



Consorzio per il coordinamento delle ricerche
inerenti al sistema lagunare di Venezia

Palazzo Franchetti S. Marco 2847 30124 Venezia

Tel. +39.041.2402511 Fax +39.041.2402512

Progetto **STUDIO B.6.72 B/10**

**ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL
MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI
DALLA COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE
BOCCHIE LAGUNARI**

Contratto CVN-CORILA n. 11373 spo/sim

Documento **MACROATTIVITÀ: MODELLI DI
DISTRIBUZIONE DELL'HABITAT PER LE
PRATERIE DI FANEROGAME MARINE
RAPPORTO FINALE**

Versione **1.0**

Emissione **1 Luglio 2015**

Redazione

Dott. Matteo Zucchetta
(DAIS-UNIVE)

Verifica

Prof.ssa Patrizia Torricelli

Approvazione

Ing. Pierpaolo Campostrini

Indice

1. PREMESSA.....	3
2. INTRODUZIONE.....	4
2.1 Modelli di distribuzione dell'habitat	4
3. MATERIALI E METODI.....	6
3.1 Sviluppo di modelli di distribuzione dell'habitat.....	6
3.2 Algoritmo utilizzato	6
3.3 Base di dati.....	10
3.4 Validazione dei modelli di distribuzione	21
3.5 Analisi dei risultati	26
4. RISULTATI E DISCUSSIONE	28
4.1 Descrizione dei modelli calibrati	28
4.2 Confronto con le osservazioni effettuate in campo.....	32
4.3 Analisi di sensitività	33
4.4 Analisi dell'idoneità delle aree di bocca di porto per le tre specie di fanerogame.....	35
5. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE.....	49
BIBLIOGRAFIA CITATA.....	50
APPENDICI.....	57
A.1 Analisi delle correlazioni	57
A.2 Variabili ambientali	58

Redazione:

Matteo Zucchetta (DAIS-UNIVE)

Daniele Curiel (SELC)

Attività di campo:

Emiliano Checchin (SELC)

Daniele Curiel (SELC)

Diego Chiereghin (SELC)

Andrea Rismondo (SELC)

1. PREMESSA

Con il raggiungimento del decimo anno di monitoraggio è stato deciso di introdurre l'attività "Modelli di distribuzione dell'habitat per le praterie di fanerogame marine" relativa allo sviluppo e applicazione di modelli di distribuzione per *Cymodocea nodosa*, *Nanozostera noltii* e *Zostera marina*, le tre specie di fanerogame marine presenti in laguna di Venezia. Le finalità di questa attività sono quelle di:

- contribuire all'integrazione tra diverse fonti di dati (informazioni pregresse, rilievi e simulazioni effettuati nell'ambito del monitoraggio dei cantieri) per spiegare il ruolo della variazione delle condizioni ambientali nelle dinamiche delle praterie in bocca di porto;
- partecipare all'individuazione di aree dove sono presenti le specie in condizioni ambientali sub-ottimali (potenziali criticità), indicando le variabili che maggiormente ne limitano la probabilità di presenza (analisi di sensitività);
- evidenziare la presenza di aree ad alta vocazionalità al di fuori delle attuali praterie, per identificare aree favorevoli in cui può avvenire un'espansione delle praterie o che possono essere considerate candidate per il ricevimento di un eventuale trapianto di fanerogame.

L'attività è stata avviata in questa fase tenendo conto dello stato di avanzamento dei lavori, che permette di considerare l'assetto morfologico delle bocche di porto sostanzialmente definitivo, e alla luce del patrimonio di informazioni collezionate sia riguardo l'occupazione dei fondali lagunari da parte delle fanerogame marine (monitoraggi MELa e monitoraggi degli effetti dei cantieri Studio B6.72 B/1-B/10) sia riguardo l'effetto degli interventi sulla circolazione idraulica (Studi B6.72 B/7 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO.PP. - CORILA, 2014a).

2. INTRODUZIONE

Esistono molte fonti che descrivono l'ecologia delle fanerogame marine in laguna di Venezia, soprattutto espressa in termini di dinamica delle popolazioni e produzioni (Sfriso *et al.*, 1988; Curiel *et al.*; 1996, 1997; 1999; Sfriso e Marcomini, 1997, 1998, Rismondo *et al.* 1997; Sfriso e Ghetti, 1998; Tagliapietra *et al.*, 1999, Sfriso e Facca, 2007), ma anche in termini di distribuzione e colonizzazione dei fondali lagunari (Caniglia *et al.*, 1990; 1992; MAG. ACQUE - Selc, 2004; varie fasi dello Studio B.6.72).

Le tre specie che caratterizzano la laguna di Venezia hanno una distribuzione parzialmente sovrapposta (Rismondo *et al.*, 2003), ma sono caratterizzate da diverse esigenze ecologiche: *Nanozostera noltii* rappresenta la specie più eurialina (Plus *et al.*, 2003; Borum *et al.*, 2004), mentre *C. nodosa*, pur sopportando variazioni di salinità, richiede condizioni più marine (Rismondo *et al.*, 1997), con *Z. marina* che rappresenta un comportamento intermedio (Thayler *et al.*, 1987). Tutte e tre le specie prediligono comunque siti riparati e a medio-basso grado di idrodinamismo (Koch, 2001; Fonseca e Kenworthy, 1987; Buia e Marzocchi, 1995). Per quanto riguarda la temperatura *C. nodosa*, essendo una specie subtropicale, è quella che teme maggiormente le basse temperature (Guidetti *et al.*, 2002; Borum *et al.*, 2004), mentre *Z. marina*, specie relitta in Mediterraneo, può essere penalizzata da temperature troppo elevate (Coffaro e Bocci, 1997; Sfriso e Ghetti, 1998). *C. nodosa* predilige substrati più grossolani, con predominanza della frazione sabbiosa (Terrados e Ross, 2004), ma può essere ritrovata anche in fondali fangosi (Borum *et al.*, 2004). *N. noltii* colonizza di preferenza sedimenti fini (De Jonge e De Jong, 1992), mentre *Z. marina* presenta un comportamento intermedio (Murphey e Fonseca, 1995). Un fattore fortemente limitante è, ovviamente, l'assenza di luce necessaria all'attività fotosintetica. Questo spiega la dipendenza della distribuzione dalla profondità e dalla torbidità (Dennison, 1978; Drew, 1987; Duarte, 1991). *N. noltii* è la specie che sopporta meglio periodi di emersione (Philippart, 1995), mentre *C. nodosa* è quella che peggio tollera questo problema (De Jonge e De Jong, 1992).

Tutte e tre le specie presenti nelle lagune della coste italiane del Nord Adriatico, *Z. marina*, *C. nodosa* e *N. noltii*, sono considerate meritevoli di salvaguardia e conservazione. La convenzione di Berna considera *Z. marina* e *C. nodosa* come specie "strettamente protette", vietando espressamente tutte le azioni intenzionali comportanti la scomparsa di queste specie, mentre *N. noltii* è inclusa nell'annesso II del protocollo ASPIM della convenzione di Barcellona. Ma oltre all'importanza della tutela di queste specie di per sé, bisogna considerare che, grazie al loro ruolo di "ecosystem engineering" (Jones *et al.*, 1997; Bos *et al.*, 2007), le praterie di fanerogame sommerse svolgono funzioni ecologiche fondamentali all'interno dell'ambiente lagunare, anche in conseguenza della loro architettura tridimensionale, ad esempio stabilizzando i fondali e fornendo cibo e protezione a molte specie animali sia bentoniche che nectoniche (Hemminga e Duarte, 2000). Le praterie a fanerogame marine rappresentano un tipico esempio di quello che Rountree e Able (2007) definiscono come "ecological habitat". In particolare, per quanto riguarda la fauna nectonica gli habitat a prateria supportano elevate abbondanze e biomasse ittiche (Mainardi *et al.*, 2002, 2004, 2005; Franco *et al.*, 2004, 2006a, 2006b). Inoltre, l'importanza conservazionistica delle praterie di fanerogame, è rafforzata dal fatto che ospitano alcune specie minacciate, come i cavallucci marini *Hippocampus hippocampus* e *H. guttulatus* (IUCN, 2009).

2.1 Modelli di distribuzione dell'habitat

Al concetto di habitat sono associate molte definizioni simili tra loro ma non identiche, che insieme formano un complesso "concept cluster" che, sebbene difficilmente enunciabile con precisione, è facilmente comprensibile anche dall'opinione pubblica (Morrison e Hall, 2002). Una definizione

operativa, largamente condivisa, che può essere adottata è la seguente: “L’habitat di una certa specie può essere definito come lo spazio fisico (e le condizioni biotiche e abiotiche che lo caratterizzano) dove tale specie risiede, trova rifugio e si riproduce” (Dodson *et al.*, 1998, Morrison e Hall, 2002). Gli spazi fisici degli habitat sono quindi in genere caratterizzati da determinati intervalli di condizioni e risorse e sono solitamente individuabili sulla base di caratteristiche fisiche o biologiche dominanti. Per stabilire se un habitat è più o meno idoneo ad una data specie bisogna stabilire se presenta condizioni appropriate per la persistenza di individui e popolazioni. Morrison e Hall (2002) definiscono questa proprietà come “*habitat quality*”. Dal punto di vista degli organismi, quindi, l’habitat può essere definito sulla base delle condizioni più favorevoli alla specie. Rountree e Able (2007), ad esempio, definiscono l’“*organismal habitat*” come l’insieme di condizioni e risorse necessario agli individui per lo svolgimento del loro ciclo biologico.

L’identificazione e la localizzazione degli habitat di specie di particolare interesse rappresenta un importante contributo della ricerca scientifica nel supportare le decisioni gestionali. Uno degli approcci più popolari per individuare gli habitat è quello di sviluppare modelli di distribuzione degli habitat (Guisan e Zimmerman, 2000). In realtà, lo studio della distribuzione degli organismi è sempre stato un elemento centrale in ecologia (Guisan e Thuiller, 2005), che i biogeografi e gli ecologi hanno cercato di affrontare attraverso la descrizione delle relazioni esistenti tra le condizioni ambientali e le specie (Guisan e Zimmerman, 2000). Presto, lo studio di queste relazioni si è tradotto in una quantificazione delle loro entità, attraverso un approccio modellistico (Araujo e Guisan, 2006). Infatti, all’inizio degli anni 90 la diffusione di nuove tecnologie ha rivoluzionato questo settore dell’ecologia quantitativa. La diffusione di strumenti GIS a basso costo e facilmente accessibili, abbinati all’evoluzione delle tecniche statistiche e alla computer science, ha aumentato le potenzialità di questo tipo di modelli, accelerandone ulteriormente la propagazione (Guisan e Zimmerman, 2000; Guisan e Thuiller, 2005). Queste nuove applicazioni hanno improvvisamente reso obsolete le rappresentazioni delle distribuzioni delle specie fatte con mappe omogenee e bordi netti, stimolando dibattiti sulle scale spaziali e temporali più adatte per le osservazioni dei pattern di distribuzione (Goodchild, 2002). Le sintesi fatte da Guisan e Zimmerman (2000) e Scott *et al.* (2002) forniscono un quadro esaustivo dell’evoluzione delle ricerche condotte nella fase compresa tra il 1990 e il 2000.

A partire dai primi anni 2000, la produzione scientifica sull’argomento ha continuato ad espandersi, rendendo per certi versi ancora più difficile fornire dei quadri sintetici. Tuttavia, in questo periodo sono emersi chiaramente alcuni temi di carattere generale che affrontano le principali problematiche di questo tipo di modelli. Queste problematiche sono sia di carattere tecnico che teorico. Nella prima categoria ricade la necessità di stabilire i criteri per scegliere il tipo di dati più adatti o come debbano essere condotti i rilievi di distribuzione delle specie oggetto di indagine (Hirzel e Guisan, 2002; Vaughan e Omerod, 2003; Bergman *et al.*, 2004; Guisan *et al.*, 2006; Loiselle *et al.*, 2007), quali siano le tecniche più idonee a modellare le distribuzioni delle specie (Meynard *et al.*, 2000; Elith *et al.*, 2006, 2008, 2009; Randin *et al.*, 2006; Johnson e Gillingham, 2008), come debbano essere valutati i modelli (Elith *et al.*, 2002; Vaughan e Omerod, 2003; Barry e Elith, 2005; Austin *et al.*, 2006; Jimenez Valverde *et al.*, 2008) e se la loro applicazione sia trasferibile nello spazio e nel tempo (Graf *et al.*, 2006; Randin *et al.*, 2006; Strauss e Biedermann, 2007; Sundblad *et al.*, 2007; McAlpine *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2009; Zanini *et al.*, 2009). Le più importanti questioni di tipo teorico, invece, si focalizzano sulla formalizzazione di questo tipo di strumenti, per definire cosa rappresentino questi modelli dal punto di vista ecologico (Guisan e Zimmerman, 2005; Araujo e Guisan, 2006), in modo da poter sviluppare delle procedure generali per assicurare a chi sviluppa i modelli di costruire degli strumenti ecologicamente robusti (Austin *et al.*, 2006).

3. MATERIALI E METODI

3.1 Sviluppo di modelli di distribuzione dell'habitat

I modelli di distribuzione dell'habitat, o *Species Distribution Models* (SDM) o *Habitat Suitability Models* (HSM) si basano sulla quantificazione delle relazioni esistenti tra la distribuzione delle specie e i parametri ambientali (qualsiasi fattore biotico o abiotico che ne influenzi la distribuzione). Solitamente sono costruiti come semplici modelli empirici (Guisan e Thuiller, 2005). Una volta messi a punto permettono di generare mappe che descrivono l'habitat potenziale di una specie, cioè l'insieme delle condizioni ambientali che assicurano alla specie di soddisfare i propri requisiti vitali minimi, in modo che a livello di popolazione possa essere garantito che i tassi di natalità siano maggiori o uguali a quelli di mortalità (Araujo e Guisan, 2006).

In generale, la maggior parte delle pubblicazioni che propongono lo sviluppo e l'applicazione di modelli di distribuzione è incentrata su specie terrestri, ma sono in costante aumento anche le applicazioni sviluppate per gli ambienti acquatici. Tra queste possono essere citate quelle mirate alla modellazione di specie di interesse per la conservazione (come ad esempio in Kameyama *et al.*, 2007), o per risorse di interesse per la pesca (Vaz *et al.*, 2008), alcune delle quali specifiche per ambienti di transizione dell'Adriatico settentrionale (ad es. Vincenzi *et al.*, 2006a, 2006b, 2007; 2011; Zucchetta *et al.*, 2010). Inoltre, negli ultimi anni sono stati proposti anche modelli di distribuzione per specie di fanerogame marine in aree di transizione o costiere (Bakranpetricioli *et al.*, 2006; Valle *et al.*, 2011; 2013; 2014; Hattab *et al.*, 2014; Misson *et al.*, 2014; Vacchi *et al.*, 2014).

3.2 Algoritmo utilizzato

Dal momento che non esiste una tecnica statistica ottimale per sviluppare SDM (Qiao *et al.*, in stampa), è necessario stabilire l'approccio più adatto caso per caso, bilanciando accuratamente tra semplicità e flessibilità dell'algoritmo selezionato (Merow *et al.*, 2014).

In seguito ad una fase esplorativa e tenendo conto delle esperienze pregresse, la tecnica statistica adottata è quella del *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001). Il principio fondamentale su cui si basa questa tecnica è uno degli elementi fondamentali di tutto il *machine learning* o *statistical learning* (Hastie *et al.*, 2001) e cioè che è più facile calibrare un modello stabilendo molte regole deboli, piuttosto che una sola regola forte. Queste tecniche sono interamente guidate dai dati e, nel caso i modelli siano guidati da una variabile di risposta, allora si tratta di *supervised learning* (Hastie *et al.*, 2001).

Nel *machine learning* un albero di decisione (CART - *Classification And Decision Tree*) è un modello predittivo (di classificazione o di regressione), dove ogni nodo interno rappresenta una variabile, un arco verso un nodo figlio rappresenta un possibile valore per quella variabile e una foglia il valore predetto per la variabile di risposta.

Un algoritmo di *random forest* consiste in molti alberi di decisione, la cui risposta è data dalla combinazione delle previsioni dei singoli alberi (Breiman, 2001). Gli alberi sono creati selezionando un subset del dataset di calibrazione, e poi combinati seguendo una procedura di *bagging* (*bootstrap aggregating*). L'approccio *Random Forest* (RF), quindi, si basa sullo sviluppo di un certo numero di alberi (*ntree*), ognuno calibrato considerando solamente un certo numero di variabili (*mtry*), estratte a caso tra tutte quelle candidate. Al contrario di approcci classici di regressione, nei quali la relazione tra variabile di risposta e predittori è inizialmente specificata (ad esempio lineare, quadratica ecc.), nel caso dei metodi basati sui RF non c'è nessuna ipotesi a priori sulla forma della relazione ed un insieme di regole è costruito sui predittori. Le elevate capacità predittive di questa tecnica, evidenziata in alcuni studi comparativi (Prasad *et al.*, 2006), così come per altre tecniche

analoghe derivate dal *machine learning* (Elith e Graham, 2009), sta contribuendo ad una rapida diffusione delle sue applicazioni in campo ecologico (ad es.: Garzon *et al.*, 2006).

3.2.1 *Schema di analisi*

Per le finalità di questa attività di monitoraggio, la fase di sviluppo dei modelli di distribuzione delle fanerogame è stata affrontata considerando indipendentemente le specie oggetto di studio. Quindi, sono stati calibrati tre modelli, ognuno dei quali sfrutta le informazioni di presenza/assenza di ciascuna specie. I risultati dei modelli sono stati analizzati per valutare l'effetto delle condizioni ambientali sulla distribuzione in maniera indipendente per le tre specie, e in maniera combinata, in modo da valutare gli effetti della variabilità ambientale sulle praterie a fanerogame marine.

Il dominio spaziale adottato è quello della griglia non strutturata usata per le simulazioni idrodinamiche effettuate nell'ambito delle fasi precedenti di questo Studio (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014b; Figura 1) dal dipartimento ICEA dell'Università di Padova. Di conseguenza è stato necessario adattare le informazioni sulla distribuzione delle fanerogame marine e dei parametri abiotici su questa griglia spaziale. In Figura 2 è riportato un esempio di adattamento delle informazioni sulla distribuzione di *C. nodosa* osservata nel 2010 (MAG. ACQUE - SELC, 2011; MAG. ACQUE - CORILA, 2012; Curiel *et al.*, 2014) e adattata alla griglia spaziale usata per le simulazioni idrodinamiche che descrivono la circolazione idrodinamica nella configurazione successiva all'installazione delle opere alle bocche di porto. Analogamente all'esempio riportato, ciascun elemento della griglia del modello idrodinamico è stato classificato in relazione alla presenza o assenza delle tre specie oggetto di indagine, indipendentemente dalla dimensione dell'elemento stesso e dalla superficie delle patch di prateria eventualmente presenti. Questo significa, come è evidente nell'esempio di Figura 2, che un elemento della griglia può essere classificato come area di presenza per una delle specie, anche se questa occupa una porzione molto piccola dell'elemento della griglia.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

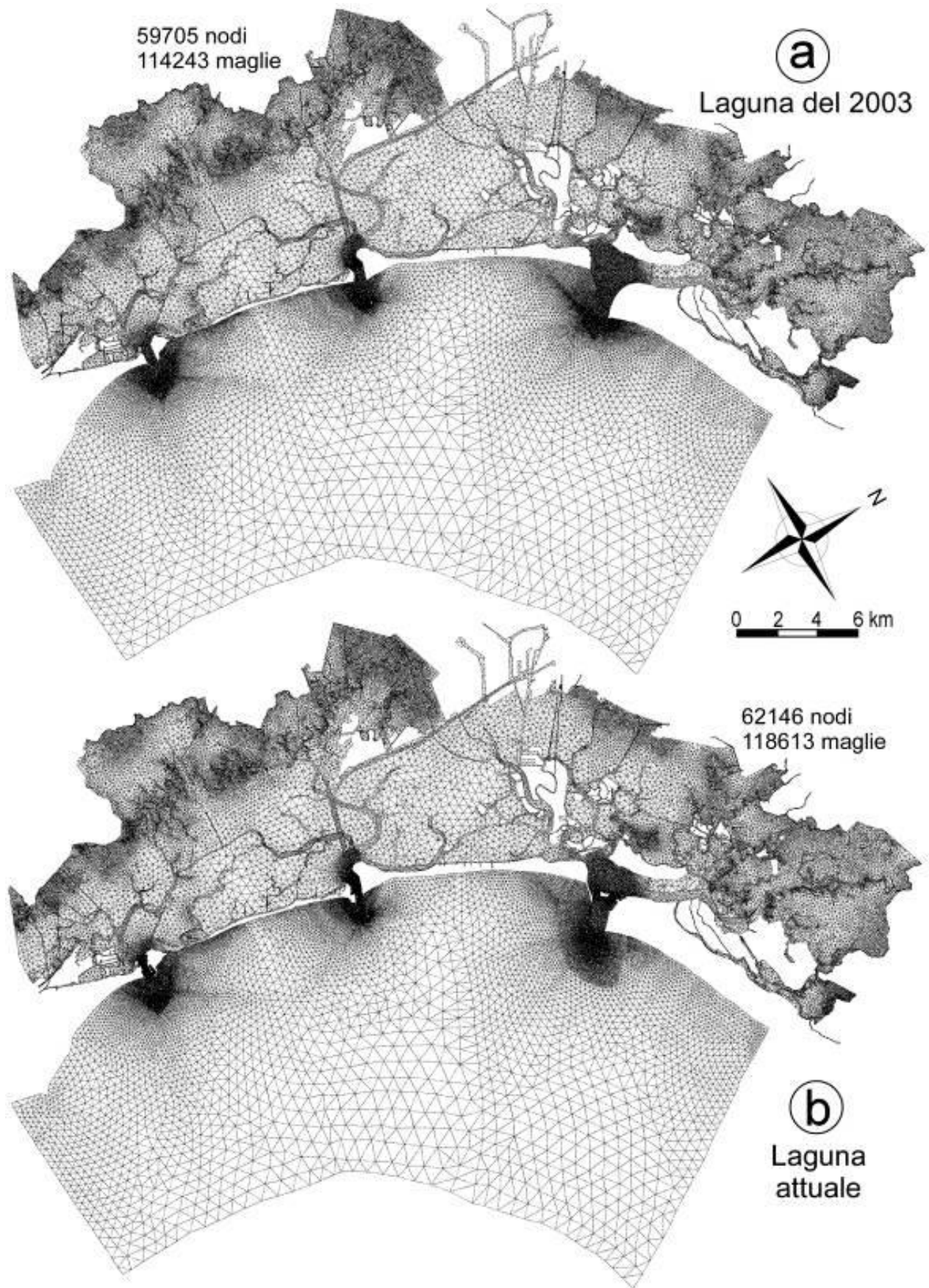


Figura 1. Reticolo di calcolo rappresentativo della configurazione della laguna di Venezia del 2003 (a) e della configurazione attuale della laguna (b) (da MAG. ACQUE - CORILA, 2013).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

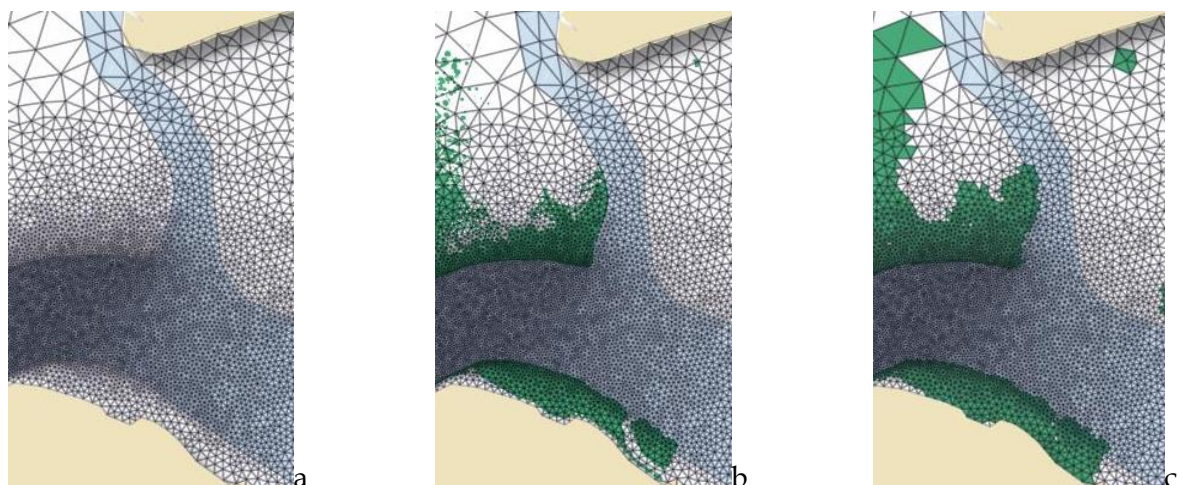


Figura 2. Dettaglio della bocca di porto di Lido in cui è rappresentata la griglia non strutturata utilizzata come base per le analisi (a); la distribuzione di *C. nodosa* osservata nel 2010 (b; verde: presenza); la classificazione degli elementi della griglia come presenza/assenza di *C. nodosa* nel 2010 (c; verde: presenza).

La procedura che ha portato allo sviluppo del modello di distribuzione per ciascuna delle tre specie oggetto di studio può essere schematizzata nei seguenti punti:

- Estrazione dei dati relativi alle variabili ambientali in maniera indipendentemente per il 2004 (fase *ante operam*) e il 2010 (configurazione corrente della morfologia delle bocche di porto). In realtà non è possibile individuare un anno rappresentativo dell'attuale morfologia in cui siano disponibili tutte le informazioni necessari alla calibrazione dei modelli di distribuzione. Per questo motivo è stato necessario effettuare una scelta di compromesso mettendo assieme la distribuzione delle praterie osservata nel 2010 (ultimo anno per cui è disponibile una mappatura a scala lagunare; MAG. ACQUE - SELC, 2011; Curiel *et al.*, 2014) con la morfologia e idrodinamica relativa alla situazione del 2012 (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014b) e altri parametri raccolti soprattutto nel 2010 (si veda Tabella 1). Nel proseguimento del rapporto ci si riferirà alla situazione attuale come al 2010.
- In seguito è stata effettuata la sovrapposizione, sulle stesse griglie spaziali delle informazioni di presenza/assenza di ciascuna specie, seguendo lo schema di Figura 2.
- Integrazione dei dati estratti in un database unico (2004 e 2010), successivamente suddiviso in diversi sottoinsiemi di dati, necessari per lo sviluppo e valutazione del modello di distribuzione. In particolare, 10'000 osservazioni (di presenza/assenza delle tre specie e le relative informazioni sulle condizioni ambientali) estratte casualmente sono state impiegate per ottimizzare i parametri *mtry* e *ntree* (cfr. par. 3.2) dell'algoritmo random forest; 10'000 osservazioni sono state estratte casualmente per selezionare le variabili da includere nel modello, attraverso il confronto di 9 formulazioni alternative di crescente complessità; 10'000 osservazioni sono state impiegate per testare le capacità predittive dei modelli sviluppati considerando le formulazioni alternative; 10'000 osservazioni sono state usate per calibrare il modello vero e proprio, seguendo la formulazione ottimale; le rimanenti 125'000 (circa) osservazioni sono state usate esclusivamente a scopo di validazione (vedi par. 3.4), attraverso la verifica delle capacità predittive del modello rispetto ad un dataset indipendente.
- I modelli calibrati sono stati analizzati (analisi di sensitività; peso e ruolo delle variabili ambientali), per capire in che modo le relazioni statistiche leghino le condizioni ambientali alla presenza delle specie.

- Il modello di ciascuna specie è stato applicato usando i valori dei parametri ambientali (relativi al 2004 e al 2010) di tutti gli elementi della griglia spaziale non strutturata come input, in modo da produrre mappe di distribuzione attesa (probabilità di presenza e predizione di presenza) sulla base delle condizioni ambientali.

I risultati relativi a ciascuna specie sono stati integrati per fornire più in generale valutazioni dell'idoneità delle condizioni ambientali nei confronti delle praterie a fanerogame marine. La combinazione è avvenuta stimando la probabilità di presenza della prateria come il valore massimo della probabilità di presenza delle tre specie in ogni elemento della griglia spaziale, mentre la presenza è stata attribuita alle maglie della griglia se almeno una delle specie è stimata essere presente in quell'elemento.

3.3 Base di dati

Sulla base di una iniziale revisione delle informazioni disponibili, sia relativa alla distribuzione delle fanerogame marine che riguardo la disponibilità di dati sulle variabili che descrivono le condizioni ambientali, sono state individuate due finestre temporali prese come riferimento per descrivere la situazione antecedente e successiva alla realizzazione delle opere alle bocche di porto. Tali riferimenti temporali sono stati identificati nel 2004 (*ante operam*) e 2010 (*post operam*). Al fine di coprire l'intero range di variabilità delle condizioni ambientali che possono essere osservate nel bacino lagunare, i modelli di distribuzione delle tre specie di fanerogame marine sono stati sviluppati utilizzando osservazioni per l'intero bacino. Tuttavia, considerando le finalità specifiche di questa attività, solamente i risultati relativi alle aree maggiormente influenzate dalle zone di cantiere sono stati analizzati e saranno presentati in questo documento.

3.3.1 Distribuzione delle fanerogame marine

Le informazioni sulle distribuzioni delle fanerogame marine sono state estratte indipendentemente per i due periodi di riferimenti (2004 e 2010) e per ciascuna specie. Il confronto tra la mappatura prodotta nell'ambito dei monitoraggi dei cantieri e la rappresentazione basata sull'utilizzo della griglia dei modelli idrodinamici è presentata in Figura 3 (2004) e Figura 4 (2010) per *C. nodosa*; in Figura 5 (2004) e Figura 6 (2010) per *N. noltii*; in Figura 7 (2004) e Figura 8 (2010) per *Z. marina*.

In Figura 9 (2004) e in Figura 10 (2010) sono rappresentate le distribuzioni di praterie espresse come presenza/assenza indipendentemente dalla specie e la risultante trasposizione delle informazioni sulla base spaziale adottata per la calibrazione dei modelli di distribuzione dell'habitat (domino spaziale del modello idrodinamico usato nelle fasi B/7, B/8 e B/9 dello Studio B.6.72; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b). Oltre alle differenti distribuzioni nelle tre bocche di porto, è possibile osservare la generalizzazione dei pattern di distribuzione, e la perdita dell'informazione della variabilità a piccola scala, soprattutto in corrispondenza di praterie di piccole dimensioni. Questo fenomeno è legato al fatto che la griglia utilizzata dal modello idrodinamico è caratterizzata da maglie di maggiori dimensioni in corrispondenza delle zone di bassofondo, che rappresentano la tipologia di fondale più rilevante per quanto riguarda l'indagine della distribuzione delle fanerogame marine. Tra le conseguenze di queste caratteristiche del supporto spaziale adottato, c'è una diminuita capacità di evidenziare differenze di distribuzione in diversi momenti temporali, se le variazioni delle praterie sono piccole in termini di estensione. Ad esempio, se si confronta la distribuzione di *N. noltii* osservata nella bocca di porto di Chioggia nel 2004 (Figura 5 a) con quella osservata nella stessa area nel 2010 (Figura 6 a) risulta abbastanza evidente una differente configurazione spaziale tra le due situazioni. Confrontando la distribuzione di *N. noltii* nel 2004 (Figura 5 b) e nel 2010 (Figura 6 b) nella stessa area, usando la griglia del modello idrodinamico come supporto spaziale, si può

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

notare come le differenze risultino meno marcate. È necessario sottolineare che queste differenti rappresentazioni sono in linea con le assunzioni fatte per lo sviluppo del modello, dato che è stato deciso di sfruttare esclusivamente informazioni di presenza/assenza e non variabili quantitative (come copertura, densità o biomassa) per descrivere la distribuzione delle tre specie in esame.

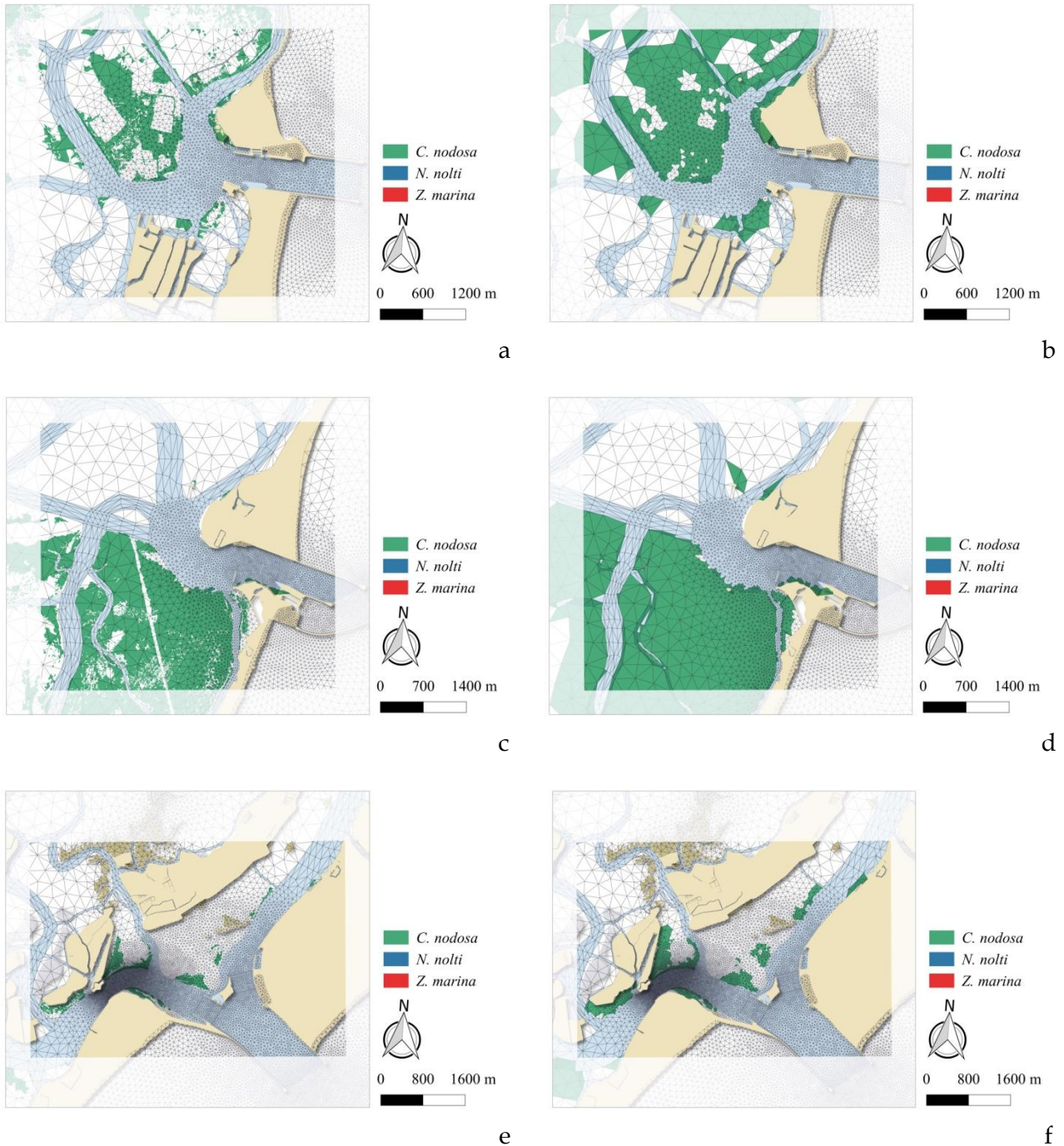


Figura 3. Distribuzione di *C. nodosa* nel 2004 osservata in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

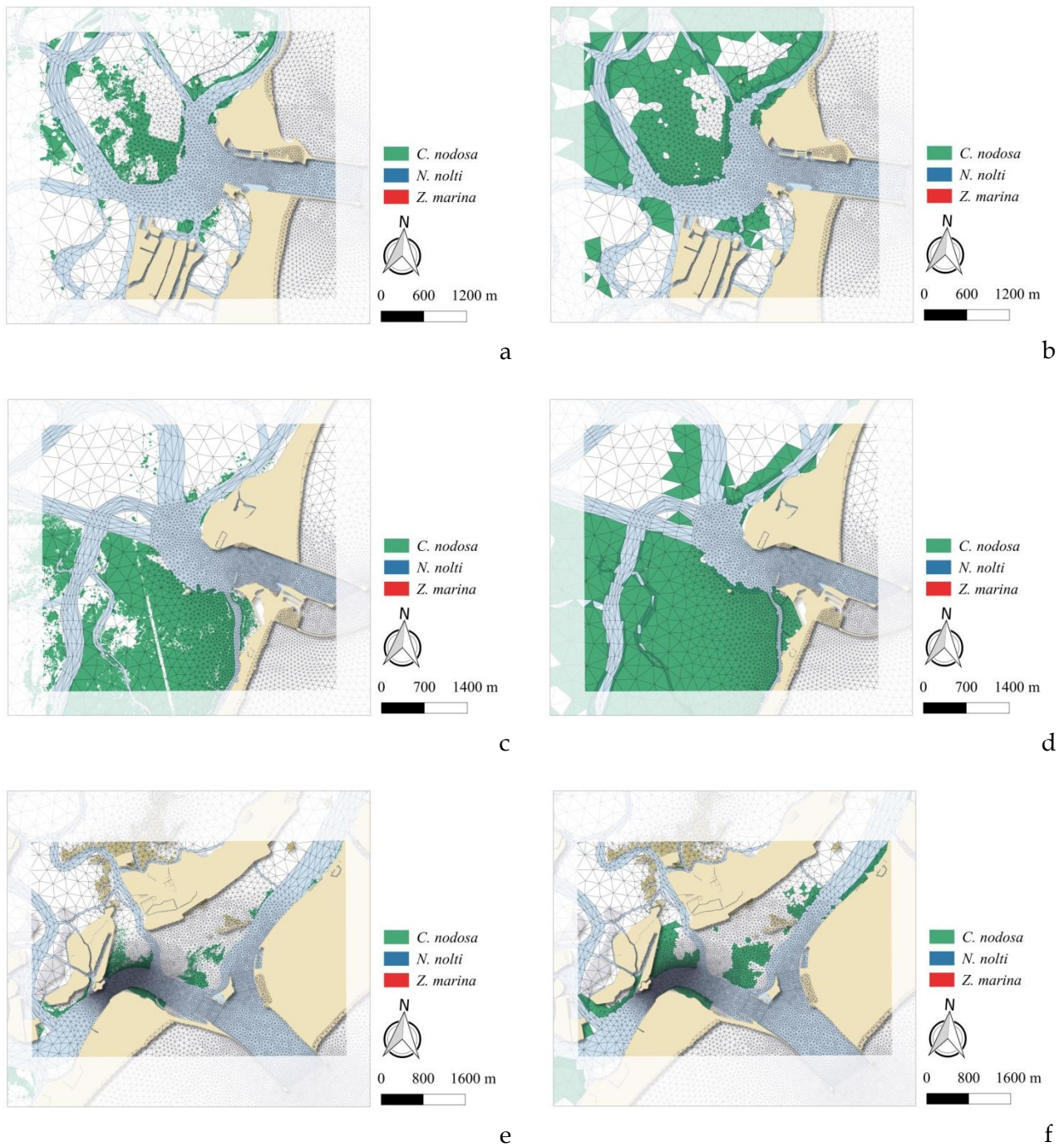


Figura 4. Distribuzione di *C. nodosa* nel 2010 osservata in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f)

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

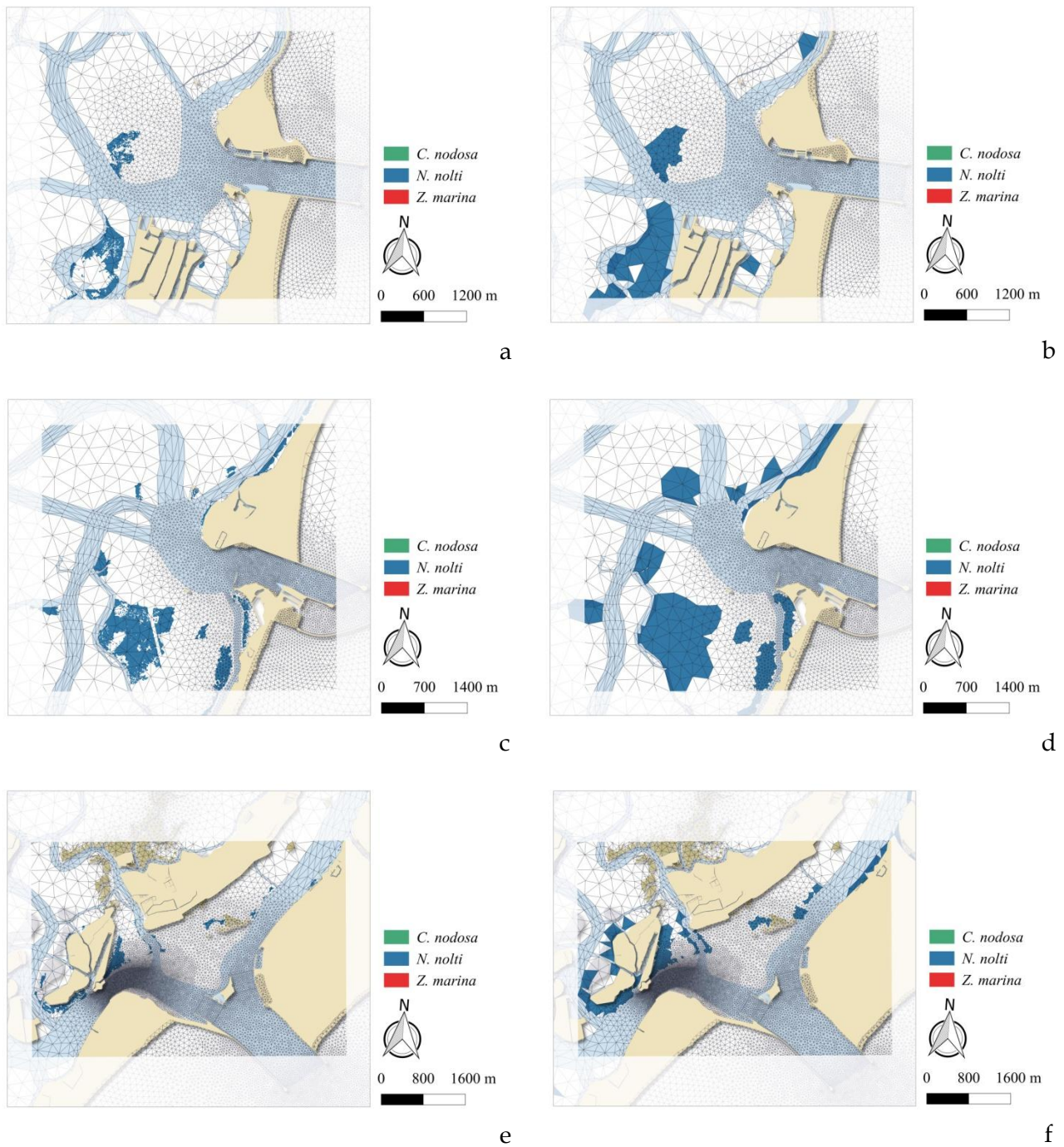


Figura 5. Distribuzione di *N. noltii* nel 2004 osservata in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

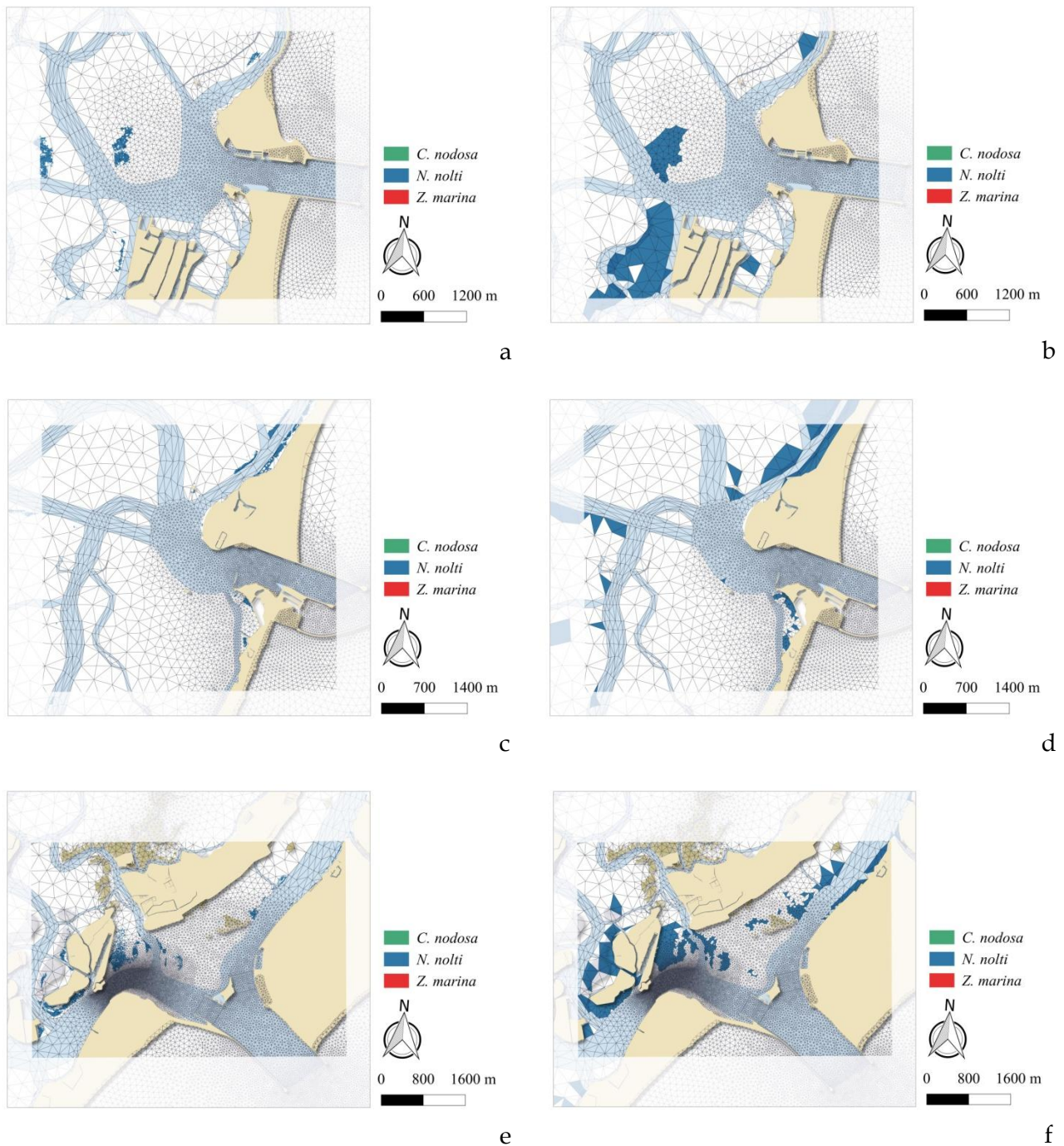


Figura 6. Distribuzione di *N. noltii* nel 2010 osservata in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

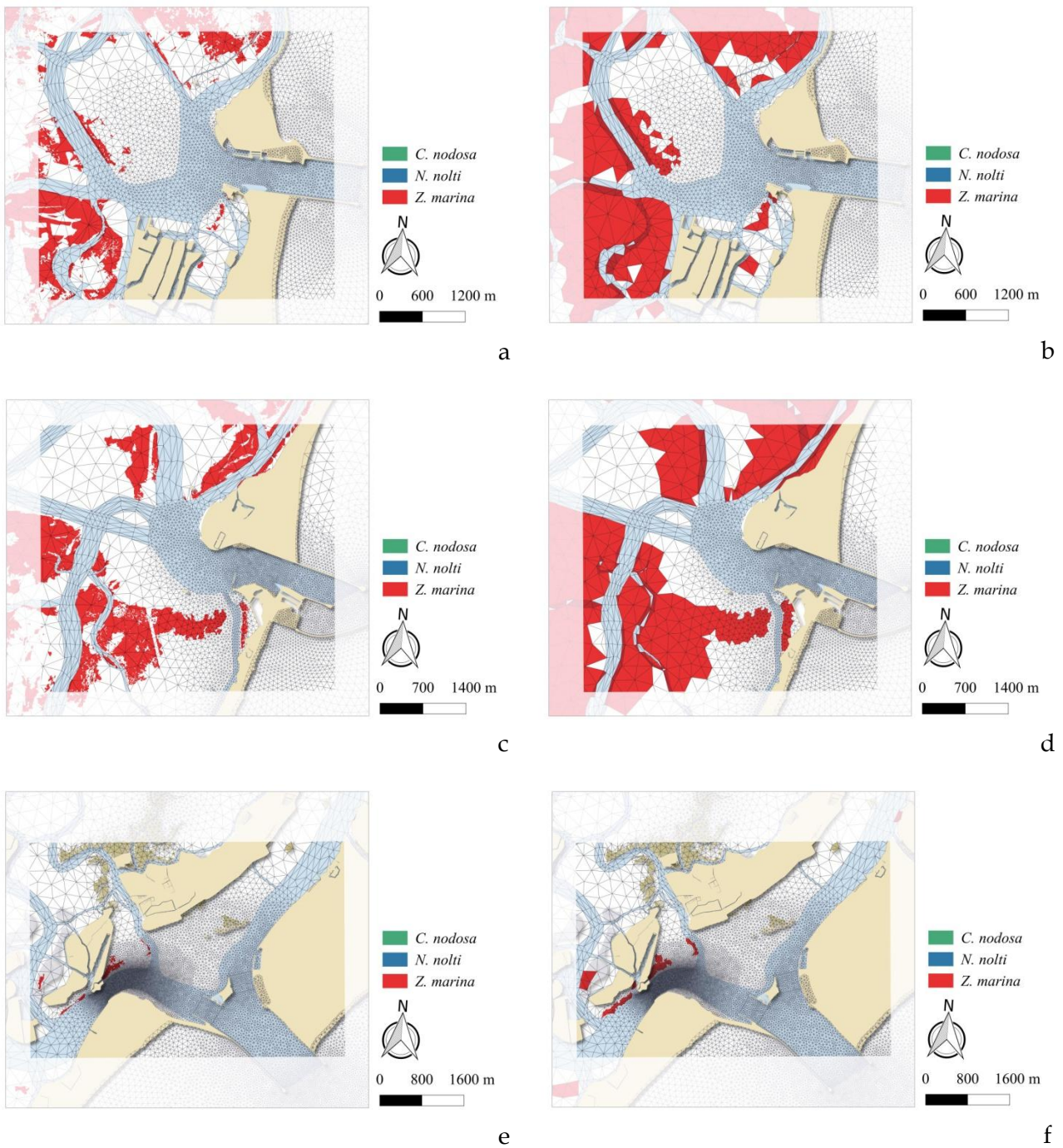


Figura 7. Distribuzione di *Z. marina* nel 2004 osservata in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

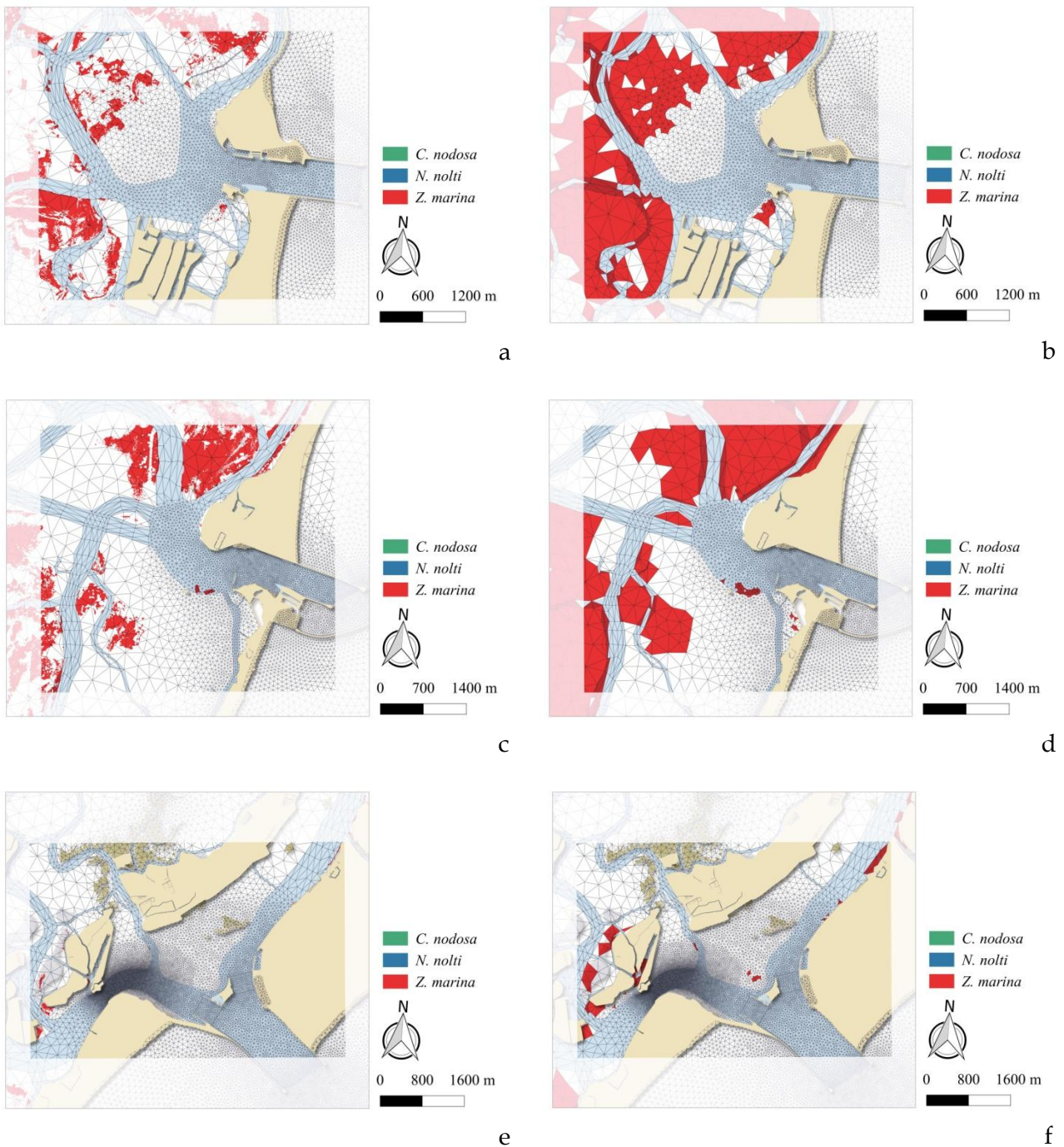


Figura 8. Distribuzione di *Z. marina* nel 2010 osservata in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

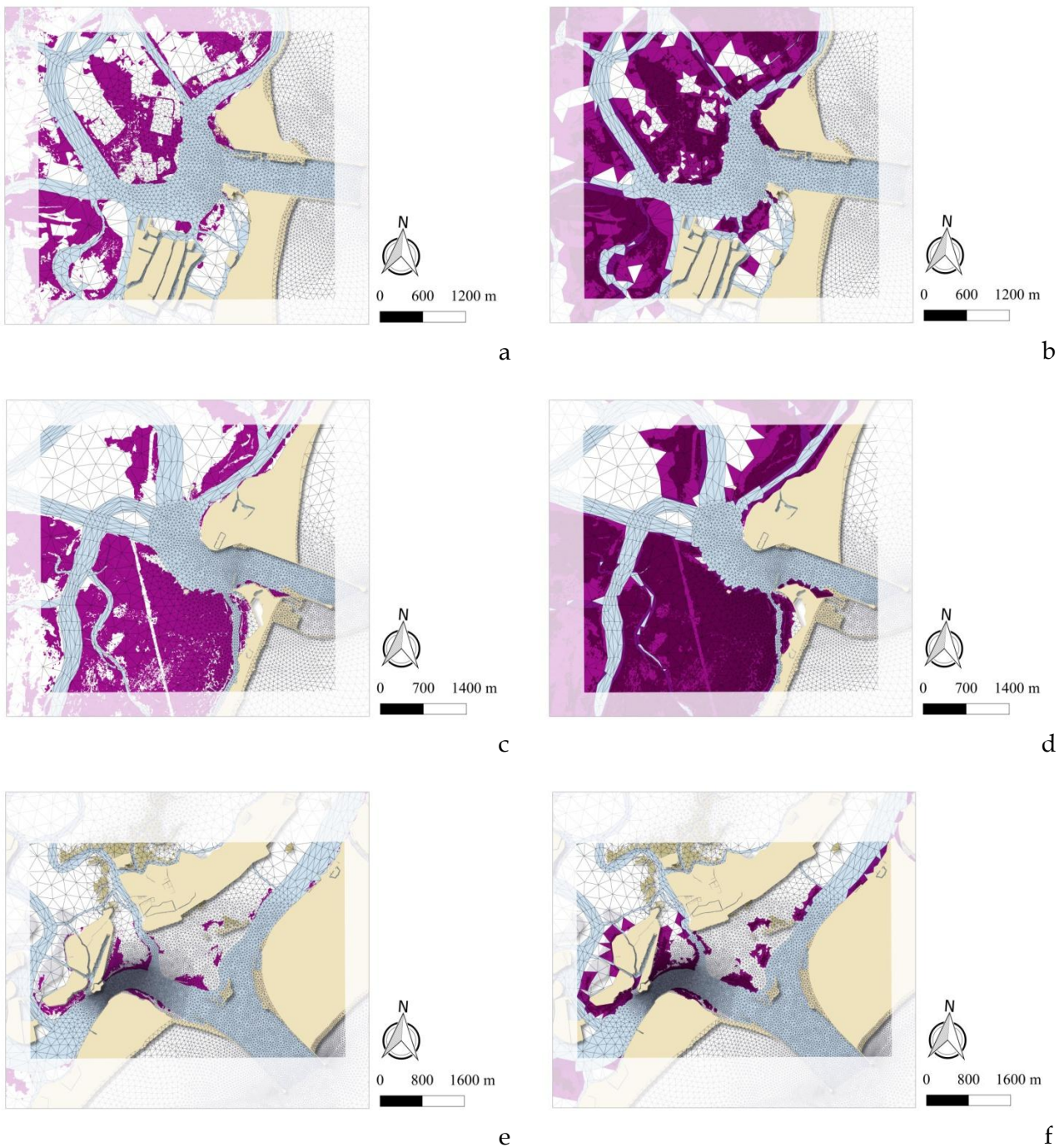


Figura 9. Distribuzione delle praterie di fanerogame osservata nel 2004 in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

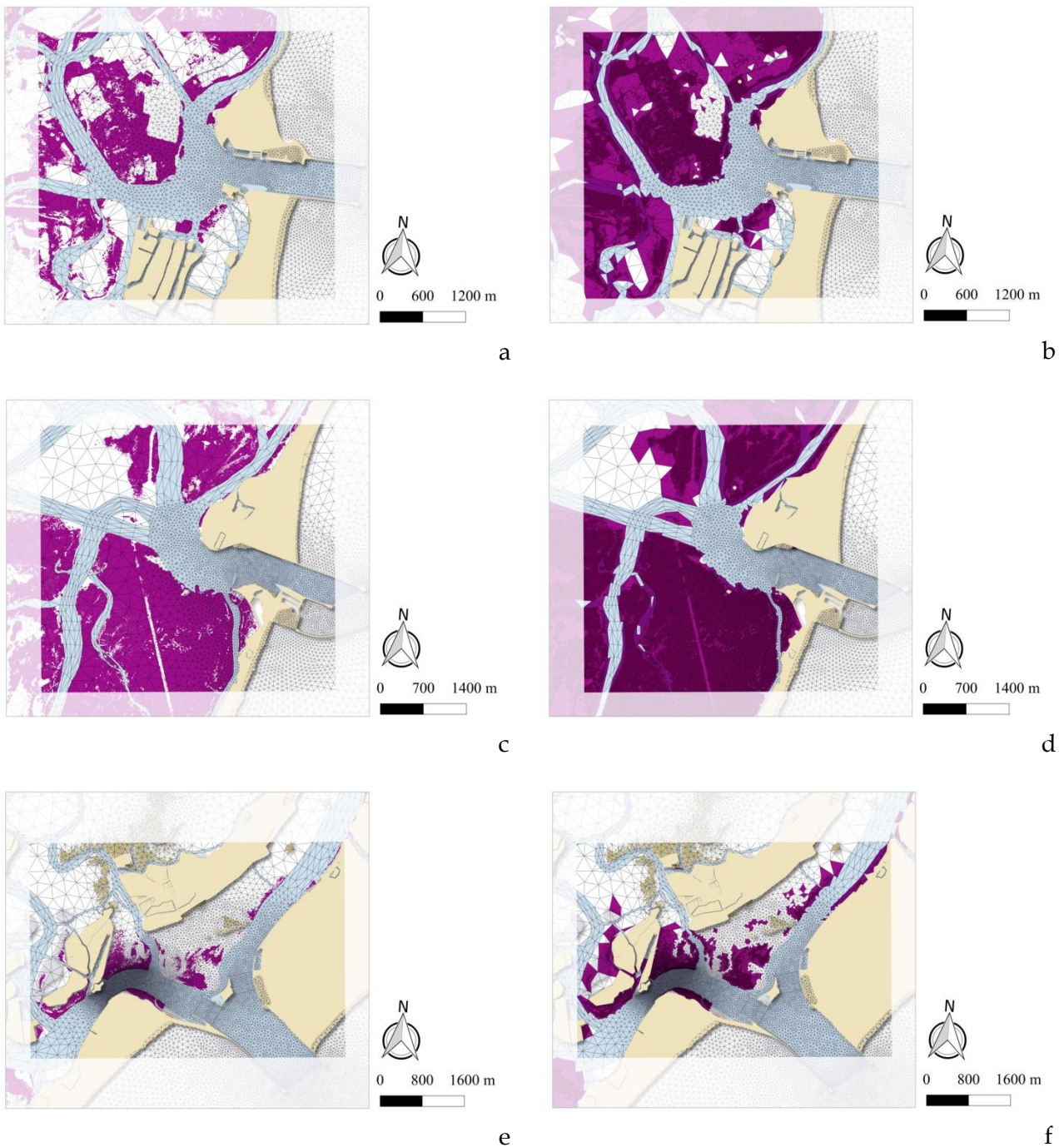


Figura 10. Distribuzione delle praterie di fanerogame osservata nel 2010 in campo nelle zone delle bocche di Chioggia (a), Malamocco (c) e Lido (e) e adattata alla griglia del modello idrodinamico nelle zone delle bocche di Chioggia (b), Malamocco (d) e Lido (f).

3.3.2 *Caratterizzazione ambientale*

La caratterizzazione delle condizioni ambientali necessaria per la calibrazione dei modelli di distribuzione è basata su tre elementi.

- 1) Struttura fisica delle zone delle bocche di porto come rappresentata nel modello idrodinamico sviluppato nelle fasi precedenti di questo Studio. Per ciascun elemento della griglia è stata estratta la profondità, impiegata anche per descrivere altre caratteristiche, come la pendenza,

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

l'esposizione all'aria e l'orientamento (Tabella 1). Non essendo disponibile una batimetria aggiornata al periodo 2010, la griglia del modello è stata adatta solamente in corrispondenza delle aree di cantiere, per rappresentare le profondità previste dal piano dell'Opera. Infatti, il dominio di calcolo del modello idrodinamico utilizzato nelle precedenti fasi di questo Studio, è stato modificato per tener conto della configurazione morfologica attuale, caratterizzata dalla costruzione delle opere accessorie per l'alloggiamento delle paratoie mobili, delle conche di navigazione e delle lunate (Studio B.6.72 - B/7, B/8 e B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b).

- 2) Condizioni idrodinamiche, quantificate attraverso l'analisi delle simulazioni del modello idrodinamico sviluppato dal Dipartimento ICEA dell'Università di Padova nell'ambito di questo Studio (B.6.72 - B/7, B/8 e B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b). Il modulo e la direzione della velocità della corrente e dello sforzo tangenziale al fondo sono state considerate per diverse fasi del ciclo di marea (marea entrante, uscente o intero ciclo; fase di sizigia e quadratura), considerando sia la situazione media che i valori massimi all'interno del ciclo di marea. In questo modo sono state estratte per ciascun elemento della griglia spaziale utilizzati i valori relativi a 72 variabili (Tabella 1).
- 3) Caratterizzazione delle principali proprietà dell'acqua e del fondale, sulla base delle informazioni delle diverse campagne di indagine condotte in laguna di Venezia nel periodo 2002 - 2011 (Tabella 1). Sfruttando le informazioni disponibili grazie ai numerosi monitoraggi che prevedevano la valutazione della qualità dell'acqua in laguna di Venezia, è stato possibile stimare per ciascun elemento della griglia i valori di salinità, torbidità, temperatura dell'acqua, granulometria dei sedimenti superficiali del fondale e concentrazione di DOC (carbonio organico disciolto), TDN (azoto totale disciolto) e TDP (fosforo totale disciolto). Queste ultime tre variabili sono state selezionate sulla base di un'analisi esplorativa che ha evidenziato l'elevato grado di cross-correlazione tra i diversi descrittori di nutrienti e sostanza organica. Nel caso dei descrittori di qualità dell'acqua, le informazioni erano disponibili per un numero limitato di punti rispetto agli elementi della griglia di base, e quindi si è proceduto all'interpolazione spaziale. L'interpolazione è stata effettuata tramite *ordinary kriging*, dopo aver modellato la dipendenza spaziale, rappresentata dal variogramma sperimentale, utilizzando la libreria "automap" (Hiemstra *et al.*, 2009) per il pacchetto software R (R core team, 2015). In maniera analoga sono stati interpolati dati di granulometria, espressi come percentuale di sabbia nel sedimento superficiale utilizzando informazioni rappresentative della situazione antecedente (MAG. ACQUE - Thetis, 2005; MAG. ACQUE - Selc, 2005) e successiva alla realizzazione degli interventi (ARPAV, 2012).

I valori estratti per la granulometria rappresentano una rappresentazione statica relativa al momento del rilievo delle informazioni in campo. Per DOC, TDN e TDP, i valori interpolati rappresentano i valori medi per il 2004 e 2010 (medie di campagne mensili). Per temperatura e salinità, invece, essendo importanti non solo il valore medio, ma anche la variabilità temporale e i valori estremi che si possono registrare nel tempo, sono state interpolate mappe dei valori medi, della deviazione standard, del 10° percentile (assunto come valore minimo) e del 90° (massimo) sulla base di informazioni mensili (Tabella 1).

Tabella 1. Tabella riassuntiva delle variabili ambientali considerate in questa attività.

Variabile	Descrizione	Periodo	Fonte
Batimetria [m]	Profondità degli elementi della griglia	2003 + modifiche alle bocche	ICEA - B.6.72 - B/7, B8 e B6.72 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Variabile	Descrizione	Periodo	Fonte
Pendenza [°]	Pendenza degli elementi della griglia	2003 e 2012	ICEA - B.6.72 - B/7, B8 e B6.72 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b; questo Studio
Orientamento [°]	Orientamento degli elementi della griglia rispetto al Nord	2003 e 2012	ICEA - B.6.72 - B/7, B8 e B6.72 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b; questo Studio
Esposizione all'aria [%]	% di tempo di esposizione all'aria di ciascun elemento della griglia	2003 e 2012	ICEA - B.6.72 - B/7, B8 e B6.72 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b; questo Studio
Granulometria del fondale	% sabbia	2002-2003 e 2011	MAG. ACQUE - Thetis, 2005; MAG. ACQUE - Selc, 2005; ARPAV, 2012
Velocità delle correnti [modulo - m/s e direzione - °] e sforzo tangenziale al fondo [intensità - Pa e direzione - °]	Variabili valutate per ciascun elemento considerando diversi fasi di marea e diverse momenti del ciclo mareale.		ICEA - B.6.72 - B/7, B8 e B6.72 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b
Incidenza [°]	Orientamento degli elementi rispetto alla direzione della corrente	2003 e 2012	ICEA - B.6.72 - B/7, B8 e B6.72 - B/9; MAG. ACQUE - CORILA, 2012, 2013; PROV. OO. PP. - CORILA, 2014b; questo Studio
Salinità [PSU]	Media, deviazione standard 10° e 90° percentile	2004 e 2010	MAG. ACQUE Sezione Anti Inquinamento - Monitoraggio continuo rete SAMANET; MAG. ACQUE - CVN Progetto MELa 1; MELa 3; MELa 4
Temperatura [°C]	Media, deviazione standard 10° e 90° percentile	2004 e 2010	MAG. ACQUE Sezione Anti Inquinamento - Monitoraggio continuo rete SAMANET; MAG. ACQUE - CVN Progetto MELa 1; MELa 3; MELa 4
Torbidità [FTU]	Valore medio annuale	2004 e 2010	MAG. ACQUE Sezione Anti Inquinamento - Monitoraggio continuo rete SAMANET; MAG. ACQUE - CVN Progetto MELa 1; MELa 3; MELa 4
DOC (Carbonio organico disciolto) [mg/l]	Valore medio annuale	2004 e 2010	MAG. ACQUE - CVN Progetto MELa 1; MELa 3; MELa 4; ARPAV, 2012
TDN (Azoto disciolto totale)	Valore medio annuale	2004 e 2010	MAG. ACQUE - CVN Progetto MELa 1; MELa 3; MELa 4; ARPAV, 2012
TDP (Fosforo disciolto totale)	Valore medio annuale	2004 e 2010	MAG. ACQUE - CVN Progetto MELa 1; MELa 3; MELa 4; ARPAV, 2012

3.4 Validazione dei modelli di distribuzione

I dataset indipendenti utilizzati per la validazione dei modelli sono stati usati per valutare le capacità predittive attraverso il calcolo di alcune statistiche comunemente usate per i modelli statistici binomiali. Queste statistiche sono:

- PCC: Percentuale di osservazioni correttamente classificate;
- Sensitivity: Percentuale di presenze correttamente classificate;
- Specificity: Percentuale di assenze correttamente classificate;
- AUC: Area sottesa dalla curva ROC (Receiver Operator Curve), che può essere interpretata come la probabilità di assegnare una probabilità di presenza più elevata ad un sito occupato rispetto ad uno non occupato.

3.4.1 Rilievi in campo

La situazione tipica che si deve affrontare durante lo sviluppo di modelli di distribuzione dell'habitat è quella di avere una descrizione delle condizioni ambientali ad altissima risoluzione spaziale rispetto alle informazioni disponibili per le risorse biotiche oggetto di studio. Questo è particolarmente evidente per le applicazioni relative agli ambienti terrestri, mentre in ambienti acquatici, e in particolare per le fanerogame marine, spesso ci si trova ad affrontare la situazione opposta: la mappatura della distribuzione delle specie è disponibile ad una risoluzione spaziale superiore rispetto a quella delle variabili ambientali. Anche nel caso delle fanerogame marine in laguna di Venezia, grazie ai monitoraggi condotti su tutta la laguna nell'ambito dei progetti MELa prima, e al monitoraggio delle bocche nell'ambito degli Studi B.6.72 poi, la distribuzione e dinamica di occupazione delle fanerogame marine è ben descritta per tutte e tre le bocche di porto. In particolare questa descrizione è caratterizzata da un dettaglio di definizione spaziale particolarmente elevato rispetto alle informazioni disponibili per le variabili strettamente associate con le praterie, come la granulometria, la salinità e la batimetria.

Per quantificare il livello di distanza della situazione rappresentata dai modelli di distribuzione delle tre specie di fanerogame, è stato deciso di sviluppare un approfondimento in campo per confrontare in maniera diretta la rappresentazione dei modelli con quella osservabile *in situ*.

Come descritto in precedenza, i modelli sono stati sviluppati interamente su variabili ambientali già esistenti, raccolti ed uniformati allo scopo di sintetizzare e valorizzare un importante patrimonio di conoscenze pregresse. Trattandosi, soprattutto per la parte abiotica, di dati con diverso grado di risoluzione e assunti in progetti con differenti finalità, ne consegue che le diverse informazioni usate non hanno il medesimo grado di omogeneità. Questo appare evidente soprattutto nel confronto con i dati delle praterie a fanerogame che sono caratterizzati invece da un elevato grado di dettaglio ed uniformità essendo stati assunti per diversi anni con le medesime metodologie nell'ambito del monitoraggio pluriennale alle bocche di porto.

Al fine di testare il grado di rappresentatività spaziale delle informazioni prodotte dai modelli, sono state predisposte due diverse attività di campo mirate a valutarne il grado di affidabilità. Una prima attività è stata effettuata nel 2014 e ha riguardato l'acquisizione di dati su praterie recentemente interessate da elevate dinamiche, mentre la seconda, svolta nel 2015, è stata indirizzata all'acquisizione di dati topografici georeferenziati di elevata precisione (D-GPS) correlati alle quote batimetriche e alle caratteristiche delle praterie in siti di margine di canale.

Le misure di campo hanno avuto lo scopo di focalizzare le dinamiche distributive delle fanerogame nelle aree della bocca di Lido più sensibili: quelle più superficiali che comportano

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

emersione e periodi di irraggiamento per le piante e quelle più profonde e di margine canale, dove sono molteplici i parametri che ne regolano la presenza o l'assenza (torbidità, inclinazione, idrodinamica, ecc.) rispetto a quanto si verifici, invece, nelle piane di marea, caratterizzate da variabili meno numerose e più stabili nel tempo.

Nello specifico, la parte di campo svolta nel 2014 ha avuto lo scopo di acquisire informazioni aggiornate e di dettaglio per le tre fanerogame nelle velme del Bacan dove, dalla mappatura dei primi anni 90, soprattutto negli ultimi anni sono avvenute significative variazioni di areali, in particolare per *Nanozostera noltii* (Figura 11). Le più interessanti dinamiche progressive si sono avute principalmente nell'area retrostante la nuova isola realizzata a supporto delle due serie di paratoie mobili dove si sono concretizzate nelle aree più profonde (circa 2 m) condizioni favorevoli all'espansione di *Cymodocea nodosa* e alla ricolonizzazione di *Zostera marina* (mancante dall'area dai rilievi del 1990) e di *Nanozostera noltii* in fregio ai bassi fondali dell'isola di S. Erasmo (Figura 12; PROV.V.OO.PP. - CORILA, 2015).

I rilievi di dettaglio in quest'area sono apparsi necessari per fornire al modello un quadro aggiornato delle tendenze in atto nella bocca di porto. Le attività in campo si sono svolte con le medesime modalità dei monitoraggi alle praterie a fanerogame delle tre bocche di porto (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014a, 2015), adottando una griglia di rilevamento dei dati più serrata e mirata alle aree a basso fondale dove negli ultimi anni erano stati rilevati segnali di ricolonizzazione da parte di *Nanozostera noltii*.

L'attività del 2015 è stata mirata all'approfondimento delle conoscenze sulle zone di bordo canale. La sua esecuzione è stata posticipata ai primi mesi del 2015 perché, per la scelta dei siti di indagine, era necessaria l'acquisizione e una prima valutazione delle variabili ambientali (in primis batimetrie e idrodinamica). I rilievi in campo hanno avuto lo scopo di a) acquisire dati topografici di elevata definizione geografica (D-GPS) della morfologia del sito (batimetria) e della tipologia della prateria sulle aree bordo canale e b) valutare il grado di affidabilità di alcune variabili ambientali pregresse (morfologia) soprattutto nei punti più critici per la presenza/assenza delle praterie a fanerogame come il margine dei canali.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

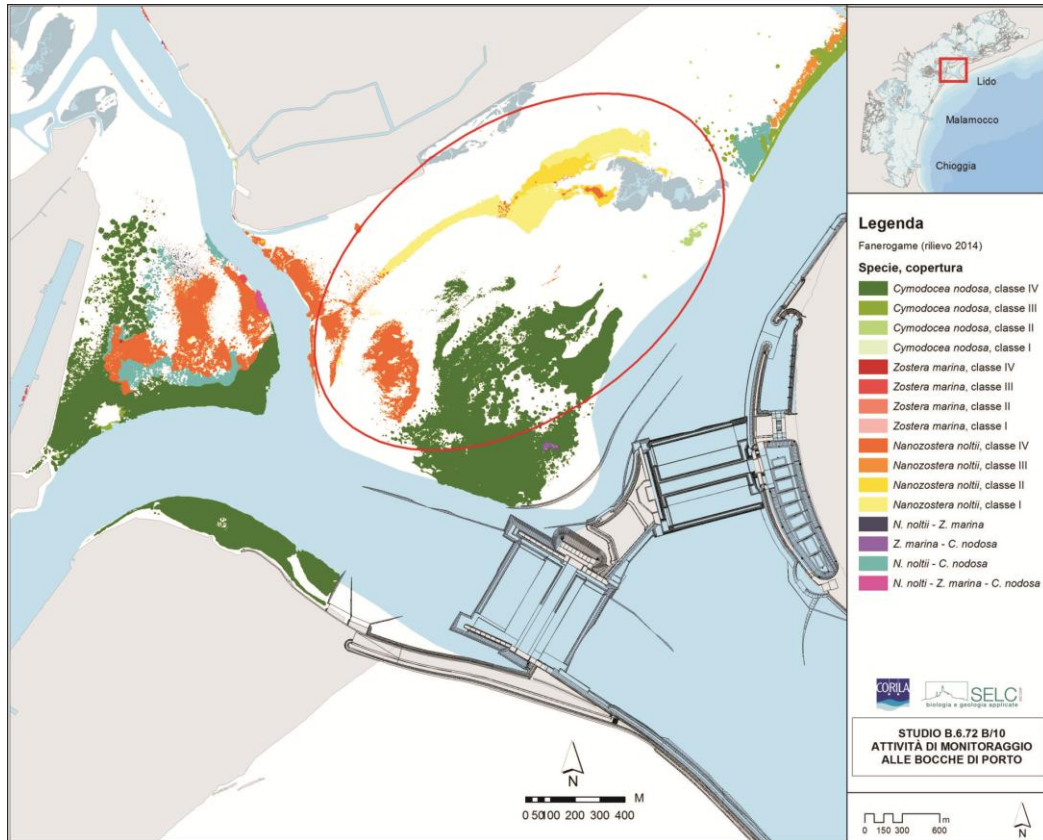


Figura 11. Area relativa ai rilievi di dettaglio alle praterie a fanerogame marine del 2014.

A seguito di alcune uscite preliminari, è stato possibile individuare una serie di possibili transetti che dalla prateria a medio-basso fondale si dirigevano perpendicolarmente verso il margine del canale. In fase di analisi dei dati abiotici e morfologici dei siti, i transetti sono stati ridotti a 4 tenendo conto della differente inclinazione (soprattutto sul canale) e differenti caratteristiche idrodinamiche (maggiore o minore velocità della corrente sul modello) (Figura 13).



Figura 12. Immagini delle praterie a *Nanozostera noltii* durante una fase di bassa marea nelle aree in fregio ai bassi fondali antistanti l'isola di S. Erasmo (zona retrostante al transetto B2).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

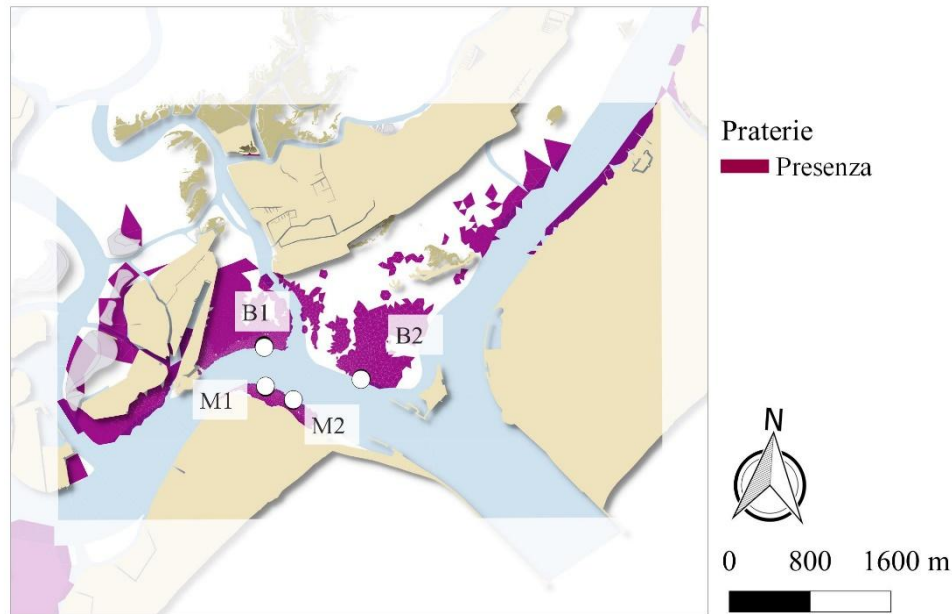


Figura 13. Localizzazione dei transetti.

Per il rilevamento D-GPS le attività in campo hanno richiesto un rilievo topografico e l'istituzione di un caposaldo.

Rilievo topografico

Il rilievo topografico è stato condotto nel mese di aprile 2015 mediante un sistema di posizionamento satellitare D-GPS in modalità differenziale stop&go. Tale modalità prevede l'utilizzo di due ricevitori che lavorano contemporaneamente: master (che staziona su di un punto di coordinate note o su di un punto di riferimento - caposaldo locale) e rover (che staziona su di un punto di coordinate incognite). La modalità stop&go prevede la registrazione continua dei dati provenienti da un set di satelliti, in almeno due ricevitori, per un periodo di tempo dipendente dal tipo di precisione ricercata e dal numero e dalle posizioni reciproche dei satelliti tracciati.

Le osservazioni continue sono memorizzate all'interno dei ricevitori GPS con intervalli di campionamento di 1 secondo. Il rilievo per ogni singolo punto di misura è stato protratto per almeno 15 secondi.

Per il rilievo GPS differenziale è stata utilizzata una coppia di ricevitori Ashtech Promark 3 a 14 canali indipendenti con antenna esterna del tipo Ashtech NAP100. Le prestazioni in rilievo statico sono le seguenti:

- precisione orizzontale: 0.012 m + 2,5 ppm;
- precisione verticale: 0.015 m + 2,5 ppm.

I dati registrati nella memoria interna dei ricevitori sono stati successivamente scaricati su personal computer e elaborati da un apposito programma (GNSS Solutions di Ashtech) che si occupa di determinare il vettore (baseline) che congiunge le stazioni coinvolte e permette di eseguire il post-processing dei dati in modo da restituire le coordinate e le quote dei vari punti della rete.

Prima dell'esecuzione del rilievo topografico dei punti di indagine, è stato istituito un caposaldo locale, all'interno dell'area di indagine, presso l'isola artificiale della teleguidata (East Gbfe 2315541,482; North Gbfe 5034948,644). Il collegamento a capisaldi della rete IGM95 è stato eseguito mediante una lunga sessione D-GPS in modalità statica differenziale utilizzando come stazione

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

master il caposaldo IGM Bk-08 (caposaldo di origine del sistema di coordinate di cantiere materializzato con borchia fissa sopra il bunker lato S. Nicolò; East Gbfe 2316407,025; North Gbfe 5034028,261) (Figura 14).

La trasformazione dalle coordinate ricavate dal rilievo GPS (WGS84) alle coordinate nel sistema di riferimento geodetico Roma40 a cui è associato il sistema cartografico Gauss-Boaga fuso Est con relativa quota geoidica (m s.l.m.m.) è stata eseguita utilizzando il software Verto3k dell'Istituto Geografico Militare Italiano utilizzando l'apposita porzione di grigliato associata al caposaldo IGM95 di riferimento.



Figura 14. Caposaldo locale temporaneo presso l'isola della teleguidata di Lido (sinistra) con dettaglio del ricevitore Ashtech Promark 3 (destra).

Rilievo delle misure lungo i transetti

Le misure in campo sono state eseguite mediante una imbarcazione che ha percorso i transetti prefissati scorrendo lungo una cima tesa precedentemente predisposta e fissata in modo stabile alle due estremità. Lungo i transetti della lunghezza di circa 20 metri, ad intervalli variabili di 0,5-1,0 m sono stati eseguiti degli stop dove sono state rilevate nel medesimo istante a) le coordinate D-GPS, b) la quota batimetrica, c) la presenza/assenza della fanerogama e d) il grado di copertura (quando presenti) utilizzando una telecamera verticale di ispezione al fondo (Figura 15 e Figura 16).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI



Figura 15. Rilievo stop&go da imbarcazione (sinistra) e immagine a videoterminale rilevata dalla telecamera subacquea al fondo.

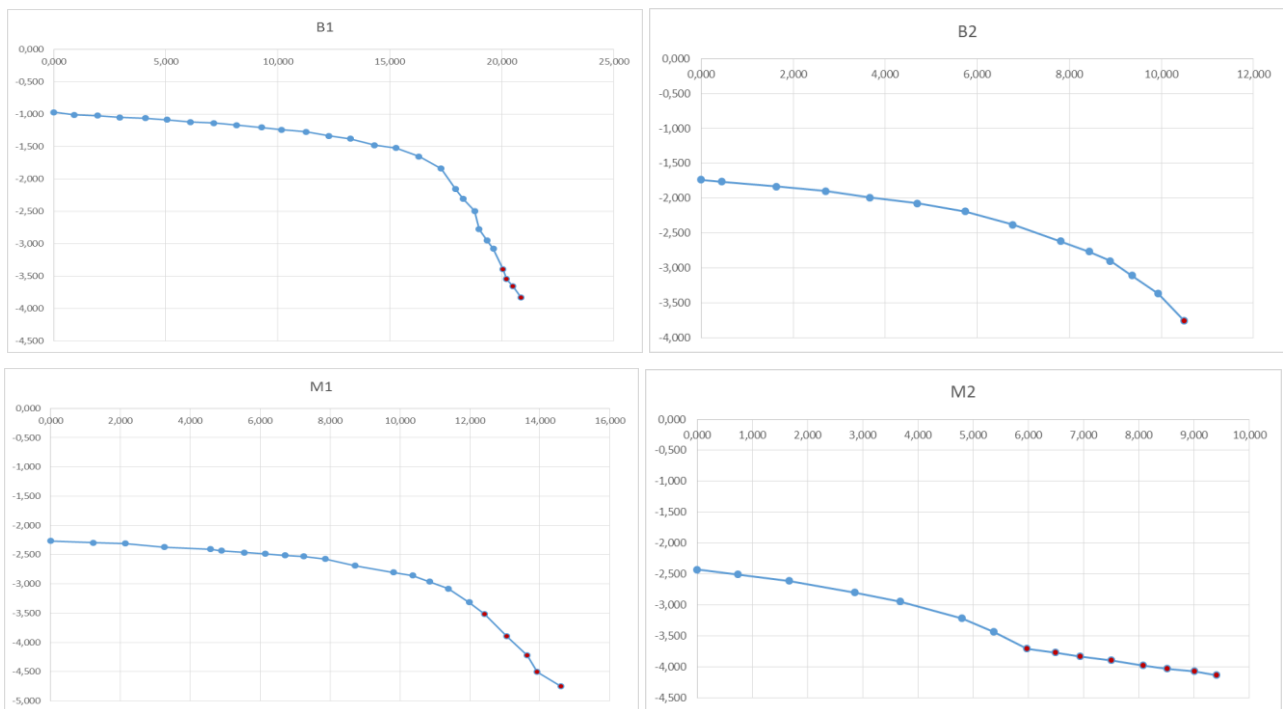


Figura 16. Profili batimetrici dei 4 transetti (i riferimenti in rosso indicano assenza di prateria).

3.5 Analisi dei risultati

Dopo la validazione, i modelli delle tre specie sono stati sottoposti ad un'analisi dell'incertezza e della sensitività per indagare ulteriormente il ruolo delle variabili ambientali nell'influenzare la probabilità di presenza delle tre specie. In seguito i modelli delle tre specie sono stati utilizzati in maniera predittiva, utilizzando le condizioni ambientali registrate in ogni elemento della griglia come input, in modo da generare mappe di distribuzione della probabilità di presenza di ciascuna specie in ogni maglia della griglia spaziale.

3.5.1 Analisi di incertezza e sensibilità

Il ruolo delle variabili è stato indagato stimando il deterioramento delle capacità predittive, quando ogni variabile predittiva è sostituita con rumore (valori casuali generati attraverso simulazioni) in ogni modello ad albero all'interno dell'*ensemble* random Forest (Breiman, 2001). Inoltre, l'utilizzo di simulazioni di variazione delle condizioni ambientali ha permesso di valutare l'impatto del cambiamento dei valori di ciascuna variabile sulla predizione di probabilità di presenza. Tali informazioni sono state impiegate per costruire i grafici dell'effetto marginale della variazione della variabile indipendente sulla variabile dipendente. Questi permettono di ispezionare visivamente la relazione tra ciascuna variabile predittiva e la probabilità di presenza di ciascuna specie.

3.5.2 Confronto con le osservazioni in campo

Sono state prodotte le predizioni di probabilità di presenza per *C. nodosa*, *N. noltii* e *Z. marina* per la situazione antecedente e posteriore alla modifica della configurazione delle bocche di porto per l'area di Chioggia, Malamocco e Lido. I risultati sono presentati sia in termini di probabilità di presenza che come stima di presenza o assenza. Nel primo caso, l'informazione può essere letta come una misura graduale di bontà delle condizioni chimico-fisiche rispetto a ciascuna specie, permettendo di ordinare siti diversi in funzione della loro idoneità. Nel secondo caso, invece, la predizione fornisce una classificazione discreta del sito in idoneo/non idoneo ad ospitare la specie in oggetto, rendendo più difficile il confronto tra aree simili, ma fornendo un giudizio se le condizioni ambientali sono sufficientemente adatte per le fanerogame. Le mappe delle singole specie sono combinate in una rappresentazione di presenza/assenza di fanerogame marine e di probabilità di presenza di praterie, ottenuta come valore massimo della probabilità di presenza delle tre specie singole.

Il confronto tra le predizioni e i dati osservati in campo permettono di individuare alcune aree di interesse. In particolare:

- aree idonee non occupate. Queste aree, in cui è prevista la presenza della specie ma dove la sua presenza non è stata registrata in campo, potrebbe indicare zone di futura espansione delle praterie o aree dove sono presenti altri tipi di fonti di stress per le praterie. Ad esempio alcune aree potrebbero essere soggette ad attività umane con un impatto sulla presenza della prateria, ma non direttamente rilevabili dai parametri ambientali presi in esame. Alcuni esempi possono essere rappresentati dalle azioni di disturbo che agiscono direttamente sul fondo, come l'ancoraggio o l'attività di pesca alle vongole.
- aree non idonee occupate. Queste aree potrebbero indicare l'inizio di una situazione di degrado, rappresentando un segnale di avvertimento rispetto ad una situazione da monitorare.

Un altro tipo di informazione potenzialmente interessante è quello legato al confronto della probabilità di presenza di fanerogame nel tempo (2004 - 2010). Infatti, evidenziare zone in cui si registra una significativa variazione della idoneità delle condizioni nei confronti delle praterie potrebbe aiutare a comprendere maggiormente l'effetto di cambiamenti delle condizioni ambientali.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Tabella 2. Correlazioni di Pearson tra le variabili candidate all'inclusione. Sono evidenziati i valori con modulo > 0.7. Exp: esposizione all'aria; sab: percentuale di sabbia nel sedimento superficiale; TDP: fosforo totale disciolto; slope: pendenza; salAVE: salinità media annuale; bathy: batimetria; tempq10: temperatura minima (10° percentile); tempq90: temperatura massima (90° percentile); DOC: carbonio organico disciolto; TDN: azoto totale disciolto; sf_ma_t_cM: sforzo massimo ciclo completo di marea (flusso e deflusso quadratura + sizigia); ; sf_ma_t_cD: direzione associata allo sforzo massimo ciclo completo di marea (flusso e deflusso quadratura + sizigia).

	exp	sab	TDP	slope	bathy	tempq10	salAVE	tempq90	DOC	torbAVE	TDN	sf_ma_t_cM	sf_ma_t_cD	ve_ma_t_cM	ve_ma_t_cD
exp	<u>1.00</u>	-.08	.06	-.13	.25	-.10	-.16	-.04	.00	.13	-.10	-.03	.03	-.27	.02
sab	-.08	<u>1.00</u>	-.48	.27	-.39	.28	.30	-.35	-.13	-.15	-.05	.07	-.12	.43	-.13
TDP	.06	-.48	<u>1.00</u>	-.22	.31	.07	-.02	.47	.39	-.18	.36	-.06	.06	-.34	.06
slope	-.13	.27	-.22	<u>1.00</u>	-.47	.14	.19	-.17	-.03	-.12	.00	.05	.00	.36	-.02
bathy	.25	-.39	.31	-.47	<u>1.00</u>	-.19	-.29	.23	.10	.15	.02	-.07	.16	<u>-.73</u>	.16
tempq10	-.10	.28	.07	.14	-.19	<u>1.00</u>	<u>.53</u>	.04	.30	-.49	.36	.00	-.09	.14	-.09
salAVE	-.16	.30	-.02	.19	-.29	<u>.53</u>	<u>1.00</u>	.05	.37	<u>-.79</u>	.44	.02	-.10	.28	-.11
tempq90	-.04	-.35	.47	-.17	.23	.04	.05	<u>1.00</u>	.20	-.27	<u>.56</u>	-.04	.05	-.25	.05
DOC	.00	-.13	.39	-.03	.10	.30	.37	.20	<u>1.00</u>	<u>-.61</u>	<u>.58</u>	-.04	.03	-.13	.03
torbAVE	.13	-.15	-.18	-.12	.15	-.49	<u>-.79</u>	-.27	<u>-.61</u>	<u>1.00</u>	<u>-.81</u>	.00	.03	-.14	.03
TDN	-.10	-.05	.36	.00	.02	.36	.44	<u>.56</u>	<u>.58</u>	<u>-.81</u>	<u>1.00</u>	-.02	.02	-.03	.02
sf_ma_t_cM	-.03	.07	-.06	.05	-.07	.00	.02	-.04	-.04	.00	-.02	<u>1.00</u>	.00	<u>.52</u>	.00
sf_ma_t_cD	.03	-.12	.06	.00	.16	-.09	-.10	.05	.03	.03	.02	.00	<u>1.00</u>	-.19	<u>.97</u>
ve_ma_t_cM	-.27	.43	-.34	.36	<u>-.73</u>	.14	.28	-.25	-.13	-.14	-.03	<u>.52</u>	-.19	<u>1.00</u>	-.20
ve_ma_t_cD	.02	-.13	.06	-.02	.16	-.09	-.11	.05	.03	.03	.02	.00	<u>.97</u>	-.20	<u>1.00</u>

La procedura di selezione dei modelli ha portato allo sviluppo di modelli con caratteristiche parzialmente diverse per le tre specie. Come ricordato precedentemente (par. 3.2), il modello risultante è costruito come un insieme di molti modelli di tipo CART (alberi di classificazione). In tutti e tre i casi la procedura di ottimizzazione ha stabilito che l'algoritmo dovesse essere applicato utilizzando 2000 singoli alberi di classificazione, ma ognuno di questi alberi è stato fittato utilizzando un diverso numero di variabili scelte casualmente tra quelle selezionate (parametri *mtry* dell'algoritmo): 7 per *Z. marina*, 5 per *Z. noltii* e 4 per *C. nodosa*. La procedura di selezione delle variabili finali incluse nei modelli complessivi (Random Forest, costituiti di 2000 CART), invece, ha identificato per *Z. marina* e *C. nodosa* lo stesso gruppo di variabili (batimetria, TDP, granulometria, intensità dello sforzo al fondo, torbidità, carbonio organico disciolto, temperatura massima e minima, pendenza e aspetto (orientamento della pendenza massima) del fondale, esposizione all'aria), mentre per *N. noltii* è stato usato un gruppo di 13 variabili (batimetria, TDP, granulometria, direzione ed intensità dello sforzo al fondo, incidenza tra la direzione della velocità della corrente e l'aspetto del fondale, torbidità, carbonio organico disciolto, temperatura massima e minima, pendenza e aspetto del fondale, esposizione all'aria).

I modelli per le tre specie sono caratterizzati da un'elevata capacità di discriminazione tra siti idonei e non idonei sulla base della probabilità di presenza (AUC; Tabella 3), e la percentuale di celle del dataset di validazione correttamente classificate è compresa tra l'89% (*Z. marina* e *N. noltii*) e il 94% (*C. nodosa*). I modelli sviluppati per *Z. marina* e *N. noltii* sembrano sovrastimare le presenze all'interno del bacino lagunare, dal momento che hanno capacità molto elevate di prevedere

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

correttamente una presenza (sensitivity), ma sono caratterizzati da un più alto tasso di errore per quanto riguarda le assenze (specificity). Nonostante l'elevato grado di sovrapposizione delle variabili incluse, il ruolo di questi predittori è diverso per le tre specie. Per il modello di *C. nodosa* le variabili più influenti sono la batimetria e il fosforo totale disciolto, seguite dalla granulometria e dallo sforzo al fondo (Figura 18). Per *N. noltii*, batimetria, granulometria, temperatura minima, carbonio organico disciolto, torbidità, fosforo disciolto e temperatura massima rappresentano un gruppo di fattori ad elevato peso nello spiegarne la distribuzione spaziale. *Z. marina*, invece, è influenzata soprattutto da granulometria, sforzo al fondo, batimetria, fosforo disciolto e carbonio organico disciolto. Nel complesso, quindi, la profondità, il livello di confinamento (carbonio organico, fosforo), la granulometria e in parte fattori idrodinamici sembrano i più importanti nello spiegare la distribuzione delle tre specie, con *N. noltii* influenzata in maniera piuttosto forte anche da fattori climatici e dalla torbidità.

Oltre al peso nei diversi modelli, la relazione tra le variabili e la distribuzione delle fanerogame sembra assumere forme parzialmente diverse per le tre specie. In generale (Figura 19), le fanerogame risultano associate a fondali non troppo profondi, con una tessitura del sedimento non troppo fine, una bassa torbidità dell'acqua e basso contenuto di nutrienti e sostanza organica. Al di là del pattern generale, comunque, i modelli per le tre specie sono caratterizzati da relazione quantitativamente diverse con queste variabili (forma delle curve) e mostrano risposte profondamente diverse per altre variabili. Ad esempio, *Z. marina* risulta essere avvantaggiata da un moderato livello di idrodinamismo (aumento della probabilità di presenza in funzione di un iniziale aumento dell'energia della corrente), per poi essere svantaggiata all'aumentare dello sforzo esercitato dal moto idrodinamico. Al contrario, *C. nodosa* sembra essere più marcatamente favorita da un vivace regime idrodinamico.

Le indicazioni dal modello per queste due specie trovano conferma nelle valutazioni in campo degli ultimi anni (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2015) dove la presenza di *C. nodosa* è quasi sempre legata ad una buona marinizzazione e vivacità idrodinamica (favorita anche dal suo robusto apparato rizomiale); *Z. marina* si pone invece in aree più intermedie della laguna dove l'idrodinamica è attenuata ma sempre presente. Come si rileva nella bocca di Lido e di Malamocco, per colonizzare aree a vivace regime idrodinamico *Z. marina* deve adattarsi a fondali a maggiore battente, sull'ordine di 2,0-3,0 m dove le velocità e altri parametri sono più attenuate.

Tabella 3. Statistiche prese in considerazione per la validazione dei tre modelli di distribuzione.

Modello	PCC	sensitivity	specificity	AUC
<i>Z. marina</i>	0.89	0.96	0.89	0.98
<i>N. nolti</i>	0.89	0.97	0.89	0.98
<i>C. nodosa</i>	0.94	0.98	0.94	0.99

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

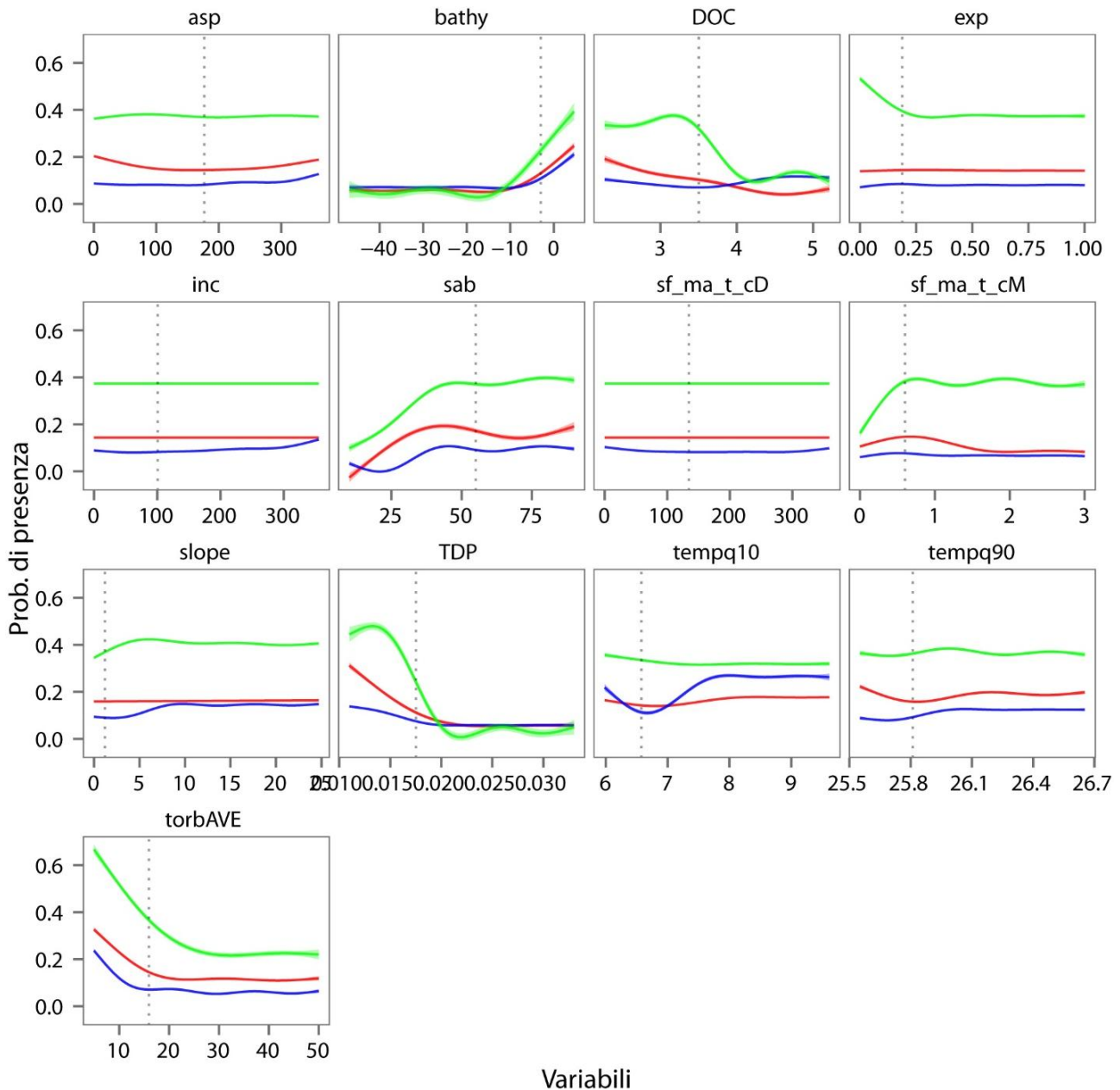


Figura 19. Forma media delle variabili di risposta al variare delle variabili ambientali per i modelli di *C. nodosa* (verde); *N. noltii* (blu); *Z. marina* (rosso). Exp: esposizione all'aria; sab: percentuale di sabbia nel sedimento superficiale; TDP: fosforo totale disciolto; slope: pendenza; bathy: batimetria; tempq10: temperatura minima (10° percentile); tempq90: temperatura massima (90° percentile); DOC: carbonio organico disciolto; sf_ma_t_cM: sforzo massimo ciclo completo di marea (flusso e deflusso quadratura + sizigia); ; sf_ma_t_cD: direzione associata allo sforzo massimo ciclo completo di marea (flusso e deflusso quadratura + sizigia); asp: aspetto (orientamento degli elementi); inc: incidenza (angolo formato dall'aspetto e direzione dello sforzo massimo).

4.2 Confronto con le osservazioni effettuate in campo

Il confronto delle informazioni sintetizzate dai modelli con quelle di campo sembra indicare una non perfetta sovrapposizione rispetto alle relazioni con la batimetria, che rappresenta la variabile più influente del determinare l'idoneità di un fondale per la colonizzazione da parte delle fanerogame marine. Nei transetti esplorati, la prateria si dirada gradualmente fino a lasciare spazio al fondale nudo in corrispondenza della batimetria dei 3 m (Figura 20a), mentre la stima effettuata

con i modelli non esclude la presenza di fanerogame al di sotto di questa quota (Figura 20a; Figura 19). Questa maggior tolleranza nei confronti della batimetria come fattore limitante può essere spiegata in parte con il ruolo delle altre variabili: zone più profonde di 3m potrebbero essere colonizzate se si realizzassero condizioni ideali per quanto riguarda le altre variabili considerate. Tuttavia, bisogna tenere in considerazione anche di un certo livello di discrepanza tra la batimetria osservata in campo e quella usata per la calibrazione dei modelli (Figura 20b). Tale discrepanza può essere imputata a due fattori: possibili variazioni batimetriche non incluse nei dati disponibili, raccolti nel 2002, e l'effetto della forma delle maglie della griglia usata come supporto spaziale. Infatti gli elementi della griglia (inizialmente realizzata per descrivere i movimenti idrodinamici e non la distribuzione delle fanerogame) sono piuttosto grossolani nelle zone di bassofondo (Figura 1 e Figura 2) e non permettono di cogliere la gradualità della variazione batimetrica nel passaggio da bassofondo alla zona di canale, fondamentale per identificare il margine di distribuzione delle praterie.

Queste informazioni sono fondamentali per indicare che i risultati del modello non devono essere analizzati e giudicati a livello del singolo elemento della griglia spaziale. Infatti, sebbene la risoluzione spaziale sia molto alta in alcune zone delle aree di bocca, le considerazioni relative ai risultati dei modelli di distribuzione delle fanerogame marine dovrebbero concentrarsi sui pattern relativi a aree relativamente grandi in termini di estensione, evitando di focalizzarsi su singoli elementi o su aree di transizione tra zone di acque basse e acque profonde.

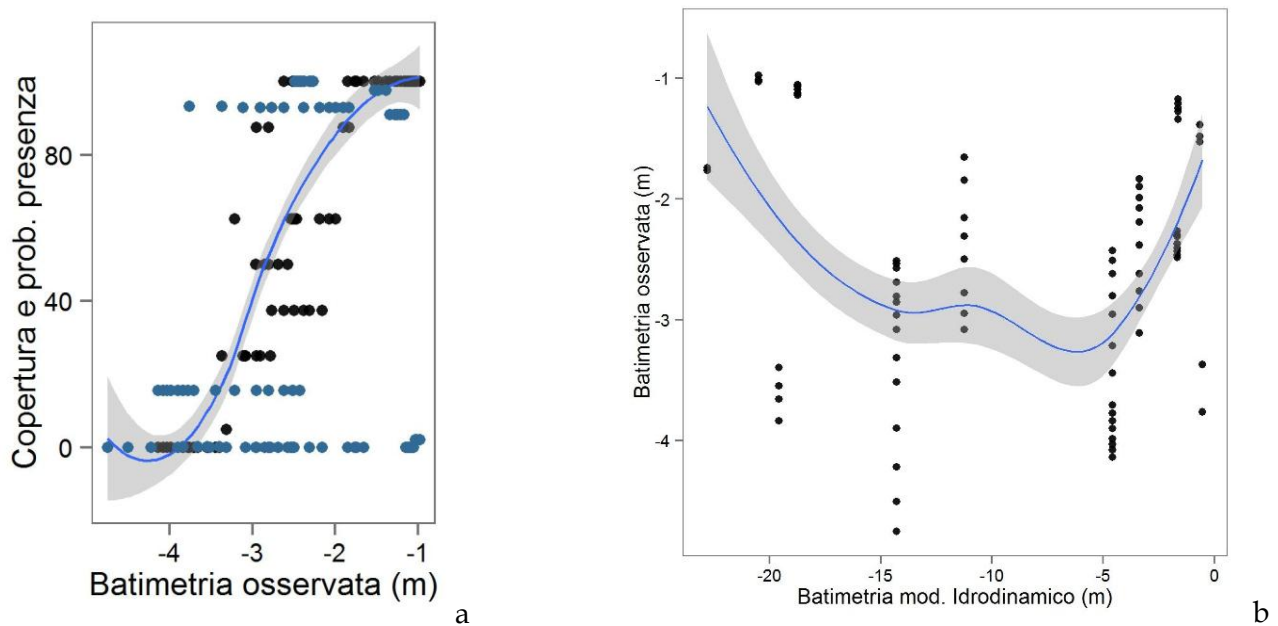


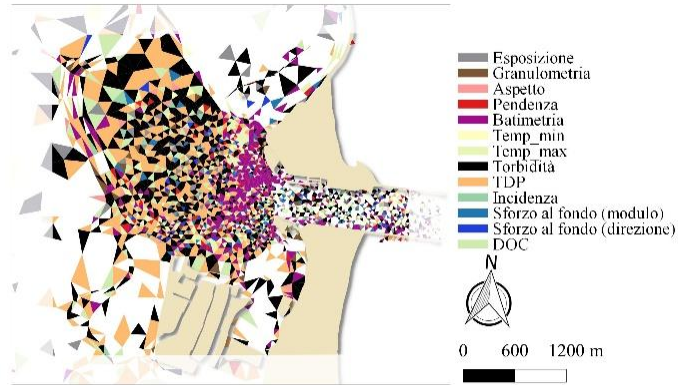
Figura 20. Relazione tra la batimetria rilevata in campo e copertura di fanerogame osservata (punti neri) e probabilità di presenza stimata dai tre modelli combinati (punti blu) (a).
Relazione tra la batimetria del modello idrodinamico e quella osservata in campo (b).

4.3 Analisi di sensitività

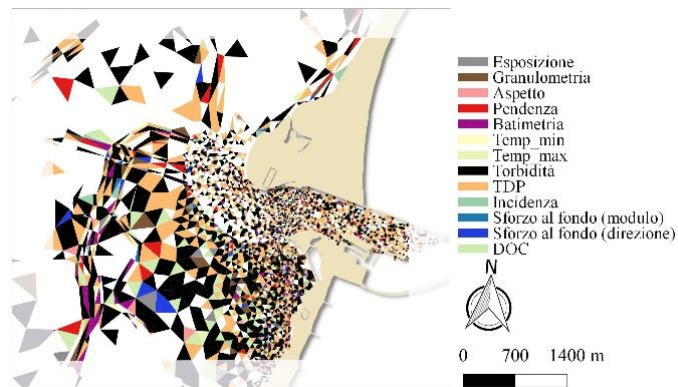
L'analisi di sensitività condotta per tutti gli elementi della griglia spaziale nelle aree di bocca di porto restituisce un quadro complesso (Figura 21), da cui è possibile estrarre alcune osservazioni di carattere generale: nelle aree di bassofondo, in molti elementi della griglia è un cambiamento di torbidità (maglie nere) che determina un più marcato miglioramento delle condizioni, rendendole maggiormente favorevoli per la presenza delle fanerogame. Altre variabili importanti sono legate

ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

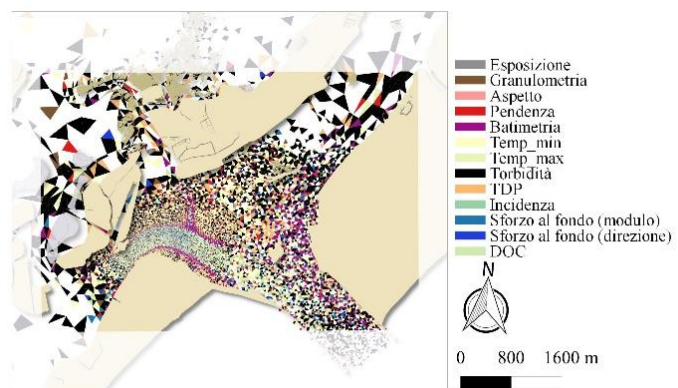
al livello di ricambio/confinamento (TDP e DOC) e a fattori climatici (Temperatura massima e minima). Nelle zone di canale, dove la probabilità di presenza rimane comunque bassa a causa della profondità troppo elevata, un ruolo importante sembra essere giocato dallo sforzo al fondo, soprattutto alla bocca di Lido. A Chioggia e Lido risulta piuttosto evidente come nelle zone di transizione tra i bassifondi ed il canale siano le variazioni di batimetria a provocare più marcate differenze sull'idoneità dell'habitat per le tre specie di fanerogame.



a



b



c

Figura 21. Parametri più influenti nella bocca di Chioggia (a); Malamocco (b); e Lido (c).

4.4 Analisi dell'idoneità delle aree di bocca di porto per le tre specie di fanerogame

Le mappe presentate dalla Figura 22 alla Figura 27 presentano la stima delle distribuzioni nelle tre bocche di porto delle tre specie di fanerogame marine per la situazione antecedente alla realizzazione delle opere e per la situazione corrispondente al 2010 (attuale configurazione morfologica delle bocche, per come è stato definito in questa attività; vedi par. 3.2.1). Questi risultati sono stati combinati per generare una rappresentazione di distribuzione potenziale di fanerogame marine nel 2004 (Figura 28) e nel 2010 (Figura 29). Quindi, ad esempio, l'area prossima alla bocca di porto di Malamocco, che risulta, secondo le stime dei modelli, quasi interamente occupata da fanerogame già nel 2004 (Figura 28d), è la risultante del contributo di *C. nodosa* (Figura 22d) e di *Z. marina* (Figura 24d).

In generale le aree prossime alle bocche di Chioggia e Malamocco risultano in larga parte idonee alla presenza di fanerogame marine sia nel 2004 (Figura 28) che nel 2010 (Figura 29), con *Z. marina* che ricopre una ampia porzione di queste zone idonee a cui si aggiunge la presenza di aree idonee a *C. nodosa*. Per quest'ultima specie, inoltre, sembra poter essere osservato un aumento nel tempo dell'estensione delle aree che presentano condizioni favorevoli alla sua presenza. In queste due bocche sembrano essere meno importanti, in termini di estensione, le aree idonee alla presenza di *N. noltii*. I fondali adatti a questa specie sembrano diminuire tra la situazione descritta per il 2004 e quella che rappresenta il 2010. La bocca del Lido rappresenta una situazione un po' diversa, dato che le aree favorevoli a *C. nodosa* sono le più estese, seguite da quelle adatte a *N. noltii*, mentre le aree con condizioni idonee per *Z. marina* hanno un'estensione relativamente ridotta e marginale. È da sottolineare come al Lido, oltre ad aumentare la superficie potenzialmente colonizzabile da praterie (Figura 29), anche le zone con buone condizioni per ospitare *N. noltii* estendano la loro superficie tra il 2004 e il 2010 (Figura 23 e Figura 26).

Alcune importanti considerazioni possono essere effettuate confrontando le distribuzioni previste con quelle osservate in campo (Figura 30). Nella bocca di porto di Chioggia, ad esempio, è possibile notare la presenza di parcelle di bassofondo predette come idonee alla presenza di praterie ma non effettivamente occupate. Pur tenendo conto della possibile incertezza associata alle predizioni del modello, alcune di queste aree sono associate con zone in concessione per l'allevamento delle vongole. Questo significa che le condizioni ambientali incluse nei modelli non sono in grado di descrivere lo stress e l'impatto esercitato sulle fanerogame marine. In generale, però, le condizioni sono buone, e quindi la cessazione della situazione di stress (ad esempio per abbandono della zona in concessione) potrebbe riportare ad una colonizzazione dell'area. Tale considerazione è in accordo con le osservazioni di campo degli ultimi anni dove è stato rilevato un progressivo incremento di praterie nelle aree in concessione definitivamente o parzialmente dismesse (PROVV.OO.PP. - CORILA, 2015).

Altre zone, come quella delimitata dal canale Melison e dal canale Malamocco-Marghera nell'area della bocca di Malamocco, presentano condizioni di elevata vocazionalità per le fanerogame, soprattutto per *Z. marina* (sia nel 2004 che nel 2010) e *C. nodosa* (con condizioni più favorevoli nel 2010), ma non risultano interamente occupate da praterie. Anche in questo caso, la spiegazione potrebbe essere in parte fornita da pressioni antropiche che non hanno effetti diretti sulle variabili ambientali considerate, ma è interessante sottolineare che l'estensione di praterie che occupano quest'area è aumentata negli anni immediatamente successivi al 2010 (Studio B.6.72 - B/9; PROVV.OO.PP. - CORILA, 2014a, 2015).

La bocca di porto del Lido, che per caratteristiche generali e conformazione è quella che presenta nel complesso una quantità minore (in termini di area) di zone vocate alle praterie, sembra invece essere associata ad un più spiccato miglioramento delle condizioni ambientali nei confronti delle fanerogame marine. Infatti, le zone davanti all'isola di S. Andrea, quelle a ridosso dell'isola artificiale, nell'area del Bacan e nella piana lungo il canale di Treporti fanno registrare un aumento dell'idoneità ambientale per le fanerogame.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Confrontando le probabilità di presenza predette per il 2004 e per il 2010 (da Figura 31 a Figura 33), è evidente che la maggior parte delle zone vocate a essere colonizzate da fanerogame nel 2004 presentavano un'elevata idoneità ambientale anche nel 2010 (aree scure). A Chioggia alcune aree presentavano una probabilità di presenza più elevata nel 2004 che nel 2010 (Figura 31; zone caratterizzate dal viola), mentre a Malamocco le aree a nord del canale Malamocco-Marghera mostrano una probabilità di presenza più elevata con le condizioni ambientali registrate per il 2010 (Figura 32; aree in blu). Diversa la situazione della bocca di porto di Lido (Figura 33), dove le aree con probabilità di presenza più elevata stimata per il 2010 occupano una porzione rilevante dei bassifondi prossimi alla bocca di porto, mentre aree più marginali non effettivamente occupate (Figura 9 e Figura 30) presentavano condizioni maggiormente idonee per le praterie nel 2004.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

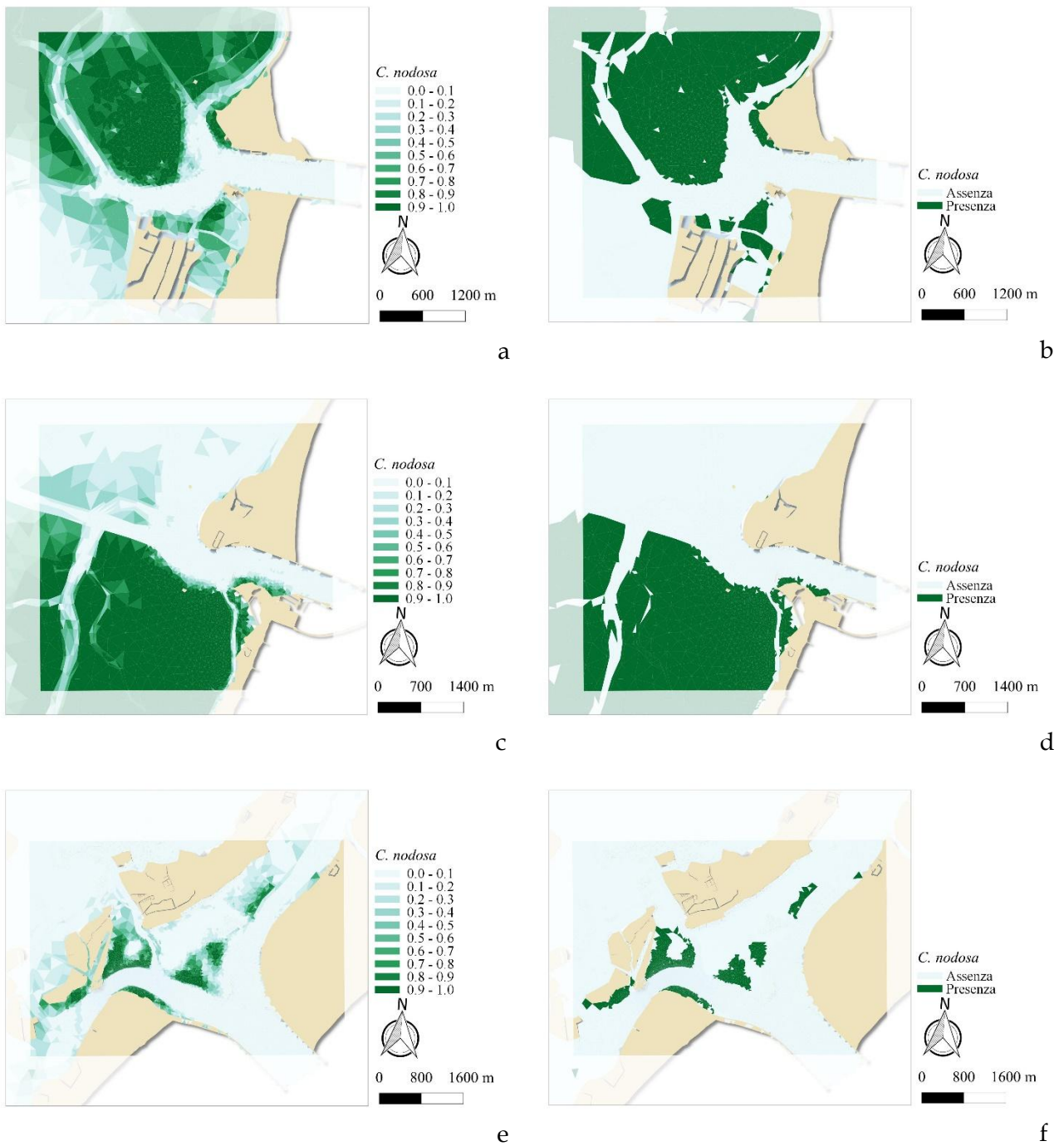


Figura 22. Predizione del modello di *C. nodosa* per il 2004 probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia (b), probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

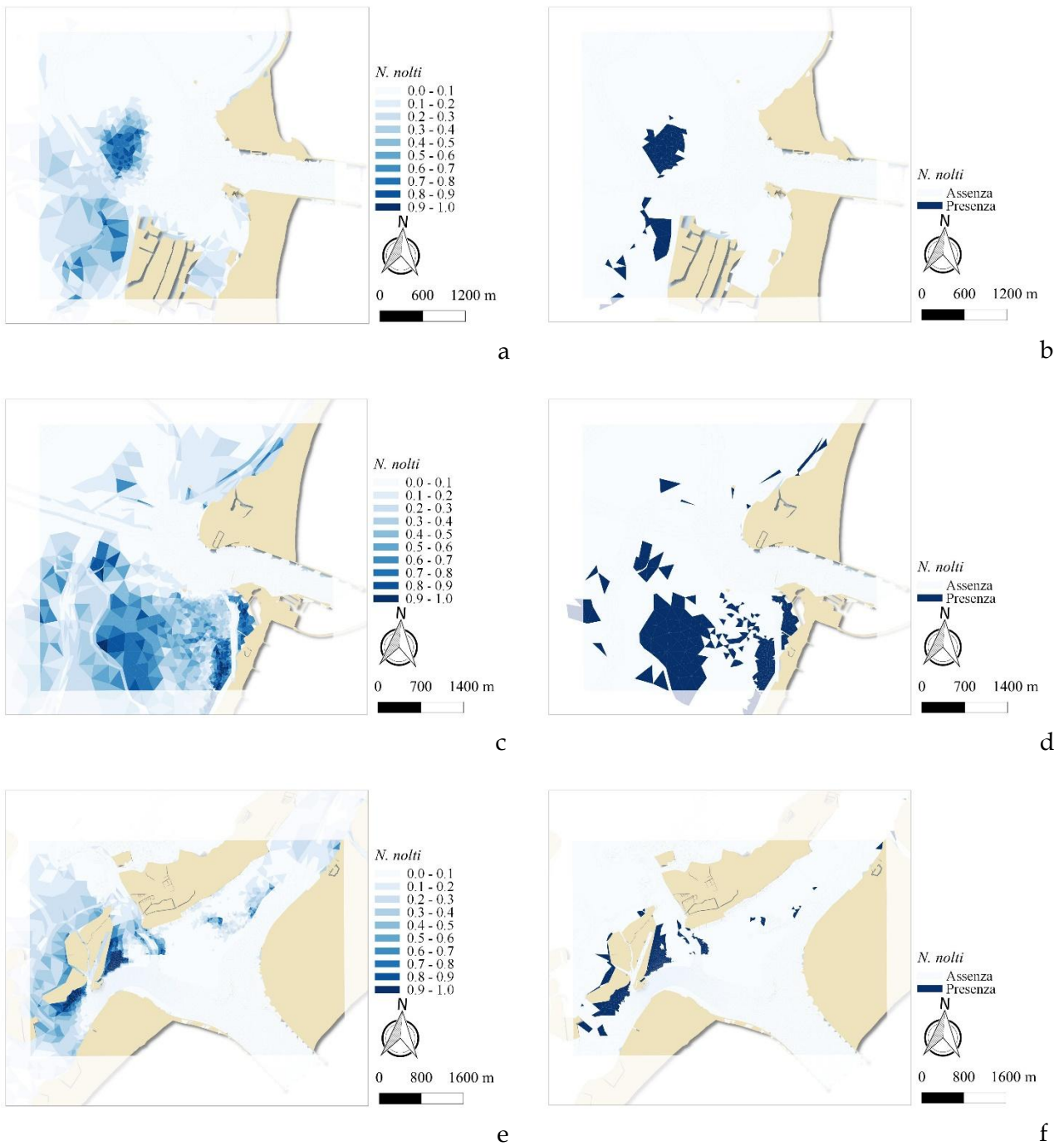


Figura 23. Predizione del modello di *N. noltii* per il 2004 probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

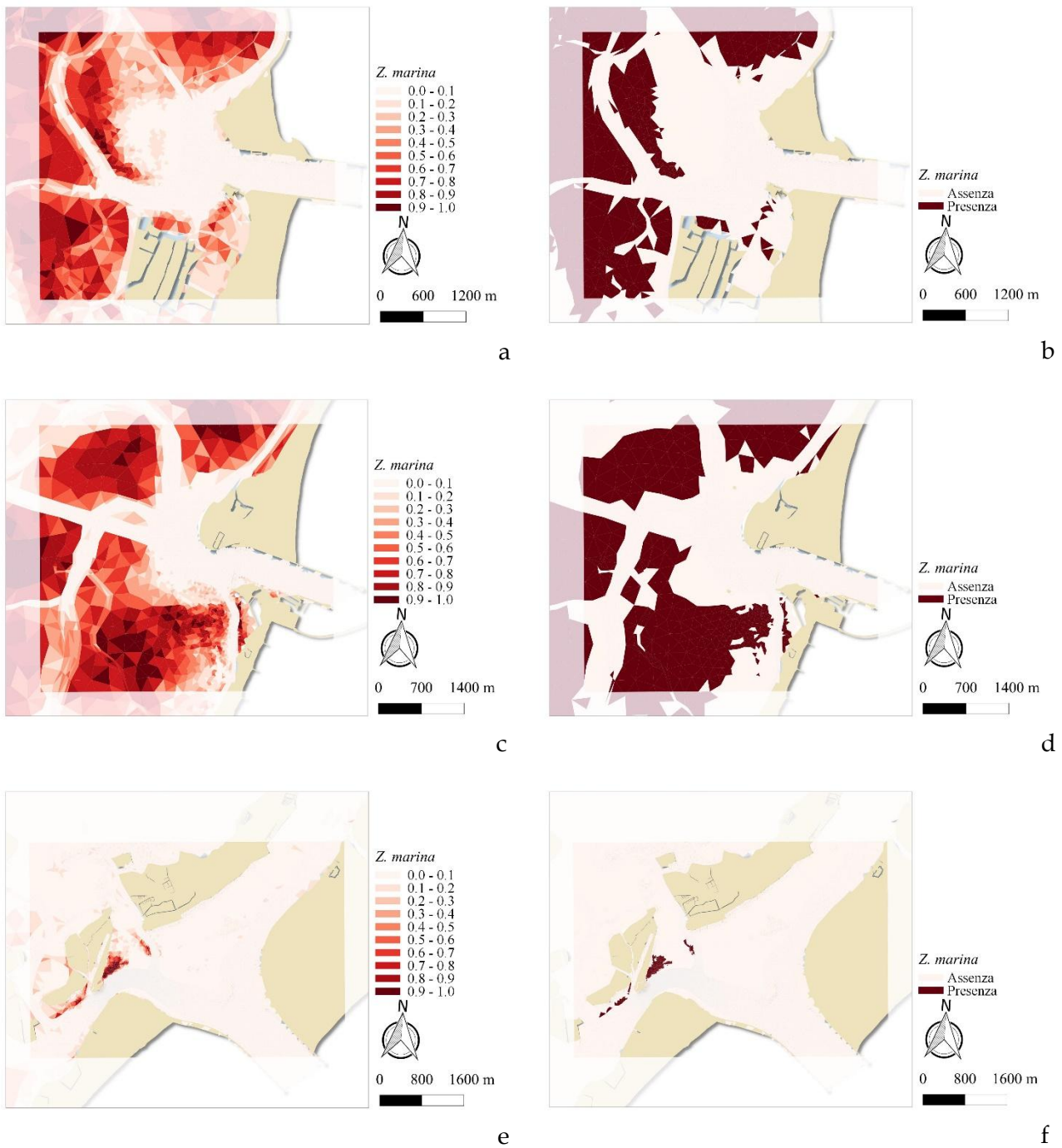


Figura 24. Predizione del modello di *Z. marina* per il 2004 probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

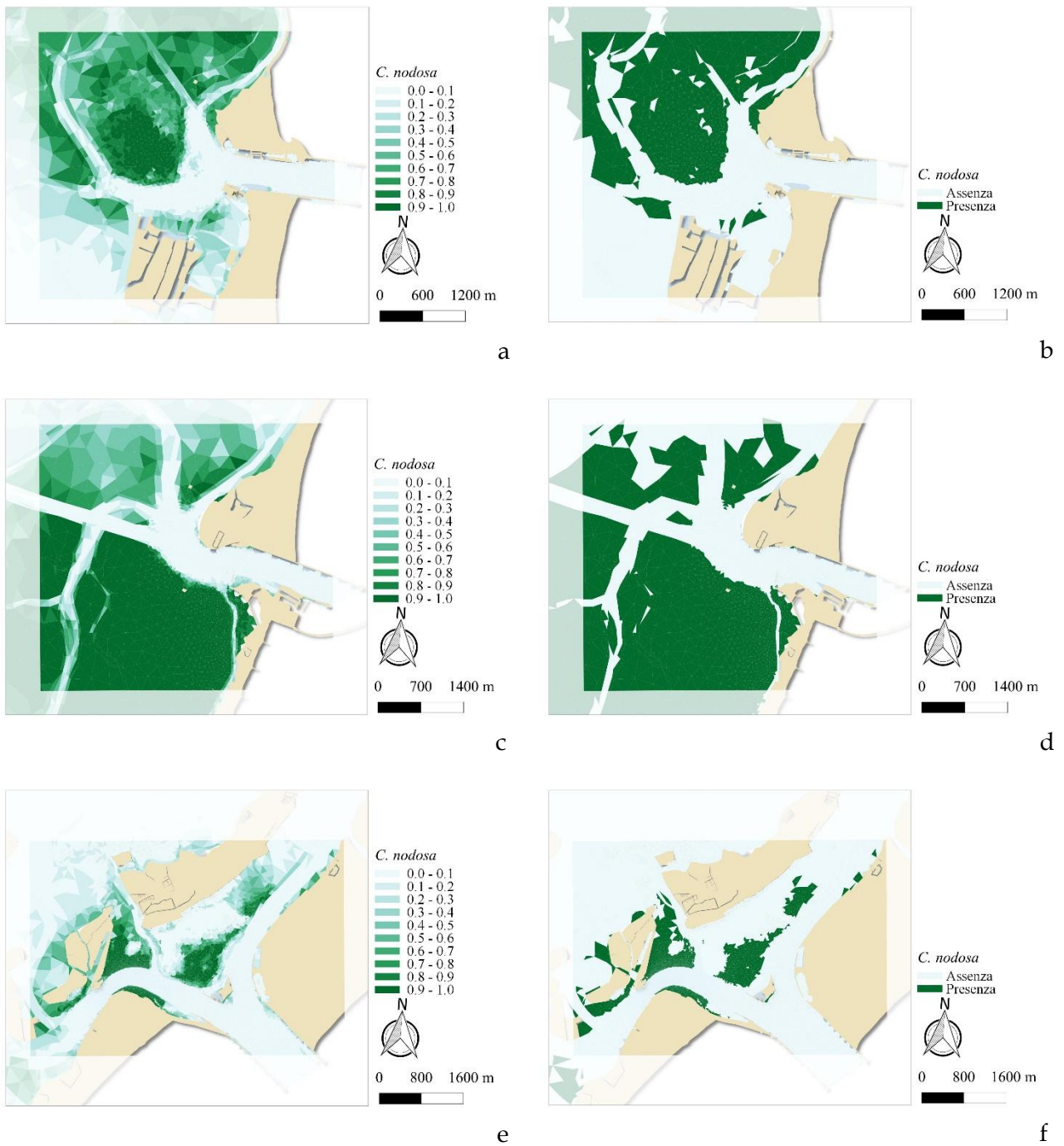


Figura 25. Predizione del modello di *C. nodosa* per il 2010 probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

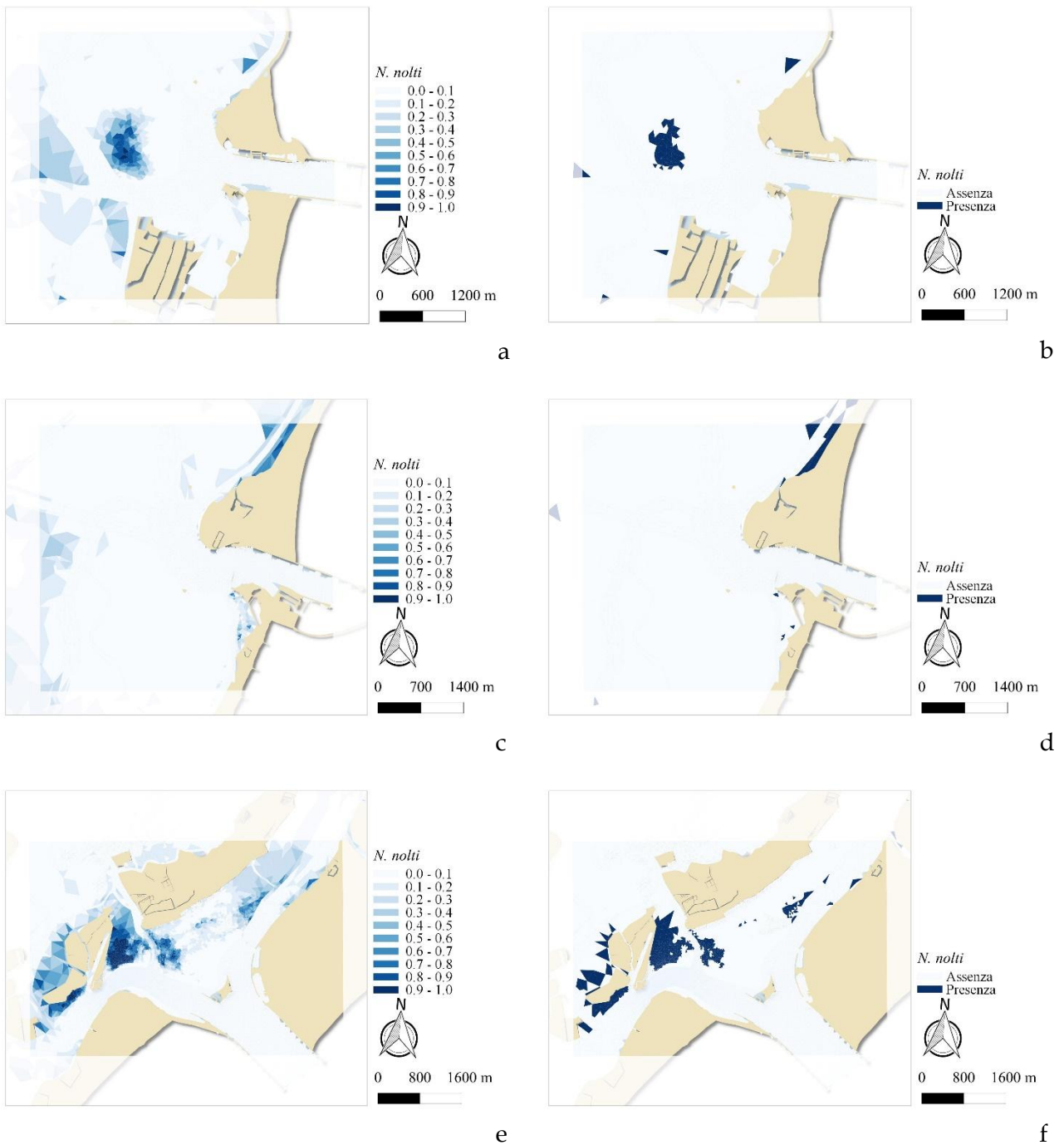


Figura 26. Predizione del modello di *N. noltii* per il 2010 probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

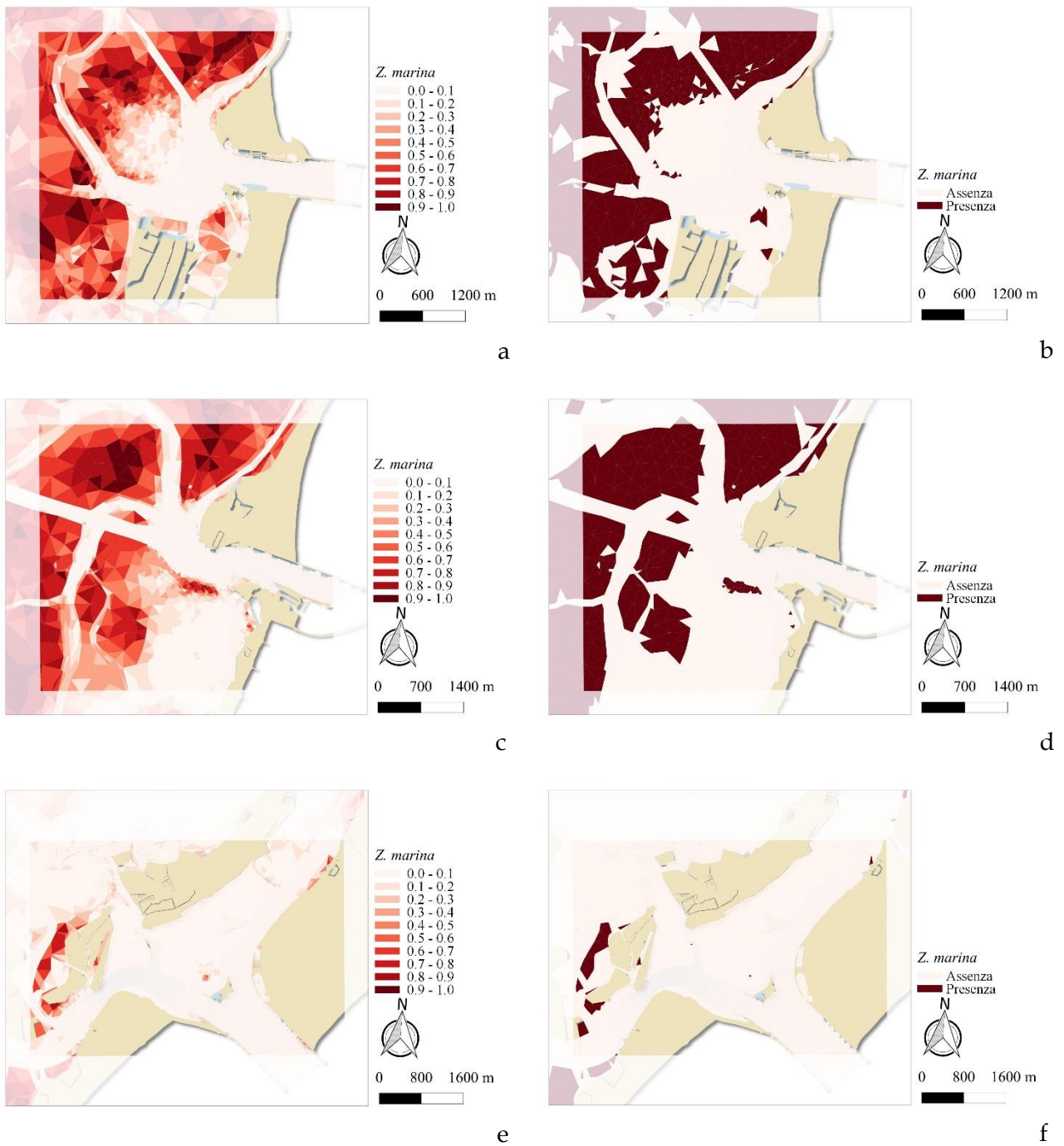


Figura 27. Predizione del modello di *Z. marina* per il 2004 probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

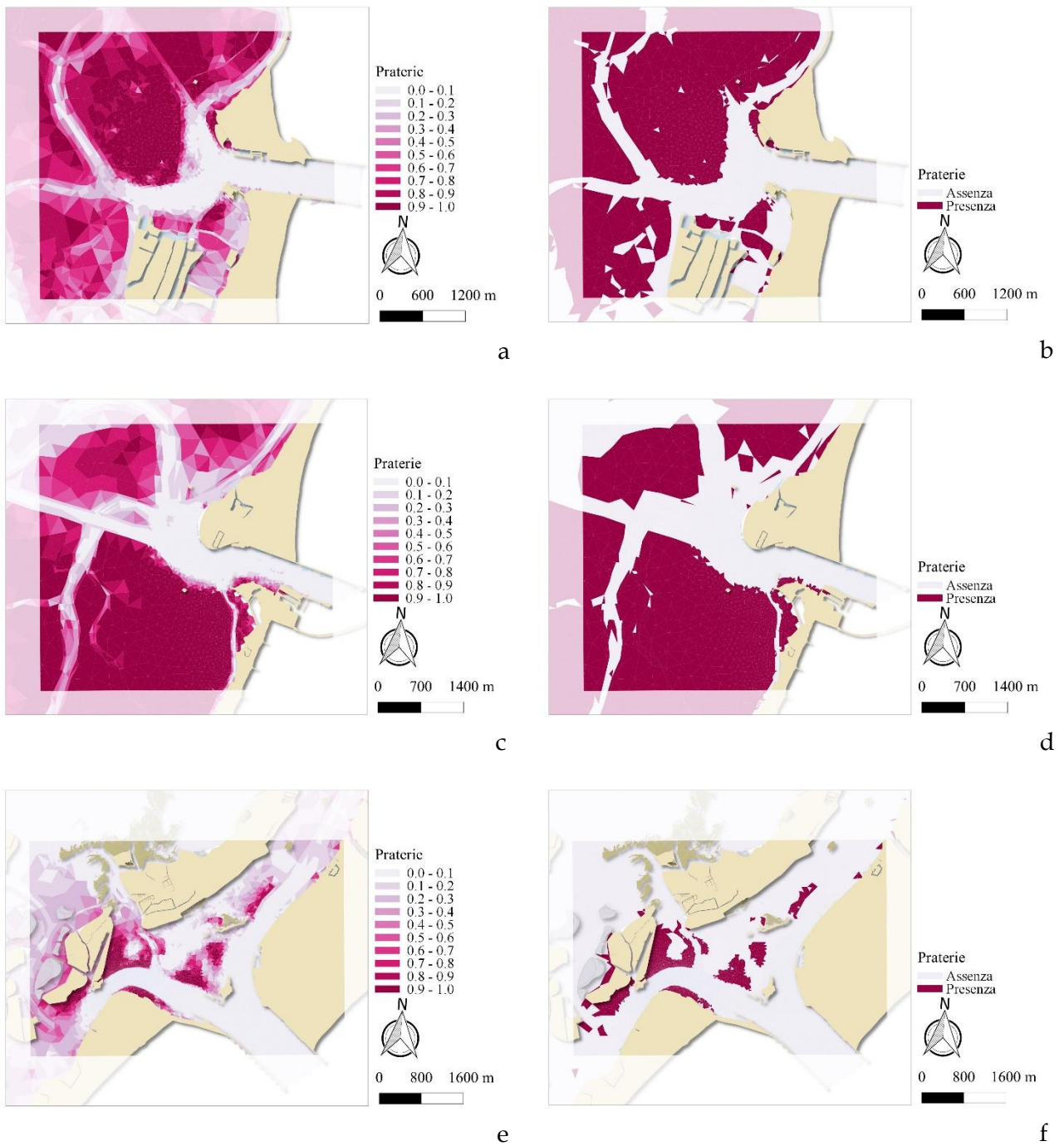


Figura 28. Predizione della distribuzione delle praterie combinando i risultati dei modelli delle singole specie per il 2004: probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

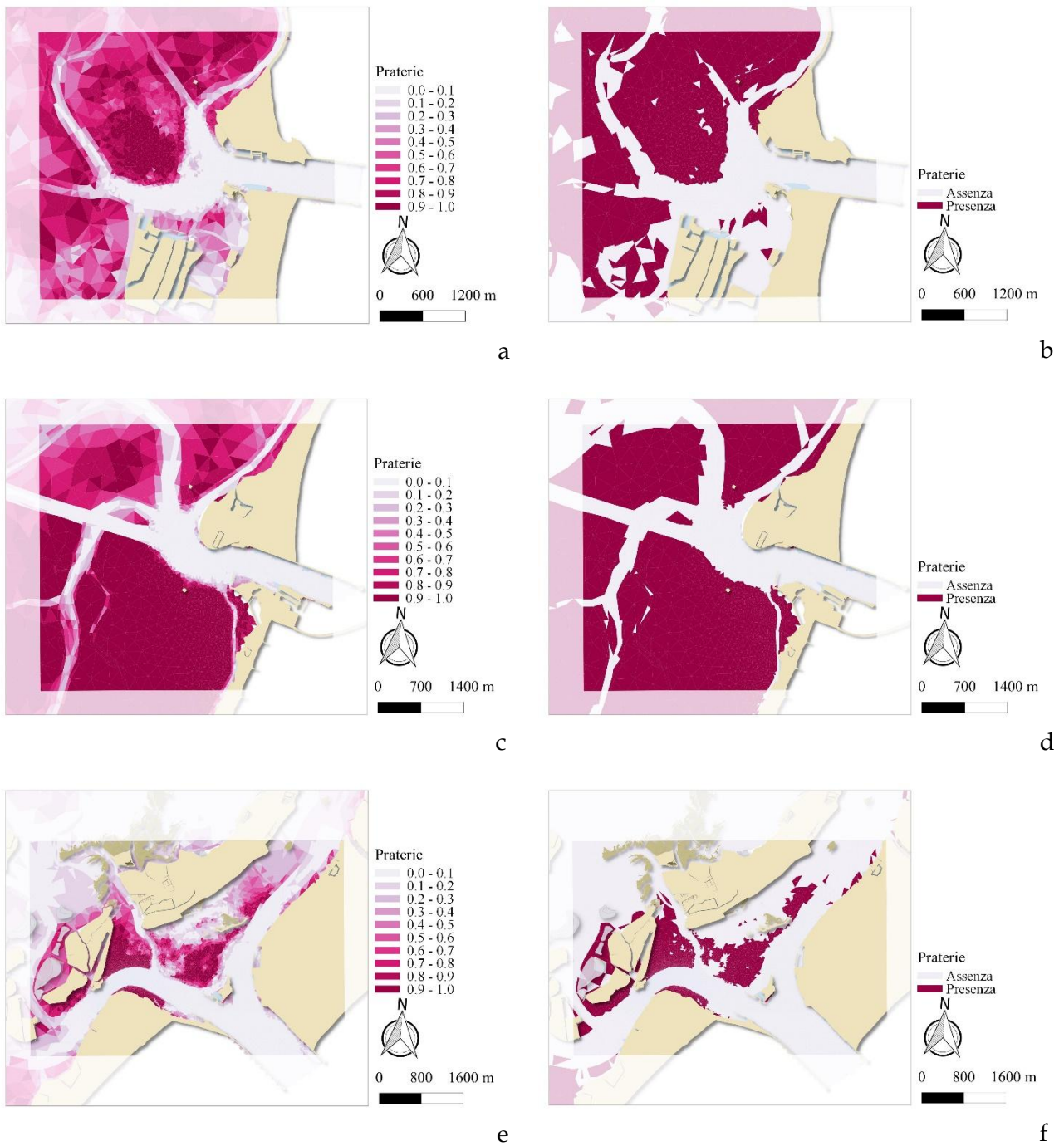


Figura 29. Predizione della distribuzione delle praterie combinando i risultati dei modelli delle singole specie per il 2010: probabilità di presenza (a) e presenza/assenza (b) a Chioggia, probabilità di presenza (c) e presenza/assenza (d) a Malamocco e probabilità di presenza (e) e presenza/assenza (f) a Lido.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

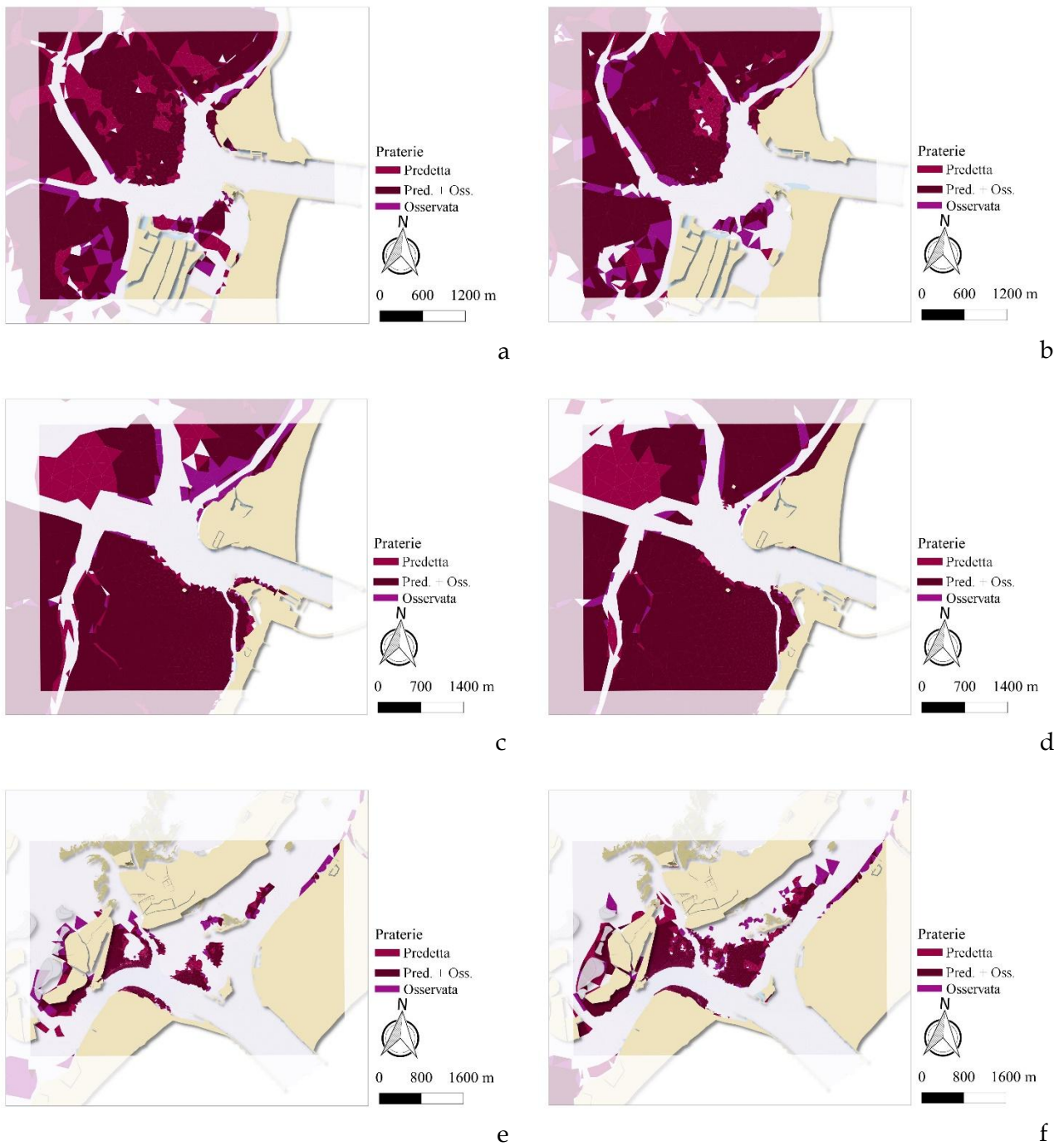


Figura 30. Confronto tra predizioni e osservazioni di praterie a Chioggia per il 2004 (a) e il 2010 (b); a Malamocco per il 2004 (c) e il 2010 (d); e a Lido per il 2004 (e) e il 2010 (f).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

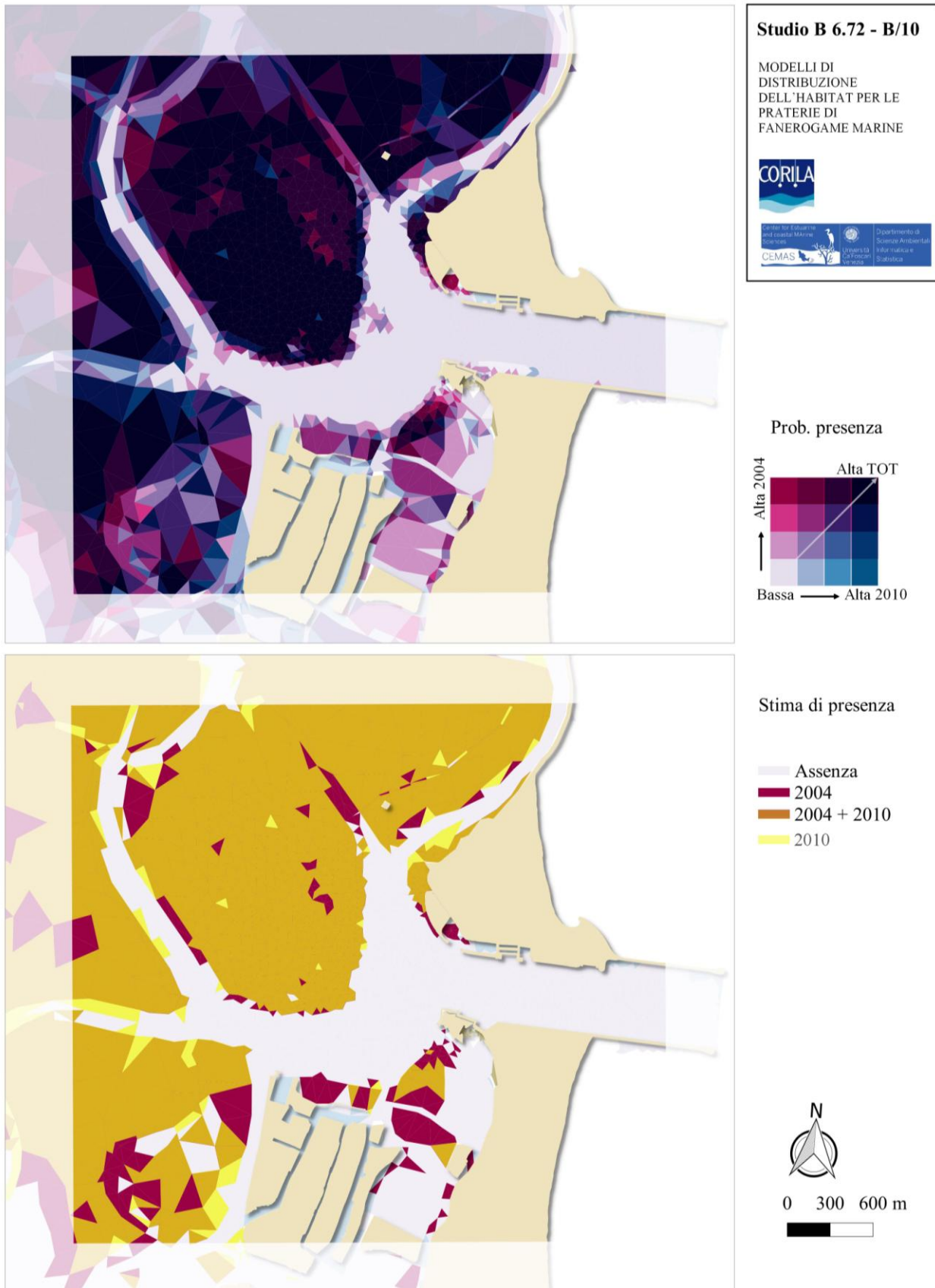


Figura 31. Confronto tra predizioni per il 2004 e il 2010 in termini di probabilità di presenza (sopra) e presenza/assenza (sotto) di praterie a Chioggia.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

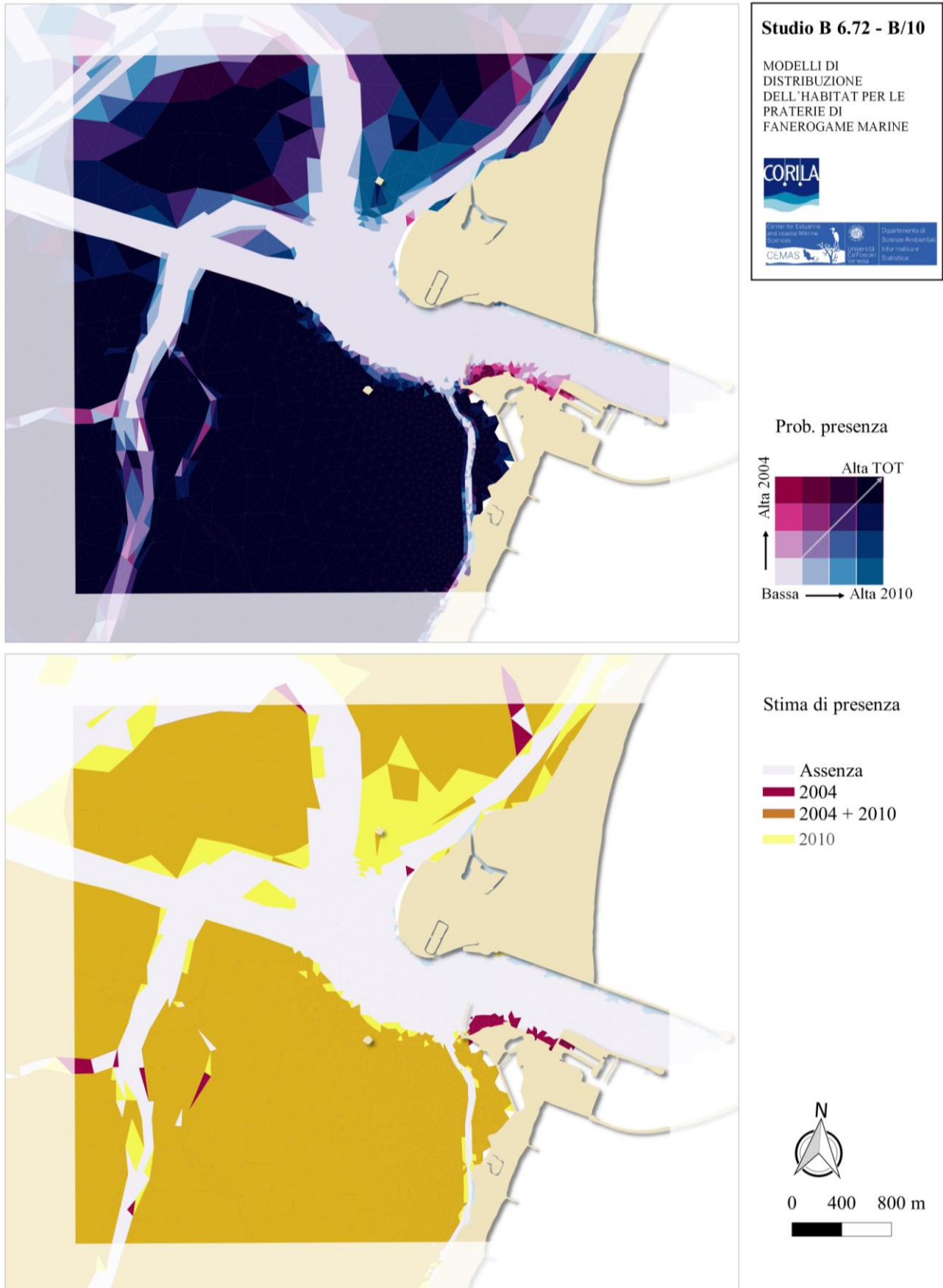


Figura 32. Confronto tra predizioni per il 2004 e il 2010 in termini di probabilità di presenza (sopra) e presenza/assenza (sotto) di praterie a Malamocco.

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

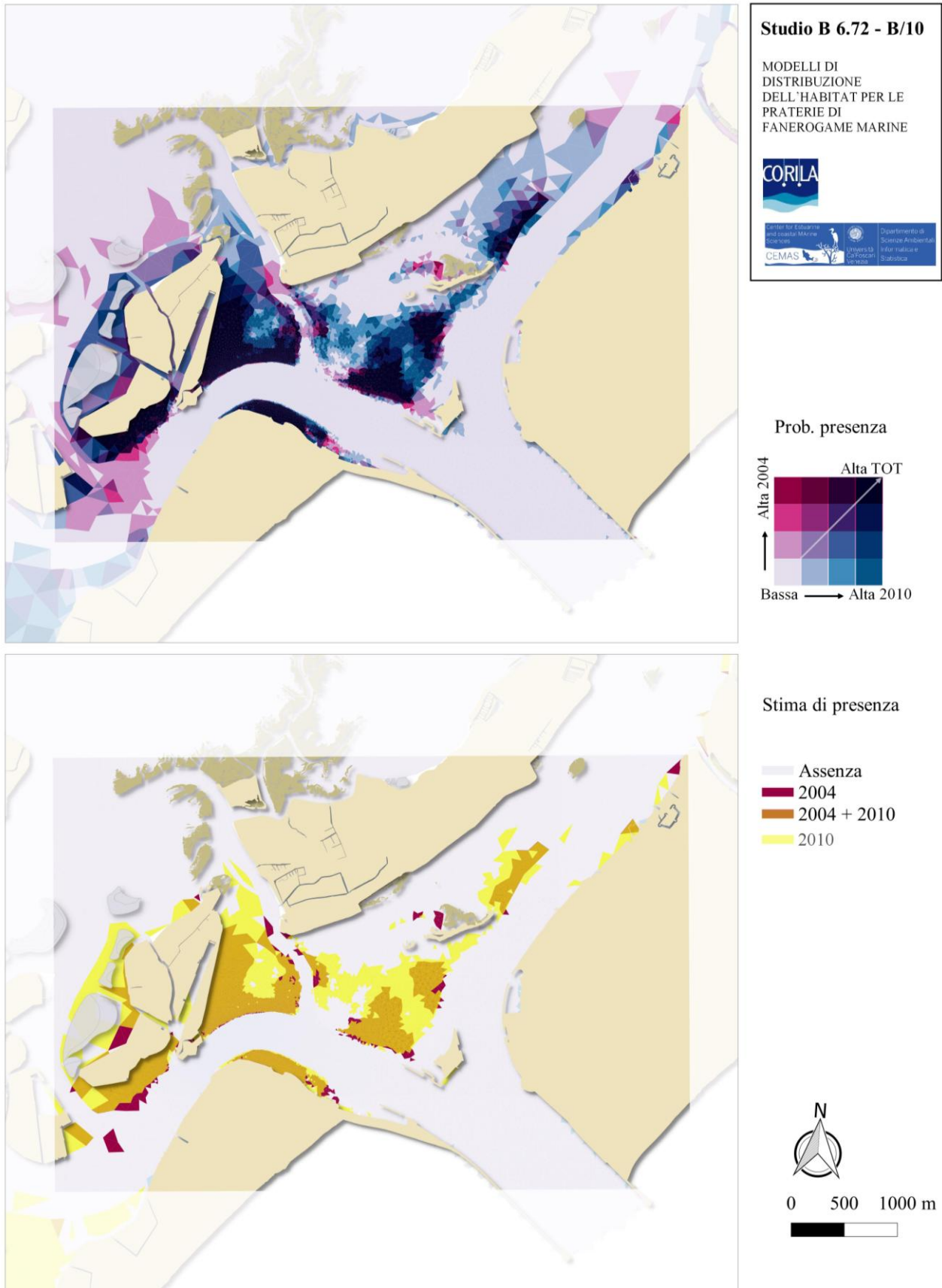


Figura 33. Confronto tra predizioni per il 2004 e il 2010 in termini di probabilità di presenza (sopra) e presenza/assenza (sotto) di praterie a Lido.

5. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Le informazioni pregresse disponibili per la laguna di Venezia hanno permesso di calibrare modelli di distribuzione per *Cymodocea nodosa*, *Nanozostera noltii* e *Zostera marina*, sfruttando la base conoscitiva costruita in questi anni di monitoraggio nell'intero bacino e nelle aree di bocca. I modelli risultano avere buone capacità predittive e capacità di ricostruire la dinamica di occupazione dei fondali lagunari, anche se è stato dimostrato un certo livello di incertezza nelle informazioni usate per caratterizzare le condizioni ambientali. Un aggiornamento dei modelli con condizioni ambientali più prossime a quelle attuali (ad esempio relative al 2015 e non al 2010) potrebbe anche aiutare a quantificare con maggior dettaglio il livello di incertezza citato più sopra e contribuire a ridurla.

Gli strumenti messi a punto in questa attività, quindi, oltre a fornire spunti sul ruolo dei cambiamenti di condizioni ambientali sulle dinamiche spaziali di colonizzazione delle fanerogame marine in laguna di Venezia, rappresentano una risorsa che potrà essere impiegata per supportare decisioni gestionali che coinvolgono gli habitat a fanerogame marine. Tra le possibili applicazioni si possono citare la ricerca di aree idonee per effettuare eventuali trapianti programmati (ad esempio estendendo l'applicazione dei modelli al di fuori delle zone di bocca di porto) oppure i modelli potrebbero essere sfruttati per esplorare diversi scenari di gestione o di intervento, in modo da contribuire all'inclusione dei potenziali effetti sull'idoneità dell'ambiente lagunare tra gli elementi da considerare all'interno dei processi decisionali.

BIBLIOGRAFIA CITATA

- Araújo M.B., Guisan A., 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33, 1667-1688.
- ARPAV, 2012. - Piano di monitoraggio dei corpi idrici della laguna di Venezia finalizzato alla definizione dello stato ecologico, ai sensi della direttiva 2000/60/CE. Relazione Finale. pp. 118.
- Austin M. P., Belbin L., Meyers M.D., Luoto D.M. 2006. Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological modelling*, 199: 197-216.
- Bakranpetricioli, T., Antonic, O., Bukovec, D., Petricioli, D., Janekovic, I., Krizan, J., Kusan, V., Dujmovic, S., 2006. Modelling spatial distribution of the Croatian marine benthic habitats. *Ecol. Modell.* 191, 96-105.
- Barbosa A, Real R, Mario Vargas J. 2009. Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecological Modelling* 220: 747-754.
- Barry S, Elith J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Ecological Applications*. 43: 413-423.
- Bergmann M, Hinz H, Blyth R.E., Kaiser M.J., Rogers S.I., Armstrong M. 2004. Using knowledge from fishers and fisheries scientists to identify possible groundfish 'Essential Fish Habitats'. *Fisheries Research* 66: 373-379.
- Borum, J., C.M. Duarte, D. Krause-Jensen and T.M. Greve, 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. M&MS Project Publication, September 2004, 88 pp.
- Bos a, Bouma T, Dekort G, Vankatwijk M. 2007. Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 344-348.
- Breiman L. 2001. Statistical Modeling: The Two Cultures. *Statistical Science* 16: 199-215.
- Buia M., Marzocchi M., 1995. Dinamica dei sistemi a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii* nel Mediterraneo. *Giornale Botanico Italiano*, 129: 319-226.
- Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L., 1992. Distribuzione delle fanerogame marine (*Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.) in laguna di Venezia. *Lavori - Società Veneziana di Scienze Naturali*, 17: 137-150.
- Caniglia G., Borella S., Curiel D., Nascimbeni P., Paloschi A. F., Rismondo A., Scarton F., Tagliapietra D., Zanella L., 1990. Cartografia della distribuzione delle fanerogame marine nella laguna di Venezia. *Giornale Botanico Italiano*, 124, 212.
- Coffaro, G. and M. Bocci, 1997. Resources competition between *Ulva rigida* and *Zostera marina*: a quantitative approach applied to the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling* 102: 81-95.
- Curiel D., Bellato A., Rismondo A., Marzocchi M., 1996. Sexual reproduction of *Zostera noltii* Hornemann in the lagoon of Venice (Italy, North Adriatic). *Aquatic Botany*, 22: 313-318.
- Curiel D., Bellemo G., Iuri M., Marzocchi M., Scattolin M., 1999. First report of the genus *Sorocarpus* Pringsheim (Fucophyceae, Ectocarpaceae) in the Mediterranean. *Botanica Marina*, 42: 7-10.
- Curiel D., Bellemo G., Marzocchi M., Iuri M., 1997. Il macrobenthos algale di superficie e di profondità dei moli foranei della laguna di Venezia. *Biologia Marina Mediterranea*, 4: 44-50.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- Curiel, D., Checchin, E., Miotti, C., Pierini, A., Rismondo, A., 2014. Praterie a fanerogame marine della laguna di Venezia - aggiornamento cartografico al 2010 e confronto storico. *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat.* 39, 55–66.
- De Jonge V.N, De Jong D.J. 1992. Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Institute for Sea Research Publ*, 20: 161-176.
- Dennison, W.C., 1987. Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany*, 27: 15-26.
- Dodson SI, Allen TF, Carpenter SR, Ives AR, Jeanne RL, Kitchell JF, Langston NE, Turner MG. 1998. *Ecology*. Oxford University Press, USA.
- Drew, E.A., 1978. Factors affecting photosynthesis and its seasonal variation in the sea-grasses *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers, and *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31: 173-194.
- Duarte, C.M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany* 40: 363-377.
- Elith J, Burgman MA, Regan HM. 2002. Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. *Ecological modelling* 157: 313-329.
- Elith J, Graham C.H. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802-813.
- Elith J., Graham H., Anderson P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans J., Huettmann F., Leathwick R., Lehmann A., Li J., Lohmann G., Loiselle A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton C. M., Townsend Peterson A., Phillips J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire E., Soberon J., Williams S., Wisz S., & Zimmermann E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Fonseca, M.S. and W.J. Kenworthy, 1987. Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27: 59-78.
- Franco A, Malavasi S, Fiorin R, Zucchetta M, Torricelli P. 2004. Habitat characteristics of two endangered gobies in the Venice Lagoon. In: âzhan, E, *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*. Ankara, Turkey: MEDCOAST, Middle East Technical University, 479-484.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., 2006a. Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66: 67-83.
- Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., 2006b. Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice Lagoon. *Hydrobiologia*, 555: 159-174.
- Garzon M.B., Blazek R., Neteler M., Dios R.S., Ollero H.S., Furlanello C. 2006. Predicting habitat suitability with machine learning models: The potential area of *Pinus sylvestris* L. in the Iberian Peninsula. *Ecological modelling*, 197: 383-393.
- Goodchild, M. F., 2002. Preface. In J.M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, and others (eds). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Washington, DC: Island Press, pp. xv-xvii.
- Graf R.F., Bollmann K., Sachot S., Suter W., Burgmann H. 2006. On the generality of habitat distribution models: a case study of capercaillie in three Swiss regions. *Ecography*, 29: 319-328.

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- Guidetti, P., Lorenti M., Buia M.C., Mazzella L., 2002. Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass species: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *Marine Ecology*, 23: 51-67.
- Guisan A., Lehmann A., Ferrier S., Austin M., Overton J.M., Aspinall R., Hastie T. 2006. Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology*, 43: 386-392.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models *Ecology letters*, 8: 993-1009.
- Guisan A., Zimmermann N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology *Ecological modelling*, 135: 147-186.
- Hastie T, Tibshirani R, Friedman JH. 2001 (Eds). *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. Springer, New York. 532 p.
- Hattab, T., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Somot, S., Le Loc'h, F., Leprieur, F., 2014. Towards a better understanding of potential impacts of climate change on marine species distribution: a multiscale modelling approach. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 1417-1429. doi:10.1111/geb.12217
- Hemminga M.A., Duarte C.M. 2000. Fauna associated with seagrass systems. In: *Seagrass Ecology*, Hemminga M.A., Duarte C.M.(Eds.).Cambridge University Press, UK. chap. 6: 199-247.
- Hiemstra, P.H., Pebesma, E.J., Twenhofel, C.J.W. and G.B.M. Heuvelink, 2008. Real-time automatic interpolation of ambient gamma dose rates from the Dutch Radioactivity Monitoring Network. *Computers & Geosciences* 35: 1711-1721
- Hirzel A., Guisan A., 2002. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological modelling*, 157: 331-341.
- IUCN, 2009. UCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 24 September 2009
- Jimenez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J., 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14: 885-890.
- Johnson C.J., Gillingham M.P. 2008. Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou. *Ecological Modelling*, 213: 143-155.
- Jones C.V., Lawton J.H., Shachak M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78: 1946-1957.
- Kameyama S., Fukushima M., Han M., Kaneko M. 2007. Spatio-temporal changes in habitat potential of endangered freshwater fish in Japan . *Ecological Informatics* 318-327.
- Koch E.W., 2001. Beyond light: physical, geological and geochemical parameters as possible submerged aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.
- Loiselle B.A., Jorgensen P.M., Consiglio T., Jimenez I., Blake J.G., Lohmann L.G., Montiel O.M. 2007. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, 35: 105-116.
- Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC, 2004. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia, Esecutivo del 2° stralcio triennale (2002-2005) MELa 2, *Attività A Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe, Resocontazione finale* Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - Selc, 2005. Studio B.12.3/III. La funzionalità dell'ambiente lagunare attraverso rilievi delle risorse alieutiche, dell'avifauna e dell'ittiofauna. Erodibilità del fondale e fattori di disturbo: Rilievi dell'erodibilità del fondale. Rapporto intermedio. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC, 2005b. Resocontazione finale della distribuzione della vegetazione acquatica sommersa (fanerogame marine e macroalghe) in Laguna di Venezia. Progetto MELa2. Attività A. Rapporto finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - Thetis, 2005a. Programma generale delle attività di approfondimento del quadro conoscitivo di riferimento per gli interventi ambientali. 2° stralcio triennale (2003-2006) "Progetto ICSEL". Attività A. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - Thetis, 2005b. Attività di monitoraggio ambientale della laguna di Venezia, Esecutivo del 2° stralcio triennale (2002-2005) MELa 3, Attività E, laborazione dei dati e resocontazioni finali, Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - SELC. 2011. Monitoraggio di mantenimento delle conoscenze sullo stato delle acque e delle macrofite. MELA 5 (2009-2011). Linea B - Macrofite. Rilievo della distribuzione e della copertura della vegetazione acquatica sommersa (mappatura). Rapporto Tecnico 2 (Rilievo del 2010). Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2012. Studio B.6.72 B/7 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame - Modellazione matematica idro-morfodinamica delle praterie a fanerogame marine. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Magistrato alle Acque di Venezia (ora Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto - Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia) - CORILA. 2013. Studio B.6.72 B/8 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame - Modellazione matematica idro-morfodinamica delle praterie a fanerogame marine. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Mainardi D, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Giovanardi O, Granzotto A, Libertini A, Malavasi S, Pranovi F, Riccato F, Torricelli P. 2002. Fish diversity in the Venice lagoon: preliminary report. In: Campostrini, P, *Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2001 results* . Padova: La Garangola, 583-594.

Mainardi D, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Granzotto A, Malavasi S, Pranovi F, Riccato F, Zucchetta M, Torricelli P. 2004. Seasonal distribution of fish fauna in the Venice Lagoon shallow waters: preliminary results. In: Campostrini, P, *Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2002 results* . Venezia: Multigraf, 437-447.

Mainardi D, Fiorin R, Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Pranovi F, Riccato F, Zucchetta M, Torricelli P. 2005. Composition and distribution of fish assemblages in the shallow waters of the Venice

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

Lagoon. In: Campostrini, P, *Scientific research and safeguarding of Venice, Corila Research: Program 2003 results*. Venezia: Multigraf, 405-419.

McAlpine CA, Rhodes JR, Bowen ME, Lunney D, Callaghan JG, Mitchell DL, Possingham HP. 2008. Can multiscale models of species' distribution be generalized from region to region? A case study of the koala. *Journal of Applied Ecology*, 45, 549-557.

Merow, C., Smith, M.J., Edwards, T.C., Guisan, A., McMahon, S.M., Normand, S., Thuiller, W., Wüest, R.O., Zimmermann, N.E., Elith, J., 2014. Back to the basics of species distribution modeling: what do we gain from complex versus simple models? *Ecography (Cop.)*. in review, 1-15. doi:10.1111/ecog.00845

Meynard C.N., Quinn J.F. 2000. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography*, 34: 1455-1469.

Misson G., Vacchi M., Montefalcone M., Archetti R., Bianchi, C.N., Ferrari, M., 2014. MODELLING THE REFERENCE CONDITIONS OF THE UPPER LIMIT OF *POSIDONIA OCEANICA* MEADOW. 5ème Symposium Méditerranéen sur la Végétation Marine (Portorož, Slovénie, 27-28 octobre 2014)

Morrison e Hall, 2002

Morrison M.L., Hall L.S., 2002. Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and applications. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale* (ed. by J.M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall and F.B. Samson), pp. 43-52. Island Press, Washington, DC.

Murphey P.L., Fonseca M.S. 1995. Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 121: 91-98.

Philippart C.J. 1995. Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. In the Dutch Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 188: 199-213.

Plus M., Chapelle A., Menesguen A., Deslous-Paoli J.M., Auby I. 2003. Modelling seasonal dynamics of biomasses and nitrogen contents in a seagrass meadow (*Zostera noltii* Hornem.): application to the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *Ecological Modelling*, 161: 211-236.

Prasad A, Iverson L, Liaw A. 2006. Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems*, 9: 181-199.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto- Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2014b. Studio B.6.72 B/9 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Provveditorato Interregionale alle OO. PP. del Veneto- Trentino Alto Adige - Friuli Venezia Giulia - CORILA. 2014a. Studio B.6.72 B/9 - Attività di rilevamento per il monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Area: Ecosistemi di pregio. Macroattività: Praterie a fanerogame - MODELLAZIONE MATEMATICA IDROMORFODINAMICA DELLE PRATERIE A FANEROGAME MARINE. Rapporto Finale. Prodotto dal Concessionario, Consorzio Venezia Nuova.

Qiao, H., Soberón, J., Peterson, T. a., 2015. No Silver Bullets in Correlative Ecological Niche Modeling: Insights from Testing Among Many Potential Algorithms for Niche Estimation. *Methods Ecol. Evol.* n/a-n/a. doi:10.1111/2041-210X.12397

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

- R core team, 2015 A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Randin CF, Dirnbock T, Dullinger S, Zimmermann NE, Zappa M, Guisan A. 2006. Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography*, 33: 1689-1703.
- Rismondo A., Curiel D., Marzocchi M., Scattolin M. 1997. Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 58: 55-64.
- Rismondo A., Curiel D., Scarton F., Mion D., Caniglia, G. 2003. A New Seagrass Map for the Venice Lagoon. In: Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03, E. Özhan (Editor), 7-11 October 2003, Ravenna, Italy. Vol 2: 843-852.
- Rountree R.A., Able K.W. 2007. Spatial and temporal habitat use patterns for salt marsh nekton: implications for ecological functions. *Aquatic Ecology*, 41: 25-45.
- Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Haufler, M.G. Raphael, W.A. Wall and F.B. Samson, 2002. Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press, Covelo, California, 840pp.
- Sfriso A, Ghetti PF. 1998. Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61: 207-223.
- Sfriso A, Marcomini A. 1997. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part I: Coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Marine.Environmental.Research*, 44: 351-375.
- Sfriso A, Marcomini A. 1998. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine.Environmental.Research*, 47: 285-309.
- Sfriso A., Facca C., 2007. Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia*, 577: 71-85.
- Strauss B. & Biedermann R. 2007. Evaluating temporal and spatial generality: How valid are species-habitat relationship models? *Ecological Modelling*, 204: 104-114.
- Sundblad G, Härmä M, Lappalainen A, Urho L, Bergström U. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 90-96.
- Tagliapietra D., Cornello M., Pessa G., Zitelli A., 1999. Variazioni nella distribuzione delle praterie a fanerogame marine presso la bocca del Porto di Lido (laguna di Venezia). *Biologia Marina Mediterranea*, 6: 448-451.
- Terrados, J. and J.D. Ross, 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon: the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43: 63-74.
- Thayer, G.W., W.J. Kenworthy and M.S. Fonseca, 1984. The ecology of eelgrass meadows of the Atlantic coast: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Services, FWS/OBS-84/02. Washington, D.C.
- Vacchi, M., Montefalcone, M., Schiaffino, C.F., Parravicini, V., Bianchi, C.N., Morri, C., Ferrari, M., 2014. Towards a predictive model to assess the natural position of the *Posidonia oceanica* seagrass meadows upper limit. *Mar. Pollut. Bull.* 83, 458-66.
- Valle, M., Chust, G., del Campo, A., Wisz, M.S., Olsen, S.M., Garmendia, J.M., Borja, Á., 2014. Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. *Biol. Conserv.* 170, 74-85. doi:10.1016/j.biocon.2013.12.017

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

Valle, M., van Katwijk, M.M., de Jong, D.J., Bouma, T.J., Schipper, A.M., Chust, G., Benito, B.M., Garmendia, J.M., Borja, Á., 2013. Comparing the performance of species distribution models of *Zostera marina*: implications for conservation. *J. Sea Res.* doi:10.1016/j.seares.2013.03.002

Vaughan I.P., Ormerod S.J. 2003. Improving the Quality of Distribution Models for Conservation by Addressing Shortcomings in the Field Collection of Training Data. *Conservation Biology*, 17: 1601-1611.

Vaz S., Martin C.S., Eastwood P.D., Ernande B., Carpentier A., Meaden G.J., Coppin F., 2008. Modelling species distributions using regression quantiles. *Journal of Applied Ecology*, 45: 204-217.

Zanini F., Pellet J., Schmidt B.R. 2009. The transferability of distribution models across regions: an amphibian case study. *Diversity and Distributions*, 15: 469-480.

A.2 Variabili ambientali incluse nei modelli

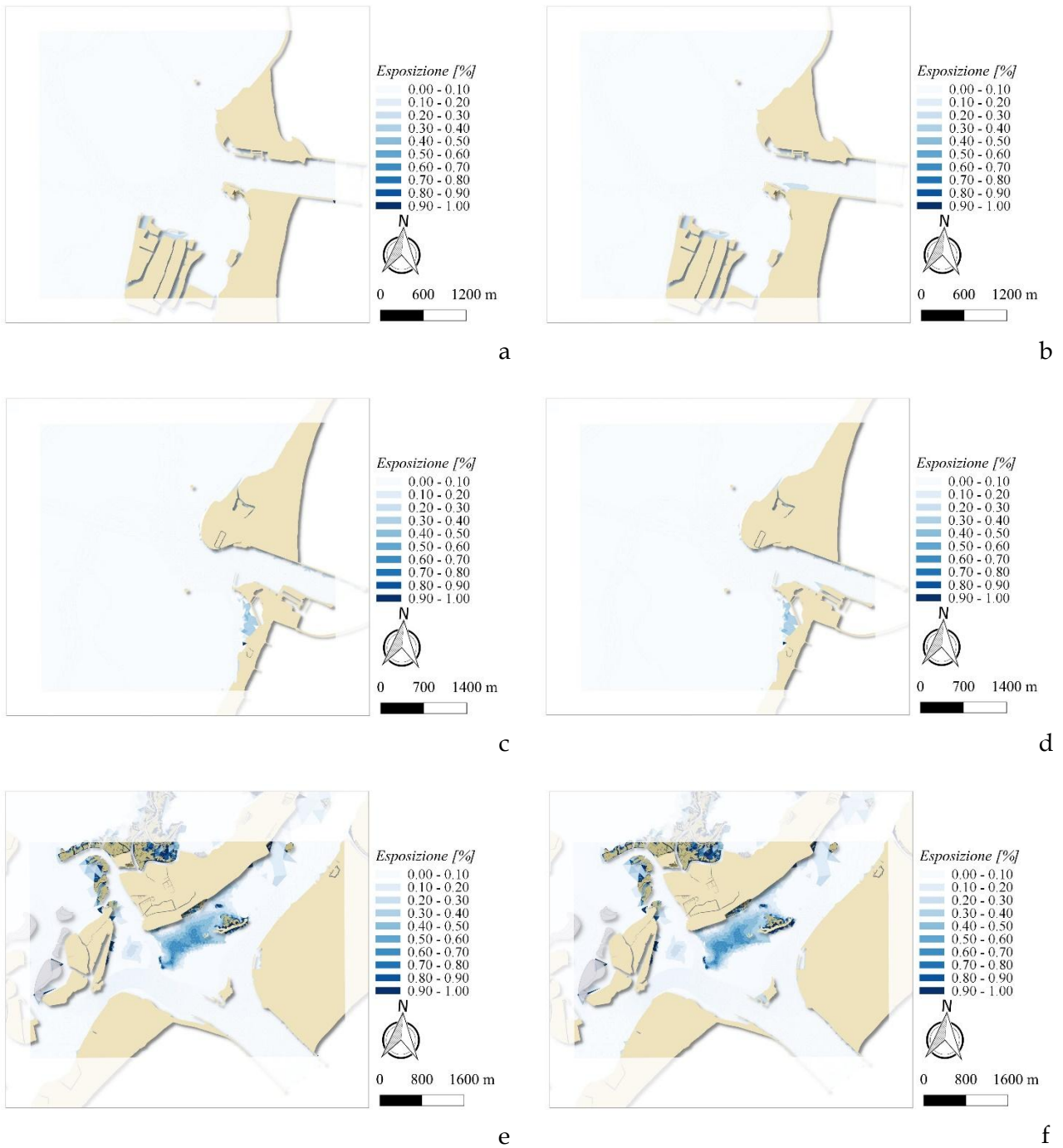
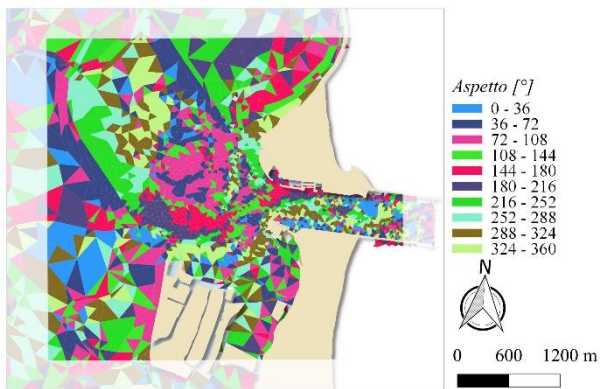
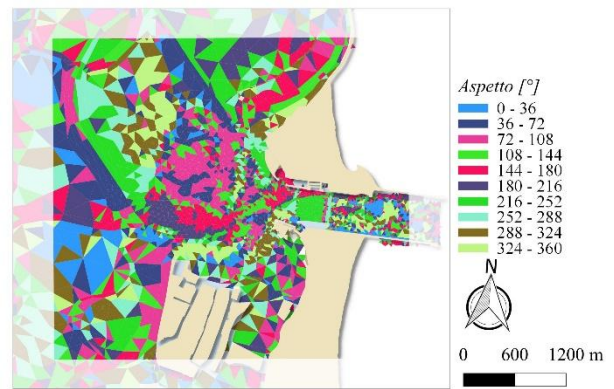


Figura A 2. Parametri ambientali usati come input del modello: esposizione all'aria a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

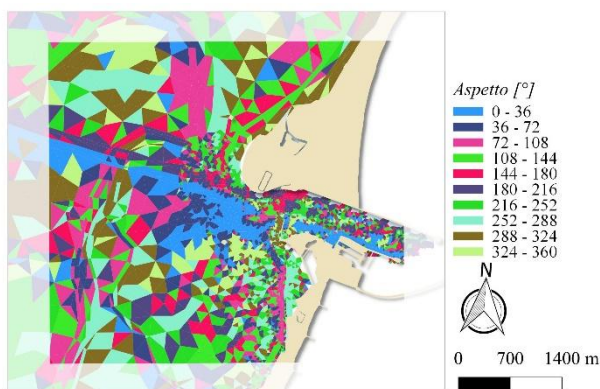
CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI



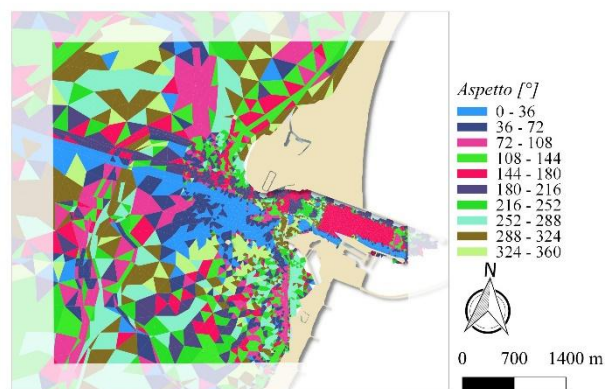
a



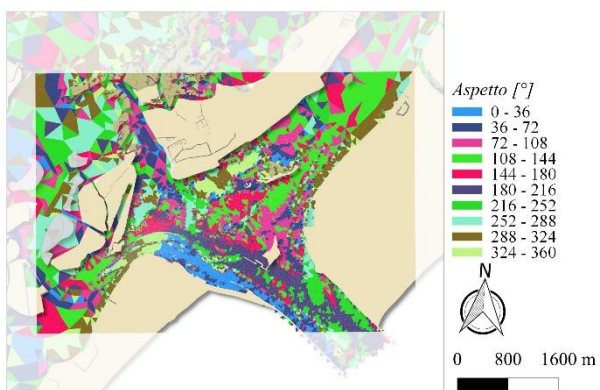
b



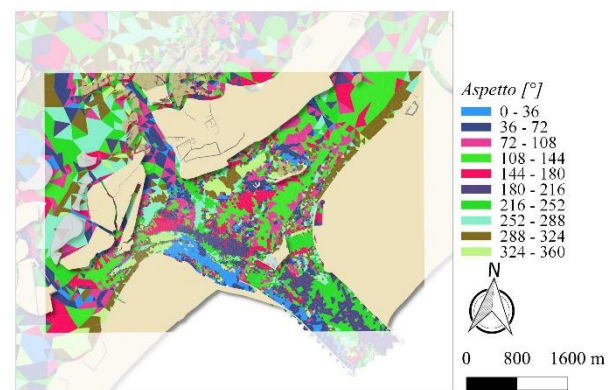
c



d



e



f

Figura A 3. Parametri ambientali usati come input del modello: aspetto (orientamento della pendenza massima) a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

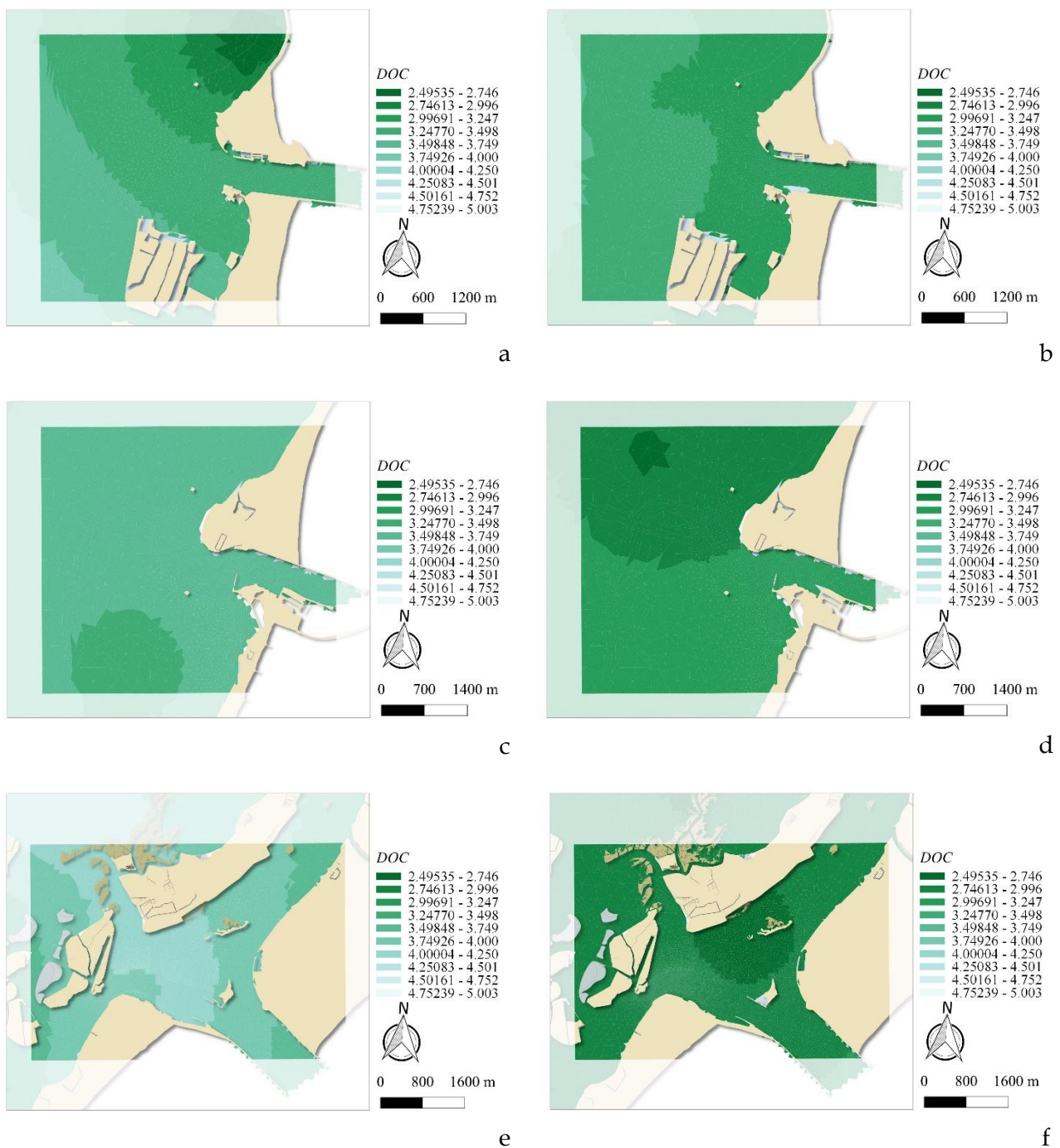


Figura A 4. Parametri ambientali usati come input del modello: DOC (mg/l) a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

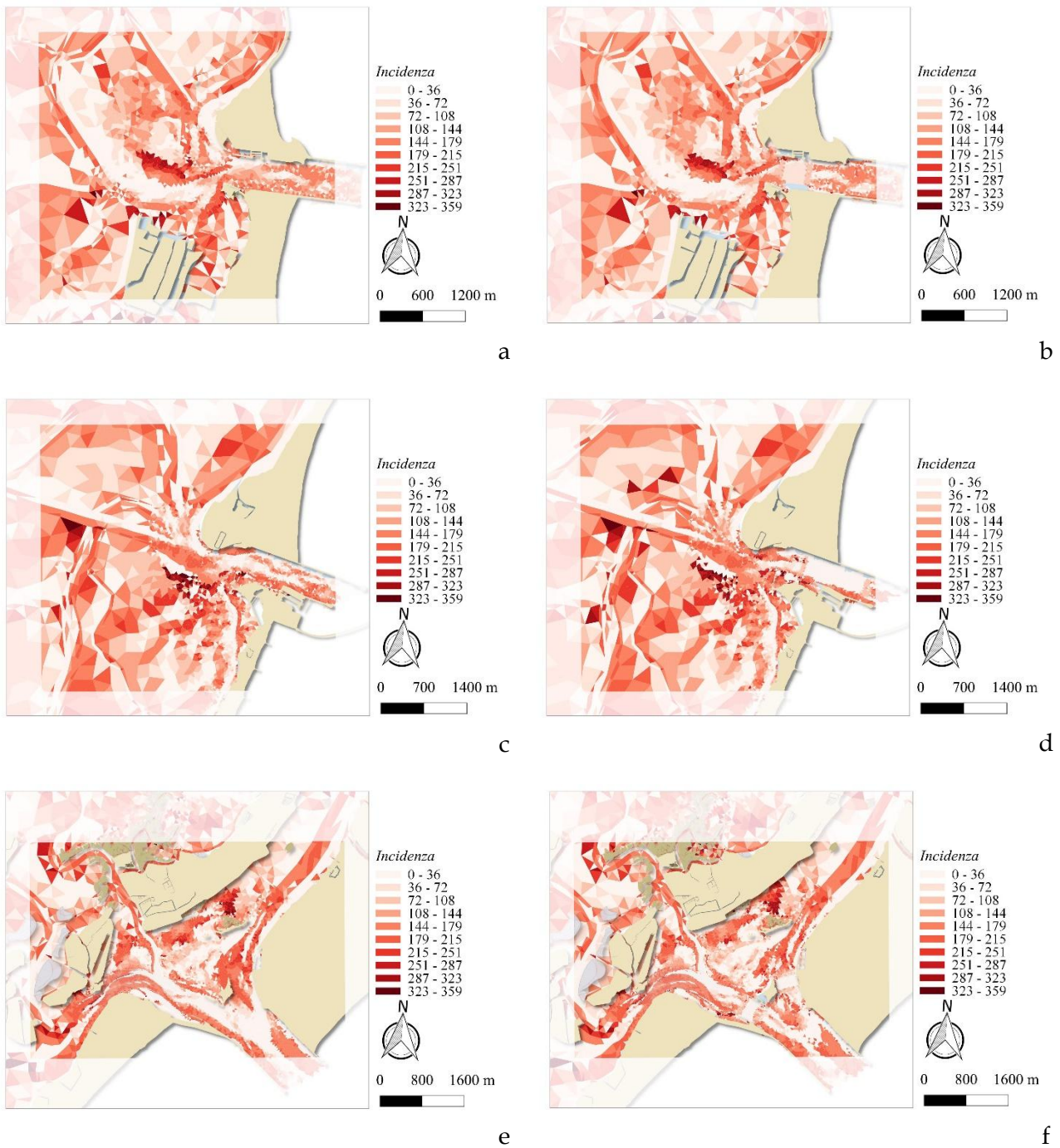
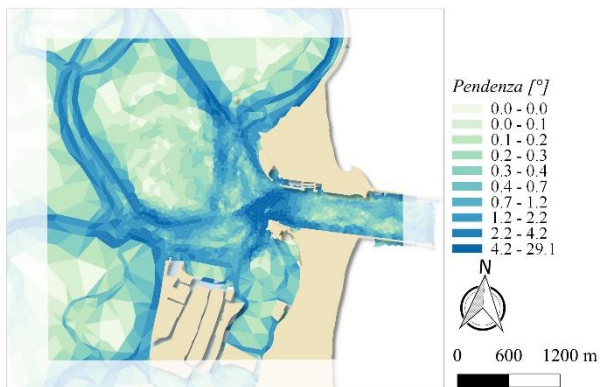
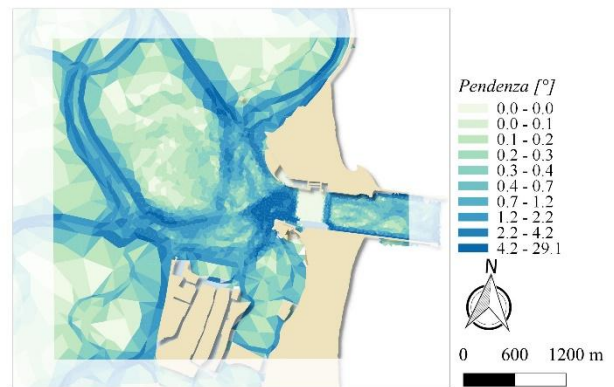


Figura A 5. Parametri ambientali usati come input del modello: incidenza ($^{\circ}$) della direzione della corrente rispetto all'orientamento degli elementi della griglia a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

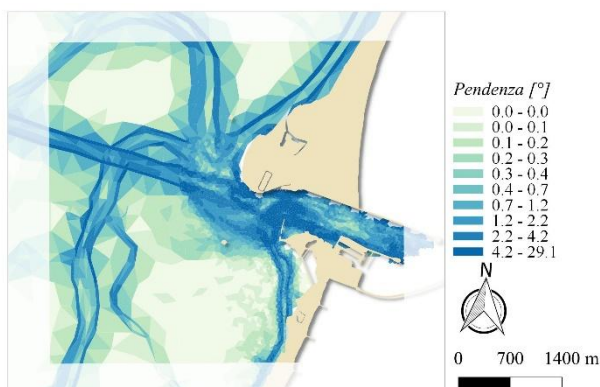
CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI



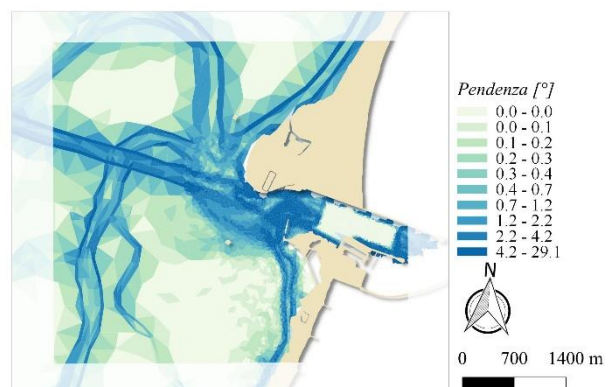
a



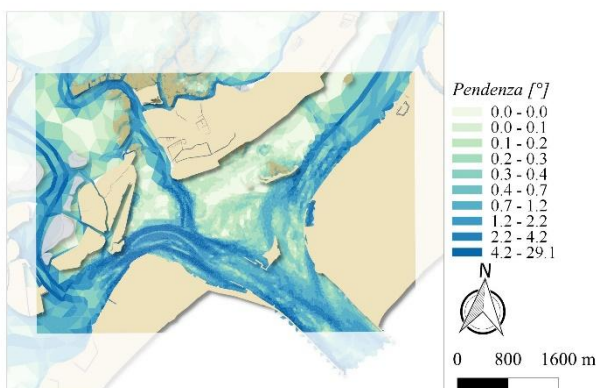
b



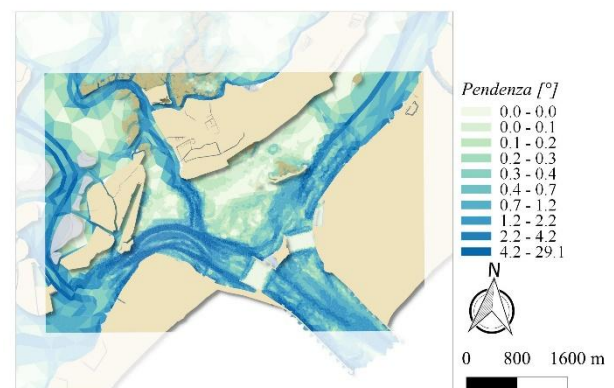
c



d



e



f

Figura A 6. Parametri ambientali usati come input del modello: pendenza degli elementi della griglia a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

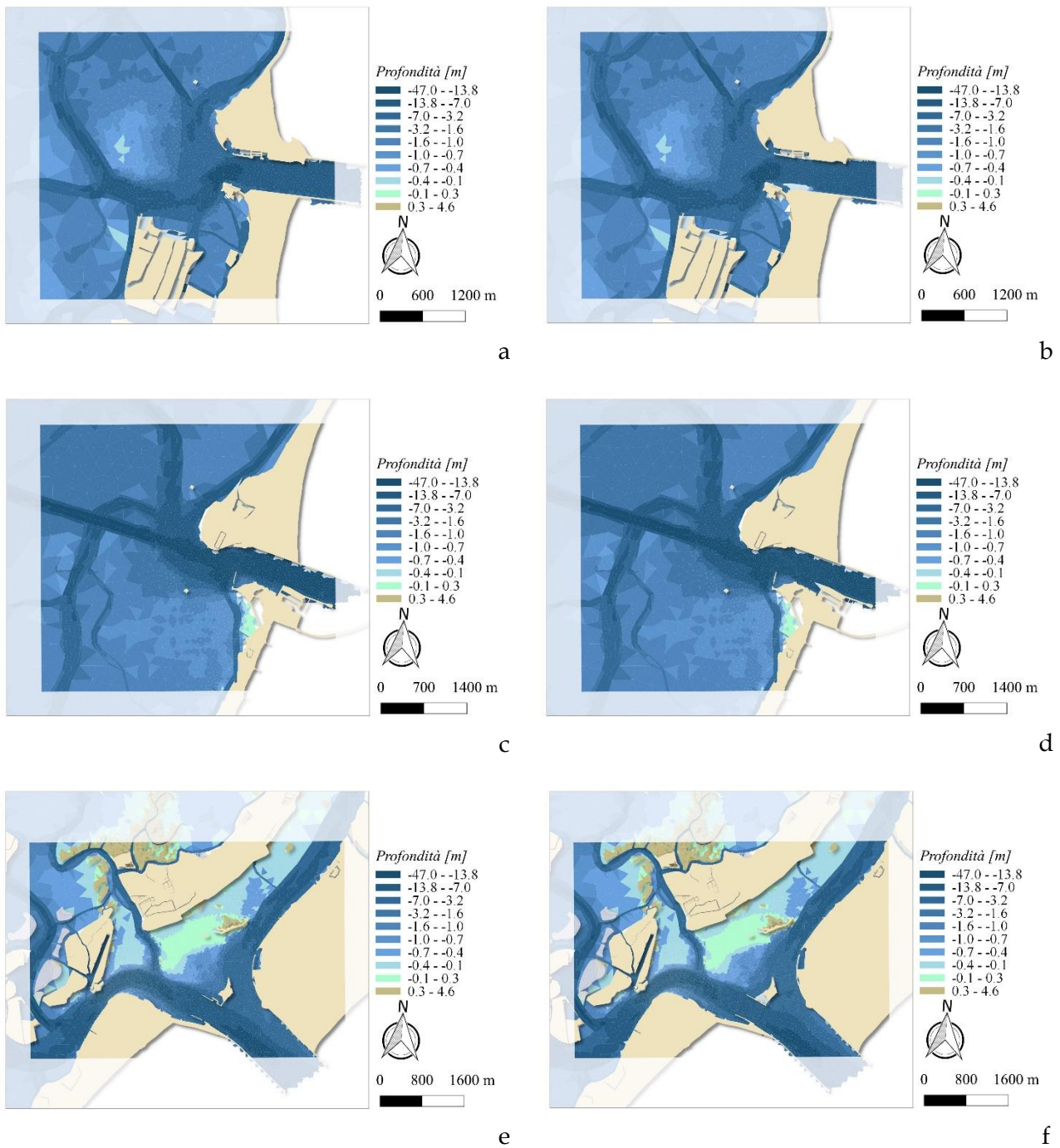
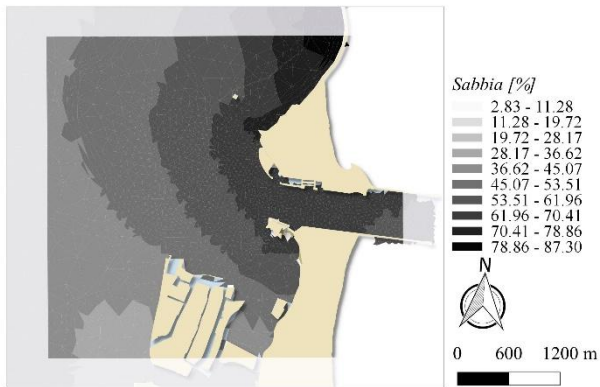


Figura A 7. Parametri ambientali usati come input del modello: profondità degli elementi della griglia a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f)

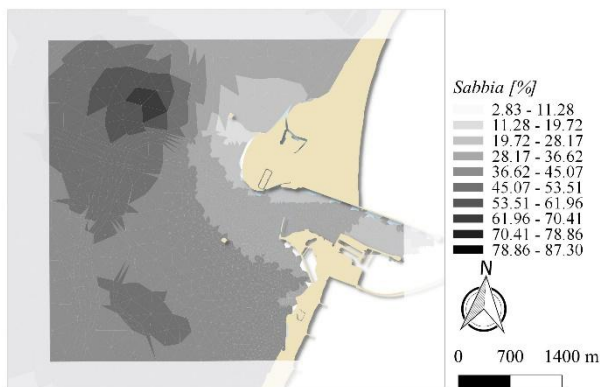
CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI



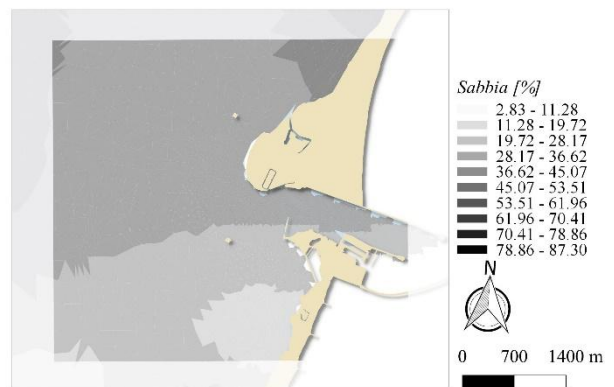
a



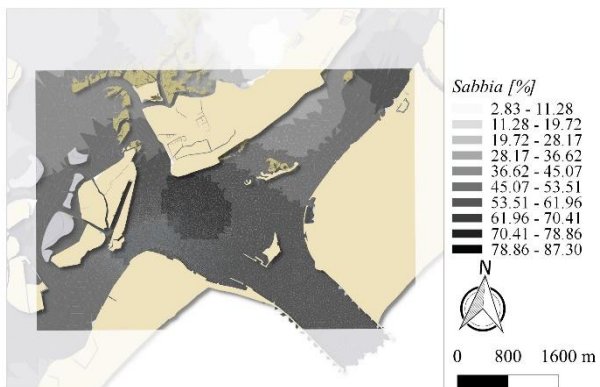
b



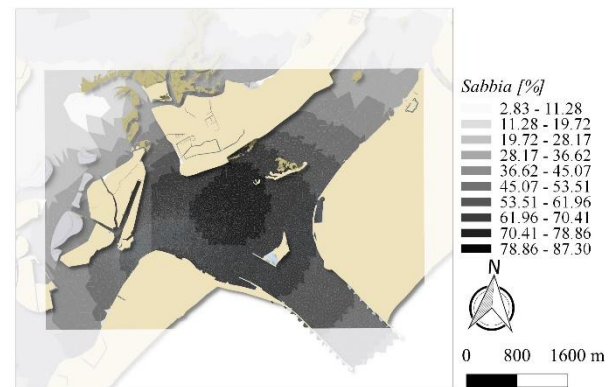
c



d



e



f

Figura A 8. Parametri ambientali usati come input del modello: granulometria del fondale a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f)

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

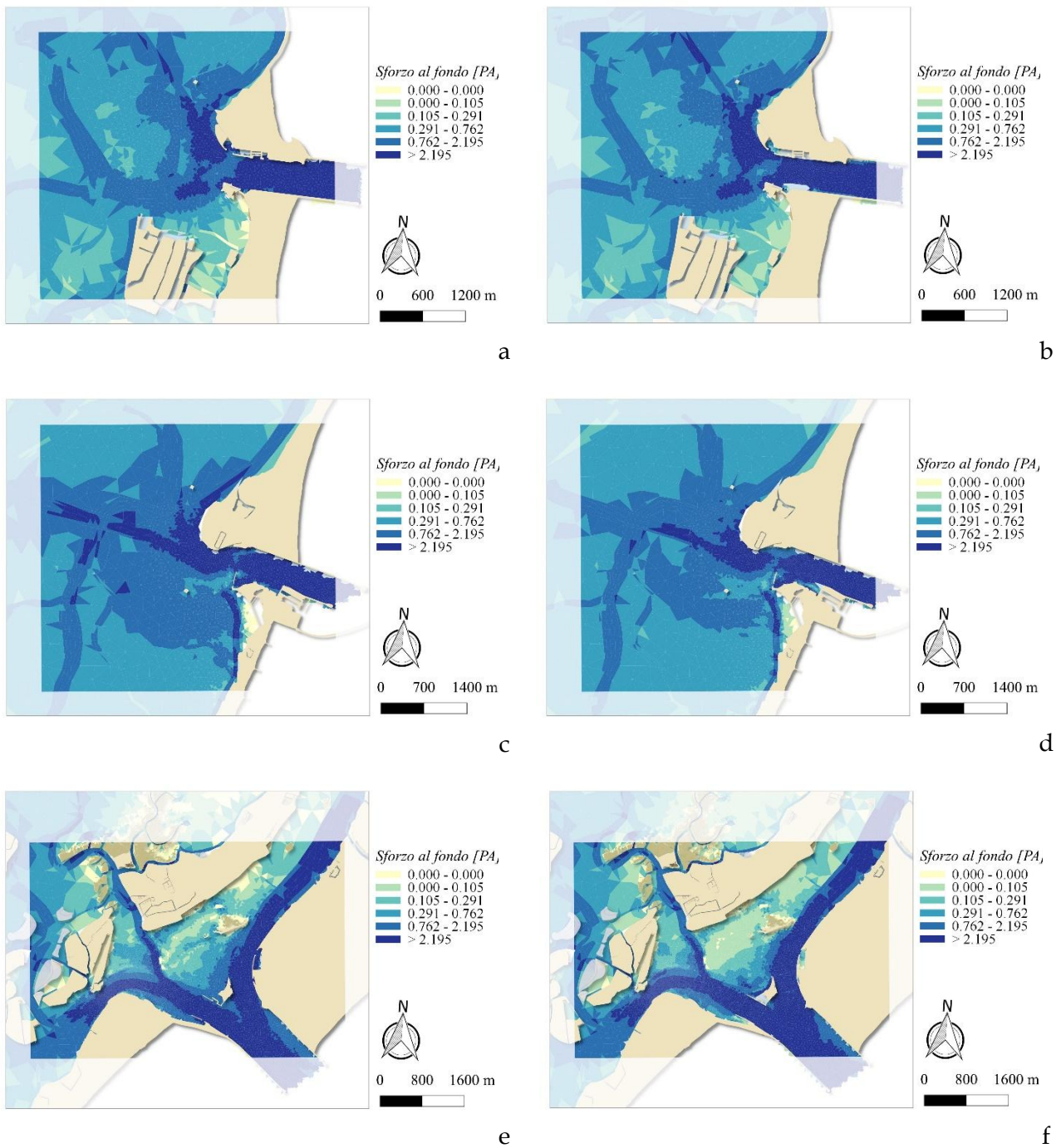


Figura A 9. Parametri ambientali usati come input del modello: sforzo tangenziale al fondo a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCHE LAGUNARI

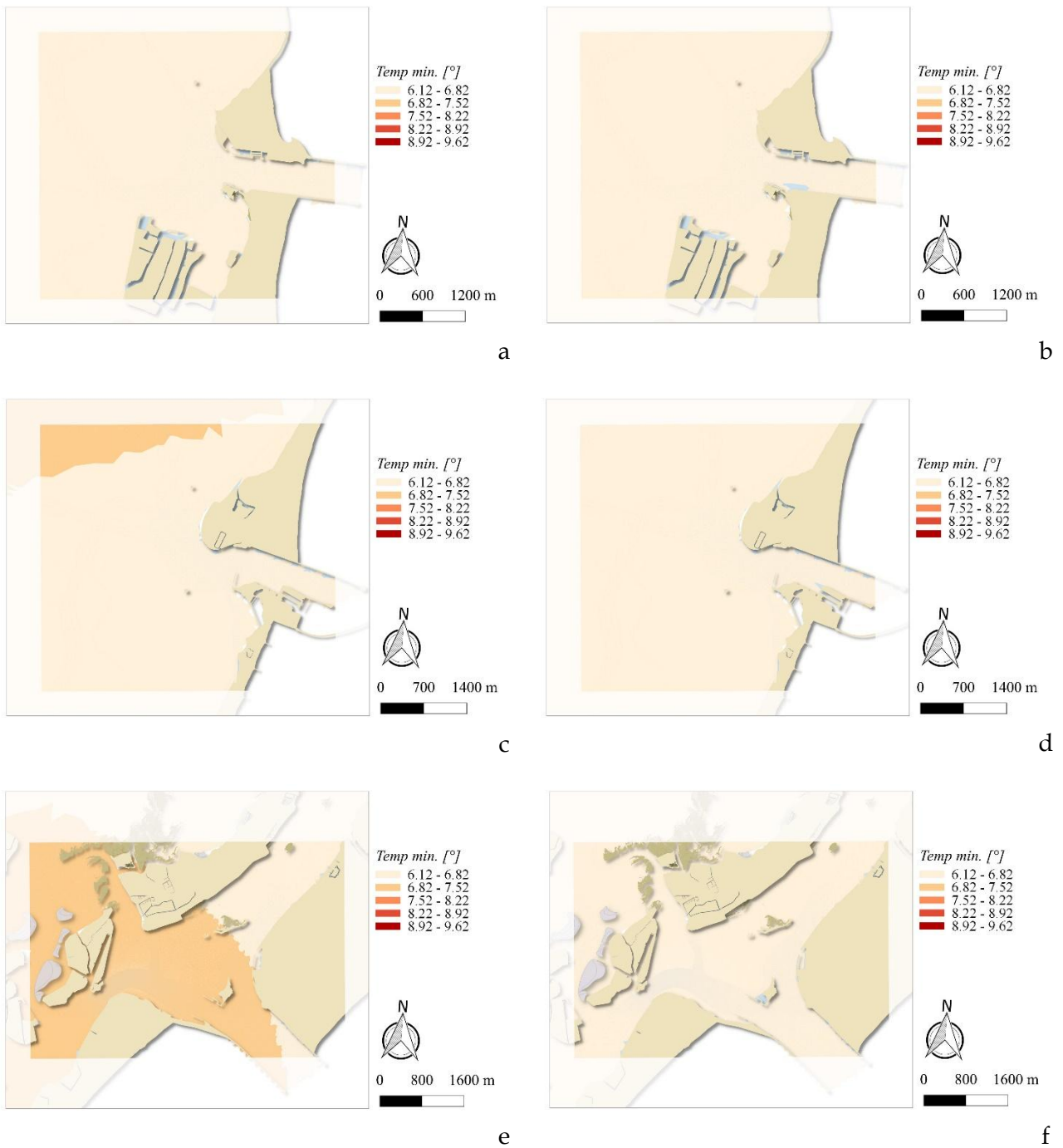


Figura A 10. Parametri ambientali usati come input del modello: temperatura minima annuale (10° percentile) a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

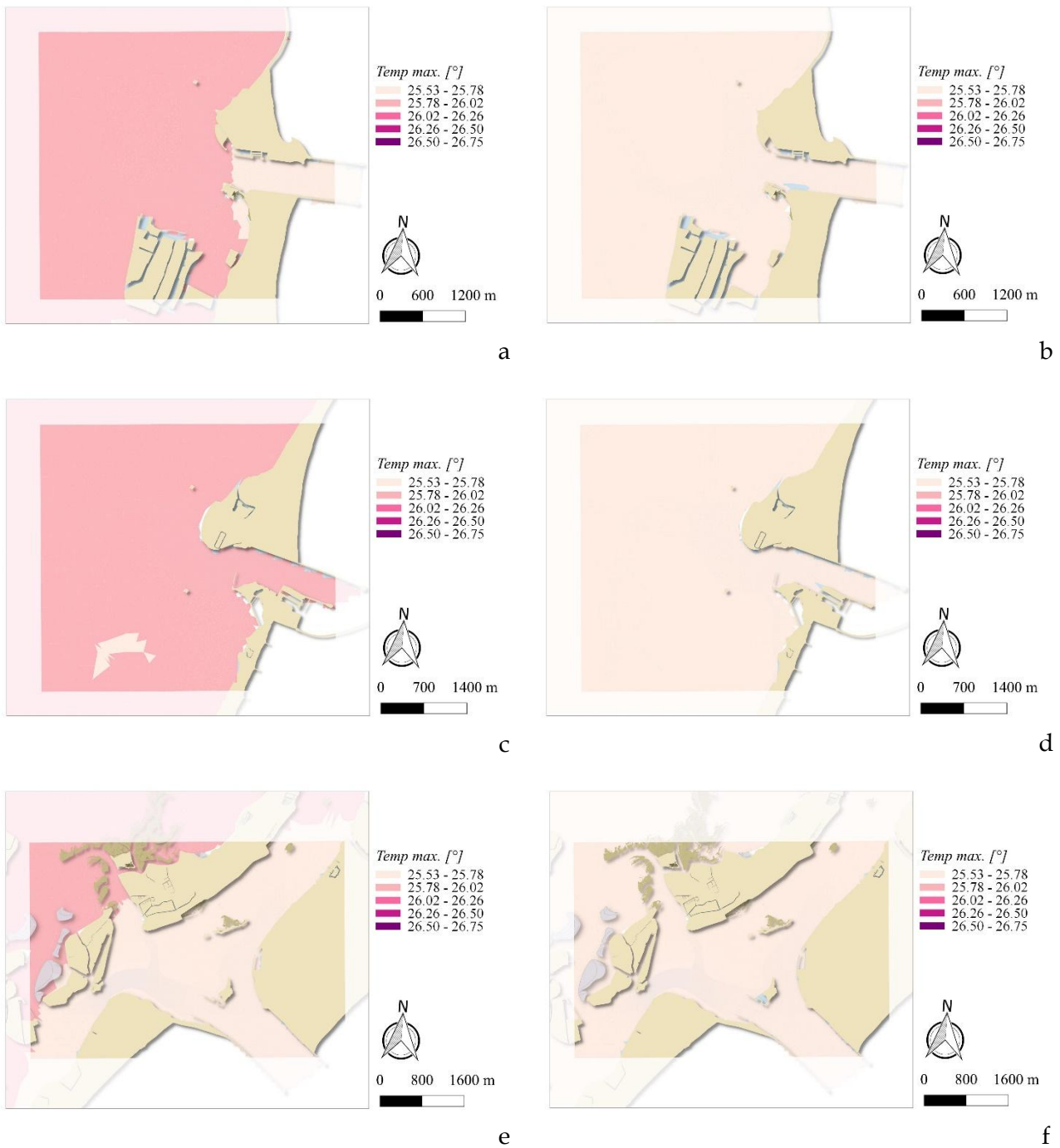


Figura A 11. Parametri ambientali usati come input del modello: temperatura massima annuale (90° percentile) a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

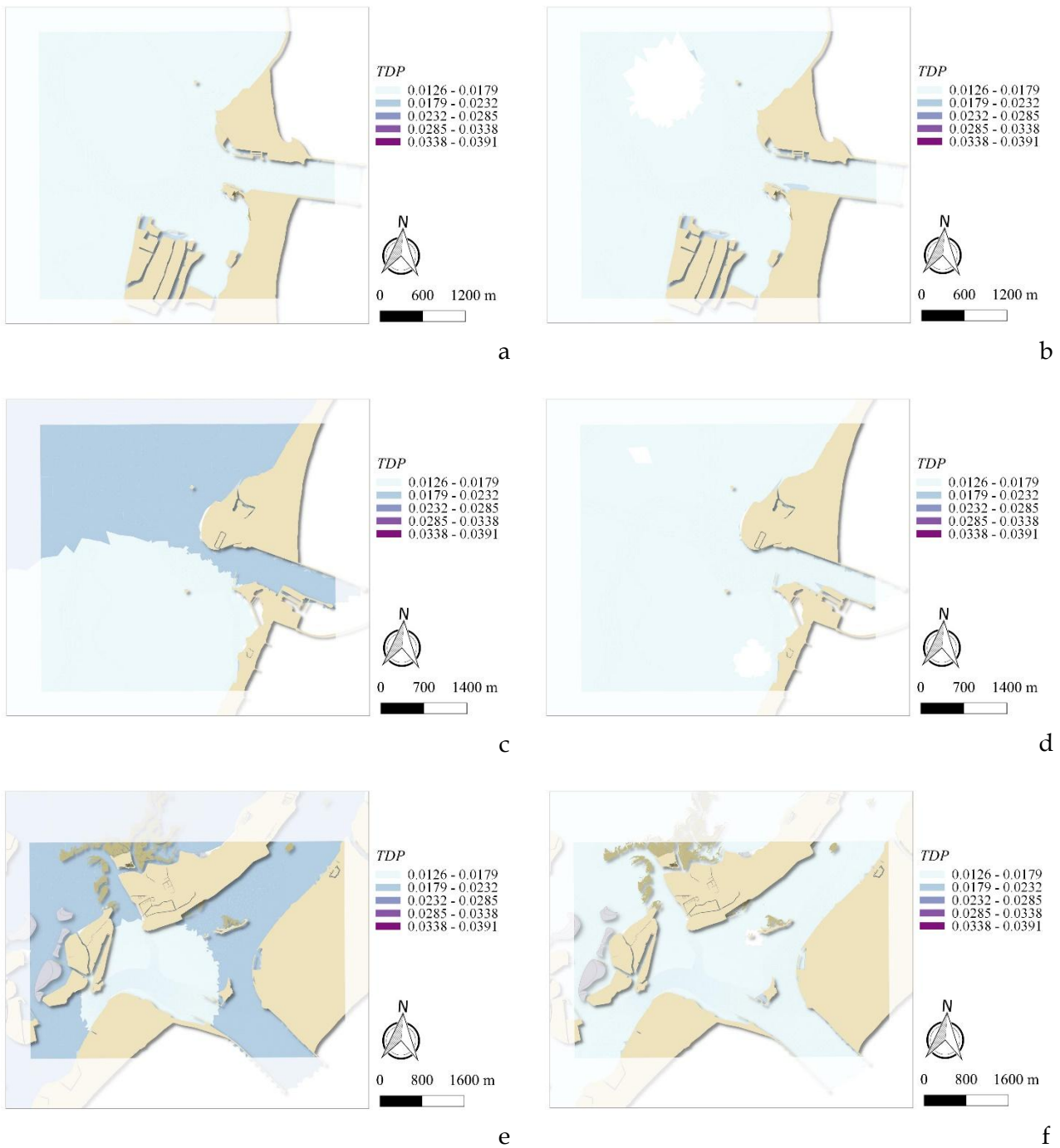


Figura A 12. Parametri ambientali usati come input del modello: TDP (mg/l) a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).

CORILA
 ATTIVITÀ DI RILEVAMENTO PER IL MONITORAGGIO DEGLI EFFETTI PRODOTTI DALLA
 COSTRUZIONE DELLE OPERE ALLE BOCCHE LAGUNARI

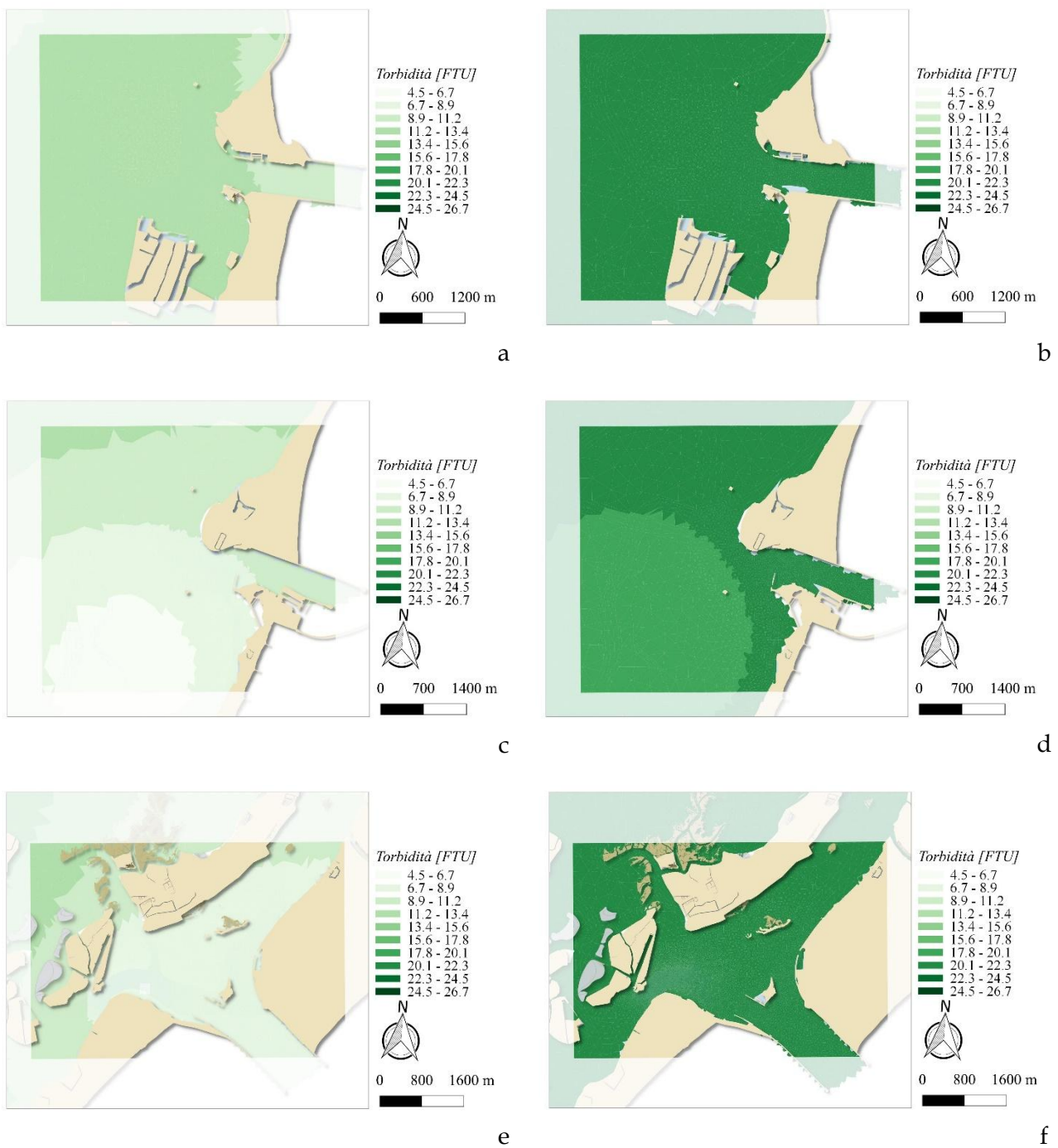


Figura A 13. Parametri ambientali usati come input del modello: torbidità a Chioggia nel 2004 (a) e nel 2010 (b); Malamocco nel 2004 (c) e nel 2010 (d) e a Lido nel 2004 (e) e nel 2010 (f).