriptofoite
Teucrium chamaedrys	sv (by seed and vegetatively)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	1.5	1.6	1.4	1.3	Camefoite
Teucrium montanum	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	0.9	1.8	1.0	0.8	Camefoite
Thlaspi perfoliatum	s (by seed/by spore)	se (selfing)	S (seed)	Other	0.3	1.3	0.9	0.4	Terofoite
Thymus super	s (by seed/by spore)	in (insects)	F (fruit)	Other	0.2	NA	NA	NA	Camefoite
Trifolium angustifolium	s (by seed/by spore)	in (insects)	S (seed)	NA	NA	NA	NA	NA	Terofoite
Trifolium campestre	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	Other	0.5	5.5	NA	NA	Terofoite
Trifolium scabrum	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	Other	NA	8.5	NA	NA	Terofoite
Viburnum lantana	s (by seed/by spore)	se (selfing)	F (fruit)	s (stress-tolerant)	NA	7.5	5.5	NA	Fanerofoite
Vincetoxicum hirsutum	sv (by seed and vegetatively)	in (insects)	S (seed)	s (stress-tolerant)	8.3	NA	NA	NA	Emicriptofoite

RINGRAZIAMENTI

Un sentito ringraziamento va alla Professoressa Buffa, che mi ha permesso di venire a conoscenza di questo progetto e di potervi partecipare.

Ringrazio la Professoressa Del Vecchio che si è dimostrata disponibilissima sia nell'attività di tirocinio, che mi ha permesso di mettere in pratica le cose imparate in aula, sia nel seguirmi nella scrittura di questo elaborato.

Ringrazio infine i miei compagni di corso, che mi hanno sostenuto nei momenti di crisi e mi hanno accompagnato in questo percorso rendendolo sicuramente faticoso.