

RICERCHE SULLE POPOLAZIONI DI *CORYNEPHORUS CANESCENS* (L.) P. BEAUV. (POACEAE) NELLA VALLE DEL FIUME TICINO

GUIDO BRUSA¹

Parole chiave – Clima; conservazione della natura; dinamica fluviale; ecologia; specie a rischio di estinzione

Key words – Climate; ecology; endangered species; fluvial dynamics; nature conservation

Riassunto – *Corynephorus canescens* è una pianta considerata a rischio di estinzione in Italia. Lo scopo del presente studio è stato colmare le lacune esistenti circa la conoscenza della sua distribuzione in una parte significativa dell'areale italiano, raccogliendo dati accurati sulla consistenza delle popolazioni, per trarre utili implicazioni per la conservazione della specie. I risultati hanno evidenziato il fondamentale ruolo del Fiume Ticino nel formare depositi di sabbia colonizzabili dalla specie. Il principale fattore di rischio per la conservazione della specie potrebbe essere rappresentato dai cambiamenti in atto nel clima, *in primis* dagli episodi di severa aridità estiva a causa dei quali le popolazioni risultano fortemente danneggiate.

Abstract – *Research on populations of Corynephorus canescens (Poaceae) in the valley of River Ticino.* *Corynephorus canescens* is a plant regarded as endangered species in Italy. The aim of this study was to fill the existing gaps about the knowledge of its distribution within a significant part of its Italian range, by collecting accurate data on the population size, in order to develop practical implications for the species conservation. The results demonstrated the essential role of the River Ticino in creating sandy deposits which are easily colonized by the species. The main risk factor for the species conservation could be the ongoing climate changes, especially events of severe summer drought because of which the populations are strongly injured.

INTRODUZIONE

Corynephorus canescens (L.) P. Beauv. è una pianta della famiglia delle *Poaceae*. In Italia la sua importanza conservazionistica è legata all'inclusione nella più recente versione della Lista Rossa (ROSSI *et al.*, 2013) come specie a rischio di estinzione (categoria IUCN: EN, *Endangered*). Le motivazioni addotte al suo inserimento nella Lista Rossa (ASSINI & ABELI, 2012) sono da ricondurre alla “riduzione della popolazione prevista per i prossimi 10 anni o tre generazioni”, sia in termini di numero di popolazioni, che di areale complessivamente occupato, a causa del declino della qualità dell'habitat (ridotta estensione dei siti di crescita, concomitante invasione di specie esotiche e avanzamento del bosco). Inoltre, l'importanza conservazionistica di *C. canescens* è imposta dal fatto che la specie contraddistingue fisionomicamente l'habitat “Praterie aperte a *Corynephorus* e *Agrostis* su dossi sabbiosi interni” (cod. Natura 2000: 2330), considerato di interesse comunitario ai sensi della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat).

Lo scopo del presente studio è stato colmare le lacune riguardo la conoscenza della distribuzione di *C. canescens* in una parte importante del suo areale italiano (la valle del Fiume Ticino), raccogliendo anche dati precisi sulla consistenza delle popolazioni. Inoltre, sono stati analizzati i principali fattori ecologici che ne condizionano la distribuzione locale, rapportandoli anche alla scala eu-

ropea. Finalità ultima del presente studio è infatti quella di trarre utili implicazioni per la conservazione di *C. canescens* alla scala regionale e nazionale. Una particolare attenzione nell'analisi è stata riservata alle popolazioni presenti nella Zona Speciale di Conservazione (ZSC) ai sensi della Direttiva Habitat denominata IT2010013 “Ansa di Castelnuovo” (località Barbellera, provincia di Varese), in cui si è manifestato un elevato tasso di mortalità durante l'estate 2015.

MATERIALI E METODI

Corynephorus canescens

Note su ecologia e biologia

C. canescens è diffusa in gran parte dell'Europa occidentale e centrale, essendo un elemento della regione floristica atlantica, con presenze in aree dell'Europa boreale o sub-continentale; la distribuzione è comunque discontinua, con un'elevata proporzione di aree marginali, tra cui quelle in Italia (MEUSEL *et al.*, 1965). La distribuzione di *C. canescens* è altresì rarefatta per la sua associazione a habitat altamente dispersi sul territorio, rappresentati da suoli sabbiosi aridi, acidi, poveri di nutrienti e aperti (RYCHNOVSKÁ, 1963; QUINGER & MEYER, 1995; JENTSCH & BEYSCHLAG, 2003). Le popolazioni di *C. canescens* dipendono dalle dinamiche del substrato e più precisamente dal frequente disturbo al suolo, soprattutto per gli spazi

¹ Via Corridoni 97, 21100 Varese - ✉ guido.brusa@libero.it

aperti nella vegetazione, prodotti ad esempio dalla siccità, da animali, da escavazioni da parte dell'uomo o da esercitazioni militari (MARSHALL, 1965; JENTSCH *et al.*, 2002, 2009; TSCHÖPE & TIELBÖRGER, 2010). Quando il disturbo termina, questi habitat sono inclini a una successione ecologica corrispondente a una evoluzione edafica che determina il progressivo accumulo di sostanza organica, condizione che avvilisce le scarse capacità competitive di *C. canescens* (JENTSCH & BEYSCHLAG, 2003; ELLENBERG & LEUSCHNER, 2010; UJHÁZY *et al.*, 2011). Nella fase iniziale della colonizzazione, tra i cespi ben distinti di *C. canescens*, si può osservare della sabbia nuda, su cui in primavera crescono le terofite; in seguito allo sviluppo delle piante di *C. canescens* e alla contemporanea riduzione nella mobilità del substrato, che si arricchisce progressivamente di humus, sopraggiungono nuove piante vascolari e soprattutto muschi e licheni (MEDWECKA-KORNAS *et al.*, 1966). Una successione simile è stata osservata anche in Italia (ASSINI *et al.*, 2013).

C. canescens sopravvive 5-6 stagioni di crescita in Gran Bretagna (MARSHALL, 1967), ma soltanto 3-4 in Europa centrale (RYCHNOVSKÁ-SOUDKOVÁ, 1961). La riproduzione avviene prevalentemente da seme (MARSHALL, 1967), che si forma per impollinazione anemogama incrociata (BÖGER, 2007). La produzione di seme cala rapidamente dopo la quarta o quinta stagione (SYMONIDES, 1979). In Gran Bretagna, il tempo minimo richiesto per fiorire è di 2 stagioni di crescita (MARSHALL, 1967). L'antesi è massima intorno alla seconda settimana di luglio e le cariossidi maturano da fine luglio in poi (MARSHALL, 1967). Tuttavia, viene riportata anche una riproduzione per via vegetativa in particolari condizioni (SCHULZ, 1950; FREY & HENSEN, 1995): *C. canescens* è infatti in grado di sopportare la copertura della sabbia, poiché i cespi presentano più livelli di crescita che possono produrre radici avventizie (MEDWECKA-KORNAS *et al.*, 1966). Sebbene la produzione di semi risulti elevata, sia la vitalità che la dispersione del seme sono limitate, e la distanza di dispersione delle diaspore avviene nell'arco di pochi metri (MARSHALL, 1968; BÖGER, 2007). La sua banca di semi, che non presentano una dormienza primaria, ha una breve durata (JENTSCH, 2001). Le cariossidi sono sparse dai primi di agosto in poi, anche se il principale periodo per la dispersione è probabilmente l'inizio di settembre; la germinazione avviene bruscamente per l'inumidimento dello strato superficiale di sabbia in seguito alla pioggia (MARSHALL, 1967). La mortalità delle piantine da seme è elevata (SYMONIDES, 1979).

Distribuzione in Italia

La distribuzione di *C. canescens* comprende alcune stazioni in provincia di Novara e di Vercelli (VARESE *et al.*, 2010), sebbene in passato la specie fosse presente anche in altre località piemontesi (es. quelle riportate da ABBÀ, 1991). In Lombardia si rinviene nei cosiddetti "sabbioni" della Lomellina, in provincia di Pavia (BERTOSI, 1950;

CORBETTA, 1968; ASSINI, 2007), provincia dove era inoltre segnalata "in luoghi sterili arenosi delle sponde del Ticino" (PARLATORE, 1848), quantunque non vi siano riscontri attuali. Per la provincia di Varese, *C. canescens* era riportata per i boschi del basso Varesotto (BRIZI & FENAROLI, 1927; COZZI, 1913); in queste zone è tuttavia scomparsa (MACCHI, 2005; BRUSA G., oss.pers.). In provincia di Varese è stata però di recente riscontrata in una località presso il Fiume Ticino, a Castelnuovate (MACCHI, 2005), zona a cui si riferiscono probabilmente anche le segnalazioni storiche per la provincia di Como lungo il F. Ticino (PARLATORE, 1848).

Censimento delle popolazioni

La distribuzione delle popolazioni di *C. canescens* è stata indagata nel tratto della valle del Fiume Ticino compreso tra il Comune di Somma Lombardo (VA) a nord e quello di Vigevano (PV) a sud (Fig. 1). L'indagine ha riguardato unicamente siti sulla sponda idrografica sinistra, amministrativamente compresa entro i confini regionali lombardi (Parco Lombardo del Ticino). Nei Comuni di Lonate Pozzolo, Somma Lombardo e Vizzola Ticino (VA), sono stati indagati anche i siti sulla sponda idrografica destra. Alcuni siti, comunque strettamente limitrofi al confine regionale ma amministrativamente in Piemonte, sono stati compresi nell'indagine.

I potenziali siti di crescita di *C. canescens* sono stati preventivamente individuati all'interno di superfici che sulla base delle ortofoto risultavano occupate da vegetazioni naturali aperte, entro una fascia di 500 m dall'alveo bagnato del F. Ticino. I sopralluoghi sono stati svolti tra gennaio e marzo 2015, periodo in cui *C. canescens* è facilmente riconoscibile allo stato vegetativo dalle altre specie della medesima famiglia di appartenenza. Durante questi sopralluoghi, sono stati accertati alcuni siti di crescita in precedenza non identificati tramite le ortofoto.

Ciascun sito indagato è stato valutato secondo il seguente schema:

- siti con presenza di *C. canescens* (denominati "co" nelle analisi):
 - con popolazione areale, ovvero con presenza delle piante di *C. canescens* su una superficie superiore a 50 m². Tale superficie corrisponde al limite per il riconoscimento dell'habitat 2330 (AA.VV., 2014). La superficie è stata delimitata percorrendo direttamente sul terreno il limite della superficie entro cui si trovava la popolazione e tenendo traccia di tale percorso con il GPS. Con l'utilizzo di un programma GIS la traccia è stata quindi trasformata in un poligono, apportando minime correzioni;
 - con popolazione puntiforme, ovvero con presenza delle piante di *C. canescens* su una superficie inferiore a 50 m². Il sito così individuato è stato georeferenziato tramite GPS (centroide approssimativo della popolazione);

- siti in cui *C. canescens* è assente (marcati tramite GPS):
 - siti denominati “am”: compresi nell’alveo di morbida, con scarsa vegetazione (es. comunità pioniere di greto) oppure comunità erbacee spesso ben sviluppate (es. alte erbe) nell’ambito di formazioni forestali ripariali (saliceto, pioppeto);
 - siti denominati “pe”: presentanti una vegetazione erbacea di tipo non strettamente ripariale (es. prati aridi), quantunque rientranti ordinariamente nell’alveo di piena eccezionale del F. Ticino.



Fig. 1 - L’area di studio (linea bianca spessa) nella valle del Fiume Ticino, tra le province lombarde di Varese (VA), Milano (MI) e Pavia (PV) e quella piemontese di Novara (NO). Le stelle indicano le popolazioni censite di *C. canescens*.

La consistenza delle popolazioni è stata valutata in alcune popolazioni areali nella parte nord del Parco. Lungo transetti, ogni 2 m sono stati posizionati plot di 1 x 1 m, in cui la copertura di *C. canescens* è stata stimata visivamente con l’ausilio di nastri metrici. Il dato di copertura raccolto in cm² è stato quindi convertito in percentuale rispetto all’intera superficie del plot. Per quanto concerne le popolazioni puntiformi, la copertura di *C. canescens* è stata valutata su tutta la superficie e stimata direttamente in cm². La scelta di utilizzare come unità di popolazione la copertura e non il numero di individui è derivata dall’impossibilità, senza dover procedere all’estirpazione delle piante, di distinguere se i cespi fossero costituiti da un unico individuo oppure da singole piante strettamente vicine tra loro. Poiché i dati sulle popolazioni presentavano una distribuzione log-normale, sono stati trasformati logaritmicamente al fine di poter calcolarne i parametri statistici.

La frammentazione del poligono dell’habitat è stata valutata tramite l’indice *Patton’s diversity* (PATTON, 1975), che rapporta il perimetro di un poligono a quello di una circonferenza di un cerchio avente la stessa area del poligono. L’indice è quindi una misura dell’irregolarità di un poligono, in quanto più l’indice si discosta dal valore 1, più il poligono è irregolare.

Analisi ecologica alla scala locale

Non essendo disponibile una dettagliata cartografia topografica e geomorfologica dell’area di studio, per l’interpretazione della distribuzione delle popolazioni di *C. canescens* sono stati considerati i seguenti tre fattori ecologici, rappresentati per mezzo di un *raster* avente una risoluzione di 20 m:

- quota (denominata “q” nelle analisi): altezza in metri del sito rispetto al punto più prossimo dell’alveo di morbida, per il quale è stata definita una quota arbitraria pari a 0 m. Questo fattore rappresenta, in modo del tutto approssimativo, l’appartenenza all’alveo inondabile da parte del F. Ticino nel caso di piena;
- distanza (“d”): distanza lineare, in metri, del sito rispetto al punto più prossimo dell’alveo di morbida. Il fattore è all’incirca proporzionale alla possibilità che un sito possa essere inondato dal F. Ticino nel caso di piena;
- lunghezza (“l”): distanza, in metri, dall’uscita del F. Ticino dal Lago Maggiore, seguendo l’alveo principale del fiume stesso.

Ai fini dell’analisi, per ciascuna popolazione di tipo areale sono stati generati punti casuali all’interno del corrispettivo poligono. Il numero di punti è proporzionale alla superficie del poligono, con una densità di 1 punto ogni 50 m², sino a un massimo di 20 punti per ciascun poligono. Per ciascuna popolazione di tipo puntiforme sono state invece considerate le coordinate del suo centroide.

Analisi ecologica alla scala europea

La distribuzione di *C. canescens* in Europa è stata ricavata georeferenziando e quindi digitalizzando la mappa riportata da MEUSEL *et al.* (1965). Soltanto l'areale principale della specie è stata considerata nella presente analisi, mentre il restante territorio, comprendente anche le stazioni isolate dall'areale principale (es. quelle italiane), è stato considerato come area non ospitante la specie (area di controllo).

Mediante GIS sono stati generati casualmente 1000 punti sia per l'areale principale, sia per quello di controllo, imponendo una distanza minima di 30 km tra i punti. A ciascun punto sono stati assegnati valori dei parametri climatici riguardanti temperatura e precipitazione (v. Tabella II per un elenco esaustivo dei parametri analizzati), desunti dal database WordClim (*version 1.4, release 3*: <http://www.worldclim.org/>) e scaricati in formato *raster* come dati climatici (periodo 1950-2000) alla risoluzione chilometrica (HIJMAN *et al.*, 2005).

Per ciascun parametro climatico è stato costruito un modello logistico tramite *Generalized Linear Models* (GLM), considerando come funzione una parabola dai cui coefficienti sono stati calcolati quelli di una curva gaussiana (JONGMAN *et al.*, 1987). La bontà di ciascun modello nell'interpretare la distribuzione di *C. canescens* in Europa è stata valutata sulla base del valore della sua *residual deviance*.

In seguito, sono state derivate le curve gaussiane di distribuzione della probabilità di presenza di *C. canescens* rispetto al parametro di temperatura e a quello di precipitazione che in maggior misura interpretano la distribuzione di *C. canescens*. Sulle due curve gaussiane, oltre alle soglie di ± 1 volta il valore di tolleranza (intervallo dell'*optimum* ecologico), di ± 2 volte il valore di tolleranza (intervallo della tolleranza ecologica) e di ampiezza massima del gradiente occupato dalla specie (intervallo di sopravvivenza), sono stati riportati i valori di probabilità di presenza di *C. canescens* calcolati dai seguenti dati per la stazione meteorologica di Malpensa, distante in linea d'aria ca. 4 km dalle popolazioni di *C. canescens* nella ZSC IT2010013 "Ansa di Castelnovate":

- 1961-1990: valori medi corrispondenti al periodo trentennale di riferimento dell'Organizzazione Meteorologica Mondiale (fonte Wikipedia: https://it.wikipedia.org/wiki/Categoria:Stazioni_meteorologiche_d%27Italia);
- 2014: valori riferiti all'anno 2014 (fonte Arpa Lombardia: <http://www2.arpalombardia.it/>);
- 2015: valori riferiti all'anno 2015 (fonte Arpa Lombardia: <http://www2.arpalombardia.it/>).

Tutte le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando diversi pacchetti nella piattaforma *software R*.

RISULTATI

Censimento delle popolazioni

Complessivamente sono state rilevate 27 popolazioni areali, di cui 5 interamente in territorio piemontese, e 80 puntiformi, di cui 12 in Piemonte (Fig. 1). Tutte le popolazioni ricadono nei Siti della Rete Natura 2000 in Lombardia (IT2010013, IT2010014, IT2050005, IT2080002, IT2080301) oppure in Piemonte (IT1150001).

Nella Tabella I sono riportati i parametri statistici delle popolazioni analizzate. La percentuale di *C. canescens* nei plot di 1 x 1 m non supera il 10% in quasi il 50% dei plot rilevati, mentre nei due terzi dei plot la copertura non supera il 20%. Il valore medio di copertura nei plot rilevati è statisticamente compreso tra 6.42 e 6.81%.

La superficie del poligono non supera i 500 m² in circa il 70% delle popolazioni. Il valore medio della superficie dei poligoni è statisticamente compreso nell'intervallo 258-336 m².

Nelle popolazioni di tipo puntiforme la copertura di *C. canescens* non supera i 2,000 cm² nel 70% delle popolazioni. Il valore medio di copertura è statisticamente compreso tra 759 e 1357 cm².

Considerando che in questo studio sono state complessivamente rilevate 80 popolazioni puntiformi, la superficie occupata da *C. canescens* in queste popolazioni è stimata in 7 m² (intervallo di confidenza al 95%: 6-11 m²). Tale valore è nettamente inferiore al solo valore medio di 282 m² stimato per la superficie occupata da una singola popolazione areale.

L'indice di Patton presenta valori inferiori a 1.5 soltanto nel 15% dei poligoni; il suo valore medio è pari a 2.80. L'intervallo di confidenza (2.51-3.09) è ben al di sopra del valore 1, così da attestare statisticamente una elevata irregolarità del poligono.

Tab. I - Valori dei parametri statistici quantificati nelle popolazioni di *C. canescens* (copertura nei plot, n=179; superficie dei poligoni e *Patton's diversity*, n=27; copertura popolazioni puntiformi, n=51).

Parametro	Min.	Max.	Media	Intervallo confidenza (95%)
Popolazioni areali				
copertura nei plot (%)	0.04	84.75	6.56	6.42-6.81
superficie del poligono (m ²)	66	5,274	282	258-336
<i>Patton's diversity</i> (m/m ²)	1.06	7.66	2.80	2.51-3.09
Popolazioni puntiformi				
copertura (cm ²)	100	20,000	924	759-1,357

Analisi ecologica alla scala locale

La distribuzione dei valori dei tre fattori ecologici suddivisi per i tre gruppi di siti indagati è riportata nella Figura 2. Per il fattore quota, il test di Kruskal-Wallis indica una complessiva differenza statisticamente significativa tra i gruppi di siti ($\chi^2=27.54$, $gdl=2$, $p<0.001$). I test *post-hoc* (test di Wilcoxon, con correzione di Bonferroni) evidenziano una differenza significativa tra i siti con *C. canescens* e quelli nella fascia interessata dalle piene eccezionali rispetto ai siti nell'alveo di morbida.

Per il fattore distanza, il test di Kruskal-Wallis denota

ancora una complessiva differenza statisticamente significativa ($\chi^2=41.65$, $gdl=2$, $p<0.001$). Altresì per questo fattore, i test *post-hoc* evidenziano una differenza significativa tra i siti con *C. canescens* e quelli nella fascia interessata dalle piene eccezionali rispetto ai siti nell'alveo di morbida.

Anche per il fattore lunghezza, il test di Kruskal-Wallis denota una differenza statisticamente significativa ($\chi^2=41.05$, $gdl=2$, $p<0.001$). Per questo fattore i test *post-hoc* stabiliscono una differenza significativa tra i due gruppi di siti senza *C. canescens* rispetto al gruppo di siti con questa specie.

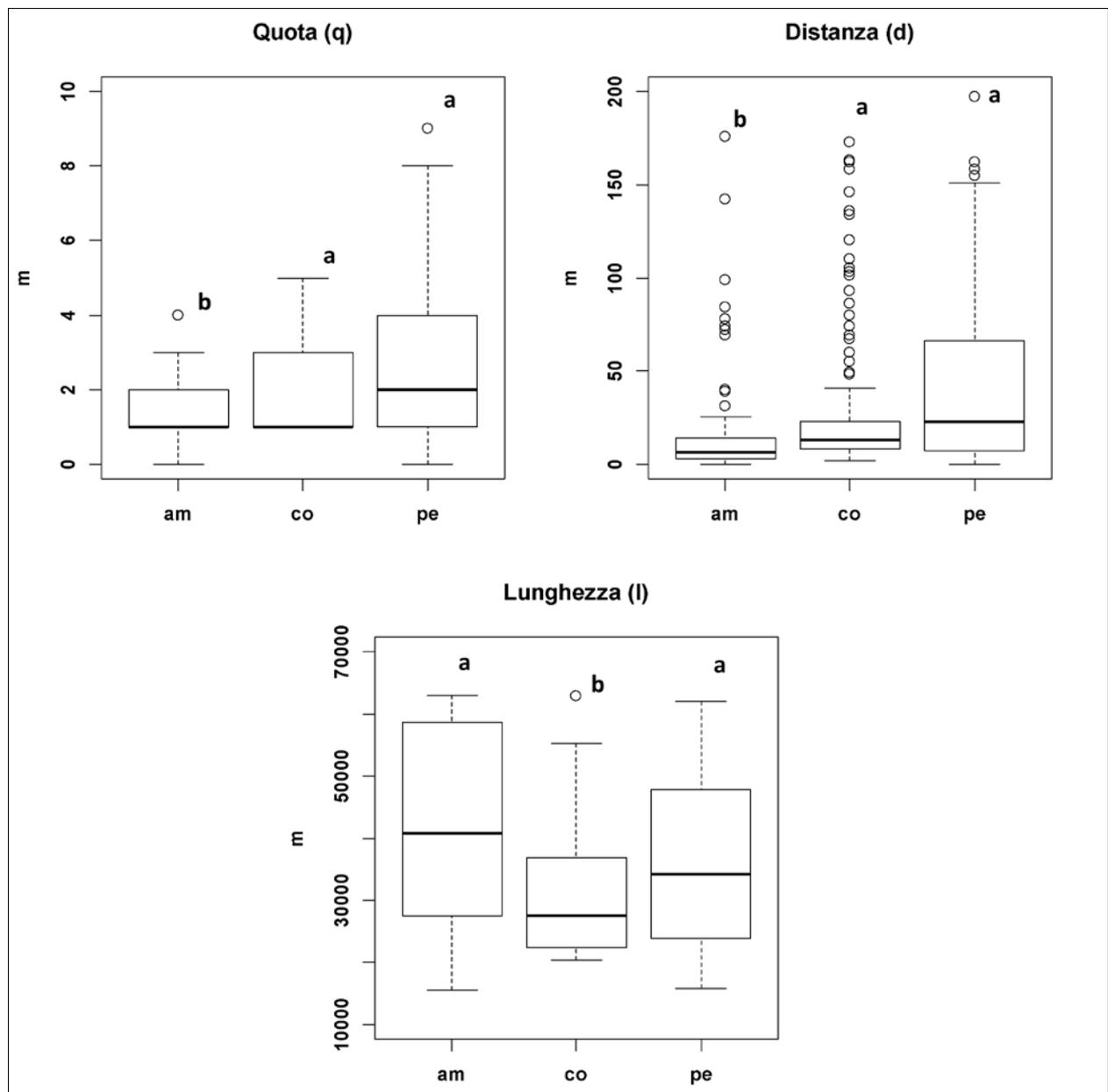


Fig. 2 - Diagrammi *box-plot* rappresentanti la distribuzione dei tre fattori ecologici analizzati rispetto ai tre gruppi di siti indagati (am: alveo di morbida; co: popolazioni di *C. canescens*; pe: alveo di piena eccezionale). A lettera diversa, corrisponde un valore statisticamente significativo nel test *post-hoc* ($p < 0.05$).

Analisi ecologica alla scala europea

I valori di *residual deviance* calcolati dai GLM sono riportati nella Tabella II. Per tutti i parametri climatici analizzati, i modelli sono risultati altamente significativi sotto il profilo statistico (test χ^2 , $p < 0.001$). Sette parametri di temperatura sono quelli che presentano una minor *residual deviance*. Tra questi, il parametro BIO_10 ($\chi^2=426$, $gdl=2$, $p < 0.001$), riferito alla temperatura media del quarto di anno più caldo (*Mean temperature of warmest quarter*), è quello con la *residual deviance* più bassa; di conseguenza, è il parametro climatico che in maggior misura interpreta la distribuzione di *C. canescens* alla scala europea. I parametri climatici riferiti alle precipitazioni presentano, in generale, una maggiore *residual deviance*; in altre parole, questi parametri climatici interpretano in minor misura la distribuzione di *C. canescens* alla scala europea rispetto ai parametri di temperatura. Il modello del parametro BIO_12 ($\chi^2=192$, $gdl=2$, $p < 0.001$), riferito alla quantità annuale di precipitazioni (*Annual precipitation*), è quello con la *residual deviance* più bassa tra tutti i parametri climatici riferiti alla quantità di precipitazioni. Il secondo parametro di precipitazioni con la *residual deviance* più bassa è il quarto di anno più caldo (BIO_18: $\chi^2=185$, $gdl=2$, $p < 0.001$) ed è quindi riferito al medesimo periodo dell'anno del parametro di temperatura (BIO_10) risultato interpretare in maggior misura la distribuzione di *C. canescens*.

Tab. II - Valori di *residual deviance* (espressi come percentuale della *null deviance* = 2772.6) Calcolati dai glm sugli undici parametri di temperatura (evidenziati in corsivo) e sugli otto di precipitazioni. I parametri sono ordinati in ordine crescente di *residual deviance*, ovvero in misura decrescente di bontà del modello.

Codice	Parametro	Periodo dell'anno	Residual deviance (%)
BIO_10	<i>Mean temperature of warmest quarter</i>	warmest	84.6
BIO_01	<i>Annual mean temperature</i>		85.0
BIO_07	<i>Temperature annual range (BIO_05-BIO_06)</i>		85.3
BIO_05	<i>Max temperature of warmest month</i>	warmest	87.3
BIO_09	<i>Mean temperature of driest quarter</i>	driest	88.9
BIO_11	<i>Mean temperature of coldest quarter</i>	coldest	90.3
BIO_06	<i>Min temperature of coldest month</i>	coldest	91.3
BIO_12	Annual precipitation		93.1
BIO_02	<i>Mean diurnal range (mean of monthly) (max temp - min temp)</i>		93.1
BIO_18	Precipitation of warmest quarter	warmest	93.3
BIO_17	Precipitation of driest quarter	driest	93.4
BIO_14	Precipitation of driest month	driest	93.6
BIO_04	<i>Temperature seasonality (standard deviation *100)</i>		94.3
BIO_15	Precipitation seasonality (coefficient of variation)		95.5
BIO_16	Precipitation of wettest quarter	wettest	95.7
BIO_13	Precipitation of wettest month	wettest	96.4
BIO_03	<i>Isothermality (BIO_02/BIO_07) (*100)</i>		97.8
BIO_08	<i>Mean temperature of wettest quarter</i>	wettest	97.9
BIO_19	Precipitation of coldest quarter	coldest	99.0

Dato che i parametri climatici riferiti al quarto di anno più caldo rappresentano nel complesso quelli che meglio interpretano la distribuzione europea di *C. canescens*, per la costruzione delle curve gaussiane di distribuzione sono stati considerati soltanto i parametri BIO_10 (temperatura) e BIO_18 (precipitazioni). I dati climatici per la stazione meteorologica di Malpensa sono stati quindi derivati unicamente per i mesi di giugno, luglio e agosto, cioè per il trimestre più caldo dell'anno nell'area di studio.

Il grafico di Figura 3 mostra la distribuzione della probabilità di presenza di *C. canescens* rispetto al parametro BIO_10. La media del periodo 1961-1990 per la stazione meteorologica di Malpensa (20.7 °C) è compresa tra i limiti superiori rispettivamente dell'*optimum* e della tolleranza ecologica. Entro questi limiti è compreso anche il valore per l'anno 2014 (20.9 °C), molto simile a quello della media trentennale. Oltre la soglia di tolleranza ecologica è invece il valore per l'anno 2015 (23.8 °C), temperatura che si avvicina a quella del limite superiore di sopravvivenza della specie (25.2 °C).

Il grafico di Figura 4 espone invece la distribuzione della probabilità di presenza di *C. canescens* rispetto al parametro BIO_18. La media trentennale (274 mm) è compresa entro l'intervallo dell'*optimum* ecologico, così come il valore riferito al 2015 (182 mm). Nel 2014 le precipitazioni (291 mm) sono state di poco superiori alla soglia superiore dell'*optimum* ecologico.

DISCUSSIONE

Le popolazioni puntiformi di *C. canescens* presentano collettivamente una consistenza trascurabile rispetto a quella delle popolazioni areali. Su queste ultime, in un'ottica di ottimizzazione delle risorse, dovrebbero essere di conseguenza concentrate primariamente le misure di conservazione sulla specie. Data la relativa scarsa capacità di dispersione dei semi (MARSHALL, 1968; BÖGER, 2007), le popolazioni isolate, anche se di tipo puntiforme, potrebbero però essere un'importante sorgente di semi per la fondazione di nuove popolazioni, anche numericamente più consistenti di quelle originarie. Le popolazioni isolate dovrebbero subordinatamente ricevere anch'esse adeguate misure di conservazione.

Nell'area indagata, le popolazioni di *C. canescens* presentano una scarsa copertura rispetto a quella dell'habitat (poligono) in cui sono inserite. Pur in assenza di precisi valori di densità, dai dati floristico-vegetazionali riferiti alle comunità di *C. canescens* si può desumere come in altre zone dell'areale italiano questa specie presenti una scarsa copertura, con bassi valori sui dossi della Lomellina (ASSINI, 2007) e più variabili in Piemonte (ASSINI *et al.*, 2013). Una scarsa copertura di *C. canescens* è di fatto rilevata anche nelle comunità all'interno dell'area principale (si vedano, a titolo d'esempio, i dati riportati da HASSE, 2005). Questa condizione può però determinare, congiuntamente all'elevata irregolarità del poligono (cioè

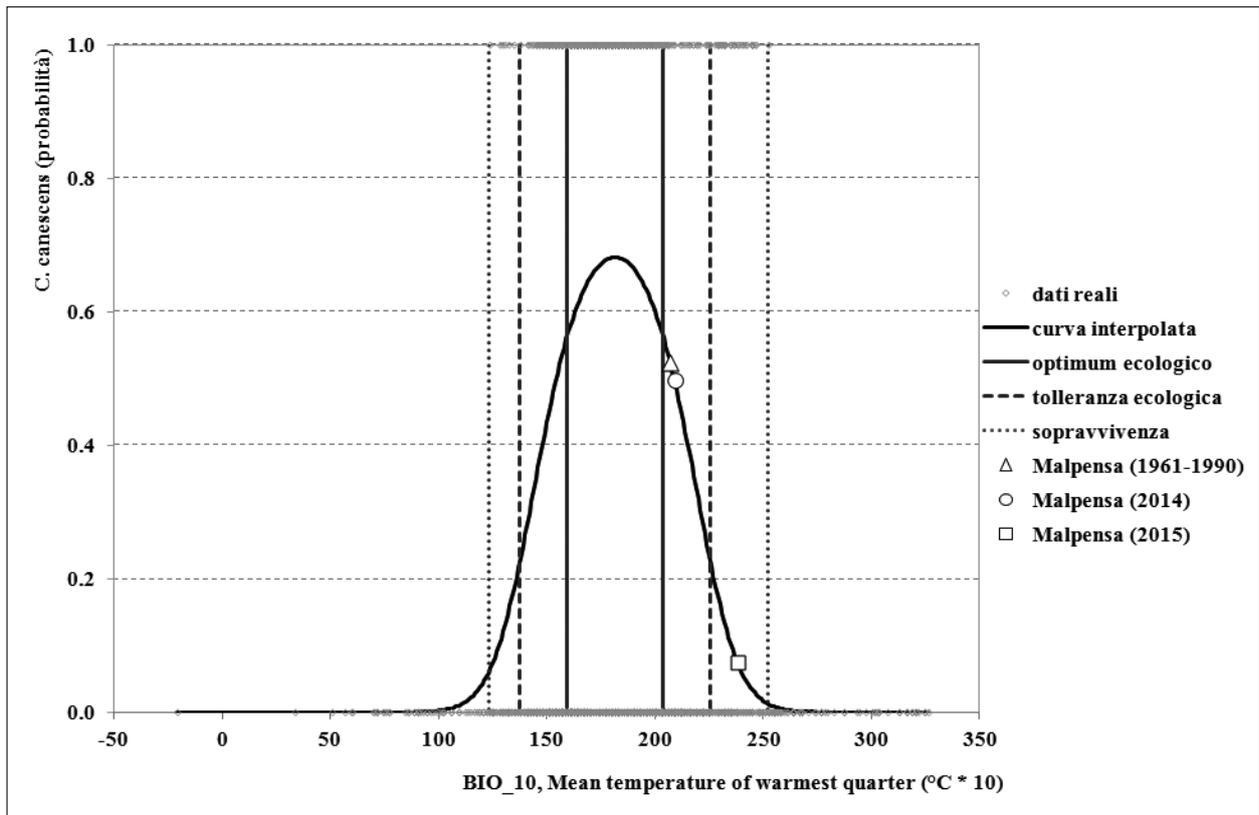


Fig. 3 - Curva gaussiana della probabilità di presenza di *C. canescens* alla scala europea rispetto al parametro climatico BIO_10 (temperatura media del quarto di anno più caldo). Sulla curva sono mostrati i valori per la stazione meteorologica di Malpensa.

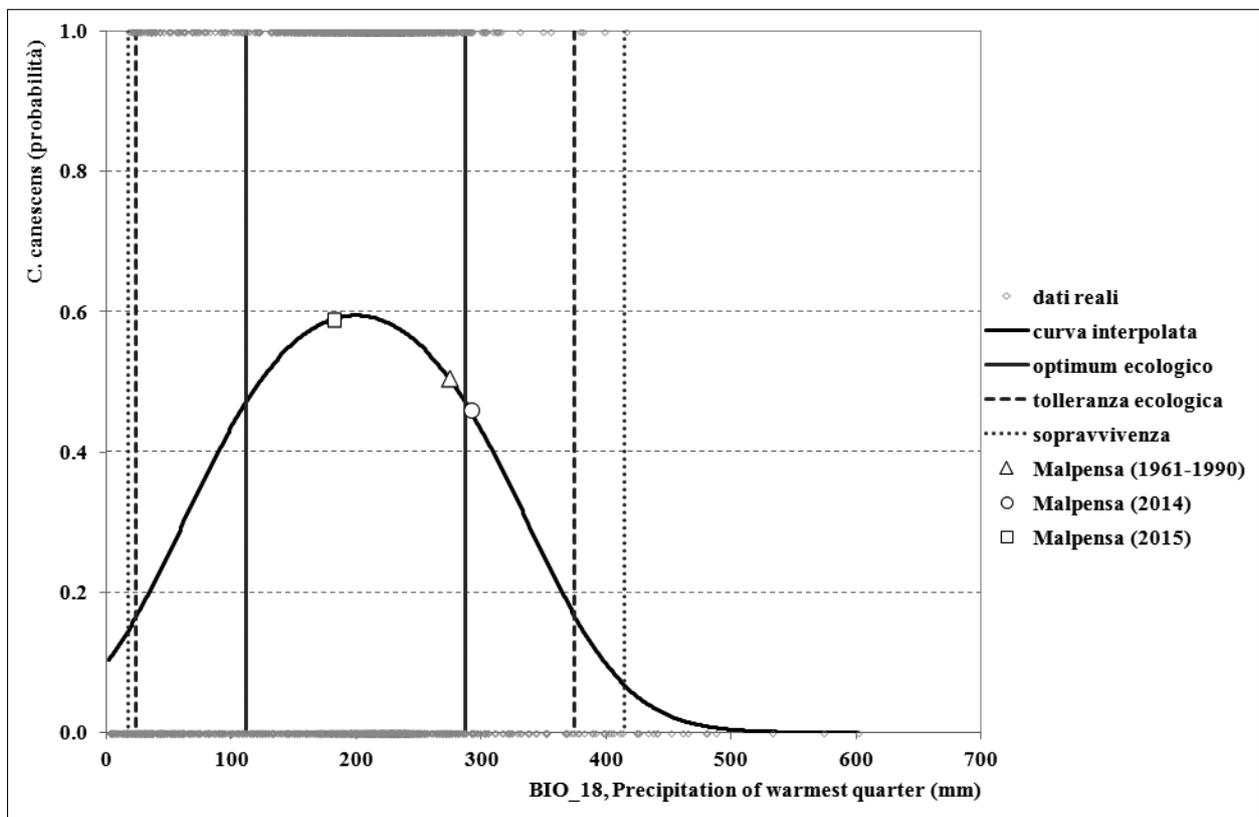


Fig. 4 - Curva gaussiana della probabilità di presenza di *C. canescens* alla scala europea rispetto al parametro climatico BIO_18 (precipitazioni nel quarto di anno più caldo). Sulla curva sono mostrati i valori per la stazione meteorologica di Malpensa.

al forte effetto margine) e alle modeste dimensioni dello stesso, un'elevata criticità nella conservazione locale della specie, come ad esempio l'ingresso nella comunità di specie esotiche invasive (ASSINI & ABELI, 2012), tra cui è presente l'invasiva *Senecio inaequidens*. Nello specifico le misure di conservazione dovrebbero riguardare interventi non solo rivolti a promuovere artificialmente le dinamiche di substrato (JENTSCH, 2001), agendo ad esempio sul tappeto di briofite e licheni e soprattutto sul muschio esotico *Campylopus introflexus* (SPARRIUS & KOOLJMAN, 2011), ma anche a incrementare la superficie (poligono) in cui una popolazione cresce, agendo primariamente sulla diminuzione dell'effetto margine e quindi rendendo meno irregolare la superficie del poligono stesso. L'incremento della superficie potrebbe determinare un conflitto conservazionistico, in quanto le comunità spazialmente limitrofe subirebbero un danno a causa dell'espansione della popolazione di *C. canescens*; queste comunità sono talvolta costituite da prati aridi riconducibili anch'essi a un habitat di interesse comunitario: le "Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*)" (cod. Natura 2000: 6210).

L'analisi ecologica alla scala locale ha evidenziato come le popolazioni *C. canescens* occupino prevalentemente una fascia esterna all'alveo di morbida (Fig. 5). Più precisamente, si rinvengono alla stessa quota e distanza dall'alveo bagnato dove sono presenti altre comunità erbacee di tipo non strettamente ripariale e talvolta, come in precedenza accennato, di notevole interesse conservazionistico come i prati aridi, che ne rappresentano lo stadio cenotico successivo nell'evoluzione ecologica (ASSINI *et al.*, 2013; JENTSCH & BEYSCHLAG, 2003). Queste evidenze, supportate dal dato statistico, determinano esplicitamente un ruolo del F. Ticino come fattore ecologico preponderante nel determinare le dinamiche di substrato. Se nell'area di studio mancano pressoché completamente i fattori che in altre zone d'Europa determinano un disturbo sul suolo (MARSHALL, 1965; JENTSCH *et al.*, 2002, 2009; TSCHÖPE & TIELBÖRGER, 2010), il dinamismo del F. Ticino, con le sue piene di varia portata, determina il ricorrente deposito di sabbia e quindi crea nuovi substrati idonei per l'insediamento o comunque per il ringiovanimento delle popolazioni. Una conferma di queste evidenze è avvenuta dall'esame delle immagini aeree lungo una cronosequenza di oltre cinquanta anni (fonti: Geoportale Nazionale, <http://www.pcn.minambiente.it/GN/>; Geoportale della Lombardia: <http://www.cartografia.regione.lombardia.it>). Da queste immagini è stato possibile riscontrare l'evoluzione della vegetazione partendo da depositi fluviali spogli, spesso localizzati lungo percorsi di deflusso delle acque durante gli episodi di piena eccezionale. Tutte le popolazioni censite nel presente studio rientrano infatti nella fascia di piena eccezionale del F. Ticino avvenuta nell'anno 2000 (fonte: Geoportale della

Lombardia: <http://www.cartografia.regione.lombardia.it>). Tuttavia durante i sopralluoghi, alcune piccole popolazioni risultavano costituite da cespi completamente morti, in particolare nei luoghi più vicini all'alveo di morbida, in corrispondenza di recenti depositi di sedimenti fini, che ricoprivano anche le piante deperite di *C. canescens*. Inoltre, le piante di *C. canescens*, nonché di altre specie erbacee, risultavano coricate in un verso compatibile con quella del flusso delle acque di piena del Fiume. Tutti questi indizi denotano verosimilmente l'altezza raggiunta dalle acque durante il modesto evento di piena avvenuto nel novembre 2014. Considerando che la specie non può sopportare la sommersione dell'acqua in inverno (MARSHALL, 1967), le piante di *C. canescens* deperite sono dunque quelle che sono rimaste sott'acqua durante l'ultimo episodio di piena. L'alveo di morbida non rappresenta per questo motivo un ambiente particolarmente adatto a *C. canescens*; all'opposto, nell'alveo di piena eccezionale, essendo meno ricorrenti le piene e quindi le deposizioni di sabbia, le comunità sono inclini a evolvere verso prati aridi.

Le popolazioni situate a nord e al centro dell'Ansa di Castelnovate (Barbellera) non hanno subito la piena eccezionale dell'anno 2000. Perlomeno le popolazioni poste al centro dell'Ansa di Castelnovate sono localizzate su depositi fluviali probabilmente soggetti a rimaneggiamento antropico, come si evidenzia dall'esposizione in superficie dei depositi fluviali nella foto aerea del 1954; ancora oggi di tali rimaneggiamenti vi è traccia per la morfologia alterata nel piano campagna. Tutte le popolazioni hanno inoltre beneficiato di una serie d'incendi, i più importanti in tempi recenti avvenuti nel 2011 e nel 2013, che hanno contrastato l'avanzata del bosco e quindi mantenuto una struttura aperta nell'habitat. In genere, le popolazioni di *C. canescens* possono essere distrutte da un incendio, poiché non vi sono parti sotterranee da cui la rigenerazione può avvenire; una successiva ricolonizzazione di *C. canescens* è stata comunque osservata in seguito a incendio (RYCHNOVSKÁ-SOUKOVÁ, 1961). Le segnalazioni di inizio Novecento riportavano *C. canescens* tra le specie della "categoria delle boschive" (COZZI, 1913) e più precisamente "nel sottobosco del *Pinetum* di Casorate Sempione e Gallarate" (BRIZI & FENAROLI, 1927). Si tratta di segnalazioni interessanti, perché nelle formazioni forestali di tipo non strettamente ripariale la specie è oggi assente nell'area di studio, se si escludono le radure boschive come quelle della località Barbellera. Ancor più interessante risulta essere l'indicazione per le pinete artificiali di due località dove la specie è oggi assente e dove non si rinvengono nemmeno radure su suoli con strato minerale esposto in superficie. La combinazione radura boschiva e suolo di natura sabbiosa doveva però essere una situazione piuttosto consueta nel passato, in relazione alla gestione tradizionale degli ambienti di brughiera in senso lato, ovvero alla raccolta del brugo



Fig. 5 - L'alveo di morbida del F. Ticino, posto sulla sinistra (sullo sfondo si intravede l'alveo bagnato), è separato da una scarpata morfologica naturale alta circa un metro (nel centro della foto) dall'alveo di piena eccezionale (a destra), formato da un terrazzo con depositi sabbiosi su cui si trovano le popolazioni di *C. canescens* (area presso il confine tra Lombardia e Piemonte).

con lo strato organico superficiale del suolo (BRUSA & PIAZZA, 2015). Oggi, di questa alternanza di boschi e radure, oppure di boschi “aperti”, frutto dell’opera dell’uomo, non c’è praticamente più traccia dove si rinvenivano le pinete.

I siti con *C. canescens* sono presenti in aree più prossime all’uscita del F. Ticino dal Lago Maggiore; in altre parole, i siti con questa specie diminuiscono procedendo verso sud. Questo particolare fattore rappresenta indubbiamente una variabile di tipo *proxy*, che potrebbe approssimare uno o più dei seguenti tre fattori ecologici:

- clima: esiste un andamento decrescente di precipitazioni lungo il F. Ticino da nord a sud (CASSI & WINDEMEIJER, 1992; D’ALESSIO & COMOLLI, 1996). Tuttavia l’esistenza di popolazioni di *C. canescens* in Lomellina (BERTOSI, 1950; CORBETTA, 1968; ASSINI, 2007), a una latitudine equiparabile a quella della parte meridionale dell’asta fluviale, costituisce un’indicazione che il clima non rappresenta ragionevolmente un fattore ecologico approssimato dalla distanza dal Lago Maggiore;
- tessitura dei depositi fluviali: procedendo da nord a sud, i depositi fluviali divengono più fini, diminuendo progressivamente ciottoli e ghiaie e arricchendosi invece di limi; tuttavia non manca mai una consistente quota di sabbia (BONFANTI *et al.*, 1991; CASSI & WINDEMEIJER, 1992; D’ALESSIO & COMOLLI, 1996). Valutazioni puramente qualitative consentono di affermare che *C. canescens* è sostanzialmente indifferente al tipo di substrato minerale sciolto, essendo diffuso sia su ghiaie e ciottoli misti a sabbia (ad esempio in località Barbellera), che completamente su sabbia (ad esempio sui dossi della Lomellina; ASSINI, 2007);

- nutrienti: in assenza di dati specifici nei suoli, si può comunque riscontrare come la qualità delle acque del F. Ticino decada progressivamente da nord verso sud (LANTICINA *et al.*, 2005): più precisamente i dati sul contenuto in nitrati nelle acque sono positivamente correlati statisticamente con la distanza dall’uscita del F. Ticino dal Lago Maggiore (coefficiente di correlazione di Spearman per ranghi: $\rho = +0.833$, $p = 0.015$; da rielaborazione inedita dei dati riportati in LANTICINA *et al.*, 2005). Il Fiume potrebbe quindi contribuire ad incrementare la quantità di nutrienti nei suoli. Essendo *C. canescens* una specie oligotrofica, è quindi plausibile che la presenza nel substrato di una quantità maggiore di nutrienti procedendo da nord verso sud possa essere il fattore responsabile della riduzione progressiva di questa specie. Nei sopralluoghi si è infatti riscontrata una maggior ricorrenza di specie erbacee nitrofile (*Artemisia verlotiorum* e *A. vulgaris*, *Saponaria officinalis*, *Urtica dioica*, ecc.) procedendo verso sud.

Le analisi sui parametri climatici alla scala europea hanno evidenziato una particolare sensibilità di *C. canescens* rispetto ai valori di temperatura media e di precipitazioni nel periodo più caldo dell’anno. Questo periodo, approssimativamente coincidente nell’area di studio con i mesi estivi, è quello in cui si è assistito a un elevato tasso di mortalità in località Barbellera durante il 2015. Questa situazione di diffuso deperimento era in netto contrasto con quanto riscontrato durante la precedente stagione vegetativa, in cui a fine estate 2014 tutti i cespi di *C. canescens* erano lussureggianti e in piena vegetazione. Nel 2015, l’assenza di piante vive è stata accertata anche a seguito di abbondanti piogge, poiché tutte le piante non

presentavano alcun segno di ricrescita (parte aerea completamente secca e radici completamente avvizzite). Inoltre, la presenza di piante senza spighe e di infiorescenze rinsecchite con resti di fiori, ovvero senza cariossidi, è stata indicatrice dell'interruzione della fioritura durante la stagione vegetativa. Le pochissime piante sopravvissute, riconosciute per il cespo avvizzito ma con alcuni culmi portanti foglie del tipico colore verde-glaucò, rappresentavano una quota irrisoria dell'intera popolazione. Queste piante sopravvissute erano tra quelle poste a mezz'ombra, nel cono d'ombra di alcuni alberi. Questa osservazione è in accordo con quanto riscontrato da TSCHÖPE & TIELBÖRGER (2010): i boschi "aperti" possono essere un'area di rifugio per *C. canescens* durante i periodi di stress ambientale come negli episodi di siccità.

Tutte queste evidenze rafforzano l'importanza ecologica del fattore temperatura, anche alla scala locale. Se nel territorio di Malpensa le precipitazioni medie estive rientrano nell'intervallo ottimale per la specie, le temperature medie estive sono invece nel campo di tolleranza ecologica. I valori di precipitazione e di temperatura media su base giornaliera nei mesi estivi dell'anno 2015 individuano un periodo di 37 giorni con precipitazioni praticamente assenti (in totale 2.0 mm) e con temperature molto elevate (media 25.2 °C). Questo periodo, compreso tra giugno e luglio, coincide con quello della fioritura della specie nell'area di studio. Un periodo di aridità più lungo di 50 giorni viene considerato essere il limite orientale della distribuzione di *C. canescens* (RYCHNOVSKÁ-SOUDKOVÁ, 1961). In relazione alle elevate temperature raggiunte nell'estate 2015, si può ipotizzare che il lungo periodo di aridità sia stato quindi sufficiente a causare il deperimento delle popolazioni di *C. canescens* osservato nell'area di studio. Se *C. canescens* è considerata una specie tendenzialmente oceanica e con una scarsa capacità di resistenza all'aridità (MARSHALL, 1967; RYCHNOVSKÁ-SOUDKOVÁ, 1961), ne consegue che le popolazioni locali sono a rischio d'estinzione, soprattutto se in uno scenario di cambiamento climatico si ipotizzano ricorrenti episodi di questo tipo. Tra le specie che accompagnano *C. canescens* nelle popolazioni locali, si è riscontrata la sopravvivenza di quelle perenni con organi ipogei (*Artemisia*

campestris, *Armeria arenaria*, *Carex liparocarpos*, *Centaurea deusta* subsp. *splendens*, *Euphorbia cyparissias*, *Teucrium montanum*, ecc.), tutte specie tipiche dei prati aridi della zona. È quindi plausibile che i fenomeni di aridità estiva favoriscano l'espansione dei prati aridi a svantaggio delle popolazioni di *C. canescens*.

CONCLUSIONI

Il presente studio ha evidenziato la presenza di numerose popolazioni di *C. canescens* nella valle del F. Ticino, corso d'acqua che riveste un importante ruolo nel mantenimento delle popolazioni di questa specie. Il naturale dinamismo di questo Fiume è quindi un elemento fondamentale da preservare per la conservazione locale della specie. Tuttavia, le popolazioni sono in genere di modesta entità e presentano intrinseci problemi di conservazione (es. invasione di specie esotiche), ulteriormente aggravati da episodi di severa aridità. Le popolazioni di *C. canescens* sono infatti al limite dell'areale naturale della specie, definito plausibilmente da fattori di natura climatica legati proprio all'aridità durante i mesi estivi. Interventi locali di conservazione potrebbero essere soltanto dei palliativi, soprattutto se contestualizzati ai cambiamenti in atto che dovrebbero esacerbare questi episodi climatici estremi. Quale sia il ruolo dell'aridità nelle dinamiche delle comunità locali è comunque ancora da chiarire, in particolare se le popolazioni sono in grado di riprendersi in modo autonomo, data l'esiguità della banca di semi che la specie può formare. Indubbio è il ruolo di protezione dei boschi, nelle cui radure *C. canescens* potrebbe trovare rifugio. Sulla base di quest'ultima evidenza, è stata iniziata una reintroduzione in una radura boschiva, dove inizialmente si è operato uno scolturamento per portare in superficie il sottostante strato minerale, creando così "artificialmente" ciò che l'uomo ha per centinaia di anni attuato con una gestione di tipo tradizionale nell'ambiente naturale.

Ringraziamenti – L'Autore desidera ringraziare il Parco Lombardo della Valle del Ticino per le facilitazioni concesse e per il supporto economico alla ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2014. Formulazione del programma di monitoraggio scientifico della rete Azione D1. Progetto LIFE GESTIRE. ERSAF e Università degli Studi dell'Insubria-Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate.
- ABBÀ G., 1991. La diffusione di alcune specie spontanee e avventizie per la flora del Piemonte. *Bollettino del Museo regionale di scienze naturali, Torino*, 9: 177-189.
- ASSINI S., 2007. Vegetazione pioniera dei dossi della Lomellina (PV-Italia settentrionale). *Fitosociologia*, 44 (suppl.1): 299-302.
- ASSINI S., ABELI T., 2012. *Corynephorus canescens* (L.) Beauv. Schede per una Lista Rossa della Flora vascolare e crittogamica Italiana. *Informatore Botanico Italiano*, 44: 221-223.

- ASSINI S., MONDINO G. P., VARESE P., BARCELLA M., BRACCO F., 2013. A phytosociological survey of the *Corynephorus canescens* (L.) Beauv. communities of Italy. *Plant Biosystems*, 147: 64-78.
- BERTOSSI F., 1950. Appunti geobotanici su di un "dosso" sabbioso della Lomellina (Pavia). *Atti Ist. Bot. Lab. Critt. Univ. Pavia*, ser. 5, 9: 227-240.
- BONFANTI R., COMOLLI R., D'ALESSIO D., OLIVIERI M., 1991. I suoli del Parco Ticino - Abbiantense. ERSAL, Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- BÖGER S., 2007. Ausbreitung, Etablierung und Populationsgenetik des Silbergrases (*Corynephorus canescens*) (L. P. Beauv.) als Grundlage zur Konzeption eines überregionalen Biotopverbundes für Sandmagerrasen in Deutschland. Dissertation, Universität Bayreuth.
- BRIZI U., FENAROLI L., 1927. Appunti sulla flora della brughiera lombarda. *Le Brughiere*, Milano: 55-86.
- BRUSA G., PIAZZA D., 2015. La brughiera pedemontana lombarda: aspetti storici, fattori ecologici e indicazioni gestionali per la sua conservazione. Consorzio del Parco Brughiera Briantea, Lentate sul Seveso.
- CASSI F., WINDEMEIJER P.N., 1992. I suoli del Parco Ticino - Settore Settentrionale. ERSAL, Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- CORBETTA F., 1968. Cenni sulla vegetazione di un lembo relitto dei sabbioni lomellini presso Cernago (Pavia). *Not. Fitosoc.*, 5: 25-31.
- COZZI C., 1913. Erborizzazioni nel morenico di Golasecca. *Atti Soc.Ital.Sc.Nat.*, 52: 5-7.
- D'ALESSIO D., COMOLLI R., 1996. I suoli del Parco Ticino - settore meridionale. ERSAL, Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- ELLENBERG H., LEUSCHNER C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- FREY W., HENSEN I., 1995. *Spergulo morisonii-Corynephorum canescens* (Frühlingsspark-Silbergrasflur) - Lebensstrategien von Binnendünen- und Lockersandbesiedlern. *Feddes Repertorium*, 106: 533-553.
- HASSE T., 2005. Charakterisierung der Sukzessionsstadien im *Spergulo-Corynephorum* (Silbergrasfluren) unter besonderer Berücksichtigung der Flechten. *Tuexenia*, 25: 407-424.
- HIJMANS R.J., CAMERON S.E., PARRA J.L., JONES P.G., JARVIS A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- JENTSCH A., 2001. The significance of disturbance for vegetation dynamics: a case study in dry acidic grasslands. Dissertation, Universität Bielefeld.
- JENTSCH A., BEYSCHLAG W., 2003. Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of Central Europe. *Flora*, 198: 3-25.
- JENTSCH A., FRIEDRICH S., BEYSCHLAG W., NEZADAL W., 2002. Significance of ant and rabbit disturbances for seedling establishment in dry acidic grasslands dominated by *Corynephorus canescens*. *Phytocoenologia*, 32: 553-580.
- JENTSCH A., FRIEDRICH S., STEINLEIN T., BEYSCHLAG W., NEZADAL W., 2009. Assessing conservation action for substitution of missing dynamics on former military training areas in Central Europe. *Restoration Ecology*, 17: 107-116.
- JONGMAN R.H., TER BRAAK C.J., VAN TONGEREN O.F. (EDS.), 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- LANTICINA M., PARCO V., VAILATI A.M., 2005. I Parchi del Ticino, la qualità delle sue acque e le azioni di riqualificazione fluviale. Regione Lombardia, Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino, Parco Naturale della Valle del Ticino.
- MACCHI P., 2005. La flora della provincia di Varese. Provincia di Varese.
- MARSHALL J.K., 1965. *Corynephorus canescens* (L.) P. Beauv. as a model for the *Ammophila* problem. *Journal of Ecology*, 53: 447-463.
- MARSHALL J.K., 1967. Biological flora of the British Isles - *Corynephorus canescens* (L.) Beauv. *Journal of Ecology*, 55: 207-220.
- MARSHALL J.K., 1968. Factors limiting the survival of *Corynephorus canescens* (L.) Beauv. in Great Britain at the northern edge of its distribution. *Oikos*, 19: 206-216.
- MEDWECKA-KORNAS A., KORNAS J., PAWLOWSKI B., 1966. Survey of the most important plant associations in Poland. In: Szafer W. (ed.), *The Vegetation of Poland*. International Series of Monographs in Pure and Applied Biology: Botany Division, Pergamon Press, Oxford: 294-510.
- MEUSEL H., JÄGER E., WEINERT E., 1965. Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd.1 (Text und Karten). Fischer-Verlag, Jena.
- PARLATORE F., 1848. *Flora Italiana*, vol. I. Tipografia Le Monnier, Firenze.
- PATTON D.R., 1975. A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildlife Society Bulletin*, 3: 171-173.
- QUINGER B., MEYER N., 1995. Lebensraumtyp Sandrasen. Landschaftspflegekonzept Bayern, München.
- ROSSI G., MONTAGNANI C., GARGANO D., PERUZZI L., ABELI T., RAVERA S., COGONI A., FENU G., MAGRINI S., GENNAI M., FOGGI B., WAGENSOMMER R.P., VENTURELLA G., BLASI C., RAIMONDO F.M., ORSENIGO S. (Eds.), 2013. *Lista Rossa della Flora Italiana*. 1. Policy Species e altre specie minacciate. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- RYCHNOVSKÁ-SOUDKOVÁ M., 1961. *Corynephorus canescens* (L.) P. Beauv. (Physiologisch-ökologische Studie einer Pflanzenart). *Rozpr. čsl. Akad. Věd.*, 71: 1-84.
- RYCHNOVSKÁ M., 1963. An outpost site of *Corynephorus canescens* in the region between the Danube and the Tisza and its causal explanation. *Acta Biologica Hungarica*, 14: 57-66.
- SCHULZ I., 1950. Studien zur Gattung *Corynephorus*. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- SPARRIUS L.B., KOOLJMAN A.M., 2011. Invasiveness of *Campylopus introflexus* in drift sands depends on nitrogen deposition and soil organic matter. *Applied Vegetation Science*, 14: 221-229.
- SYMONIDES E., 1979. The structure and population dynamics of psammophytes of inland dunes. 1. Populations of initial stages. *Ekol. pol.*, 27: 3-37.

- TSCHÖPE O., TIELBÖRGER K., 2010. The role of successional stage and small-scale disturbance for establishment of pioneer grass *Corynephorus canescens*. *Applied Vegetation Science*, 13: 326-335.
- UJHÁZY K., FANTA J., PRACH K., 2011. Two centuries of vegetation succession in an inland sand dune area, central Netherlands. *Applied Vegetation Science*, 14: 316-325.
- VARESE P., ASSINI S., SOLDANO A., MONDINO G.P., ROTTI G., 2010. 270. *Corynephorus canescens* (L.) P. Beauv. (Poaceae). In: Selvaggi A., Soldano A., Pascale M., Pascal M.R. (eds.), Note floristiche piemontesi n. 246-308. *Rivista piemontese di Storia naturale*, 31: 375.