

Relazione Finale Progetto RestHAlp: Risultati delle modellizzazioni sulla distribuzione di tre specie vegetali invasive in Valle d'Aosta

Achaz von Hardenberg

Introduzione

Ogni campionamento di campo, per quanto accuratamente pianificato, soffre del problema della “rilevazione imperfetta” (*Imperfect Detection*; Royle, Nichols, & Kéry, 2005; Guillera-Arroita, 2017), i.e. il problema della mancata rilevazione di una specie in un sito anche se presente. La rilevazione imperfetta porta tipicamente a *bias* nei modelli di distribuzione di specie (sottostima della reale distribuzione) e ad erronee associazioni della reale probabilità di occupazione di un sito con variabili ambientali. I *bias* sono particolarmente rilevanti nel caso di correlazione negativa fra la probabilità di occupazione (*Occupancy*: la probabilità che un sito è occupato da una specie) e la probabilità di rilevamento (*Detectability*: la probabilità di rilevare la presenza della specie se la specie è presente nel sito; Lahoz-Monfort, Guillera-Arroita, & Wintle, 2014). Il problema della rilevazione imperfetta non è limitato a specie animali ma si estende a quelle vegetali (Chen, Kéry, Plattner, Ma, & Gardner, 2013) e in particolare alle specie invasive in espansione (Chen, Kery, Zhang, & Ma, 2009), per le quali la mancata rilevazione potrebbe potenzialmente compromettere il successo dei piani di eradicazione (Regan, Chadès, & Possingham, 2011; Regan, McCarthy, Baxter, Dane Panetta, & Possingham, 2006). Tecniche di modellizzazione sviluppate recentemente, chiamate “*Occupancy models*” (i.e. Modelli di Occupazione) affrontano il problema della rilevazione imperfetta modellando esplicitamente il processo di rilevamento, sfruttando l’informazione sulla probabilità di rilevazione ottenibile ripetendo più volte i rilevamenti negli stessi siti, e in questo modo correggendo le stime della reale occupazione (Bailey, MacKenzie, & Nichols, 2014; Royle et al., 2005). Ai fini di contribuire a una maggiore comprensione della distribuzione potenziale delle specie vegetali invasive in Valle d’Aosta, la presente relazione riporta i risultati delle modellizzazioni della probabilità di occupazione del Poligono di Boemia (*Reynoutria bohemica*), del Senecio sudafricano (*Senecio inaequidens*) e del Panace di Mantegazza (*Heracleum mantegazzianum*) a partire dai dati raccolti sul campo nell’ambito del progetto Interreg Alcotra RestHAlp. Inoltre, viene presentato un modello IBM (Individual Based Model, Visintin et al. 2020) di espansione potenziale di *Heracleum mantegazzianum*, a partire dalla distribuzione attuale. Questa specie è stata scelta perché ancora in una fase iniziale della colonizzazione mentre le altre due specie hanno praticamente già invaso tutto l’habitat idoneo disponibile (vedi Risultati del presente lavoro).

Metodi

Rilievi sul campo

Nel 2009 sono stati percorsi un totale di 8 transetti (Fig. 1a), mentre durante la campagna di rilevamento 2017-18 sono stati percorsi 60 transetti, 16 dei quali sono stati ripetuti una seconda volta per stimare la probabilità di rilevamento (Figura 1b). Ai fini delle modellizzazioni successive, il territorio della Valle d'Aosta è stato suddiviso con una griglia di celle di 500 x 500 m a partire da un *layer* cartografico WGS84 con proiezione UTM. Nel 2009 i transetti hanno attraversato 1090 celle (i.e. celle visitate almeno una volta; fig. 1c) mentre durante la campagna di rilevamento 2017-18 sono state visitate almeno una volta 1475 celle (Fig. 1d).

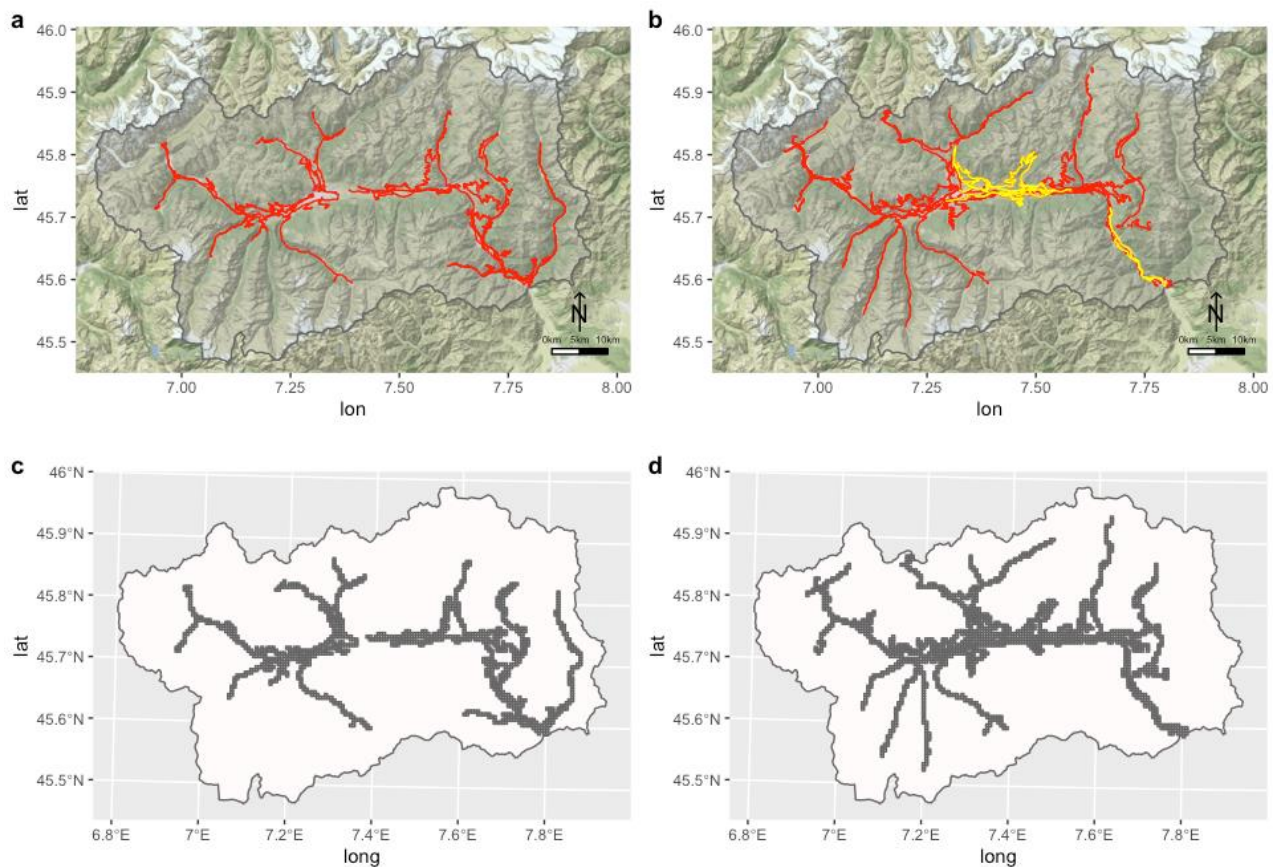


Figura 1: a) Transetti di monitoraggio percorsi in Valle d'Aosta nel 2009 e b) nel 2017-18. In giallo i transetti replicati per la stima della probabilità di rilevamento. c) Celle di 500 x 500 m visitate almeno una volta nel 2009 e d) nel 2017-18.

Covariate di osservazione e di sito

Come covariate di osservazione potenzialmente relazionate con la probabilità di rilevamento sono state considerate la modalità con cui è stato percorso il transetto (i.e. in auto o a piedi), la data in cui è stata visitato il sito (espressa come numero di giorni a partire dal 1 Gennaio di ciascun anno) e l'anno (i.e. campagna di monitoraggio del 2009 o del 2017-18). Tutti i transetti sono stati percorsi in auto o a piedi, con l'eccezione di due percorsi di fondovalle percorsi in bicicletta (considerati come "a piedi" ai fini delle analisi successive). Come covariate ambientali (di sito) potenzialmente relazionate con la probabilità di occupazione delle tre specie oggetto del presente studio, per ciascuna cella sono state estratte dal Modello Digitale del Terreno della Valle d'Aosta (DTM passo 20 m) l'altitudine media della cella, la pendenza e la *Northness*, i.e. il grado di esposizione del versante verso Nord calcolato come il coseno dell'esposizione. La *Northness* è un indice che varia da -1 (Sud) a 1 (Nord) comunemente utilizzato come predittore per modelli di distribuzione di specie vegetali in ambiente montano (Lassueur, Joost, & Randin, 2006). Sono state inoltre considerate la distanza dal corso d'acqua più vicino (in particolare per *Reynoutria bohemica* e *Heracleum mantegazzianum*) e la percentuale di copertura di diversi habitat potenzialmente importanti per le specie. La percentuale di copertura degli habitat è stata estratta per ciascuna cella a partire dalla Carta della Natura dell'ISPRA seguendo la classificazione CORINE Biotopes (Angelini et al., 2009). Gli habitat considerati nel presente studio sono: Zone dedicate all'agricoltura (Inclusi i prati falciati; codici 82.3 e 38.3); Siti industriali (Codice 86.3); Centri abitati (Codice 86.1); Gallerie di Salice bianco (Codice 44.13); Greti subalpini e montani con vegetazione erbacea (Codice 24.221); Alno-frassineti (Codice 44.31); Vegetazione dei canneti (Codice 53.1); Cave (Codice 86.41); Praterie xeriche (Codice 34.323); Boschi di latifoglie xerotermofile (Codice 41.731); Pinete (Codice 42.53); Vigneti (Codice 83.21). Tutte le elaborazioni di estrazione delle variabili ambientali a partire dalla Cartografia digitale sono state condotte in ambiente R (R Core Team, 2020) utilizzando i pacchetti raster (Hijmans, 2020) e rgdal (Bivand, Keitt, & Rowlingson, 2019).

Modelli di occupazione

La probabilità di rilevamento e di occupazione delle tre specie considerate nel presente studio sono state modellate mediante modelli di occupazione a stagione singola (MacKenzie, Nichols, Hines, Knutson, & Franklin, 2003) utilizzando il pacchetto R unmarked (Fiske & Chandler, 2011). I dati della campagna di monitoraggio 2009 sono stati aggregati a quelli della campagna 2017-18 (tenendo comunque conto di eventuali differenze nella probabilità di rilevamento fra gli anni) assumendo che i siti occupati nel 2009 lo sono anche nel 2017-18 (assunzione di "chiusura" del modello di occupazione a stagione singola). Questa procedura ha permesso di analizzare mediante modelli di occupazione (piuttosto che con modelli lineari generalizzati per dati di presenza-assenza senza replicazione delle visite) anche i dati relativi a *Heracleum mantegazzianum* per la quale non sono state condotte visite ripetute nel 2017-18, però sono state rivisitate un certo numero di celle visitate nel 2009. Per ciascuna specie sono stati testati modelli con diverse combinazioni di covariate di sito e di osservazione e il modello migliore è stato selezionato mediante il criterio di Aikaike (AIC;

Akaike, 1974). I modelli con una differenza di AIC (ΔAIC) minore di 2 sono stati considerati equivalenti e la scelta del modello finale fra questi è stata fatta seguendo il principio della parsimonia (i.e. scegliendo il modello che stima il numero minore di parametri). La variabilità spiegata dai modelli è stata calcolata con l'indice R^2 di Nagelkerke (1991). Per ciascuna specie, a partire dal modello migliore, è stata poi proiettata la probabilità di occupazione su tutto il territorio della Valle d'Aosta, in funzione dei valori delle covariate presenti nei modelli in ciascuna cella mediante la funzione `predict` del pacchetto R `unmarked` (Fiske & Chandler, 2011).

Modello di espansione di *Heracleum mantegazzianum*

Per modellizzare l'espansione potenziale di *Heracleum mantegazzianum* nei prossimi 25 anni, si è utilizzato un modello di simulazione della popolazione spazialmente e temporalmente esplicito utilizzando il pacchetto R `steps` (Visintin et al. 2020). Questo tipo di modello tiene esplicitamente conto dei processi dinamici della popolazione attraverso una matrice di transizione dei parametri di sopravvivenza e di fecondità (Matrice Lefkovitch) e dei processi di dispersione nello spazio, condizionati dall'idoneità dell'habitat. La matrice di transizione per *Heracleum mantegazzianum* utilizzata per parametrizzare il modello è stata ripresa da Nehrbass et al. (2006) attraverso il database online COMPADRE (Salguero et al. 2015; <http://www.compadre-db.org>). Come popolazione iniziale è stato utilizzato il numero di individui osservato in ciascuna cella 250 x 250 m durante la stagione di monitoraggio 2017-18. La matrice di Lefkovitch ripresa da Nehrbass et al. (2006) comprende 4 stadi vitali: seedling (piantina); stadio giovanile piccolo; stadio giovanile grande; pianta riproduttiva in fioritura. Ai fini della stima del numero di individui iniziale in ciascun stadio vitale, abbiamo fatto l'assunzione che le piante osservate nei monitoraggi erano prevalentemente piante in stadio riproduttivo. Il numero iniziale degli individui negli altri stadi in ciascuna cella è stato rapportato al numero di individui riproduttori sulla base dello stato di equilibrio (*stable state*) della popolazione ricavato dalla matrice di Lefkovitch. La probabilità di invasione di una cella è stata considerata equivalente all'idoneità ambientale (i.e. la proiezione della probabilità di occupazione della specie su tutto il territorio regionale ottenuta attraverso il modello di occupazione). Per modellizzare la dispersione, è stato utilizzato un approccio IBM (Individual Based Model) mediante una funzione di dispersione basata su automa cellulari implementata nel pacchetto R `steps` (Visintin et al. 2020).

Risultati

Nella tabella 1 vengono riassunti il numero totale di osservazioni per specie/anno (n_{tot}), il numero di celle di 500x500 m in cui è stata fatta almeno una osservazione/specie/anno (n_{celle}) oltre che la stima della probabilità di occupazione naive ($\hat{\psi}$; i.e. la probabilità di occupazione ottenuta assumendo una rilevazione perfetta). Vengono inoltre presentate le stime della probabilità di occupazione ($\psi(\cdot)$) e di rilevamento ($p(\cdot)$) in assenza di covariate ottenute dai modelli migliori (vedi Risultati) oltre che la stima della probabilità di occupazione media predetta su tutto il territorio della Valle D'Aosta dal modello migliore.

Tabella 1: Parametri di occupazione e di rilevamento di 3 specie invasive in Valle d'Aosta. Per la spiegazione del significato dei vari parametri, vedi il testo principale.

Specie	Anno	n_{tot}	n_{celle}	$p(\cdot)$	$\psi(\cdot)$	$\hat{\psi}$	ψ_{Pred}
<i>Reynoutria bohemica</i>	2009	323	99				
	2017-18	5401	123	0.71	0.1	0.08	0.02
<i>Senecio inaequidens</i>	2009	2369	306				
	2017-18	3728	123	0.39	0.45	0.27	0.12
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	2009	47	22				
	2017-18	4403	31	0.56	0.03	0.02	0.02

Reynoutria bohemica

Cinque modelli fra quelli testati sono risultati essere equivalenti (i.e. con un $\Delta AIC < 2.00$; Tabella 2). Fra questi ultimi, è stato selezionato come modello finale il modello più parsimonioso (i.e. che stima il numero minore di parametri). Il modello selezionato come migliore include una probabilità di rilevamento costante ($p=0.72$, Intervallo di confidenza al 95% = 0.69-0.76). La probabilità di occupazione risulta essere relazionata negativamente con l'altitudine ($\beta=-1.48$, $SE=\pm 0.2$; Figura 2), l'esposizione verso Nord ($\beta=-0.26$, $SE=\pm 0.13$; Figura 3), la pendenza ($\beta=-0.4$, $SE=\pm 0.13$; Figura 4), la percentuale di centri abitati nella cella ($\beta=-0.44$, $SE=\pm 0.1$; Figura 5), la percentuale di zone agricole ($\beta=-0.48$, $SE=\pm 0.15$; Figura 6) e la distanza dal corso d'acqua più vicino ($\beta=-1.27$, $SE=\pm 0.34$; Figura 7). In figura 8 è rappresentata la mappa della distribuzione potenziale (i.e. predizione della probabilità di occupazione) di *Reynoutria bohemica* su tutto il territorio della Valle d'Aosta. Le osservazioni

sul campo di *Reynoutria bohemica* sono state sovrapposte alla mappa di distribuzione potenziale nella figura 9.

Tabella 2: Selezione dei modelli di occupazione per Reynoutria bohemica in Valle d'Aosta. Il modello finale selezionato è marcato in giallo.

Modello	k	AIC	ΔAIC	R²
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	9	1419	0.00	0.24
p(.) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	8	1420	0.61	0.24
p(Data) psi(Elev+Elev ² +North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	10	1420	0.92	0.24
p(Data+Data ²) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	10	1421	1.86	0.24
p(Data+Mod) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	10	1421	1.89	0.24
p(Data) psi(Elev+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	8	1421	2.11	0.24
p(.) psi(Elev+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	7	1422	2.79	0.24
p(Data+Data ² +Mod) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	11	1423	3.81	0.24
p(Data) psi(Elev+North+Pop+Agri+Riv.dist)	8	1426	7.42	0.23
p(Data) psi(Elev+Pop+Agri+Riv.dist)	7	1431	11.48	0.23
p(Data+Year) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	10	1434	15.43	0.23
p(Data+Mod+Year) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	11	1447	28.29	0.22
p(Data+Data ² +Mod+Year) psi(Elev+North+Slope+Pop+Agri+Riv.dist)	12	1450	30.96	0.22
p(Data) psi(Elev+Pop+Agri)	6	1453	33.71	0.21
Null	2	1687	267.96	0.00

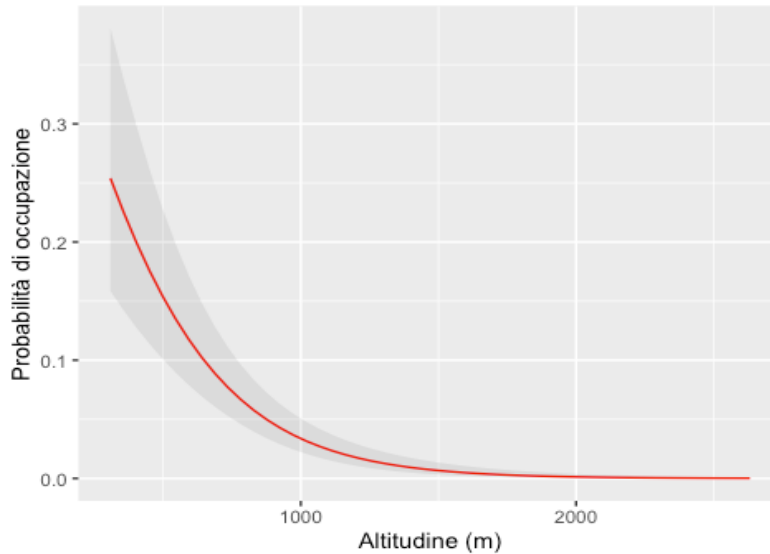


Figura 2: Relazione fra l'altitudine e la probabilità di occupazione di *Reynoutria bohemica* in Valle d'Aosta. Le altre covariate presenti nel modello sono state fissate al valore medio (i.e. Pendenza = 21.89°; Esposizione verso Nord = -0.7; Percentuale di centri abitati= 9%; Percentuale di zone dedicate all'agricoltura= 17 %; Distanza dal corso d'acqua più vicino = 458.53 m). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

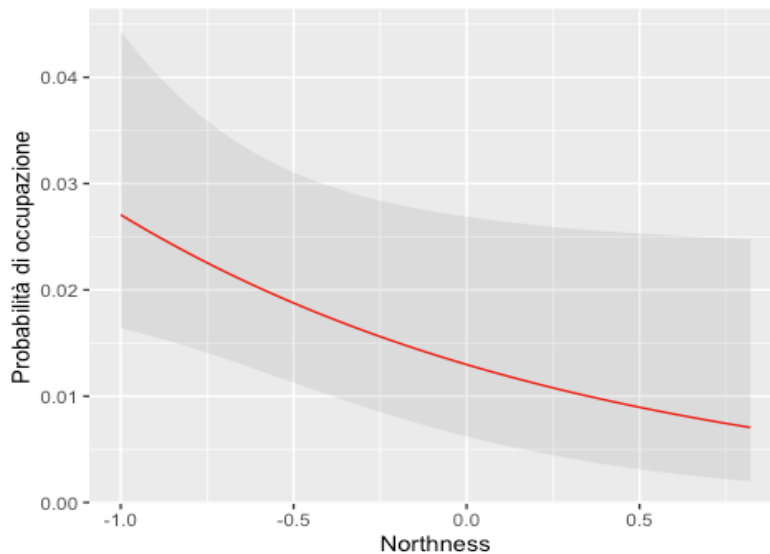


Figura 3: Relazione fra l'esposizione verso il Nord (Northness) e la probabilità di occupazione di *Reynoutria bohemica* in Valle d'Aosta. Le altre covariate presenti nel modello sono state fissate al valore medio (i.e. Altitudine = 1137.02 m; Pendenza = 21.89°; Percentuale di centri abitati= 9 %; Percentuale di zone dedicate all'agricoltura= 17 %; Distanza dal corso d'acqua più vicino = 458.53 m). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

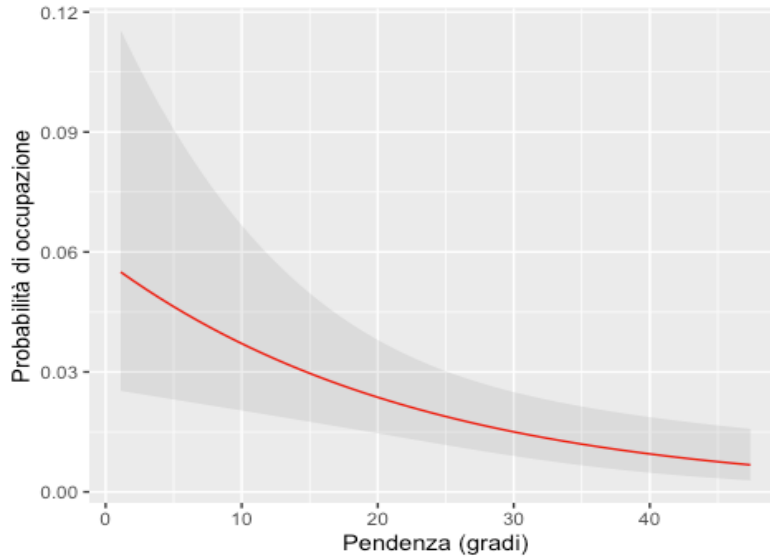


Figura 4: Relazione fra la pendenza e la probabilità di occupazione di Reynoutria bohemica in Valle d'Aosta. Le altre covariate presenti nel modello sono state fissate al valore medio (i.e. Altitudine = 1137.02 m; Esposizione verso Nord = -0.7; Percentuale di centri abitati= 9 %; Percentuale di zone dedicate all'agricoltura= 17 %; Distanza dal corso d'acqua più vicino = 458.53 m). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

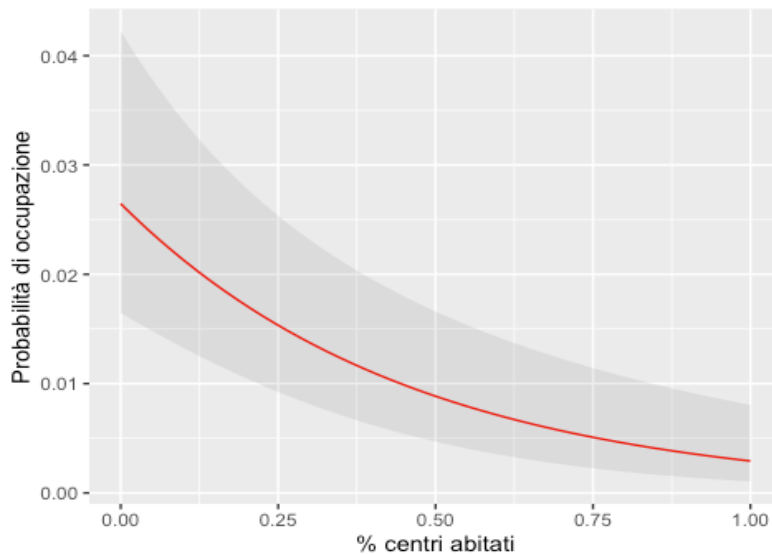


Figura 5: Relazione fra la percentuale di centri abitati e la probabilità di occupazione di Reynoutria bohemica in Valle d'Aosta. Le altre covariate presenti nel modello sono state fissate al valore medio (i.e. Altitudine = 1137.02 m; Esposizione verso Nord = -0.7; Pendenza = 21.89°; Percentuale di zone dedicate all'agricoltura= 17 %; Distanza dal corso d'acqua più vicino = 458.53 m). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

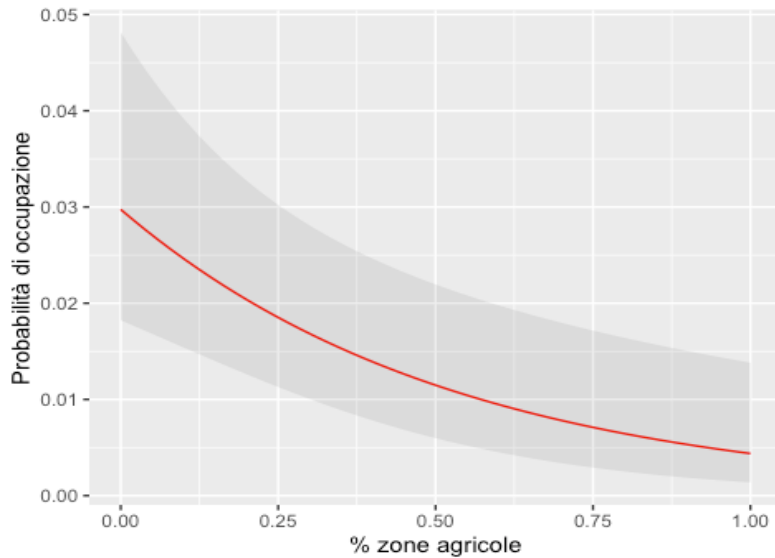


Figura 6: Relazione fra la percentuale di zone dedicate all'agricoltura e la probabilità di occupazione di *Reynoutria bohemica* in Valle d'Aosta. Le altre covariate presenti nel modello sono state fissate al valore medio (i.e. Altitudine = 1137.02 m; Esposizione verso Nord = -0.7; Pendenza = 21.89°; Percentuale di centri abitati= 9 %; Distanza dal corso d'acqua più vicino = 458.53 m). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

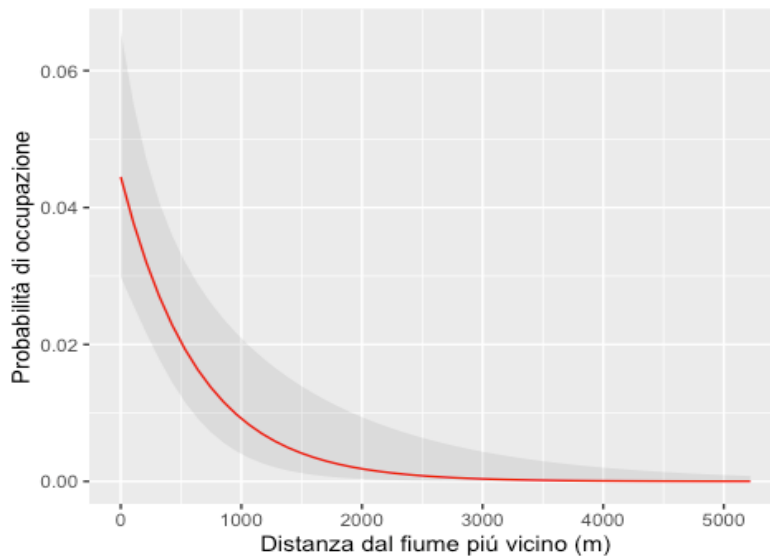


Figura 7: Relazione fra la distanza dal corso d'acqua più vicino e la probabilità di occupazione di *Reynoutria bohemica* in Valle d'Aosta. Le altre covariate presenti nel modello sono state fissate al valore medio (i.e. Altitudine = 1137.02 m; Esposizione verso Nord = -0.7; Pendenza = 21.89°; Percentuale di centri abitati= 9 %; Percentuale di zone dedicate all'agricoltura= 17 %). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

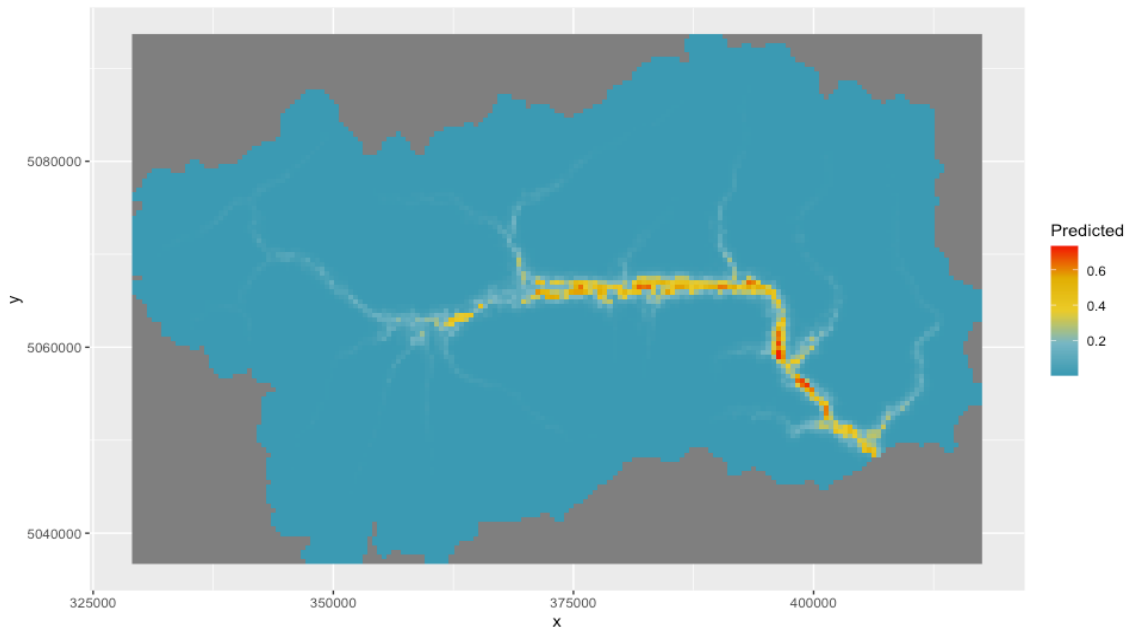


Figura 8: Mappa della distribuzione potenziale di *Reynoutria bohemica* in Valle d'Aosta

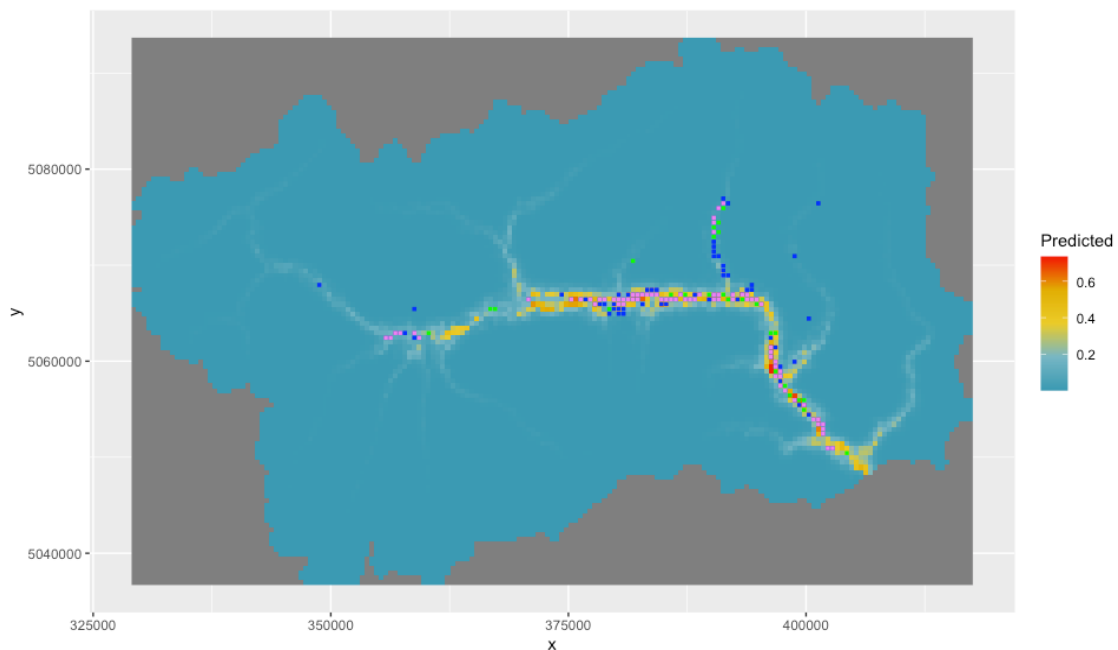


Figura 9: Osservazioni sul campo di *Reynoutria bohemica* sovrapposte alla mappa di distribuzione potenziale della specie in Valle d'Aosta. In verde sono rappresentate le osservazioni ottenute nella campagna di monitoraggio 2009 mentre in blu sono rappresentate le osservazioni del 2017-18. In viola sono rappresentate le celle con osservazioni della specie in entrambe le campagne di monitoraggio.

Senecio inaequidens

Sei modelli fra quelli testati sono risultati essere equivalenti (i.e. con un $\Delta AIC < 2.00$; Tabella 3). Fra questi ultimi, è stato selezionato come modello finale il modello più parsimonioso (i.e. che stima il numero minore di parametri). Il modello selezionato come migliore include come variabile che influenza la probabilità di rilevamento la data in cui è stato percorso il transetto ($\beta=1.2$, $SE=\pm 0.07$; Figura 10). La probabilità di occupazione risulta essere relazionata negativamente con l'altitudine ($\beta=-0.88$, $SE=\pm 0.09$; Figura 11). La pendenza ($\beta=0.21$, $SE=\pm 0.08$; Figura 12) e la percentuale di bosco di latifoglie xerotermofilo presente nella cella ($\beta=0.35$, $SE=\pm 0.09$; Figura 13) presentano invece una relazione positiva con la probabilità di occupazione. In figura 14 è rappresentata la mappa della distribuzione potenziale (i.e. predizione della probabilità di occupazione) di *Senecio inaequidens* su tutto il territorio della Valle d'Aosta. Le osservazioni sul campo di *Senecio inaequidens* sono state sovrapposte alla mappa di distribuzione potenziale nella figura 15.

Tabella 3: Selezione dei modelli di occupazione per *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta. Il modello finale selezionato è marcato in giallo.

Modello	k	AIC	ΔAIC	R^2
p(Data) psi(Elev+Slope+Quercus+Pinus+Xeric)	8	2772	0.00	0.31
p(Data) psi(Elev+Slope+Quercus+Pinus)	7	2773	0.13	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Xeric+Quercus+Pinus)	9	2773	0.18	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Quercus+Pinus)	8	2773	0.56	0.31
p(Data) psi(Elev+Slope+Quercus)	6	2773	0.70	0.31
p(Data) psi(Elev+Slope+North+Quercus)	7	2774	1.24	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Xeric+Quercus+Pinus)	10	2775	2.10	0.31
p(Data+Year) psi(Elev+Slope+Quercus+Pinus)	7	2775	2.31	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Caves+Xeric+Quercus+Pinus)	11	2776	3.92	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Caves+Ind.sites+Xeric+Quercus+Pinus)	12	2777	4.59	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Caves+Ind.sites+Xeric+Quercus+Pinus+Riv.dist)	13	2777	4.97	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Caves+Ind.sites+Meadows+Xeric+Quercus+Pinus+Riv.dist)	14	2778	5.54	0.31
p(Data) psi(Elev+North+Slope+Pop+Caves+Ind.sites+Agri+Xeric+Quercus+Pinus+Riv.dist)	14	2779	6.89	0.31
Null	2	3287	514.91	0.00

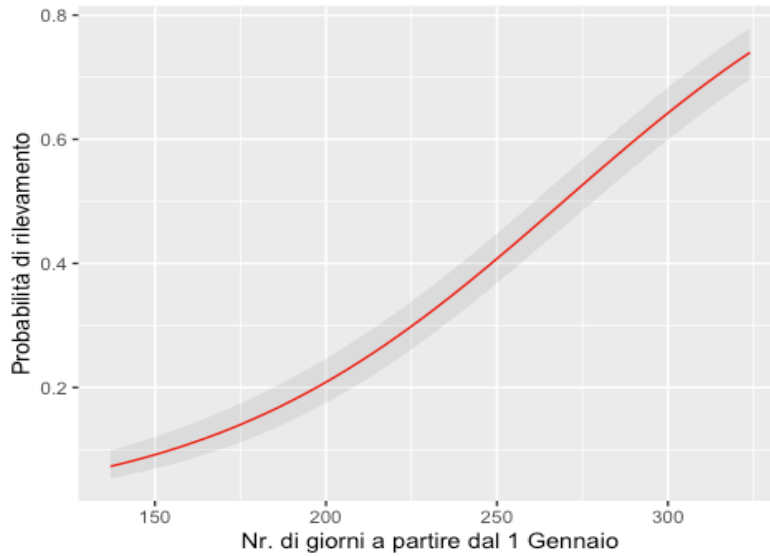


Figura 10: Relazione fra la data e la probabilità di rilevamento di *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta. La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

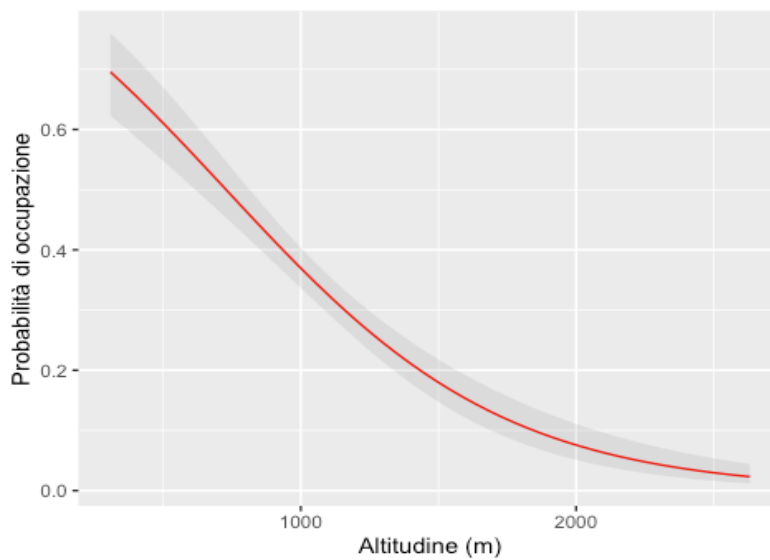


Figura 11: Relazione fra l'altitudine e la probabilità di occupazione di *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta. La pendenza e la percentuale di bosco di latifoglie xerotermofilo sono state fissate al valore medio (21.89° e 6 % rispettivamente). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

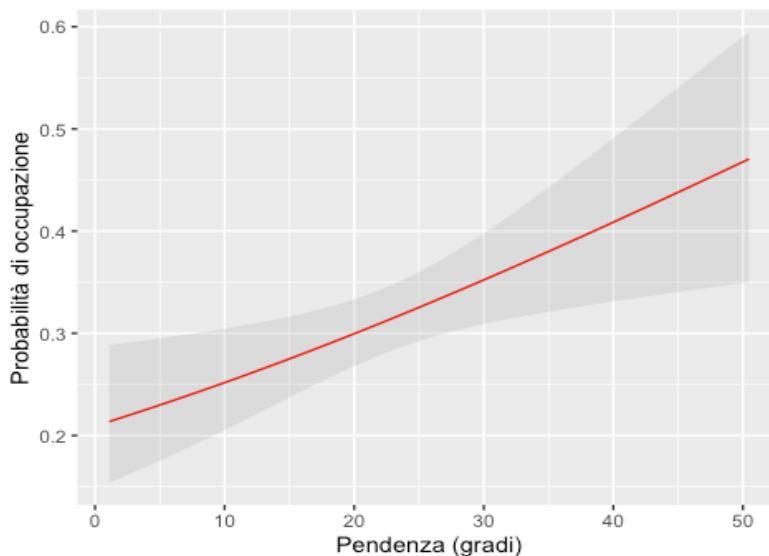


Figura 12: Relazione fra la pendenza e la probabilità di occupazione di *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta. L'altitudine e la percentuale di bosco di latifoglie xerotermofilo sono state fissate al valore medio (1137.02 m e 6 % rispettivamente). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

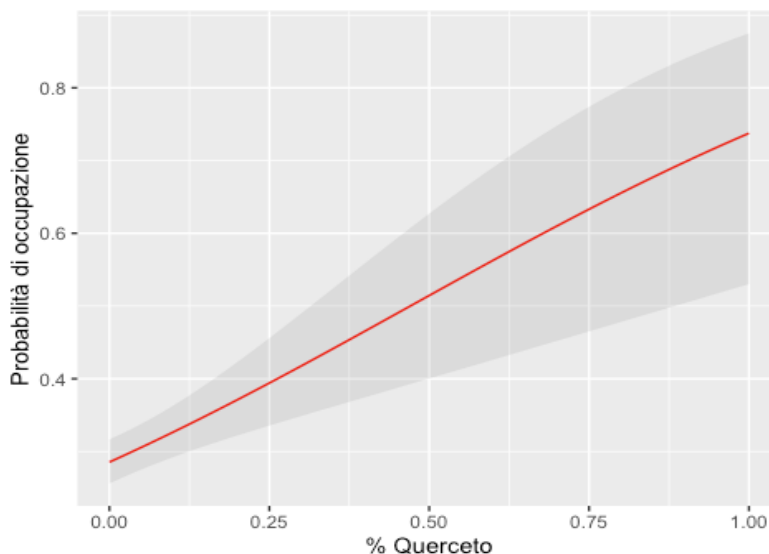


Figura 13: Relazione fra la percentuale di presenza di bosco di latifoglie xerotermofilo e la probabilità di occupazione di *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta. L'altitudine e la pendenza sono state fissate al valore medio (1137.02 m e 21.89° rispettivamente). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

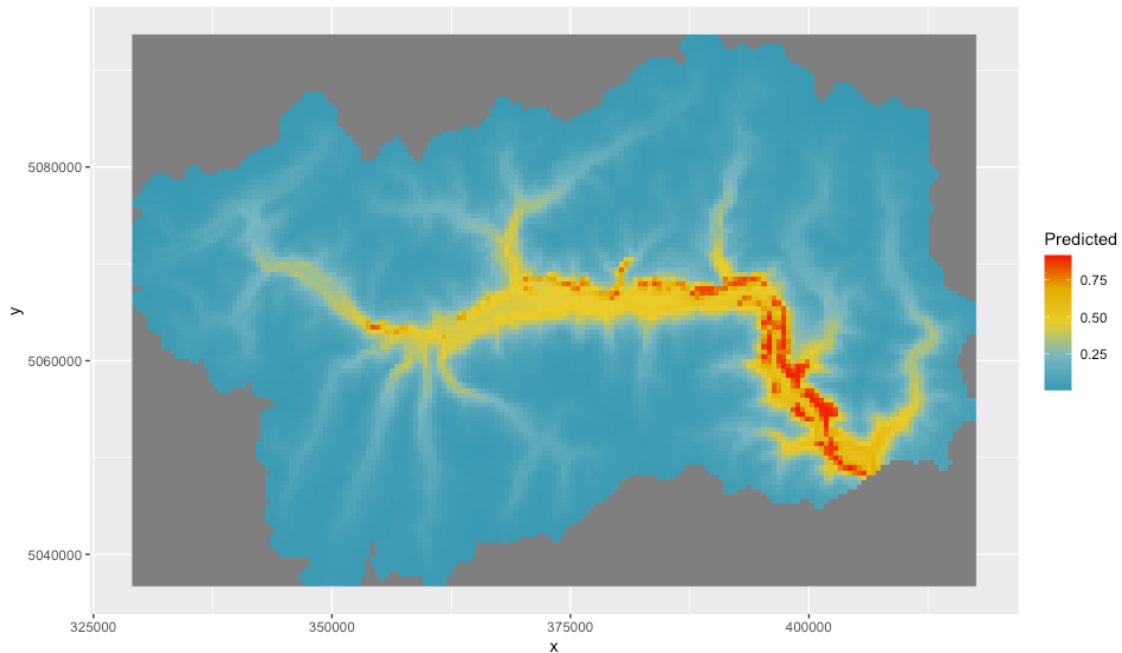


Figura 14: Mappa della distribuzione potenziale di *Senecio inaequidens* in Valle d'Aosta

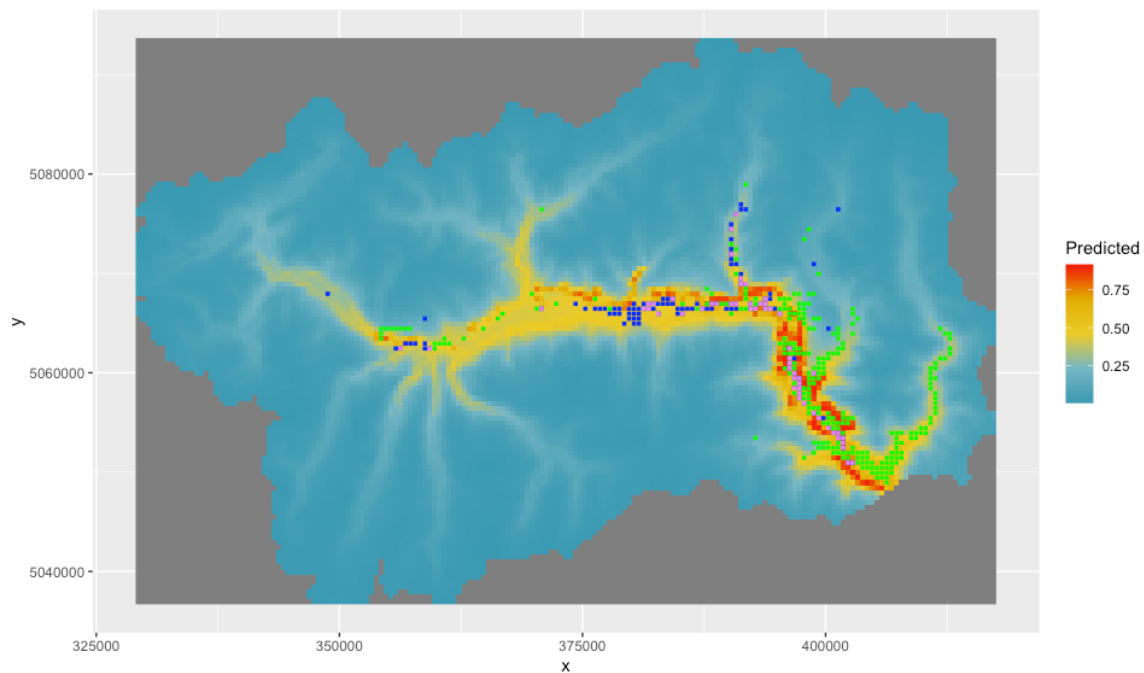


Figura 15: Osservazioni sul campo di *Senecio inaequidens* sovrapposte alla mappa di distribuzione potenziale della specie in Valle d'Aosta. In verde sono rappresentate le osservazioni ottenute nella campagna di monitoraggio 2009 mentre in blu sono rappresentate le osservazioni del 2017-18. In viola sono rappresentate le celle con osservazioni della specie in entrambe le campagne di monitoraggio.

Heracleum mantegazzianum

Quattro modelli fra quelli testati sono risultati essere equivalenti (i.e. con un $\Delta AIC < 2.00$; Tabella 4). Fra questi ultimi, è stato selezionato come modello finale il modello più parsimonioso (i.e. che stima il numero minore di parametri). Il modello selezionato come migliore include una relazione negativa fra la data in cui è stato percorso il transetto e la probabilità di rilevamento ($\beta = -1.11$, $SE = \pm 0.3$; Figura 16)). La probabilità di occupazione risulta essere relazionata con l'altitudine attraverso una funzione quadratica ($\beta_{elev} = 1.93$, $SE = \pm 0.39$; $\beta_{elev^2} = -0.89$, $SE = \pm 0.29$; Figura 17). La probabilità di occupazione è anche relazionata positivamente con la percentuale di centri abitati nella cella ($\beta = 0.61$, $SE = \pm 0.17$; Figura 18) e negativamente con la distanza dal corso d'acqua più vicino ($\beta = -1.87$, $SE = \pm 0.76$; Figura 19). In figura 20 è rappresentata la mappa della distribuzione potenziale (i.e. predizione della probabilità di occupazione) di *Heracleum mantegazzianum* su tutto il territorio della Valle d'Aosta. Le osservazioni sul campo di *Heracleum mantegazzianum* sono state sovrapposte alla mappa di distribuzione potenziale nella figura 21.

Tabella 4: Selezione dei modelli di occupazione per *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta. Il modello finale selezionato è marcato in giallo.

Modello	k	AIC	ΔAIC	R^2
p(Data+Mod) psi(Elev+Elev ² +Slope+Agri+Pop+River)	10	343	0.00	0.252
p(Data+Mod) psi(Elev+Elev ² +Pop+River)	8	344	0.67	0.241
p(Data+Mod) psi(Elev+Elev ² +Agri+Pop+River)	9	344	0.72	0.246
p(Data+Mod) psi(Elev+Elev ² +North+Slope+Agri+Pop+River)	11	345	1.81	0.253
p(Data+Mod) psi(.)	4	409	66.06	0.050
p(Data+Anno+Mod) psi(.)	5	411	68.04	0.050
p(Data+Data ²) psi(.)	4	411	68.31	0.044
p(Data) psi(.)	3	412	68.65	0.038
p(Data+Anno) psi(.)	4	413	69.97	0.040
p(Anno) psi(.)	3	416	72.86	0.027
p(Mod) psi(.)	3	420	76.38	0.017
Null	2	424	80.77	0.000

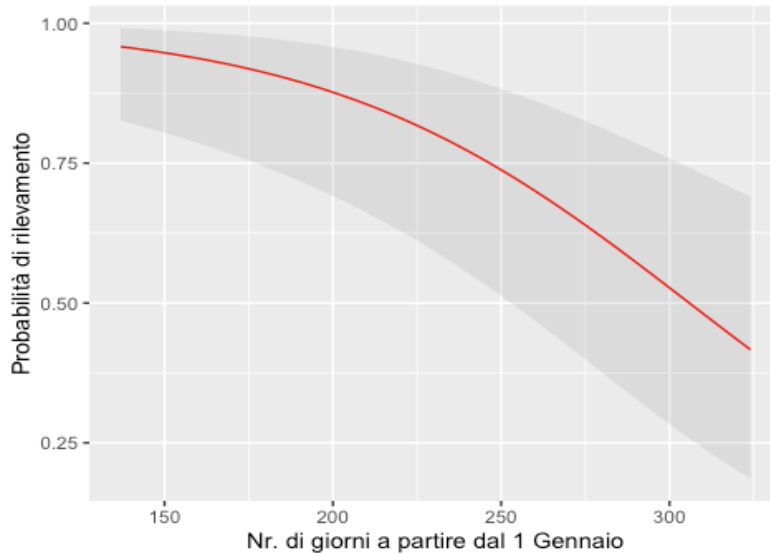


Figura 16: Relazione fra la data e la probabilità di rilevamento di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta. La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

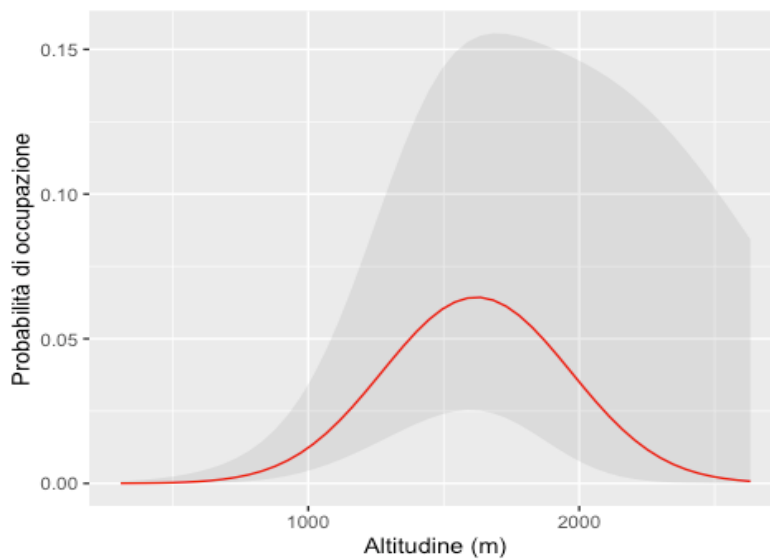


Figura 17: Relazione fra l'altitudine e la probabilità di occupazione di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta. La percentuale di centri abitati e la distanza dal corso d'acqua più vicino sono state fissate al valore medio (9 % e 457 m rispettivamente). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%.

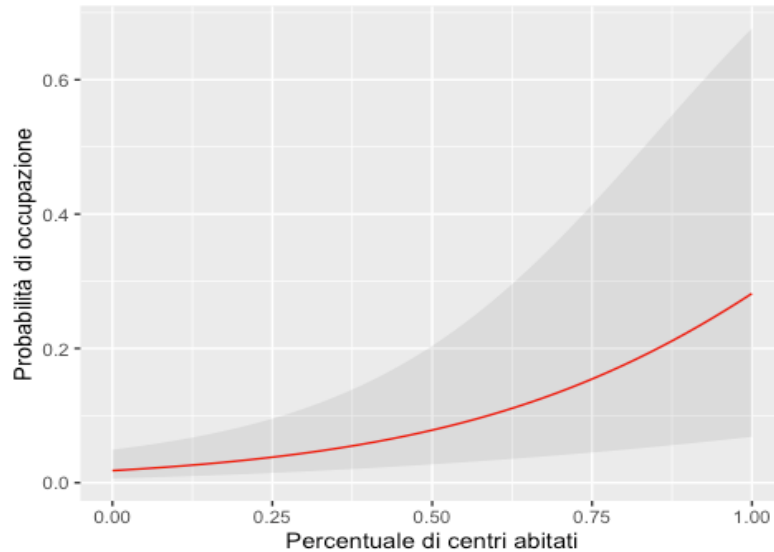


Figura 18: Relazione fra la percentuale di centri abitati e la probabilità di occupazione di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta. L'altitudine e la distanza dal corso d'acqua più vicino sono state fissate al valore medio (1137.02 m e 457.22 m rispettivamente). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

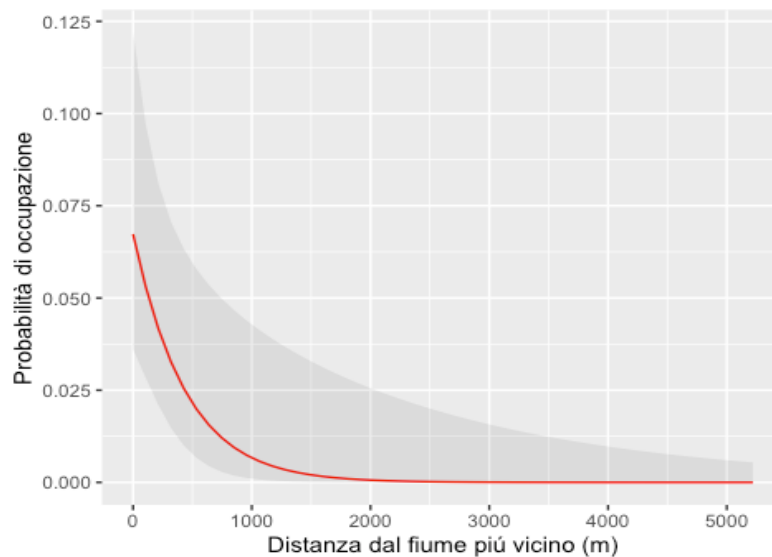


Figura 19: Relazione fra la distanza dal corso d'acqua più vicino e la probabilità di occupazione di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta. L'altitudine e la percentuale di centri abitati nella cella sono state fissate al valore medio (1137.02 m e 9 % rispettivamente). La banda grigia rappresenta l'intervallo di confidenza al 95%

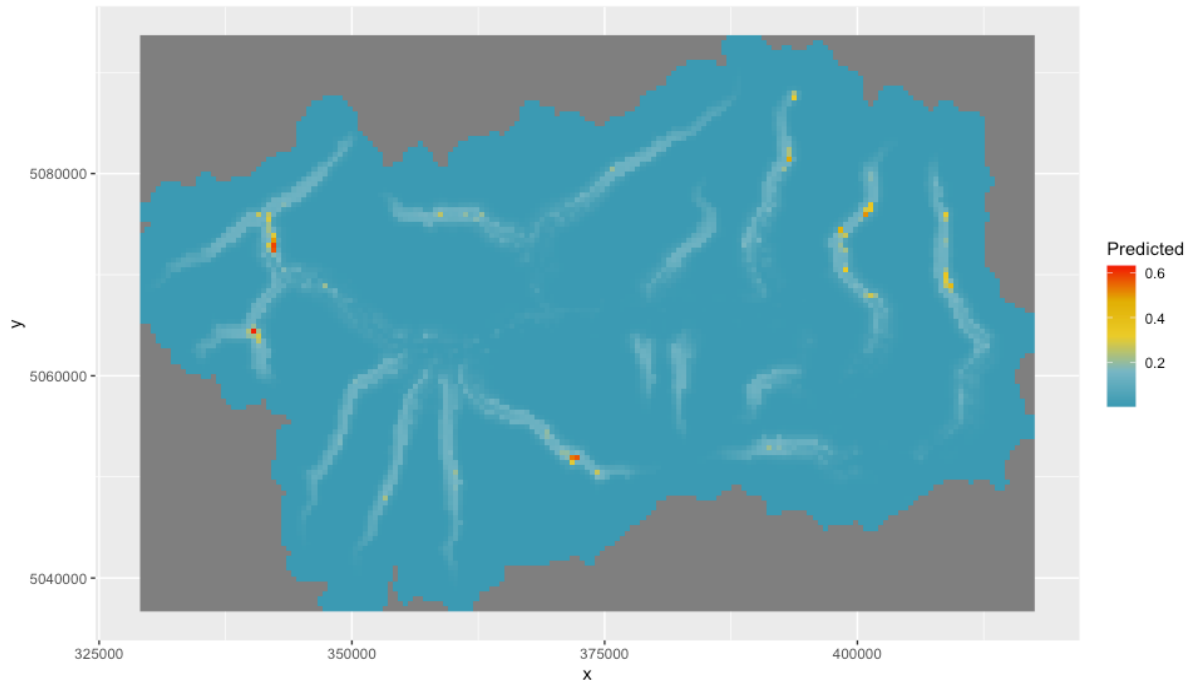


Figure 20: Mappa della distribuzione potenziale di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta

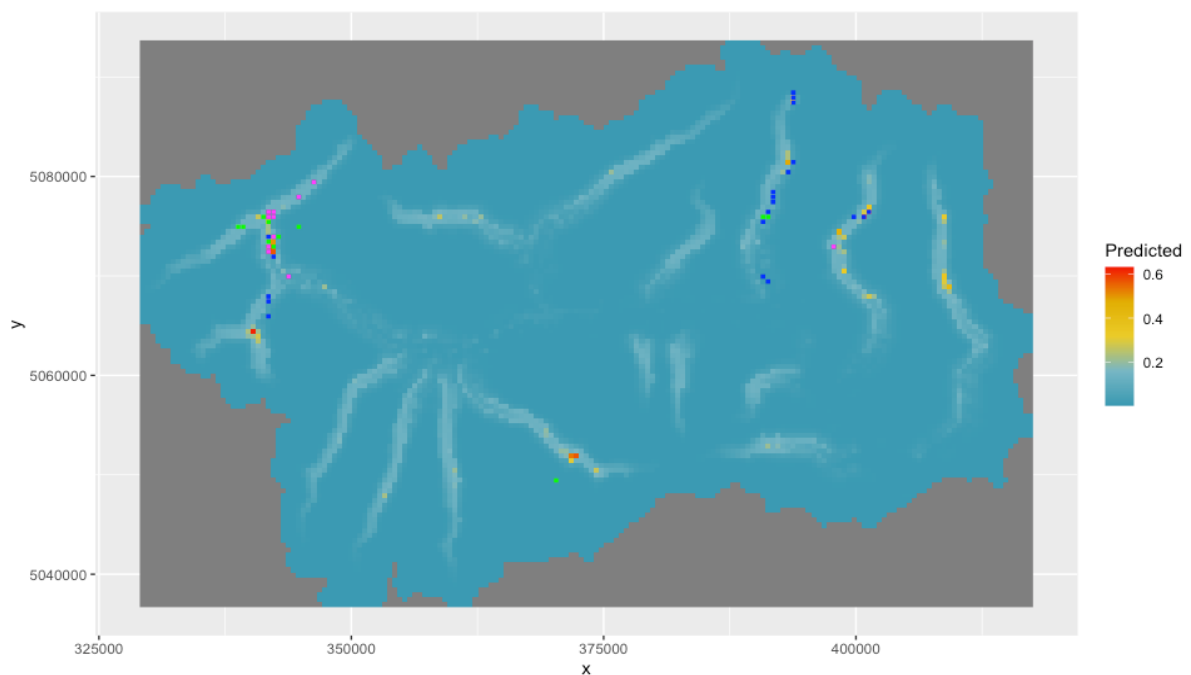


Figura 21: Osservazioni sul campo di *Heracleum mantegazzianum* sovrapposte alla mappa di distribuzione potenziale della specie in Valle d'Aosta. In verde sono rappresentate le osservazioni ottenute nella campagna di monitoraggio 2009 mentre in blu sono rappresentate le osservazioni del 2017-18. In viola sono rappresentate le celle con osservazioni della specie in entrambe le campagne di monitoraggio.

Modello di espansione di *Heracleum mantegazzianum*

La matrice di transizione proposta da Nehrbass et al. (2006) per *Heracleum mantegazzianum* (Basato su uno studio empirico di tre anni su popolazioni nella repubblica Ceca) rispecchia popolazioni in calo con una rata di crescita = 0.83. Basandoci su questi parametri, il modello prevede che la popolazione Valdostana dovrebbe estinguersi entro 25 anni (Figura 22). Se questa matrice di transizione corrisponde alla realtà anche per le colonie valdostane, in assenza di modificazioni ambientali o interventi umani che modificano I parametri vitali della popolazione, ci si può attendere una limitata espansione spaziale nei primi 5 anni con una successiva rarefazione e progressiva estinzione locale degli attuali nuclei (Figura 23).

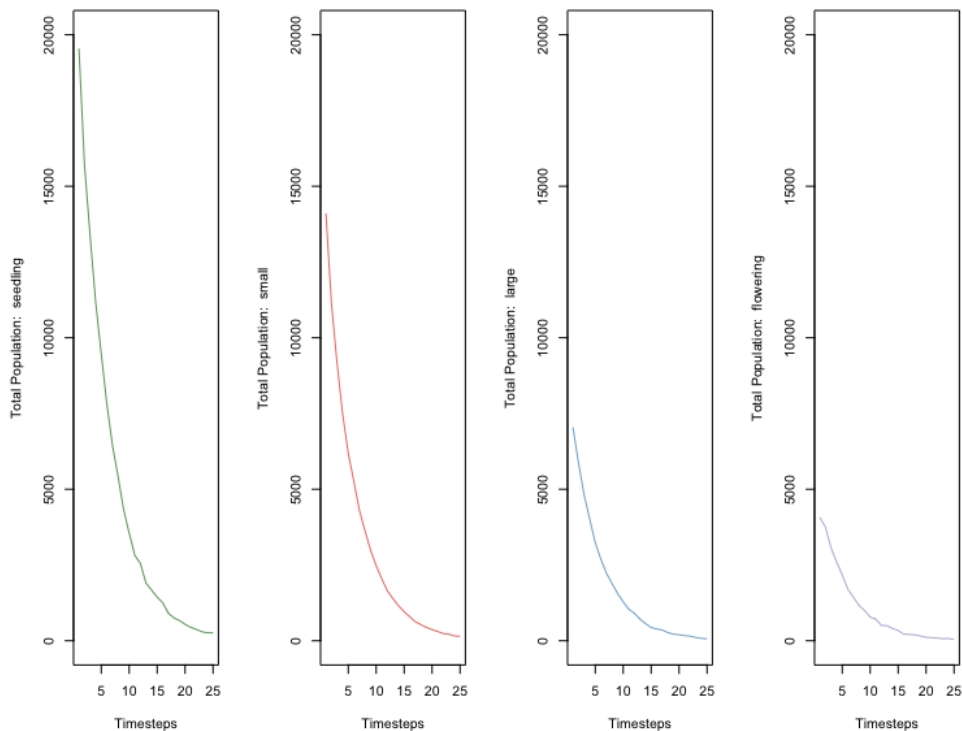


Figure 22: Dinamica di popolazione predetta per i 4 stadi vitali di Heracleum mantegazzianum in Valle d'Aosta basata sulla matrice di Lefkovitch riportata da Nehrbass et al. (2006) per popolazioni nella repubblica Ceca.

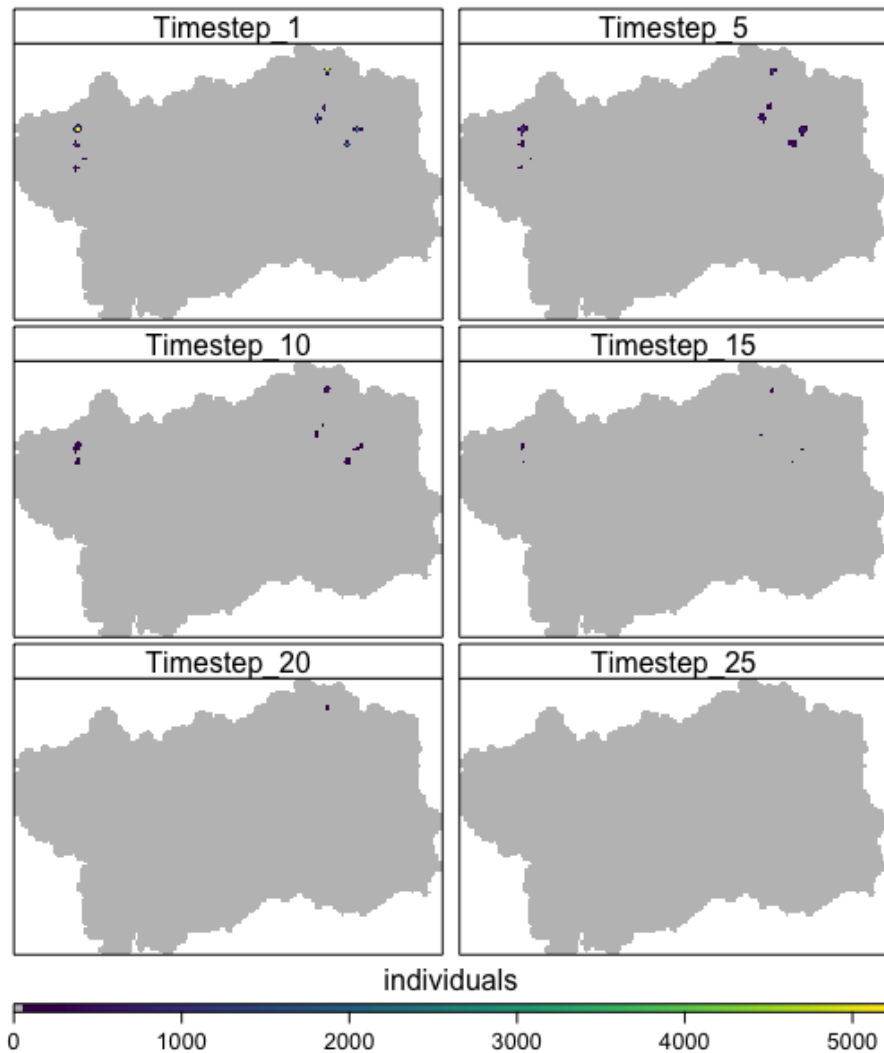


Figura 23. Espansione potenziale di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta nei prossimi 25 anni a partire dalla situazione osservata nel 2017-18. Rata di crescita della popolazione = 0.85.

Abbiamo anche simulato uno scenario con una rata di crescita di poco superiore a 1 ($\lambda = 1.04$) assumendo che per ogni pianta riproduttiva vengono prodotte 7.4 piantine (i.e. 4 volte le 1.85 osservate nelle popolazioni nella repubblica Ceca). Questo modello predice una popolazione in crescita esponenziale (Figura 24). Nonostante questo, l'espansione spaziale rimane limitata e solo di poco ampliata rispetto alla situazione attuale (Figura 25).

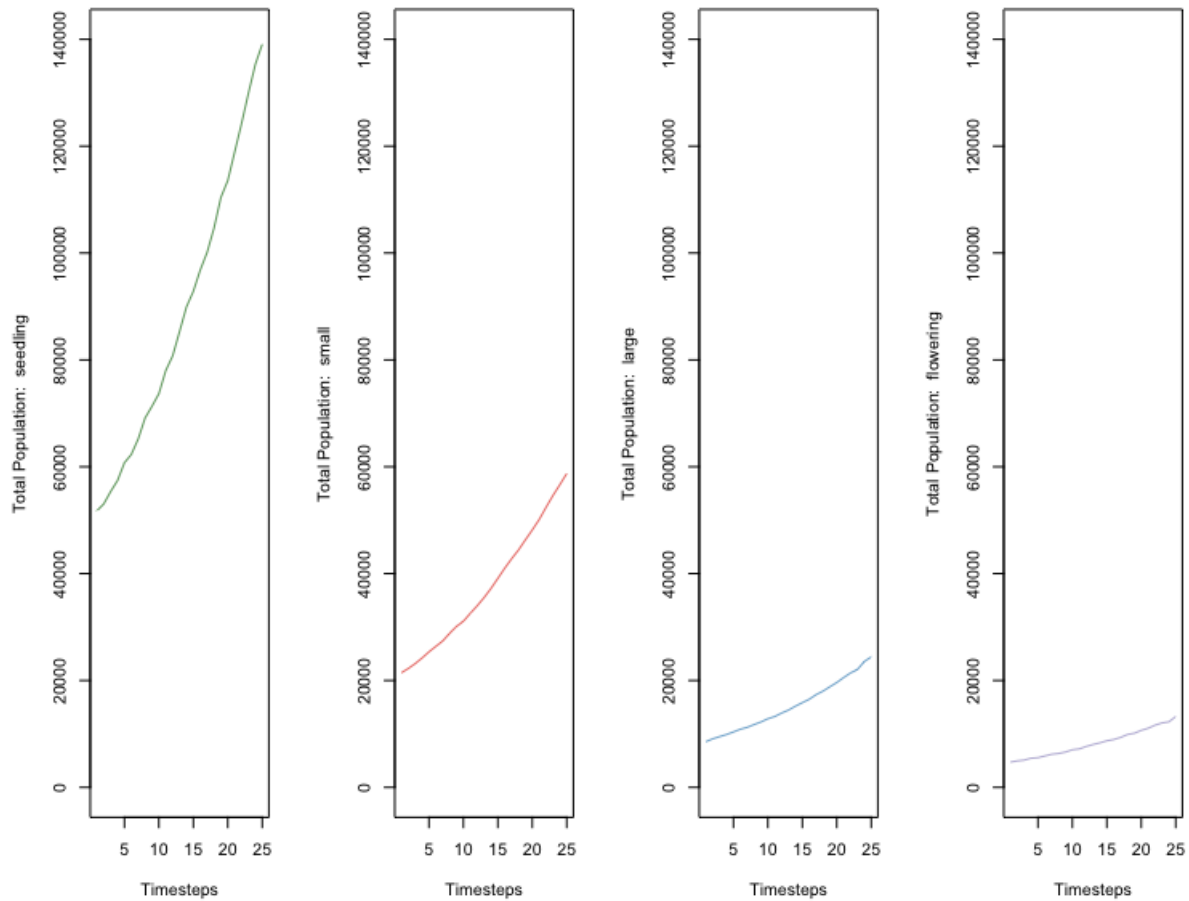


Figure 24: Dinamica di popolazione predetta per i 4 stadi vitali di *Heracleum mantegazzianum* in Valle d'Aosta basata sulla matrice di Lefkovich modificata da Nehrbaass et al. (2006) con una fecondità 4 volte superiore.

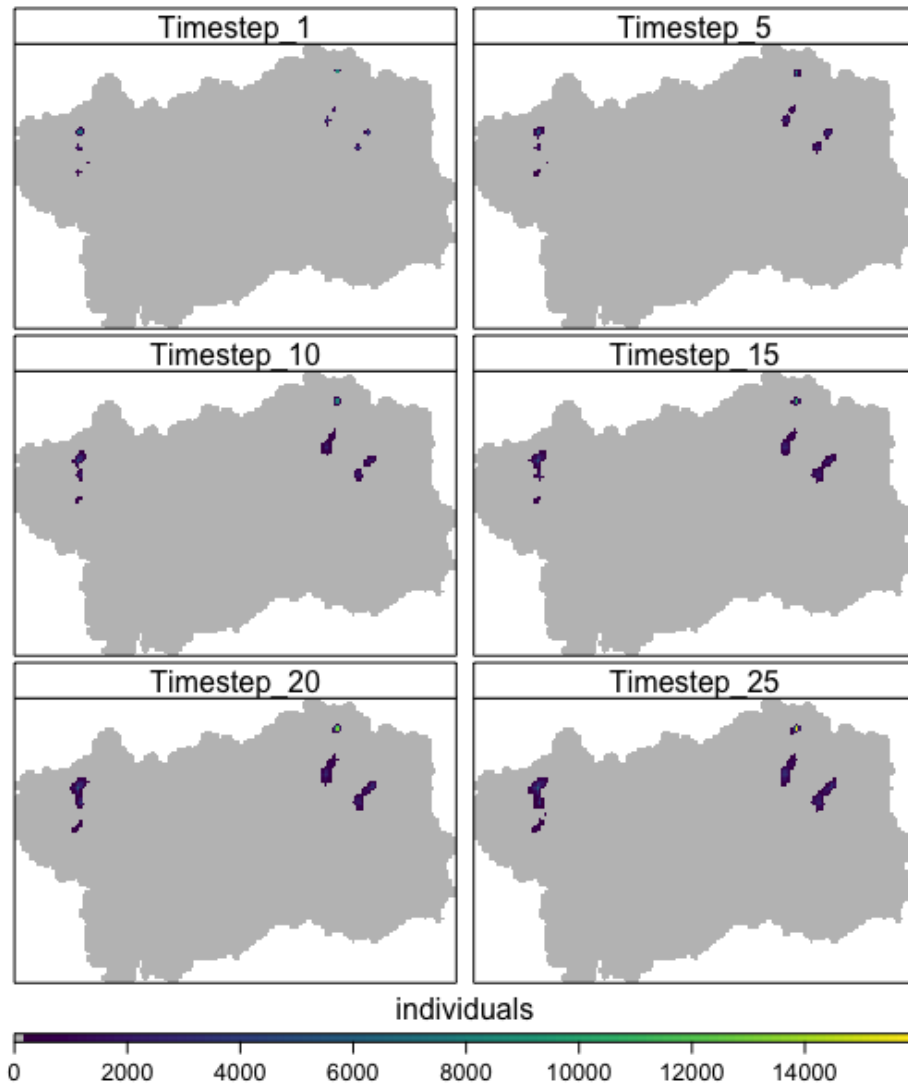


Figura 25. Espansione potenziale di Heracleum mantegazzianum in Valle d'Aosta nei prossimi 25 anni a partire dalla situazione osservata nel 2017-18 se la rata di crescita della popolazione è = 1.04.

Discussione e conclusioni

Nel presente lavoro abbiamo modellizzato la probabilità di occupazione e la distribuzione potenziale di tre specie vegetali invasive in Valle d'Aosta (i.e. Poligono di Boemia *Reynoutria bohemica*, Senecio sudafricano *Senecio inaequidens* e Panace di Mantegazza *Heracleum mantegazzianum*) tenendo conto, per la prima volta per queste specie, del potenziale rilevamento imperfetto sul campo (Chen *et al.*, 2013). Per tutte e tre le specie, abbiamo riscontrato che la probabilità di rilevamento è inferiore a 1 variando dal 0.71 del Poligono di Boemia a un valore di 0.39 per il Senecio Sudafricano (assumendo una probabilità di rilevamento costante, Tabella 1). L'aspetto meno vistoso del Senecio (In particolare quando non è in fioritura e passa più inosservato o rischia di essere mascherato da altre specie di aspetto e di dimensioni analoghe), come anche le grandi dimensioni delle altre due specie possono ragionevolmente spiegare queste differenze nella probabilità di rilevamento. Come atteso (MacKenzie *et al.*, 2003), il rilevamento imperfetto, se non viene esplicitamente tenuto conto nel modello, ha in tutti i tre i casi l'effetto di sottostimare la probabilità di occupazione. Infatti la probabilità di occupazione stimata con modelli di occupazione corretti per la probabilità di rilevamento ($\psi(\cdot)$) risulta in tutti i casi essere maggiore di quella "naive" ($\hat{\psi}(\cdot)$) che non ne tiene conto. L'effetto è particolarmente rilevante per il Senecio sudafricano, che risulta avere la probabilità di rilevamento più bassa, e per la quale la stima della probabilità di occupazione passa da 0.27 ($\hat{\psi}(\cdot)$) a 0.39 ($\psi(\cdot)$) quando la probabilità di rilevamento viene inclusa nel modello. Per *Reynoutria bohemica* il modello considerato migliore dalla selezione dei modelli a una probabilità di rilevamento costante mentre sia per *Senecio inaequidens* che per *Heracleum mantegazzianum* la probabilità di rilevamento varia con la data, possibilmente in funzione dei diversi periodi di fioritura delle due specie (i.e. Luglio-Agosto per *Heracleum mantegazzianum* e da Giugno fino a Ottobre per *Senecio inaequidens*). La modalità con cui è stato effettuato il rilevamento sembra avere un effetto rilevante soltanto per *Heracleum mantegazzianum*, con una probabilità di rilevamento più alta per i transetti condotti a piedi che in auto. Le variabili ambientali influenzano in maniera differente la probabilità di occupazione delle tre specie, in accordo con le loro differenti storie di vita ed esigenze ambientali: come atteso, la presenza sia di *Reynoutria bohemica* che di *Heracleum mantegazzianum* appare relazionata con la distanza dai corsi d'acqua. La presenza di centri abitati riduce invece la probabilità di occupazione di *Reynoutria bohemica* mentre la aumenta per *Heracleum mantegazzianum* (il fatto che questa specie è considerata una specie ornamentale spesso piantata nei giardini, può forse spiegare questa differenza). Sia la *Reynoutria bohemica* che il *Senecio inaequidens* presentano una probabilità di occupazione che decresce con l'altitudine, mentre la presenza di *Heracleum mantegazzianum* ha una relazione a campana con l'altitudine, con la probabilità più alta attorno ai 1700 m slm. L'effetto apparentemente negativo delle zone agricole sulla presenza di *Reynoutria bohemica* si spiega probabilmente dal fatto che la specie, particolarmente invasiva, viene attivamente tenuta sotto controllo nelle zone dedicate all'agricoltura (o almeno di più che nelle zone con meno attività umana). I modelli risultanti come migliori dopo il processo di selezione dei modelli secondo il criterio AIC, hanno permesso la creazione di mappe di distribuzione potenziale (i.e. mappe della probabilità di occupazione) su tutto il territorio della Valle d'Aosta. Queste mappe possono servire per individuare le zone a più alto rischio di

espansione o di insediamento di nuovi popolamenti e dunque informare e ottimizzare le future strategie di gestione di queste specie invasive sul territorio regionale.

Per quanto riguarda il modello di espansione per *Heracleum mantegazzianum*, se si utilizzano i parametri di popolazione (i.e. matrice di transizione) disponibili in letteratura per la specie (Nehrbass et al. 2006) il modello predice un'estinzione locale della specie in assenza di interventi umani nei prossimi 25 anni. Questo modello non può però essere considerato attendibile. I parametri di sopravvivenza e fecondità nel lavoro di Nehrbass et al. (2006) sono stati però ripresi da popolazioni con condizioni ambientali molto diverse rispetto alla situazione valdostana, e il fatto che avevano una rata di crescita $R < 1$ è dovuto probabilmente al fatto che le popolazioni erano già a livello di saturazione dell'habitat disponibile combinato con il lungo tempo di presenza della specie nell'area (i.e. 140 anni). In assenza di dati di popolazioni relativi alle popolazioni locali in Valle d'Aosta, abbiamo comunque simulato uno scenario ipotetico in cui la rata di crescita della popolazione è maggiore di 1 ($R = 1.04$). Questo è stato ottenuto ipotizzando una probabilità di sopravvivenza dei propaguli 4 volte superiore rispetto a quanto riportato da Nehrbass et al. (2006). È interessante notare che, nonostante il numero totale di individui della popolazione così parametrizzata aumenta esponenzialmente nel tempo, l'espansione spaziale dell'area invasa rimane limitata e non si estende di molto rispetto ai nuclei attualmente localizzati. Questo è plausibilmente dovuto al fatto che l'ambiente idoneo per la specie risulta molto frammentato in Valle d'Aosta (Fig. 21) impedendo in questo modo l'espansione naturale della specie. Questo risultato è incoraggiante per gli sforzi di contenimento della specie in atto, che potrebbero ragionevolmente portare all'estirpazione di questa specie invasiva dal territorio valdostano. Per informare meglio i modelli predittivi della dinamica della specie in futuro, sarebbe molto interessante monitorare un'area sperimentale controllata (i.e. nella quale la specie viene lasciata crescere e proliferare naturalmente evitando però l'espansione al di fuori dei confini) per alcuni, anni al fine di ottenere dati sulla sopravvivenza e fecondità della specie a livello locale.

Bibliografia citata

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716–723.
- Angelini, P., Augello, R., Bagnaia, R., Bianco, P., Capogrossi, R., Cardillo, A., ... others. (2009). *Il progetto carta della natura. Linee guida per la cartografia e la valutazione degli habitat alla scala 1: 50.000*. ISPRA, p 128.
- Bailey, L. L., MacKenzie, D. I., & Nichols, J. D. (2014). Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(12), 1269–1279.
- Bivand, R., Keitt, T., & Rowlingson, B. (2019). *Rgdal: Bindings for the 'geospatial' data abstraction library*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Chen, G., Kery, M., Zhang, J., & Ma, K. (2009). Factors affecting detection probability in plant distribution studies. *Journal of Ecology*, 97(6), 1383–1389.
- Chen, G., Kéry, M., Plattner, M., Ma, K., & Gardner, B. (2013). Imperfect detection is the rule rather than the exception in plant distribution studies. *Journal of Ecology*, 101(1), 183–191.
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1–23. Retrieved from <http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>
- Guillera-Arroita, G. (2017). Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: Advances, challenges and opportunities. *Ecography*, 40(2), 281–295.
- Hijmans, R. J. (2020). *Raster: Geographic data analysis and modeling*. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Lahoz-Monfort, J. J., Guillera-Arroita, G., & Wintle, B. A. (2014). Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 23(4), 504–515.
- Lassueur, T., Joost, S., & Randin, C. F. (2006). Very high-resolution digital elevation models: Do they improve models of plant species distribution? *Ecological Modelling*, 198(1-2), 139–153.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., & Franklin, A. B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84(8), 2200–2207.
- Nagelkerke, N. J. (1991). A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78(3), 691–692.

- Nehrbass, N., Winkler, E., Pergl, J., Perglová, I., & Pyšek, P. (2006). Empirical and virtual investigation of the population dynamics of an alien plant under the constraints of local carrying capacity: *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(4), 253–262.
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. Retrieved from <https://www.R-project.org/>
- Regan, T. J., Chadès, I., & Possingham, H. P. (2011). Optimally managing under imperfect detection: A method for plant invasions. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 76–85.
- Regan, T. J., McCarthy, M. A., Baxter, P. W., Dane Panetta, F., & Possingham, H. P. (2006). Optimal eradication: When to stop looking for an invasive plant. *Ecology Letters*, 9(7), 759–766.
- Royle, J. A., Nichols, J. D., & Kéry, M. (2005). Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos*, 110(2), 353–359.
- Salguero-Gómez, R., Jones, O. R., Archer, C. R., Buckley, Y. M., Che-Castaldo, J., Caswell, H. et al. (2015). The compadre plant matrix database: An open online repository for plant demography. *Journal of Ecology*, 103(1), 202–218.
- Visintin, C., Briscoe, N. J., Woolley, S. N., Lentini, P. E., Tingley, R., Wintle, B. A., & Golding, N. (2020). Steps: Software for spatially and temporally explicit population simulations. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(4), 596–603.