



AUTORITA' PORTUALE
SALERNO

 **enviroconsult**



ALLEGATO 12

**CARATTERIZZAZIONE DELL'AREA DI IMMERSIONE
IN MARE DEI MATERIALI DI ESCAVO DEI FONDALI
DEL PORTO COMMERCIALE DI SALERNO E DEL
CANALE DI INGRESSO**



ENVIROCONSULT S.r.l. - Via A. D'Isernia, 28 - 80122 NAPOLI
Cap. Soc. 10.000,00 Tel. 081/0662457 - Fax 081/0662457 P. IVA e C.F. n. 06334181218
Sito Web : www.enviroconsult.it - email: info@enviroconsult.it

CARATTERIZZAZIONE DELL'AREA DI IMMERSIONE IN MARE DEI MATERIALI DI ESCAVO DEI FONDALI DEL PORTO COMMERCIALE DI SALERNO E DEL CANALE DI INGRESSO



Stazione
Zoologica
Anton Dohrn
Napoli

Ottobre 2016

GRUPPO DI LAVORO

Ing. Vincenzo Botte

Dott. Daniele Iudicone

Ing. Francesca Margiotta

Sommario

PREMESSA	2
Sezione 1 – Rielaborazione dei dati acquisiti nel 2004	4
Campagna 0%	7
Campagna 20%	10
Campagna 50%	13
Campagna 100%	15
Considerazioni conclusive	18
Sezione 2 – Analisi delle criticità legate all’immersione dei sedimenti sul comparto fitoplanctonico.	19
Sezione 3 – Simulazioni numeriche dell’immersione in mare di materiale dragato nel Porto di Salerno.	24
Introduzione	24
Simulazione della circolazione nel Golfo di Salerno	25
Simulazione dell’immersione in mare del 2004	37
Simulazioni con i nuovi dati (caratterizzazione 2015)	49
Sito 1	52
Sito 2	55
CONCLUSIONI	58
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI	60

PREMESSA

Molto spesso i porti, essendo situati in ambienti costieri o in prossimità di aree estuariali, sono soggetti a rapidi fenomeni di sedimentazione (PIANC, 2008) e necessitano di frequenti interventi di dragaggio. Le operazioni di immersione in mare dei materiali dragati possono provocare alterazioni fisiche o chimiche dell'ambiente circostante e/o in prossimità del sito di dragaggio. Lo smaltimento del materiale dragato in mare ha un impatto variabile sull'ambiente marino (Fettweis & Nechad., 2010) e costituisce un importante problema nella gestione delle zone costiere (OSPAR, 2008). La portata dell'impatto dipende dalle dimensioni, dalle caratteristiche e dalla vulnerabilità della zona dragata così come dalla tecnica dragaggio utilizzata. Gli effetti del dragaggio e dell'immersione in mare sono sito-specifici (Ware et al., 2010). Di conseguenza, per effettuare una corretta valutazione dell'impatto ambientale derivante dai lavori di dragaggio e immersione in mare di sedimenti, è imprescindibile una robusta conoscenza delle dinamiche idrografiche specifiche dell'area.

I principali impatti sugli habitat e sugli organismi marini, derivanti dalle attività di dragaggio, possono essere sintetizzati come (OSPAR, 2004):

- rimozione del substrato e, di conseguenza, rimozione di habitat e di organismi (tale effetto può essere temporaneo in quanto può avvenire la ricolonizzazione o il recupero delle zone perturbate);
- alterazione della topografia dei fondali e delle condizioni idrografiche e, di conseguenza, distruzione degli habitat a scala locale e possibile rischio di stress fisico/meccanico per gli organismi;
- alterazione della composizione dei sedimenti, in termini di modifiche delle caratteristiche del substrato nelle vicinanze del sito di dragaggio, con un conseguente cambiamento della natura e la diversità delle comunità bentoniche (es. diminuzione della densità individuale, delle abbondanze o della biomassa);
- risospensione dei sedimenti e aumento della torbidità. I potenziali impatti comprendono:
 - i) la diffusione dei sedimenti e dei contaminanti ad essi associati;
 - ii) la rimobilizzazione dei contaminanti in fase acquosa, con conseguente aumento della biodisponibilità e del rischio ecotossicologico;
 - iii) il rilascio di sostanze nutritive con conseguente aumento di fenomeni di eutrofizzazione e di impatto diretto sugli organismi a causa della ridotta trasparenza e del consumo di ossigeno.

Gli impatti a breve termine comprendono l'aumento della torbidità causati dai lavori di escavo e di smaltimento dei sedimenti. A medio e lungo termine gli impatti includono la distruzione di habitat e gli impatti derivanti dalle variazioni nei flussi geochimici e nei budget di sedimenti.

Il grado di impatto del dragaggio dipende dall'estensione delle aree dragate (in termini di superficie e profondità), dalla frequenza e dalla durata delle attività di dragaggio, dalle caratteristiche e dalla vulnerabilità delle aree interessate e dell'ambiente circostante (in termini di distribuzione e importanza degli habitat e degli organismi), dalle tecniche di dragaggio applicate, nonché dai possibili effetti sinergici derivanti da altre attività che sull'area.

Il presente studio è finalizzato a caratterizzare l'area di deposizione in mare del materiale dragato e ad individuare i potenziali effetti del dragaggio e dell'immersione dei sedimenti e della loro dispersione. Per effettuare la caratterizzazione, è stata eseguita una rianalisi dei dati del monitoraggio ambientale condotto durante lavori di escavo eseguiti nel 2004. I dati sono stati analizzati in modo da contestualizzare la dinamica della dispersione osservata rispetto alle condizioni meteo-marine (sezione 1). Sulla base della letteratura esistente, sono state individuate le possibili criticità legate all'immersione dei sedimenti in grado di alterare la composizione e l'abbondanza delle comunità planctoniche in seguito a fenomeni di fertilizzazione (sezione 2). Infine, sono state effettuate simulazioni numeriche mediante un codice oceanografico, in cui si è tentato di replicare sia l'immersione in mare dei sedimenti effettuata nell'anno 2004 sia di dare delle indicazioni sul possibile effetto di una prevista immersione in mare di circa 3,250,000 m³ (sezione 3), in due differenti siti individuati dal gruppo di lavoro.

Sezione 1 – Rielaborazione dei dati acquisiti nel 2004

In questa sezione sono stati rielaborati i dati acquisiti nel corso del monitoraggio ambientale effettuato dalla Stazione Zoologica Anton Dohrn durante lavori di escavo eseguiti nel 2004, al fine di contestualizzare la dinamica della dispersione osservata in relazione alle condizioni meteo-marine. Il monitoraggio era stato effettuato in differenti fasi e aveva interessato l'ambiente pelagico, l'ambiente bentonico, i sedimenti ed il bioaccumulo (*mussel watch*). In questa sezione ci riferiremo ai risultati del monitoraggio dell'ambiente pelagico, ottenuti mediante quattro campagne di misura (campagna di bianco effettuata prima dell'inizio delle attività di dragaggio, in corrispondenza dell'immersione in mare del 20%, del 50% e del 100% dei sedimenti dragati ovvero al termine delle operazioni di immersione in mare).

Il piano di monitoraggio prevedeva cinque stazioni di campionamento all'interno del sito di immersione (stazioni SC) e tre transetti (A, B, C) ortogonali al profilo di costa (figura 1.1). Per ogni transetto sono state campionate cinque stazioni. Per i dettagli sulla strategia di campionamento e sulle metodiche utilizzate si rimanda alla relazione del 2005 (Margiotta & Saggiomo, 2005).

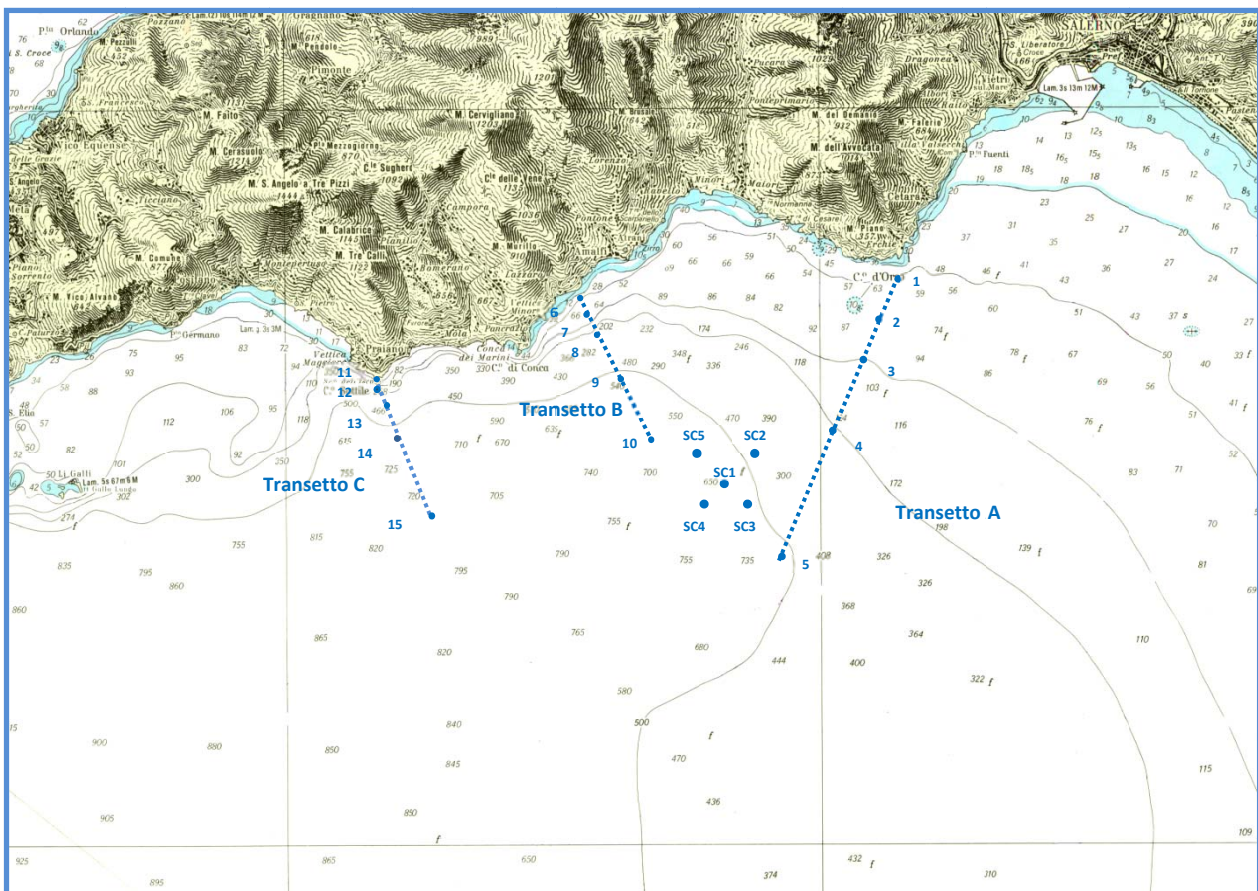


Figura 1.1– Ubicazione delle stazioni campionate durante il monitoraggio effettuato nel 2004.

Per quanto riguarda le condizioni meteo marine, sono state analizzate l'intensità e la direzione del vento nei giorni di campionamento e nel giorno precedente il campionamento, utilizzando i dati *European Center Medium Weather Forecast* (ECMWF) usati per forzare il modello numerico e che verranno presentati nella sezione 3.

Per contestualizzare i dati sono state utilizzate le mappe satellitari di solidi totali sospesi (TSM – *Total Suspended Matter*). Le stime satellitari di TSM sono state ottenute dalla combinazione giornaliera di immagini ottiche ad 1 km di risoluzione spaziale, elaborate e distribuite dal progetto *GlobColour*, finanziato dall' Agenzia Spaziale Europea nell'ambito del programma *Data User Element* (DUE). I dettagli sul processamento dei dati possono essere reperiti nel *GlobColour Product User Guide* (GlobColour Team, 2015).

Infine, è stata effettuata un'analisi dei campi di velocità in superficie per caratterizzare ulteriormente la dinamica di dispersione dei sedimenti. I campi di velocità sono stati ricavati dalle simulazioni numeriche descritte nella sezione 3.

Dalla figura 1.2 si evince che durante i lavori di escavo del 2004 il vento è stato abbastanza variabile sia in direzione che in intensità.

Durante la campagna di bianco (20/03/2004) ed in quella effettuata in corrispondenza dell'immersione del 50% della quantità di sedimenti da dragare (7/04/2004), i venti prevalenti provenivano dal I settore (E durante la fase di bianco, ENE al 50%) e, in entrambi i casi, non sono state osservate variazioni significative tra il giorno in cui sono state effettuate le indagini ed il giorno precedente.

Nella seconda campagna (20%), i giorni in cui sono state effettuate le misure (01-02/04/ 2004) erano caratterizzati da un regime di brezza, mentre nel giorno precedente (31/03/2004) il vento prevalente era ONO.

Nell'ultima campagna, relativa al 100% dei sedimenti dragati immersi in mare, il vento prevalente era da SO sia il giorno precedente il campionamento (25/04/2004) sia durante il primo giorno di indagine (26/04/2004), mentre nell'ultimo giorno di campionamento (27/04/2004) il vento prevalente era SSE e a bassa intensità.

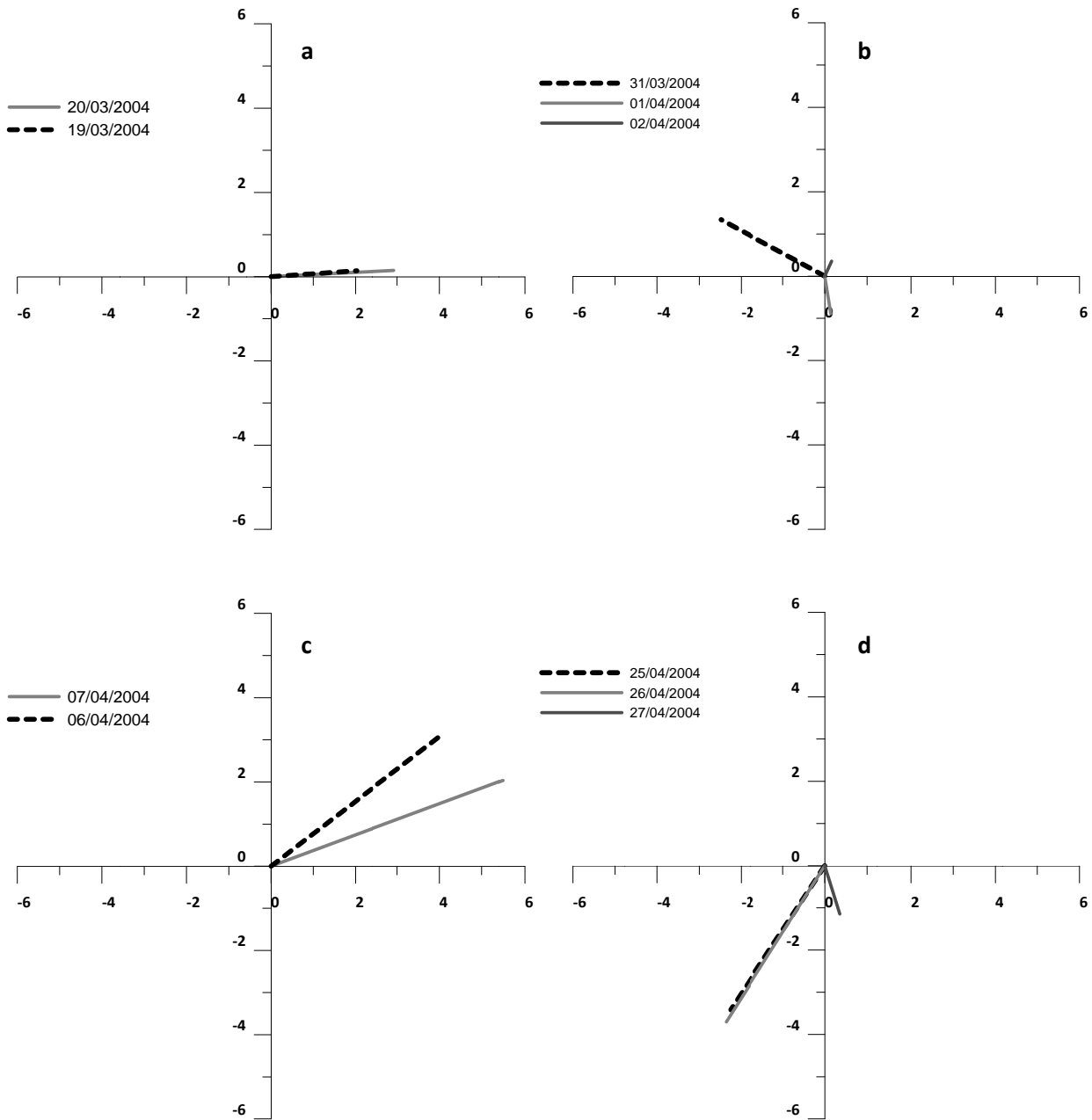


Figura 1.2– Intensità del vento nei giorni delle misure e nel giorno precedente per la campagna di bianco a) e in corrispondenza del 20% b), del 50% c) e del 100% d) del materiale immerso in mare (valore medio sul Golfo di Salerno – dati ECMWF usati per le simulazioni).

Di seguito, si riportano le distribuzioni superficiali di salinità, fluorescenza e trasmittanza (acquisite mediante sonda multiparametrica), le concentrazioni di nutrienti inorganici (NO_3 , SiO_4 e PO_4), della Chl *a* e del TSM, le stime di TSM da satellite e i campi di velocità in superficie per le campagne condotte nel periodo marzo-aprile 2004.

Campagna 0%

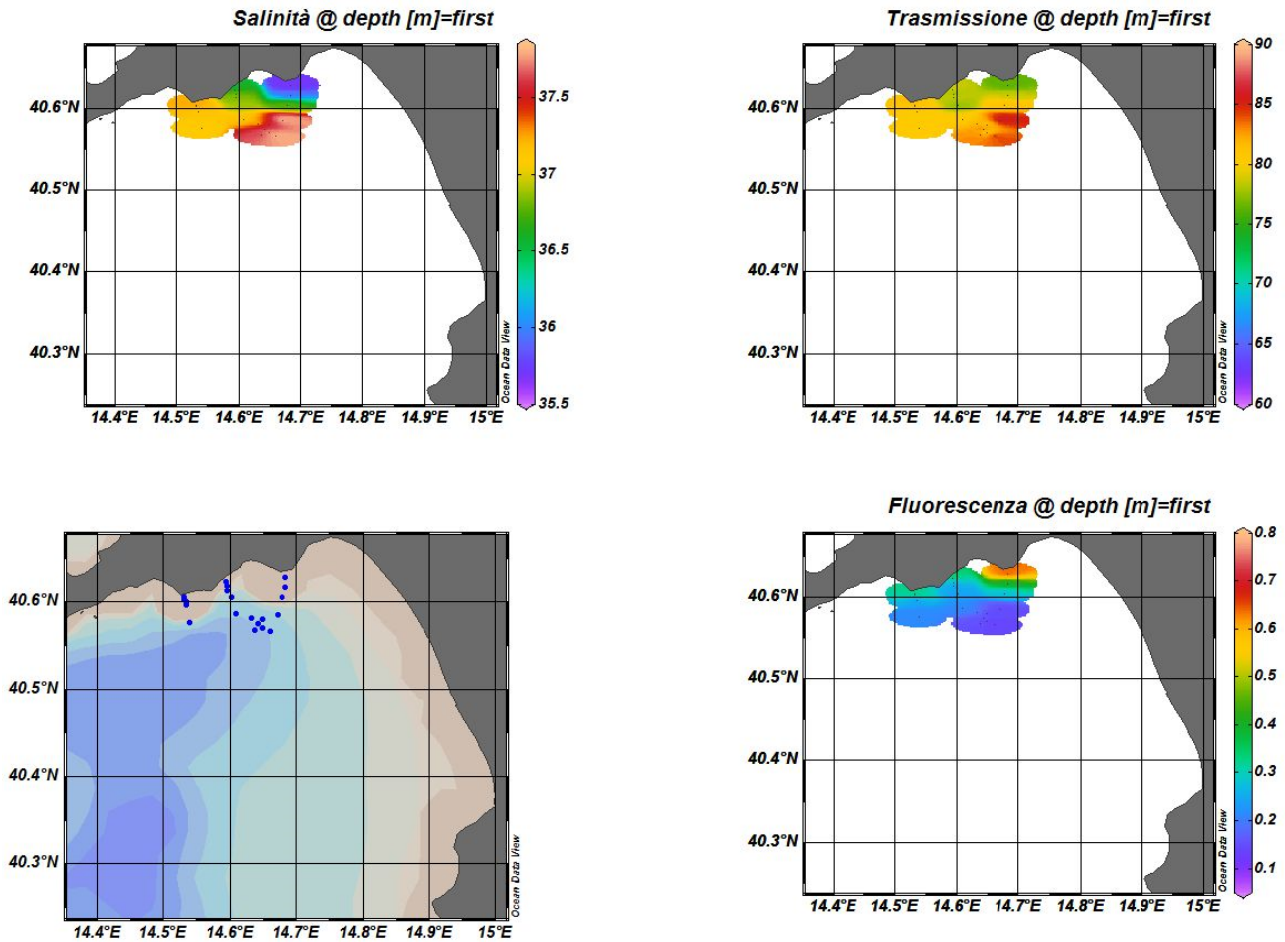


Figura 1.3– Distribuzione superficiale di salinità, fluorescenza e trasmittanza durante la campagna effettuata prima delle operazioni di dragaggio (20/03/2004).

Durante la campagna di bianco (figura. 1.3) la distribuzione della salinità mostra valori particolarmente bassi nella parte più costiera, soprattutto in corrispondenza del transetto A, dove si registra il valore minimo (35.69). Tali acque, chiaramente di origine terrigena, presentano elevate concentrazioni di nutrienti inorganici (in particolare di NO_3 e SiO_4 che sono ottimi traccianti delle acque dolci) e di materiale sospeso (Figura 1.4). È possibile osservare anche un aumento delle concentrazioni di $\text{Chl } a$ (fino a 1 mg m^{-3}), che indicano la presenza di una fioritura fitoplanctonica in atto.

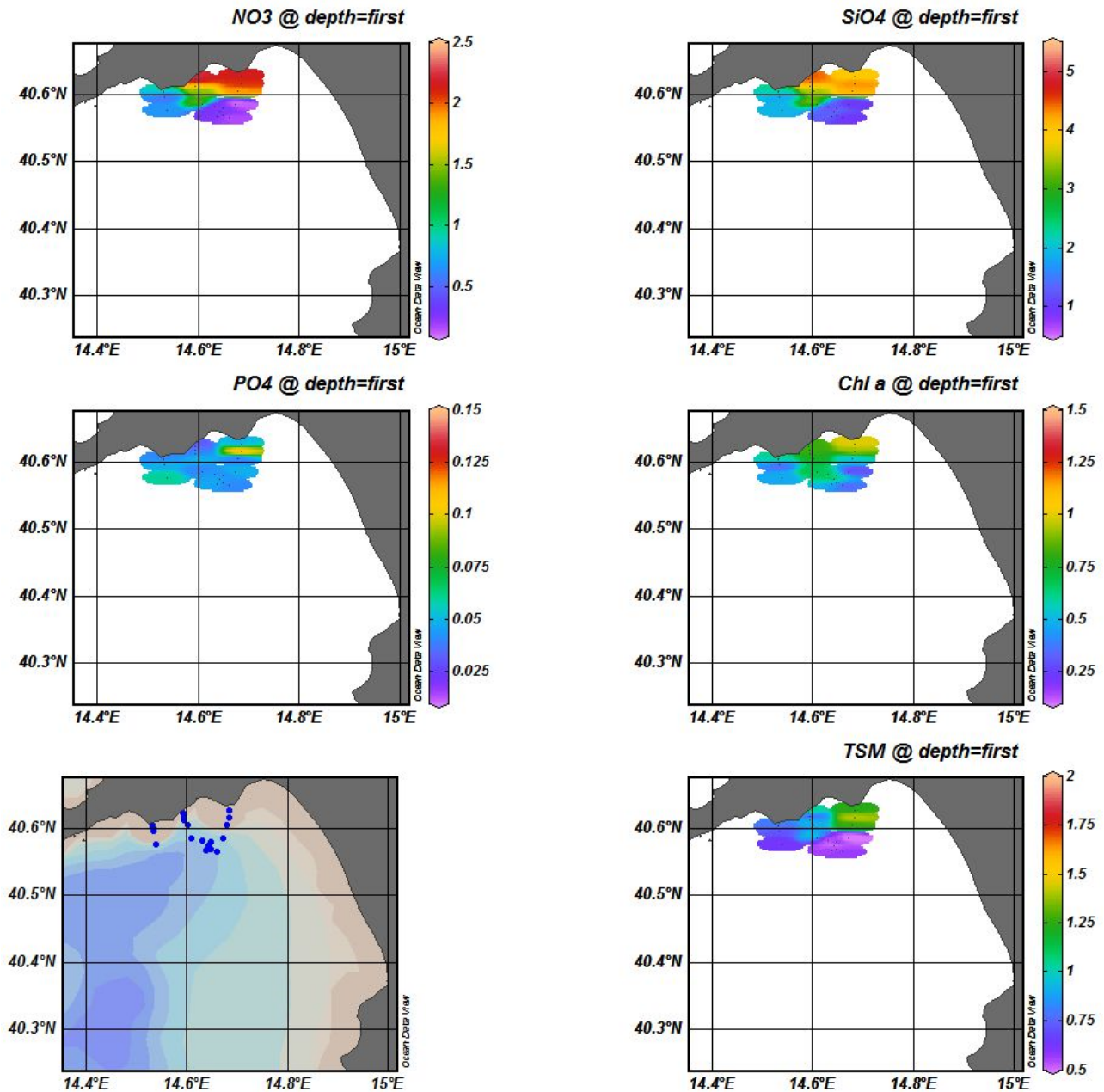


Figura 1.4 - Distribuzione superficiale di NO_3 , SiO_4 e PO_4 (mmol l^{-3}), $\text{Chl } a$ (mg m^{-3}) e TSM (g m^{-3}) durante la campagna effettuata in corrispondenza del 20% del materiale dragato (20/03/2004).

Entrambe le immagini satellitari di distribuzione del TSM per i giorni 14 e 27 marzo 2004 mostrano un accumulo di acque dolci lungo la costa (figura 1.5). Nell'immagine del 14 marzo la *plume* del Sele sembra orientata verso nord, mentre in quella del 27 tende ad accumularsi lungo la costa cilentana. Comunque in entrambi i casi, è ben visibile l'influsso delle acque terrigene lungo la costiera amalfitana, così come rilevato dalle osservazioni *in situ*. Tale situazione non è certamente ascrivibile all'immersione in mare dei sedimenti.

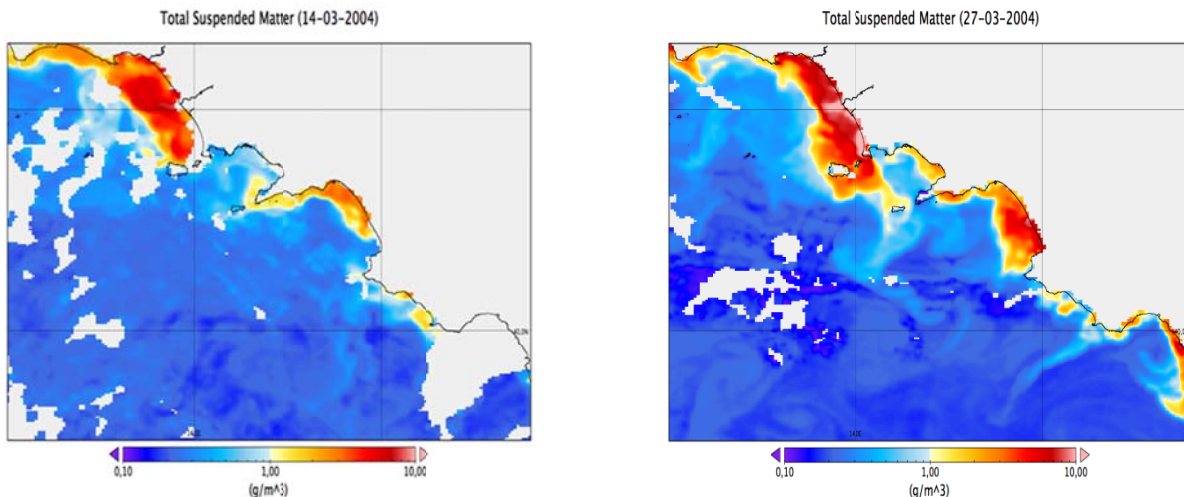


Figura 1.5 – Concentrazioni di TSM rilevate da satellite nei giorni 14 e 27 marzo 2004.

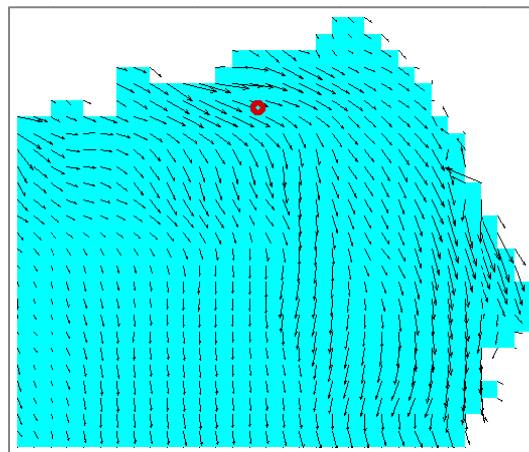


Figura 1.6 – Campo di velocità predetto in superficie per il 20/03/2004 (in rosso l'ubicazione della stazione SC1).

Il campo di velocità predetto per il 20/03/2004 (figura 1.6), mostra un *pattern* di circolazione in cui le acque costiere tendono ad essere segregate lungo la costa, la corrente predominante è orientata da nord a sud, e lo scenario risultante sembra essere più simile all'immagine satellitare del 27 marzo. Queste condizioni sembrano essere particolarmente favorevoli per la dispersione dei sedimenti: il materiale immerso all'interno del sito di deposizione, tenderebbe a muoversi parallelamente al Golfo di Salerno e sarebbe trasportato in mare aperto in direzione Sud.

Campagna 20%

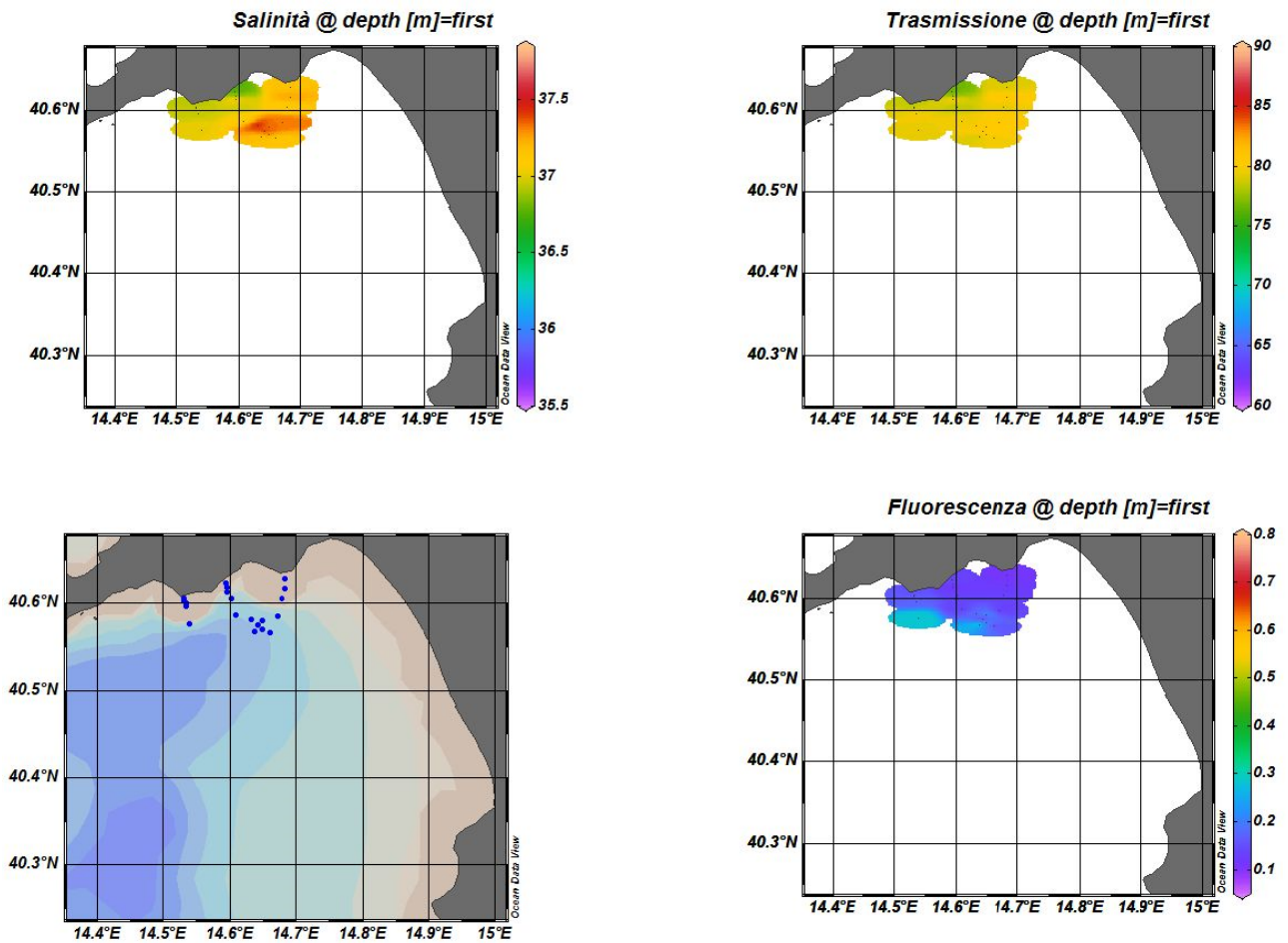


Figura 1.7 - Distribuzione superficiale di salinità, fluorescenza e trasmittanza durante la campagna effettuata in corrispondenza del 20% del materiale dragato (01-02/04/2004).

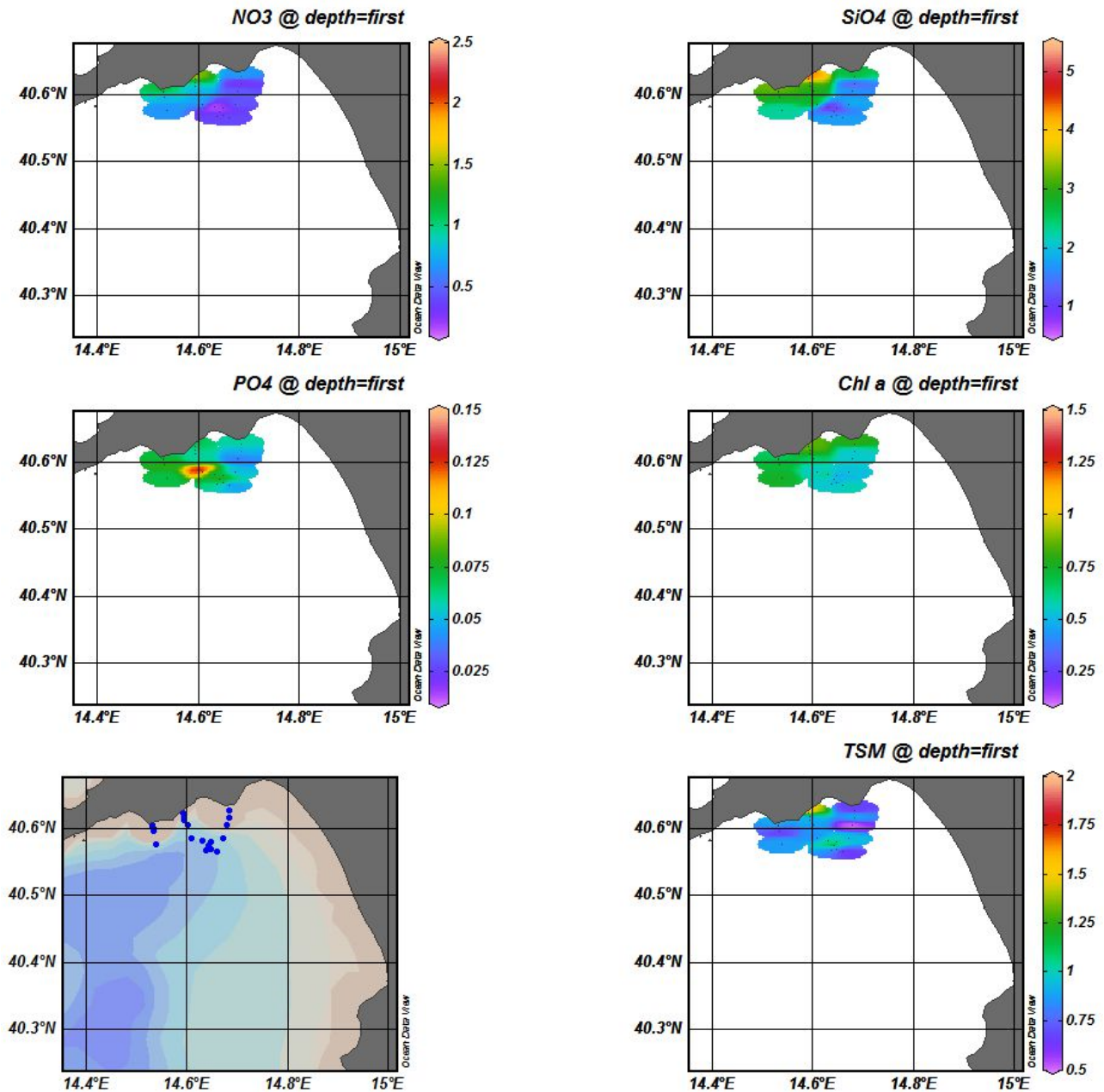


Figura 1.8 - Distribuzione superficiale di NO₃, SiO₄ e PO₄ (mmol m⁻³), Chl *a* (mg m⁻³) e TSM (g m⁻³) durante la campagna effettuata in corrispondenza del 20% del materiale dragato (01-02/04/2004).

Durante la campagna effettuata in corrispondenza del 20% immersione in mare del materiale dragato (01-02/04/2004), si osserva una modesta diminuzione della salinità in superficie nella zona più strettamente costiera (figura 1.7). Tale apporto sembra essere di natura locale ed è caratterizzato da concentrazioni più elevate di nutrienti, TSM e biomassa (figura 1.8). È possibile osservare anche un leggero aumento del materiale in sospensione nell'area di immersione.

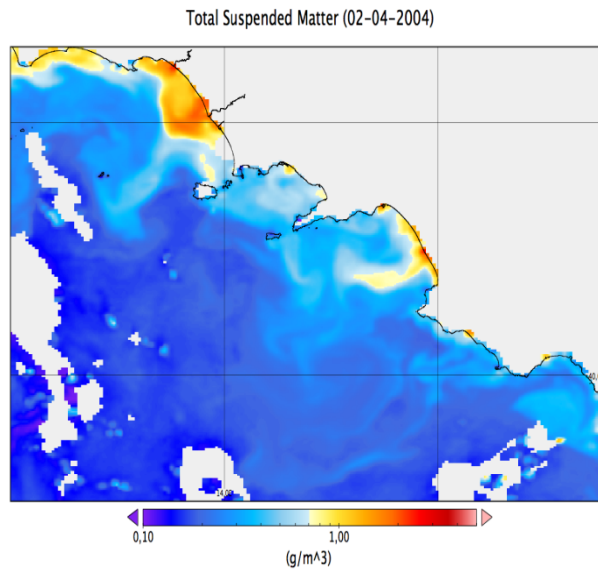


Figura 1.9 – Concentrazione di TSM rilevata da satellite (02/04/2004).

L'immagine satellitare del 2/04/2004 (figura 1.9) evidenzia la presenza della *plume* del Sele che forma un filamento perpendicolare alla costa, suggerendo un'inversione della circolazione nel golfo, ora di tipo anticiclonico (orario).

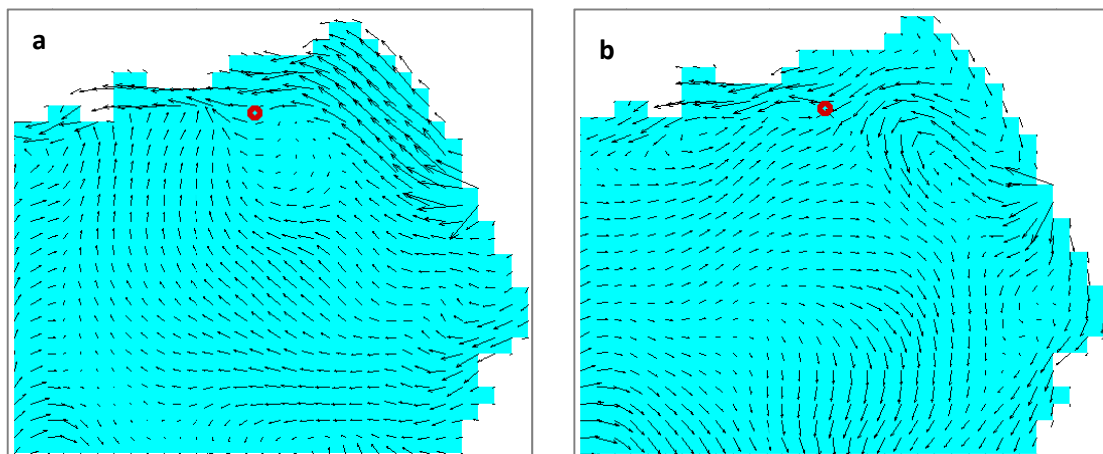


Figura 1.10 – Campo di velocità predetto in superficie per il giorni a) 01/04/2004 e b) 02/04/2004 (in rosso l'ubicazione della stazione SC1).

Campagna 50%

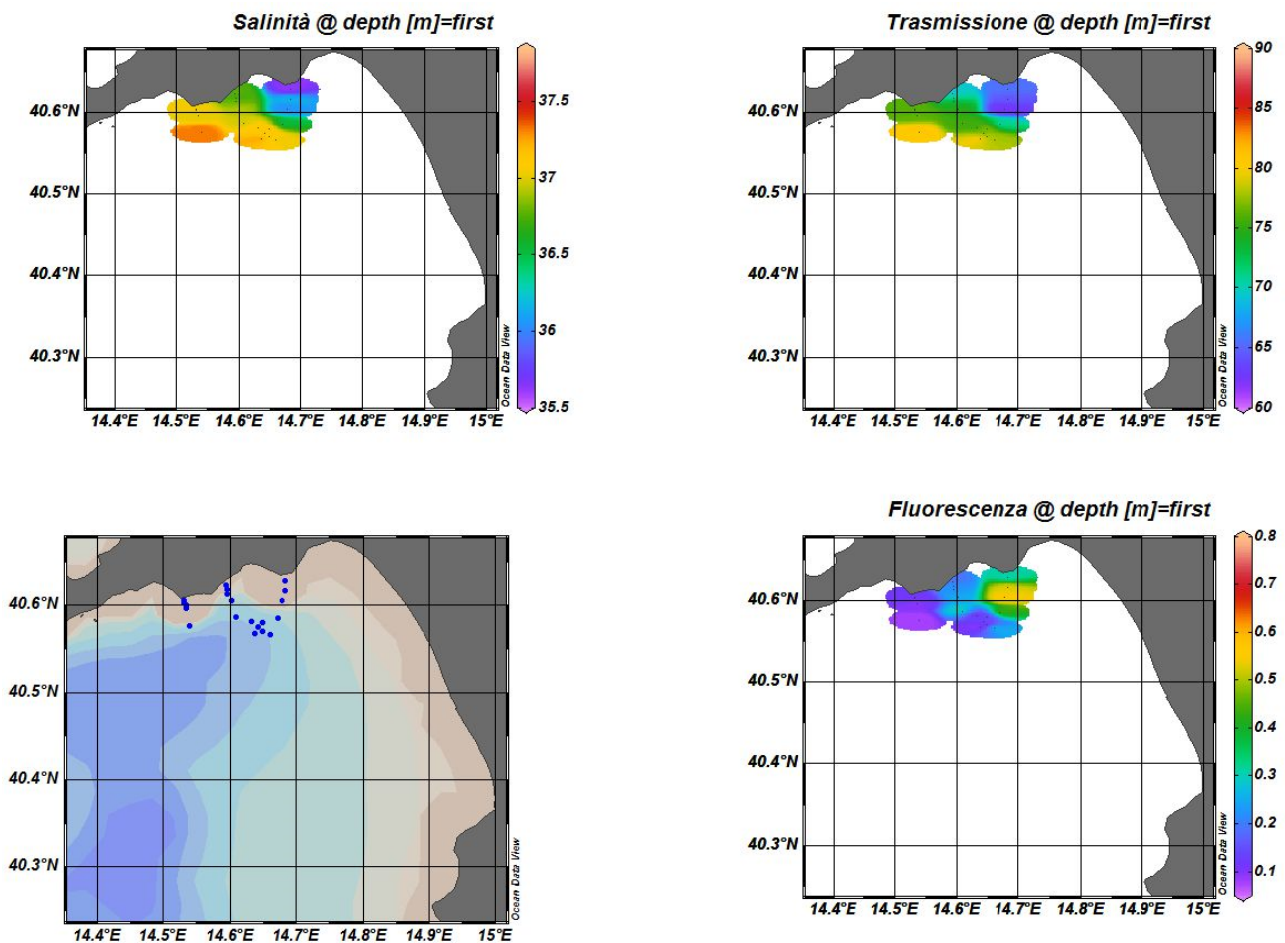


Figura 1.11 - Distribuzione superficiale di salinità, fluorescenza e trasmittanza durante la campagna effettuata in corrispondenza del 50% del materiale dragato (07/04/2004).

Durante la campagna effettuata in corrispondenza del 50% di immersione in mare del materiale dragato, si osserva una situazione più simile a quella riscontrata prima dell'inizio dei lavori. È possibile osservare un gradiente di salinità est-ovest, caratterizzato da valori più bassi in corrispondenza del transetto A (figura 1.11). Il progressivo aumento di salinità è accompagnato da una diminuzione delle concentrazioni di nutrienti, TSM e della biomassa fitoplanctonica (figura 1.12).

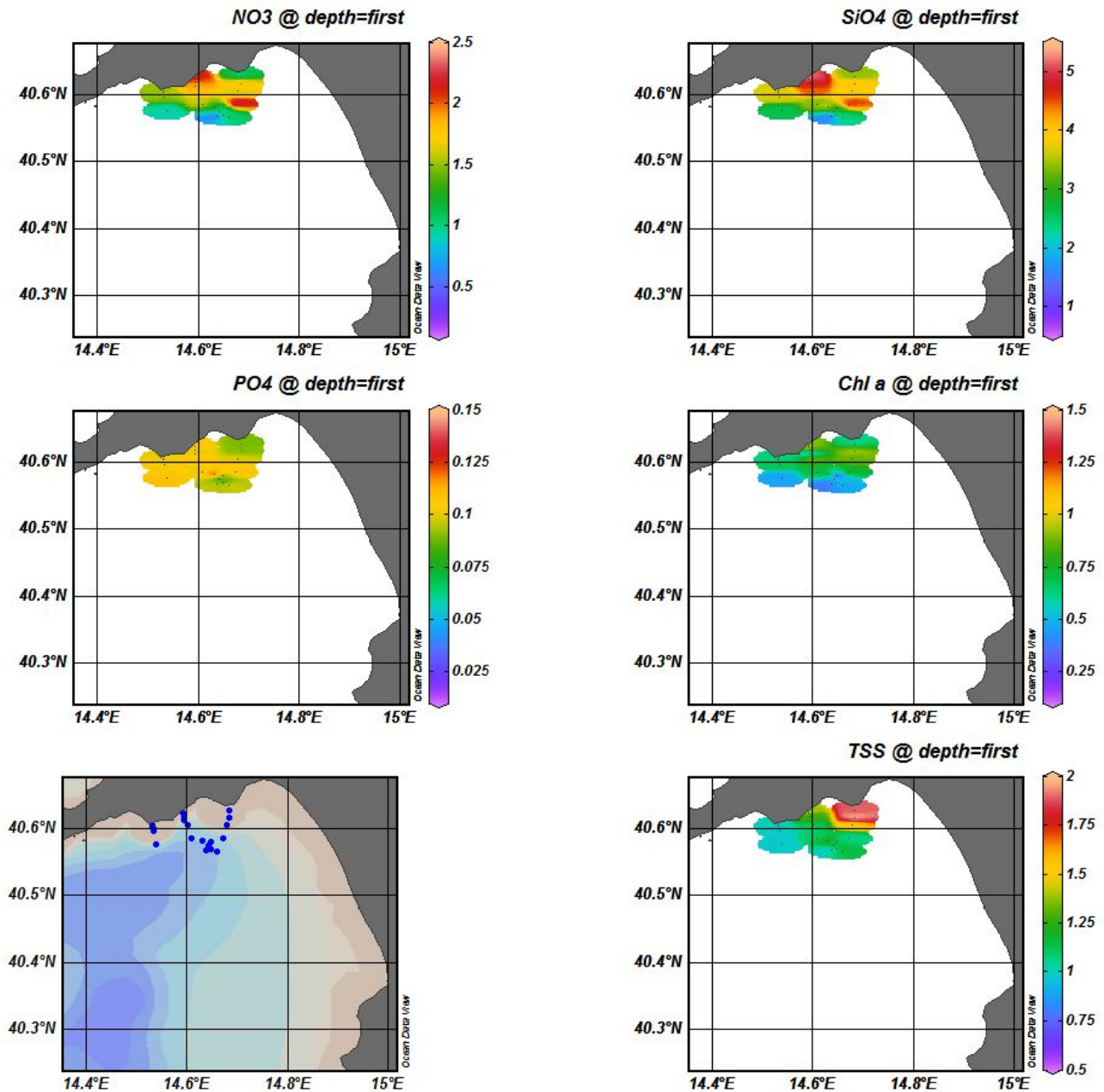


Figura 1.12 - Distribuzione superficiale di NO_3 , SiO_4 e PO_4 (mmol m^{-3}), $\text{Chl } a$ (mg m^{-3}) e TSS (g m^{-3}) durante la campagna effettuata in corrispondenza del 50% del materiale dragato (07/04/2004).

Purtroppo per questa fase di immersione in mare del materiale dragato, non sono disponibili immagini satellitari a causa della copertura nuvolosa che ha caratterizzato il periodo d'indagine. Tuttavia, il campo di velocità conferma le osservazioni *in situ*: la circolazione lungo la costiera amalfitana tende ad essere quasi parallela alla costa ed è orientata da Ovest verso Est (figura 1.13). In questo caso, il materiale depositato nell'area di immersione tende ad essere trasportato nella parte interna del Golfo di Salerno.

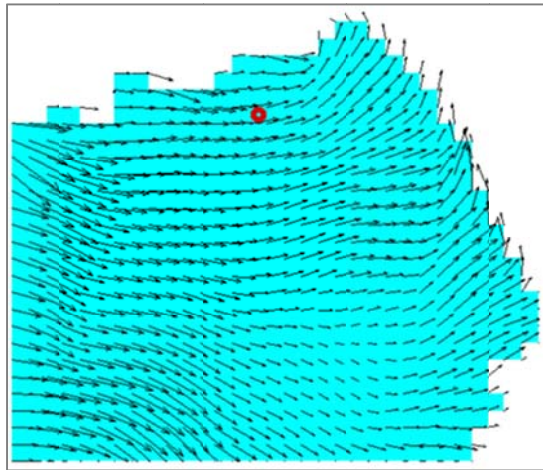


Figura 1.13 – Campo di velocità predetto in superficie per il giorno 07/04/2004 (in rosso l'ubicazione della stazione SC1).

Campagna 100%

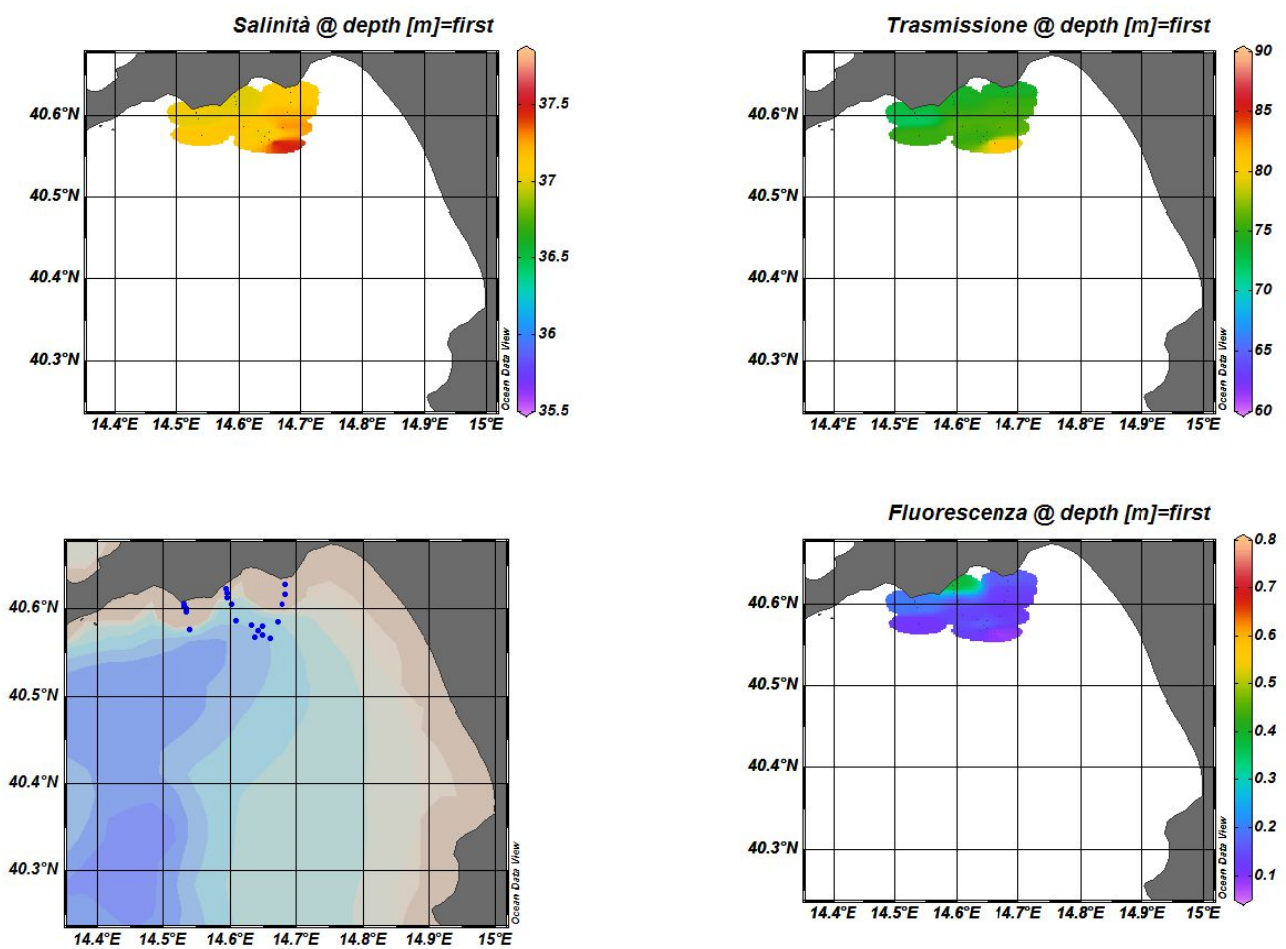


Figura 1.14 - Distribuzione superficiale di salinità, fluorescenza e trasmittanza durante la campagna effettuata al termine dei lavori di dragaggio (26-27/04/2004).

Al termine dei lavori, la salinità in superficie, compresa tra 37.00 e 37.01 psu, è abbastanza omogenea in tutta l'area di indagine (figura 1.14). Unica eccezione è la stazione A5 dove è stata rilevata una salinità più elevata (37.61). Nitrati e silicati mostrano concentrazioni poco variabili e decisamente più basse rispetto ai campionamenti precedenti. Anche le concentrazioni di Chl *a* e TSM non mostrano gradienti elevati e si attestano, rispettivamente, intorno a 1 mg m^{-3} e a un 1 g m^{-3} (figura 1.15).

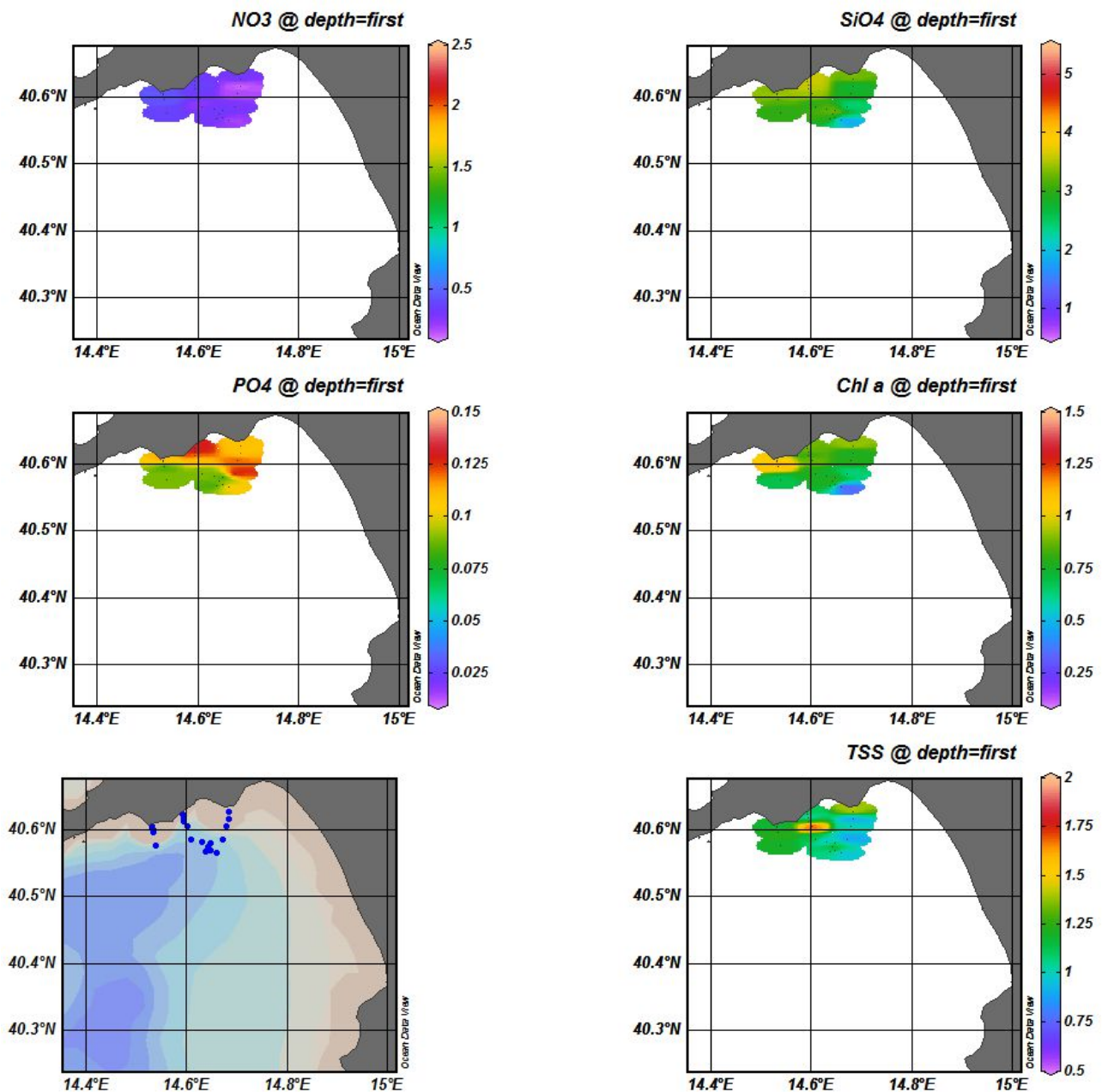


Figura 1.15 - Distribuzione superficiale di NO₃, SiO₄ e PO₄ (mmol m⁻³), Chl *a* (mg m⁻³) e TSM (g m⁻³) durante la campagna effettuata al termine dei lavori di dragaggio (26-27/04/2004).

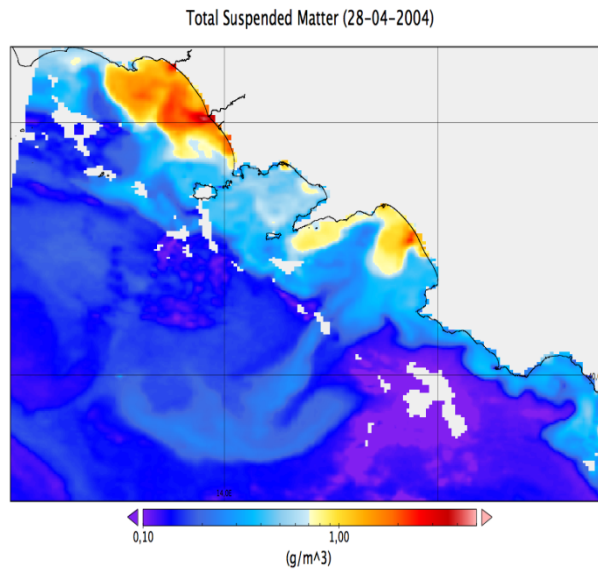


Figura 1.16 – Concentrazione di TSM rilevata da satellite (28/04/2004).

La stima satellitare del TSM mostra un accumulo di acqua di origine terrigena lungo la costiera amalfitana, mentre la *plume* del Sele tende ad uscire dal Golfo di Salerno in direzione SO (figura 1.16).

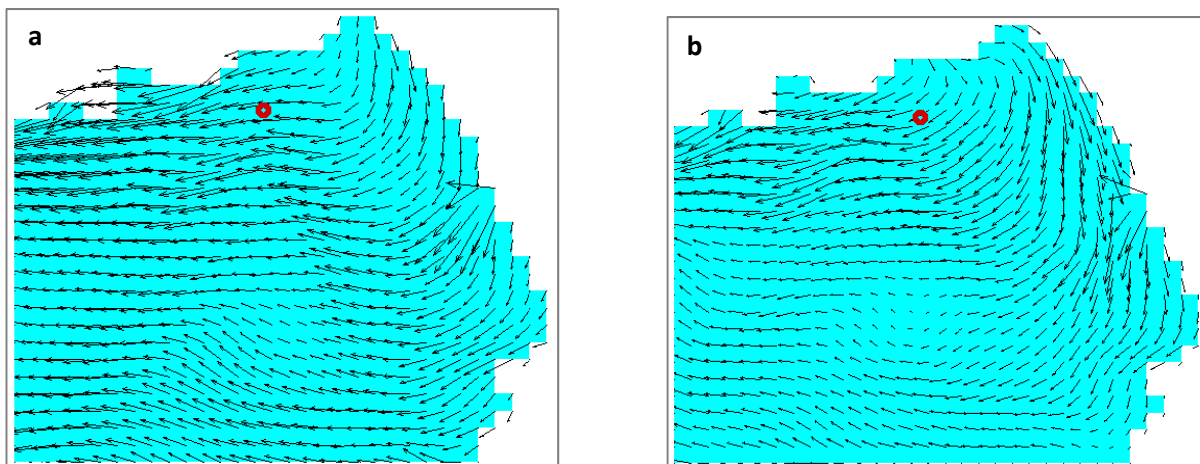


Figura 1.17 – Campo di velocità predetto in superficie per il giorni a) 26/04/2004 e b) 27/04/2004 (in rosso l'ubicazione della stazione SC1).

Il campo di velocità mostra la presenza con orientamento da Est a Ovest, più intense durante il primo giorno del campionamento (26 aprile). Il materiale depositato nel sito di immersione tende a spostarsi verso Ovest avvicinandosi alla costa (figura 1.17).

Considerazioni conclusive

I lavori effettuati nel 2004 non hanno comportato un aumento sensibile del materiale sospeso in superficie, come evidenziato dalle misure *in situ* e dai dati satellitari. Il segnale dominante è sempre legato agli *input* terrigeni e dalle immagini satellitari non è possibile individuare un aumento di TSM chiaramente ascrivibile ai lavori di escavo. Le concentrazioni di TSM misurate in superficie rientrano perfettamente nel *range* di variabilità naturale dell'area di indagine.

Il *pattern* di circolazione più favorevole è stato individuato in corrispondenza di vento dominante da Est. In tale scenario le correnti dominanti tendono a disperdere il materiale nelle acque aperte del Golfo di Salerno.

Al contrario, in condizioni di vento predominante da SO il materiale immerso a mare si avvicina maggiormente alla costiera amalfitana.

Sezione 2 – Analisi delle criticità legate all’immersione dei sedimenti sul comparto fitoplanctonico.

Il rilascio di sedimenti ricchi di sostanza organica durante le fasi di dragaggio o di immersione in mare può comportare due effetti principali, rimozione di ossigeno e rilascio di nutrienti, che possono avere ripercussioni importanti sul comparto biologico.

La diminuzione delle concentrazioni di ossigeno disciolto in acqua può avere effetti negativi su animali e piante marine nell'area impattata. Tuttavia, è importante sottolineare che la diminuzione di ossigeno in acqua è solo temporanea e che, nella maggior parte dei casi in cui lo smaltimento viene effettuato in acque aperte, comporta effetti trascurabili sulla vita marina (Bray et al., 1997). Pertanto, considerando l’elevata batimetria (profondità >200 m) e la vasta superficie dell’area di immersione, è ragionevole ipotizzare che tali effetti siano del tutto trascurabili.

La risospensione dei sedimenti durante le fasi di dragaggio e smaltimento può anche determinare un incremento delle sostanze nutritive disciolte in acqua e, di conseguenza, può comportare un’intensificazione di tutte le attività biologiche, fino a causare alterazioni nelle reti trofiche (Smith et al., 2006). I rischi principali connessi all’aumento dei nutrienti sono uno cambiamento nella composizione tassonomica delle comunità fitoplanctoniche e un aumento della frequenza e dell’intensità delle fioriture microalgali. Questi effetti sono molto più accentuati in ambienti oligotrofici o sensibili agli effetti dell'eutrofizzazione.

I nutrienti sono naturalmente presenti in mare e comprendono composti del silicio (Si) dell’azoto (N) e fosforo (P). Le concentrazioni dei nutrienti variano stagionalmente, come risultato di processi naturali che avvengono in mare. Fenomeni di ‘arricchimento’ possono alterare il ciclo stagionale dei nutrienti e i rapporti relativi tra N:P:Si, tali da determinare variazioni nella composizione delle comunità fitoplanctoniche. Ad esempio, un marcato cambiamento nel rapporto tra diatomee centriche e pennate è stato osservato nei record sedimentari di *Chesapeake Bay* (Cooper, 1995), mentre un aumento della frequenza della fioritura di specie non silicee è stato registrato nel Mar Nero (Bodeanu, 1993) e nel settore olandese del Mare dei Wadden. In questo sito è stato osservato un aumento della durata di fioriture delle primnesiofitea *Phaeocystis* spp fino al 1994, probabilmente legato alle differenti concentrazioni di fosfati (Cadeé & Hegeman, 2002).

I fattori stagionali influenzano in modo determinante le fioriture microalgali. Nelle aree temperate, in acque aperte, il ciclo stagionale della produzione primaria è caratterizzato da una fioritura principale primaverile e da una seconda fioritura autunnale. Tuttavia, nelle aree costiere vi sono ulteriori processi, che

avvengono all'interfaccia terra-oceano-atmosfera, in grado di influenzare la produzione primaria (Cloern 1996). I fattori climatici che maggiormente influiscono sulle dinamiche del fitoplancton negli ecosistemi costieri sono il vento, in termini di effetti sulla circolazione e sul mixing verticale, e le precipitazioni, in relazione agli input di acque dolci, al carico di nutrienti e alla torbidità (Zingone et al., 2010). Infine, l'intensità delle fioriture microalgali è direttamente connessa alla capacità dell'ambiente marino di confinare il fitoplancton nella zona fotica. Pertanto, la batimetria e le condizioni idrodinamiche locali giocano un ruolo chiave nel guidare le fioriture microalgali ed in particolare:

- i) l'estensione di aree a bassa profondità (<20 m);
- ii) l'estensione delle *plume* fluviali che rafforzano la stratificazione delle acque superficiali;
- iii) i tempi di resilienza delle acque.

Le fioriture fitoplanctoniche possono influenzare negativamente la qualità delle acque circostanti riducendone la trasparenza. L'aumento dei tassi di crescita del fitoplancton comporta uno squilibrio tra i processi di produzione primaria e di rimozione, che determina un aumento dei tassi di sedimentazione di materiale organico e, di conseguenza, dei processi microbici di decomposizione che comportano un consumo ossigeno (Cloern, 2001). Studi condotti da Olsen e coautori (2006) hanno rilevato che il mesozooplancton dominato da tunicati e non da copepodi, sembra tamponare la risposta degli autotrofi all'aumento del carico di nutrienti e che la scala temporale e la modalità con cui si verifica l'incremento di nutrienti è uno dei principali fattori che influenzano la risposta dei produttori primari.

La ridotta disponibilità di energia luminosa può limitare la crescita delle fanerogame marine. Ad esempio, studi condotti a *Chesapeake Bay* hanno evidenziato una diminuzione delle piante vascolari sommerse dal 1950, imputabile alla riduzione della trasparenza, associata all'elevata biomassa fitoplanctonica, e ad altri stress, come ad esempio una maggiore crescita delle epifite, legata all'aumento dei nutrienti (Orth & Moore 1983). Altre risposte dirette e indirette all'arricchimento agiscono come forzanti selettivi capaci di indurre cambiamenti sulle comunità algali. Alcuni esempi sono l'effetto di tossicità dell'ammonio sulla *Zostera marina* (van Katwijk et al . 1997) o la diminuzione del silicio disciolto che può essere un fattore che contribuisce al declino delle fanerogame (Herman et al . 1996). Tutte le modifiche nei tassi di produzione, di rimozione e del metabolismo del fitoplancton rappresentano alterazioni degli habitat che possono propagarsi e causare cambiamenti anche nelle popolazioni di invertebrati bentonici (Diaz & Rosenberg, 1995). Le risposte delle comunità animali all'aumento di sostanza organica sono non lineari e seguono una sequenza che inizia con un incremento di biomassa e di produzione secondaria (Pearson & Rosenberg, 1978).

Infine, occasionalmente, durante le fioriture algali di specie tossiche (*Harmful Algal Blooms* – HABs) possono essere rilasciate delle tossine che hanno effetti negativi sulla fauna. Le microalghe potenzialmente

tossiche appartengono a differenti classi algali (diatomee, dinoflagellati, haptophyceae, raphidophyceae, cyanophyceae e pelagophyceae) e differiscono profondamente in termini di caratteristiche morfologiche, fisiologiche ed ecologiche (Zingone & Enevoldsen, 2000; Garcés et al., 2002). In termini di effetti negativi associati alle tossine prodotte dalle microalghe si segnalano:

- i) consumo di mitili che hanno accumulato tossine responsabili di patologie anche gravi;
- ii) consumo di pesci che hanno accumulato tossine;
- iii) problemi respiratori causati dall'inalazione di aerosol marino contenente tossine (è il caso della microalga bentonica *Ostreopsis ovata*);
- iv) irritazione della pelle;
- v) mortalità di massa di pesci sia in ambiente naturale che in impianti di acquacoltura;
- vi) mortalità di molluschi, crostacei, mammiferi etc..

Nel corso del monitoraggio del 2004, gli esperimenti di germinazione dei campioni prelevati (*ante operam*) nei sedimenti durante la prima campagna hanno portato all'identificazione di due specie potenzialmente tossiche: un dinoflagellato, *Alexandrium tamarense*, e una Raphidophyceae, *Chattonella subsalsa*. Nei campioni di sedimento non è stata invece riscontrata la presenza di cisti di *Alexandrium tamarense*, mentre è stata identificata un tipo di ciste (cf. *Chattonella subsalsa*) che, sulla base della somiglianza con altre cisti di Raphidophyceae, potrebbe essere quella di *Chattonella subsalsa*. Questa ciste è risultata particolarmente abbondante nei sedimenti di tutte le campagne di campionamento e avrebbe potuto rappresentare un potenziale pericolo per le operazioni di immersione in mare di sedimenti del porto. Una germinazione in massa di queste cisti avrebbe potuto causare una fioritura di *Chattonella subsalsa* che, come riportato in letteratura, può indurre problemi alla fauna marina (Biecheler, 1936). Tuttavia, in colonna d'acqua sono state individuate poche specie microalgali potenzialmente tossiche. Tra le diatomee potenzialmente tossiche sono state identificate *Pseudo-nitzschia delicatissima*, *P. galaxiae* e *P. fraudulenta*, diatomee comunemente ritrovate, durante la stagione primaverile, nel Golfo di Napoli. Tra i dinoflagellati potenzialmente tossici sono stati identificati *Alexandrium* spp., *Cochlodinium* spp., *Phalacroma rotundatum* e *Protoceratium reticulatum*. Le concentrazioni delle specie potenzialmente tossiche sono risultate sempre basse e sicuramente molto al di sotto dei limiti di allarme.

Oltre ai significativi problemi ecologici ed i conseguenti effetti negativi sul biota, i forti incrementi di biomassa possono causare seri danni all'economia locale derivanti dai problemi connessi al deterioramento delle acque destinate al turismo (es., colorazioni anomale, presenza di cattivi odori etc.) .

Pertanto, considerato l'elevato valore turistico-paesaggistico dell'area, l'eventuale presenza di imponenti fioriture algali e/o la fioritura di alghe potenzialmente tossiche rappresentano gli effetti maggiormente indesiderati associati ai lavori di dragaggio/immersione dei sedimenti.

Il Golfo di Salerno, caratterizzato da una profondità media di 260 m, è una baia aperta molto esposta all'influenza delle acque tirreniche aperte. Ad eccezione dell'area direttamente interessata dagli input fluviali del Sele, le concentrazioni dei nutrienti e di biomassa fitoplanctonica sono modeste, soprattutto lungo la costa cilentana.

La circolazione superficiale nel Golfo di Salerno è fortemente influenzata dalla circolazione generale del Tirreno e dai venti. In generale, come verificato anche recentemente (de Ruggiero et al., 2016), in presenza di venti deboli e della tipica corrente all'esterno del Golfo (diretta verso NWN) la circolazione interna diventa di tipo anticiclonico. In questo caso l'acqua entra dalla propaggine esterna della penisola sorrentina per poi formare una corrente costiera che connette la costiera amalfitana con Cilento (un esempio è riportato in figura 1.9). L'opposto si osserva in presenza di vento forte, specialmente maestrale. In questo caso la catena montuosa della penisola sorrentina contribuisce ad amplificare il rotore del vento (di tipo ciclonico) il quale a sua volta forza una circolazione ciclonica (anti-oraria) nel Golfo, come nel caso riportato della figura 1.5a.

Studi condotti in precedenza nel Golfo di Salerno hanno evidenziato che le caratteristiche idrografiche e biologiche presentano gradienti poco marcati e determinano una variabilità spaziale poco accentuata. I fiumi, ad eccezione del Sele, presentano un regime perlopiù torrentizio, e la principale fonte di arricchimento di nutrienti delle acque costiere è legata agli scarichi urbani (Marino et al., 1984). Tuttavia, le concentrazioni dei nutrienti sono molto inferiori a quelle che si osservano nel Golfo di Napoli e determinano valori di biomassa più bassi e più uniformemente distribuiti (Marino et al., 1984, Margiotta et al., 2006, Margiotta et al., 2013). La comunità fitoplanctonica è composta principalmente da piccoli flagellati (<10 µm), mentre le diatomee e i dinoflagellati dominano il popolamento microalgale in concomitanza di fioriture sporadiche che possono svilupparsi nelle acque costiere in primavera ed estate (Marino et al., 1984). Infine, ci sembra opportuno riportare che nel periodo Luglio-Agosto 1980 e 1981 sono state osservate fioriture molto intense di dinoflagellati (*Gonyaulax cf. grindleyi*) che potrebbero essere imputate alla deposizione dei sedimenti in aree costiere (Marino et al., 1984).

Pertanto, risulta importante effettuare le operazioni di dragaggio e immersione in mare dei sedimenti in aree non costiere ad elevata profondità e in periodi in cui la stratificazione è assente o debole e la circolazione è elevata, in modo da favorire la dispersione dei sedimenti dragati. È da tenere in considerazione anche la salinità, che può giocare un ruolo chiave nella stratificazione in aree costiere anche in inverno. Infatti, come osservato nel corso del monitoraggio del 2004 il gradiente di densità osservato nei

primi 50 m, guidato essenzialmente dalla stratificazione alina, ovvero da apporti di acqua dolce, ha raggiunto nelle stazioni più costiere un valore di circa 2 unità. Tale gradiente è particolarmente elevato e confrontabile con quello prodotto dal riscaldamento superficiale che avviene nel periodo estivo.

Riteniamo utile segnalare, così come riportato nella relazione finale delle attività di monitoraggio condotte dalla Stazione Zoologica A. Dohrn (Margiotta & Saggiomo, 2005), che durante l'immersione in mare dei sedimenti nel 2004, non è stata rilevata nessuna significativa fioritura fitoplanctonica e tantomeno di microalghe potenzialmente tossiche sia nell'area di immersione che nelle aree costiere prospicienti.

Sezione 3 – Simulazioni numeriche dell’immersione in mare di materiale dragato nel Porto di Salerno.

Introduzione

In questa sezione saranno mostrati i risultati di simulazioni numeriche di sversamenti di materiale dragato nel Golfo di Salerno. Le simulazioni presentate hanno una risoluzione di circa 450-500 m e sono state effettuate utilizzando il codice ROMS (*Regional Ocean Modelling Systems*, www.myroms.org), un modello oceanico ampiamente usato dalla comunità scientifica.

In particolare, si è tentato sia di replicare la deposizione a mare di circa un milione di metri cubi di materiali di escavo dei fondali del Porto di Salerno effettuato nell’anno 2004 sia di valutare il possibile effetto di un immersione in mare di circa 3,250,000 m³ di sedimenti del Porto di Salerno. Il principale scopo di queste simulazioni è individuare le possibili criticità derivanti dal materiale immerso in mare e rimasto in sospensione che è in grado di arrivare in vicinanza delle coste.

Va subito detto che le simulazioni presentate non costituiscono di certo dei conti “di routine”; infatti, il codice ROMS ha un modulo apposito dedicato ai sedimenti, ma tale modulo è stato pensato per il calcolo dell’evoluzione nel mare dei sedimenti provenienti dai fiumi. Per il presente lavoro è stato necessario effettuare delle modifiche al codice per permettere l’immersione in mare aperto, in superficie, di una quantità data di sedimenti. Si tratta quindi di un approccio nuovo che in un certo senso “forza” il ROMS ad effettuare delle simulazioni di tipo non previsto nel disegno originale del codice.

Una ricerca bibliografica effettuata all’inizio di questo progetto ha mostrato l’esistenza di un report molto dettagliato in cui si mostra l’utilizzo del ROMS e del suo modello di sedimenti per predire il possibile effetto del rilascio di sedimenti a mare in seguito all’estrazione di sabbia ferrosa dal fondale di una baia in Nuova Zelanda (Hadfield, 2013). Il caso esaminato in Hadfield (2013) non prevede l’immersione in mare aperto a livello della superficie, in quanto la procedura d’estrazione delle sabbie è stata rappresentata come uno scarico fluviale, ma ha molti punti in comune con lo studio qui presentato e contiene molte informazioni utili al settaggio delle simulazioni. Tale report è stato utilizzato come riferimento e sarà più volte citato in questa sezione.

Simulazione della circolazione nel Golfo di Salerno

Per eseguire una simulazione ad alta risoluzione della circolazione nel Golfo di Salerno è necessario utilizzare più insiemi di dati, a risoluzione crescente, innestati tra loro. Infatti, dal momento che l'area descritta dal modello deve essere necessariamente limitata per poter aumentare al massimo la capacità descrittiva del modello senza aumentare eccessivamente i tempi di calcolo richiesti, è necessario utilizzare dei dati di circolazione dell'intero bacino del Mediterraneo, provenienti da modelli numerici a bassa risoluzione, per assegnare le condizioni al contorno al dominio computazionale.

I dati utilizzati per le variabili del modello idrodinamico, cioè temperatura, salinità, correnti e altezza della superficie libera, sono quelli del *Mediterranean Forecasting System* (MFS, Dati scaricabili dal sito web del progetto europeo *MyOcean*, www.myocean.eu), ottenuti con una risoluzione di $1/16^\circ$ (circa 6-7 km) e disponibili con una frequenza giornaliera. Tali dati sono ottenuti da un modello idrodinamico in cui sono stati assimilati sia misure *in situ* di temperatura e salinità che valori di altezza dinamica provenienti da immagini satellitari. Sono quindi dati di alta qualità, in quanto incorporano valori reali delle variabili.

Non è però possibile passare direttamente da dati con una risoluzione di 6-7 km alla risoluzione di 500 m. Bisogna quindi eseguire una simulazione intermedia su una griglia di calcolo di risoluzione pari a circa 2 km, comprendente l'intero Mar Tirreno, che a sua volta serve a fornire le condizioni al contorno per la griglia ad alta risoluzione della costa campana, come mostrato in figura 3.1.

In realtà i test iniziali con il modello dei sedimenti hanno mostrato la necessità di utilizzare un passo di tempo (*time-step*) molto basso a causa delle elevate velocità di caduta delle componenti più pesanti dei sedimenti sversati, portando i tempi necessari alle simulazioni sulla griglia ad alta risoluzione a livelli molto alti. E' stato quindi necessario utilizzare una griglia limitata al solo Golfo di Salerno per limitare i tempi di calcolo. Tale griglia è costituita da 130×120 celle, di dimensione pari circa a 450 m nelle due direzioni. Il numero totale di celle è circa $1/10$ di quelli della griglia della costa campana a 500 m.

La posizione della griglia del Golfo di Salerno è mostrata in figura 3.2, in cui è presentata anche la posizione del punto in cui è stato versato il materiale dragato nell'anno 2004 ($40^\circ 34.5' N$, $14^\circ 38.2' E$). La figura 3.3 mostra invece la topografia utilizzata per le simulazioni e la posizione del punto di immersione sul dominio di calcolo.

La scelta delle condizioni al contorno da imporre sui bordi aperti del dominio è di fondamentale importanza perché il passaggio dei dati dall'esterno all'interno avvenga correttamente e che non ci siano fenomeni di riflessione da parte dei bordi stessi. Le condizioni al contorno adottate in tutte le simulazioni sono quelle proposte da Marchesiello et al. (2001) come ottimali.

Il modello di turbolenza adottato in direzione verticale è il KPP (*K-Profile Parametrization*), introdotto da Large, McWilliams and Doney (1994), molto diffuso nelle applicazioni di tipo oceanografico.

E' importante ricordare che i modelli oceanografici non sono autosufficienti ma sono completamente dipendenti dai dati esterni. Infatti, per poter eseguire una simulazione è necessario disporre sulla superficie del dominio dei flussi di calore e degli stress dovuti all'effetto del vento. L'approccio che verrà qui seguito è quello di assegnare alla superficie non i flussi già calcolati ma le variabili di stato, quali temperatura e pressione dell'aria, umidità, copertura nuvolosa, pioggia, vento, etc., e calcolare i flussi attraverso una parametrizzazione (*bulk parameterization*) sulla base delle variabili principali. Il ROMS permette di adottare la parametrizzazione di Fairall et al. (1996), basata sull'algoritmo COARE (*Coupled Ocean-Atmosphere Response Experiment*).

Per le variabili atmosferiche sono stati utilizzati i dati del *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF), in particolare i dati "ERA Interim" giornalieri. E' molto importante notare che questi dati sono di risoluzione particolarmente bassa. Infatti, la risoluzione dei dati ECMWF usati per forzare il modello dinamico è di circa 80 km. E' chiaro che la scarsa risoluzione di questi dati atmosferici, che sono largamente utilizzati dalla comunità scientifica essendo tra gli unici dati disponibili di pubblico dominio, condiziona fortemente i risultati delle simulazioni. Sarà quindi necessario tenere in conto questo problema nel valutare i risultati ottenuti.

I valori di portata volumetrica dei fiumi, ed in particolare del fiume Sele che sfocia nel Golfo di Salerno, sono stati assegnati utilizzando dati giornalieri forniti dalla Protezione Civile della Campania che ha monitorato i fiumi a partire dall'anno 2001.

**MEDITERRANEAN FORECASTING
SYSTEM (MFS), 1/16° (6-7 km)**

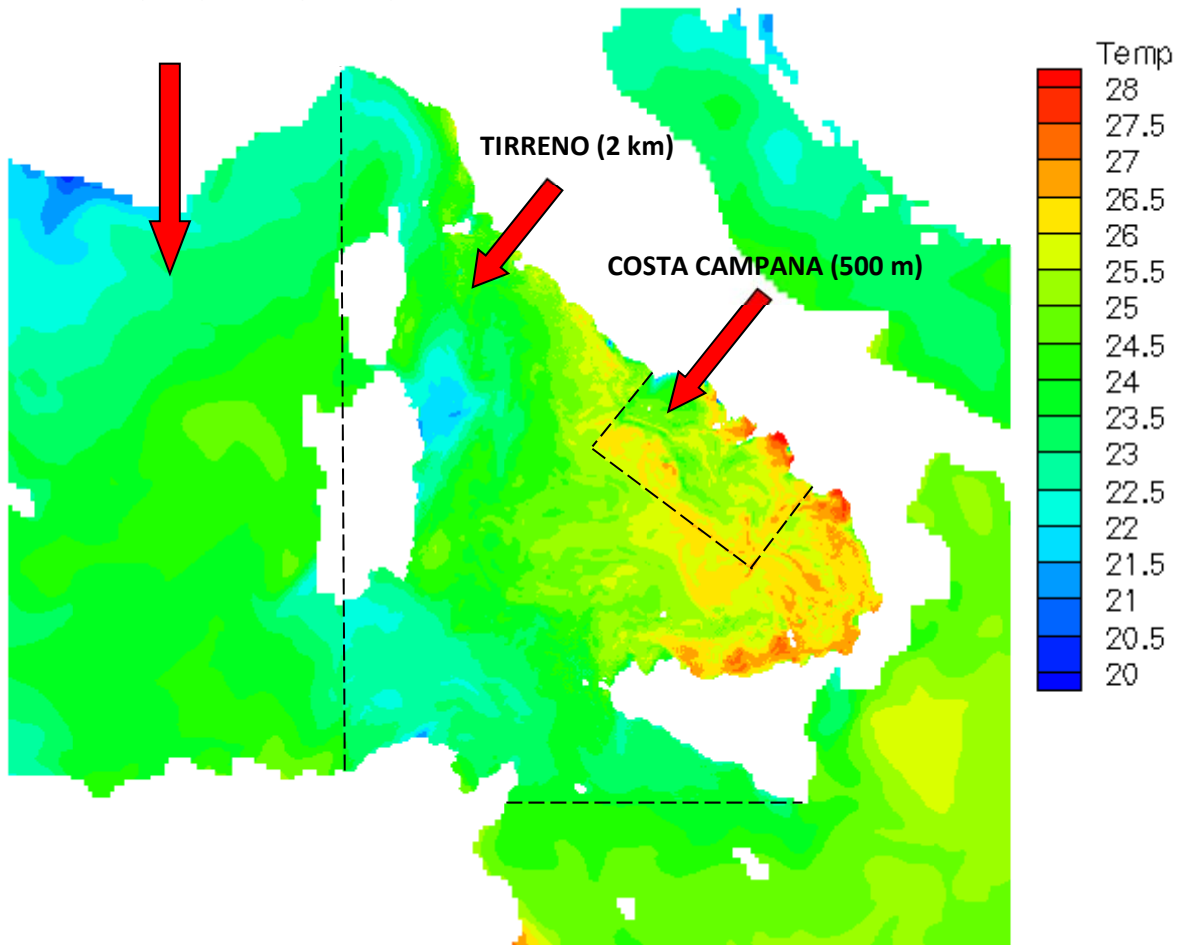


Figura 3.1 – Posizione delle griglie e dei dati esterni.



Figura 3.2 – Posizione della griglia di calcolo per il solo Golfo di Salerno e del sito di immersione del 2004.

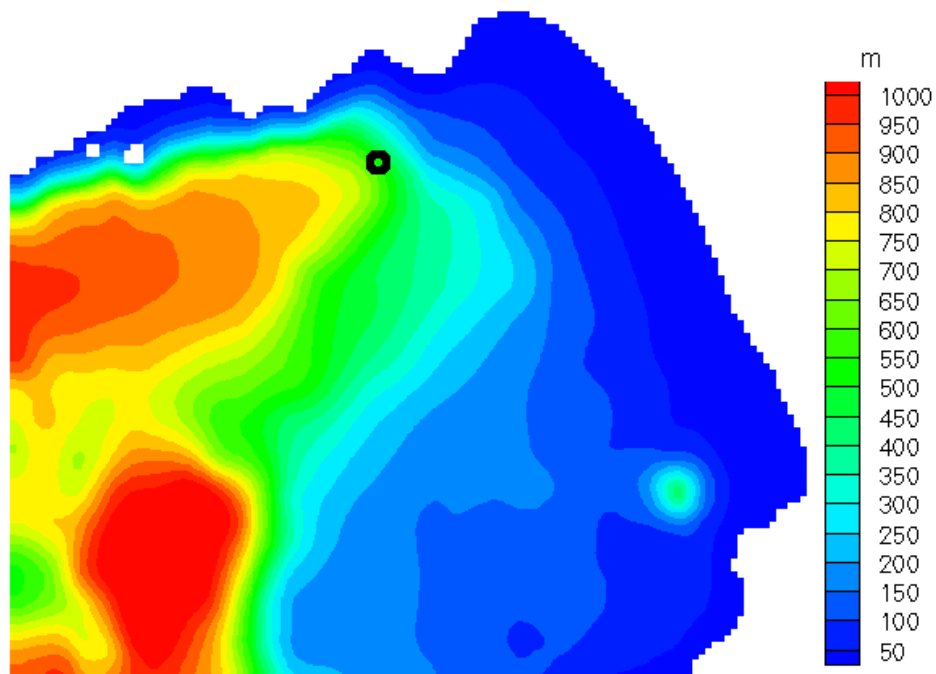


Figura 3.3 – Topografia utilizzata per le simulazioni e posizione del punto di immersione.

Scelta del time-step di integrazione e della diffusione orizzontale

L'esecuzione della simulazione richiede il settaggio di alcuni parametri che possono fortemente influenzare la qualità dei risultati ottenuti. Uno di questi è il passo di tempo con cui viene eseguita l'integrazione delle equazioni di trasporto, il *time-step*. Idealmente il *time-step* dovrebbe essere il più grande possibile, in quanto il suo valore condiziona enormemente il tempo richiesto per eseguire una simulazione. D'altra parte, la convergenza degli schemi numerici pone un grosso limite al valore massimo utilizzabile.

Una serie di test iniziali ha mostrato che il limite principale nella scelta del *time-step* in questo caso specifico è l'alta velocità di caduta delle sabbie medie e grosse; infatti si notano oscillazioni spurie dei profili di tali sabbie nel punto di immersione in vicinanza della superficie, dove la griglia verticale ha una spaziatura minore. Un *time-step* di 5 secondi permette di risolvere tale problema, mentre una ulteriore riduzione lascia i risultati immutati.

Un altro parametro che va assegnato e che condiziona notevolmente la soluzione è la diffusione orizzontale. Senza addentrarsi nelle teorie del calcolo numerico, viene qui semplicemente detto che, nonostante tale parametro rappresenti un processo fisico reale, esso ha anche la funzione di eliminare oscillazioni spurie dalla soluzione, oscillazioni di natura prettamente numerica e non fisica. E' quindi di uso comune assegnare la diffusione orizzontale sulla base di prove iniziali, volte a stabilire la scomparsa di valori spuri, il cosiddetto "rumore" numerico, dalla soluzione.

Allo stesso tempo il valore di diffusione orizzontale utilizzato condiziona fortemente i risultati ottenuti dalle equazioni di trasporto, dal momento che un valore eccessivamente alto comporta lo smussamento della distribuzione prevista. Questo problema è particolarmente importante per il caso in esame, dove si vuole analizzare il trasporto di sedimenti dovuto alla corrente, e quindi bisogna evitare che una diffusione alta, non rappresentante un effettivo processo fisico, possa condizionare i risultati relativi alla parte convettiva, cioè di trasporto, della soluzione.

In questo lavoro è stato usato un valore di diffusione orizzontale pari a $20 \text{ m}^2/\text{s}$, che da numerosi test iniziali risulta essere il valore più basso che permette di rimuovere la presenza di valori negativi (e quindi spuri) della concentrazione. Tale valore viene usato solo per le equazioni di trasporto dei sedimenti, mentre per la soluzione delle equazioni della velocità, della temperatura e della salinità si è preferito usare il valore più basso di $10 \text{ m}^2/\text{s}$ sia sulla griglia del Tirreno a 2 km che sulla griglia del Golfo di Salerno a 450 m, per ridurre al minimo lo smussamento e la soppressione delle scale minori.

A titolo di riferimento, si riporta che in un recente lavoro numerico sul Golfo di Napoli (de Ruggiero, 2016), che utilizza una metodica simile a quella utilizzata qui con una risoluzione leggermente inferiore (500-800 m), viene utilizzato un valore di diffusione di $80 \text{ m}^2/\text{s}$ per rimuovere il "rumore" numerico dalla soluzione

del campo di moto. Nello stesso articolo viene anche riportato che il valore “fisico” della diffusione orizzontale sarebbe dovuto essere pari a circa $1 \text{ m}^2/\text{s}$.

Analisi dei risultati ottenuti

Il periodo di interesse è quello relativo all’immersione effettuata nell’anno 2004. Dai rapporti giornalieri di scarico della draga si ottiene che l’immersione in mare è iniziata il 26/03/2004 e terminata il 26/04/2004, per 32 giorni complessivi. La simulazione sulla griglia del Golfo di Salerno parte dal giorno 10/03/2004 e prosegue fino a qualche giorno dopo il termine dei lavori. Precedentemente è stata eseguita una simulazione per il Mar Tirreno per l’intero anno 2004, che serve per assegnare le condizioni al contorno alla griglia più piccola.

Come riferimento per presentare i risultati verranno utilizzate le date in cui sono state effettuate misure durante il piano di monitoraggio eseguito dalla Stazione Zoologica di Napoli per l’immersione del 2004, come visto nella sezione 1. Nell’analizzare le previsioni del modello per le correnti, è opportuno tenere in conto anche quale fosse la direzione media del vento nell’area del Golfo di Salerno sia nei giorni delle misure che nel giorno immediatamente precedente. Tali dati sono stati riportati in figura 2.1, ottenuti dai dati ECMWF che sono stati utilizzati per forzare il modello, e mostrano come il vento appare cambiare continuamente di direzione nel periodo di immersione. Le correnti predette dal modello mostrano un sostanziale accordo con la direzione del vento alla superficie (vedi le figure 1.6, 1.10, 1.13 e 1.17), con un continuo cambio di direzione della circolazione, mentre a profondità maggiore le correnti tendono ad allinearsi alla direzione del vento solo verso la fine dell’immersione in mare dei sedimenti (figura 3.4), mentre in precedenza sembra persistere una circolazione in direzione oraria.

Una prima valutazione della qualità della simulazione delle correnti può essere effettuata con l’ausilio delle immagini satellitari di TSM precedentemente presentati in sezione 1, e che verranno qui riproposte. Infatti, nell’ipotesi che i solidi in sospensione siano principalmente provenienti dai fiumi, tali dati possono essere confrontati con la salinità predetta dal modello che, a sua volta, può essere utilizzata come un tracciante passivo per valutare l’effetto della corrente dei fiumi, essendo la salinità dei fiumi nulla. Tali confronti sono riportati nelle figure da 3.5 a 3.8 per i vari giorni del periodo in esame per cui sono disponibili i dati satellitari, e mostrano un sostanziale buon accordo qualitativo tra le previsioni e le immagini satellitari.

È importante notare come nelle immagini satellitari, relative al periodo di immersione in mare del materiale dragato, non si noti un incremento di solidi sospesi in superficie legati alle attività di deposizione dei sedimenti. Come ipotizzato, quindi, sembrerebbe che il materiale in sospensione sia per la maggior parte dovuto ai sedimenti provenienti dai fiumi, almeno in vicinanza della superficie.

Sono inoltre disponibili i dati ottenuti durante il piano di monitoraggio eseguito dalla Stazione Zoologica Anton Dohrn di Napoli per l'immersione in mare del 2004, in cui sono state fissate cinque stazioni di campionamento all'interno del sito di immersione (stazioni SC) e tre transetti (A, B, C) ortogonali al profilo di costa (figura 1.1). Per ogni transetto sono state posizionate cinque stazioni.

Di queste stazioni verranno qui utilizzati solo i dati della stazione B8 (profondità 250 m) e C13 (profondità 400 m). Il motivo di questa scelta è che in queste stazioni sembra essere più evidente la variazione di solidi sospesi dovuta alle operazioni di immersione, mentre tale variazione è meno evidente nelle stazioni del transetto A, che appare essere fortemente influenzato da sedimenti provenienti dal fiume Sele. Inoltre, per motivi che verranno spiegati in seguito e relativi alla metodologia utilizzata per simulare l'immersione in mare del materiale di escavo, non ha senso confrontare i dati di concentrazione di sedimenti in sospensione nelle vicinanze del sito di immersione.

Per semplificare l'esposizione dei risultati queste due stazioni, scelte in relazione all'analisi dei sedimenti sospesi, verranno utilizzate anche per il confronto tra i profili di temperatura e salinità misurati e quelli predetti dal ROMS. Tali confronti sono presentati nelle figure 3.9 – 3.12.

Le previsioni sembrano essere abbastanza buone. Tuttavia in entrambe le stazioni si nota un comportamento analogo: il ROMS tende a sottostimare la stratificazione visibile nei profili di temperatura, mentre l'effetto del fiume, visibile nel cambiamento di salinità nella vicinanza della superficie, viene sovrastimato verso il termine della simulazione, indicando probabilmente una sovrastima della corrente uscente dal bacino. Bisogna però tener sempre presente la scarsissima risoluzione dei dati di vento utilizzati, che potrebbe non permettere un miglioramento della soluzione rispetto ai dati qui presentati.

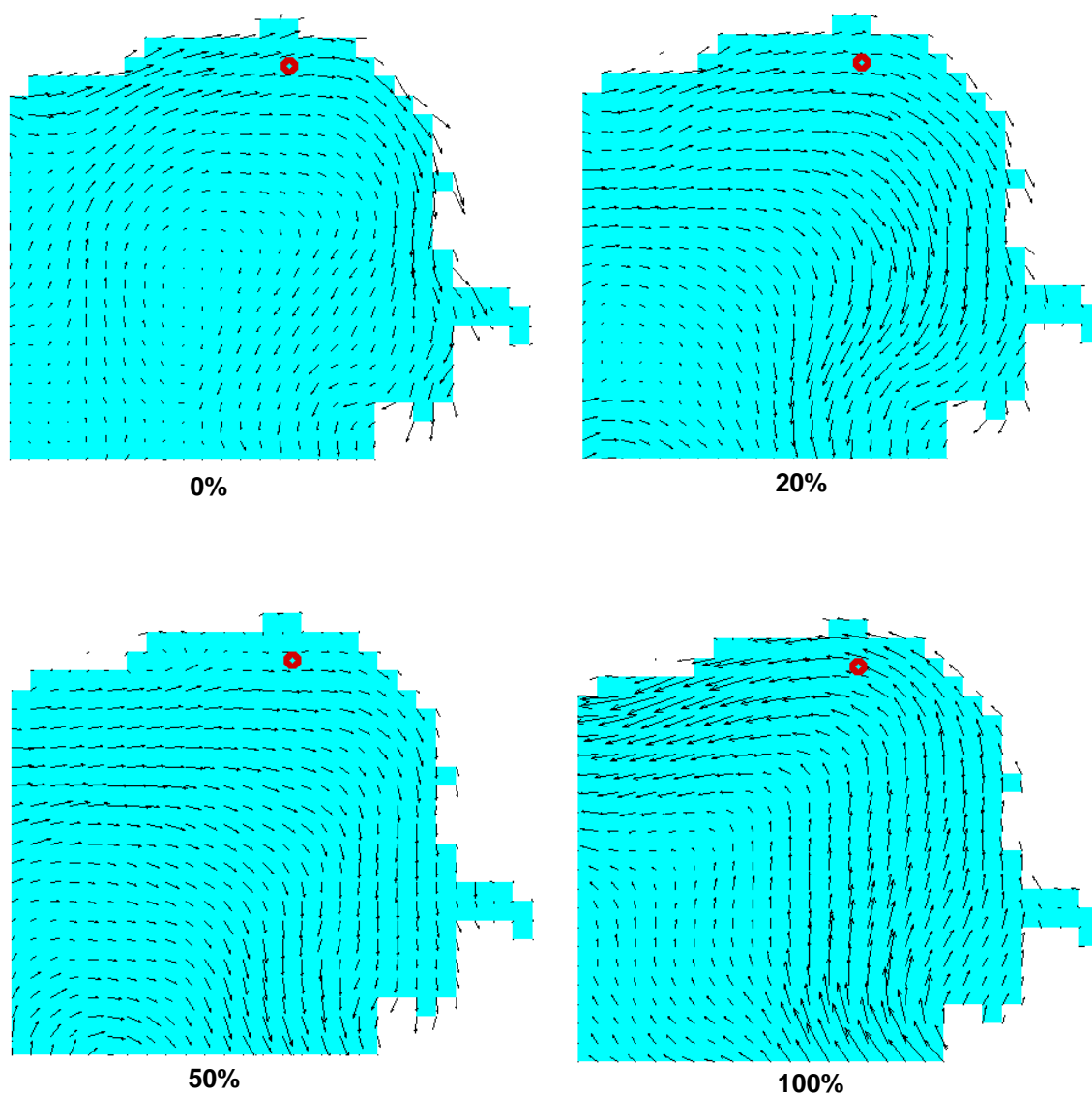


Figura 3.4 – Campi di velocità predetti a 100 metri di profondità ad 1/4 della risoluzione del modello, con posizione del punto di immersione.

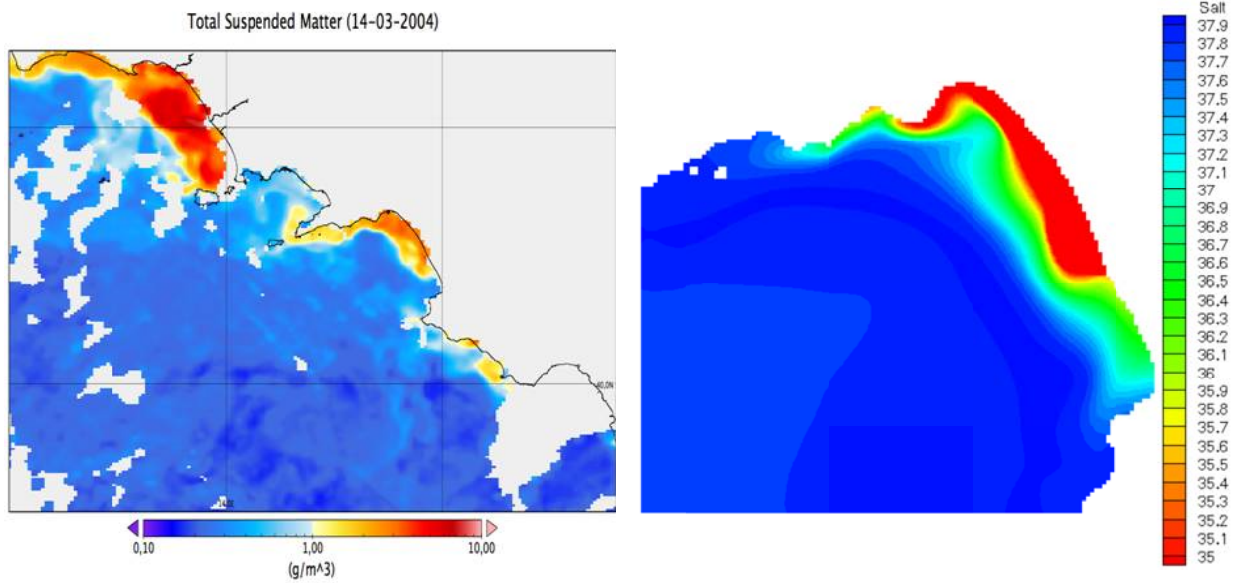


Figura 3.5 – Immagine satellitare di TSM (sinistra) e distribuzione di salinità prevista dal ROMS per il Golfo di Salerno (destra) per il giorno 14/03/2004.

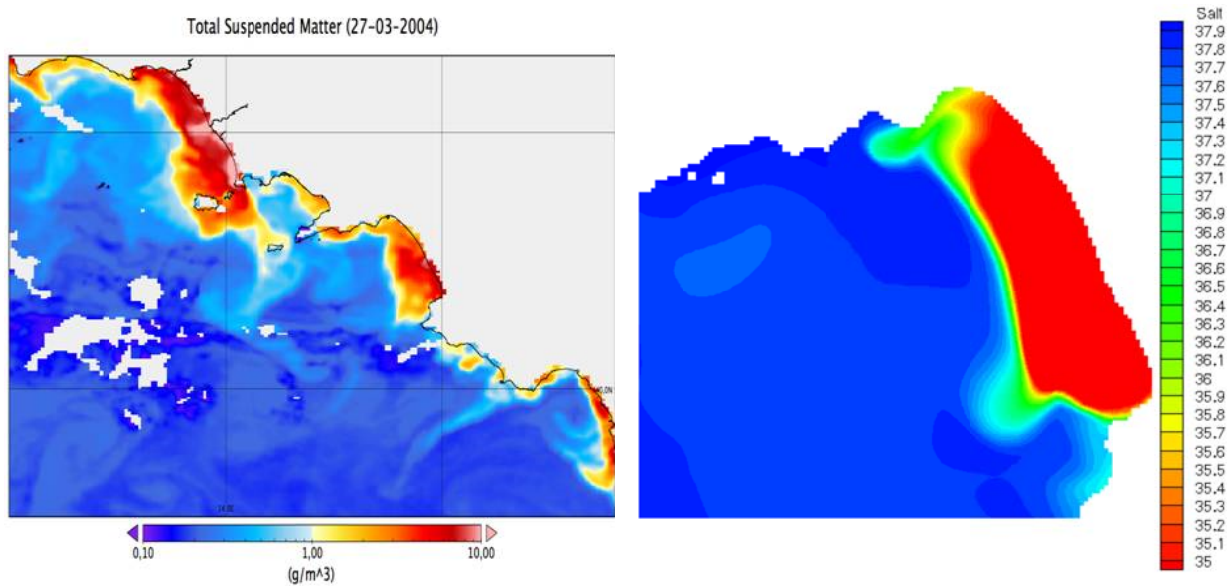


Figura 3.6 – Immagine satellitare di TSM (sinistra) e distribuzione di salinità prevista dal ROMS per il Golfo di Salerno (destra) per il giorno 27/03/2004.

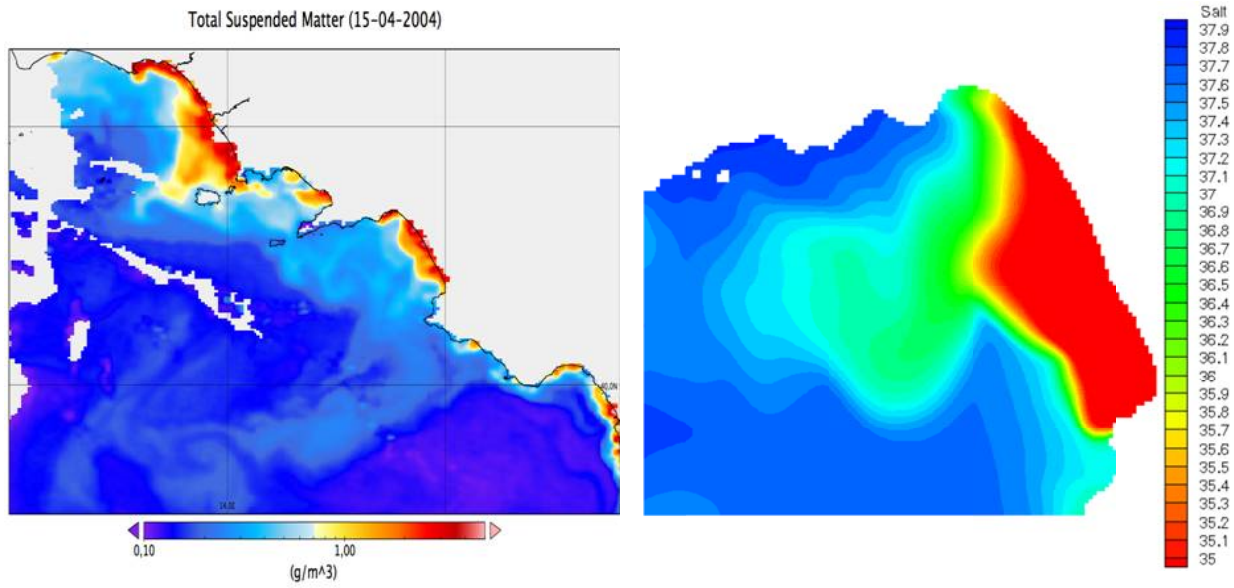


Figura 3.7 – Immagine satellitare di TSM (sinistra) e distribuzione di salinità prevista dal ROMS per il Golfo di Salerno (destra) per il giorno 15/04/2004.

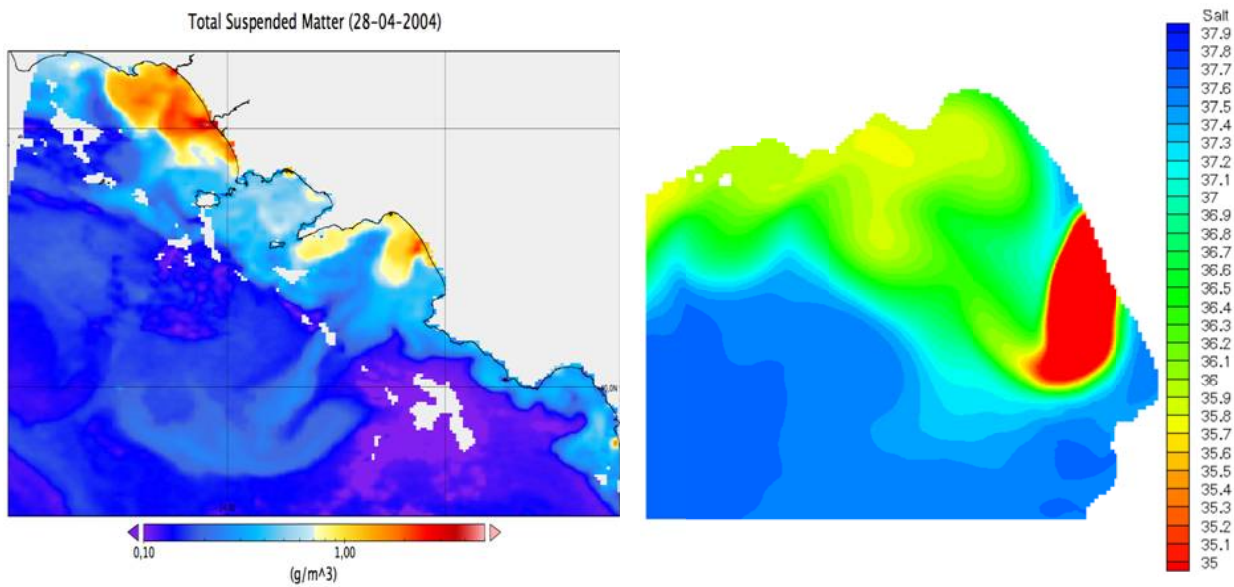


Figura 3.8 – Immagine satellitare di TSM (sinistra) e distribuzione di salinità prevista dal ROMS per il Golfo di Salerno (destra) per il giorno 28/04/2004.

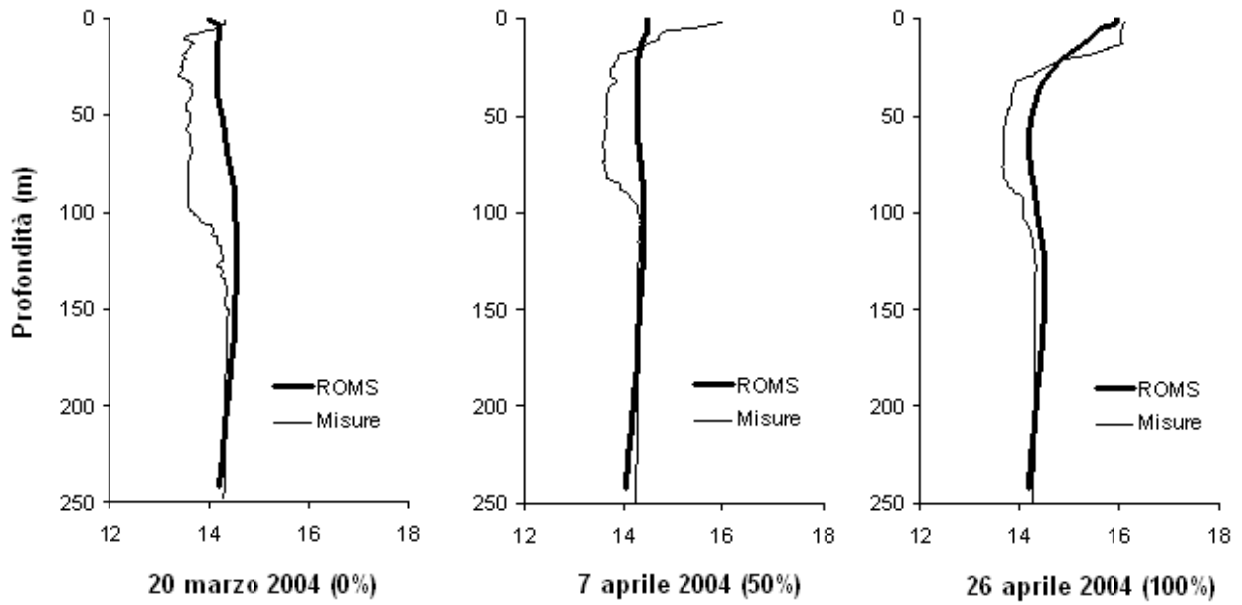


Figura 3.9 – Confronto tra i profili di temperatura (C) misurati e predetti dal ROMS nella stazione B8 a varie fasi dell’immersione in mare del 2004.

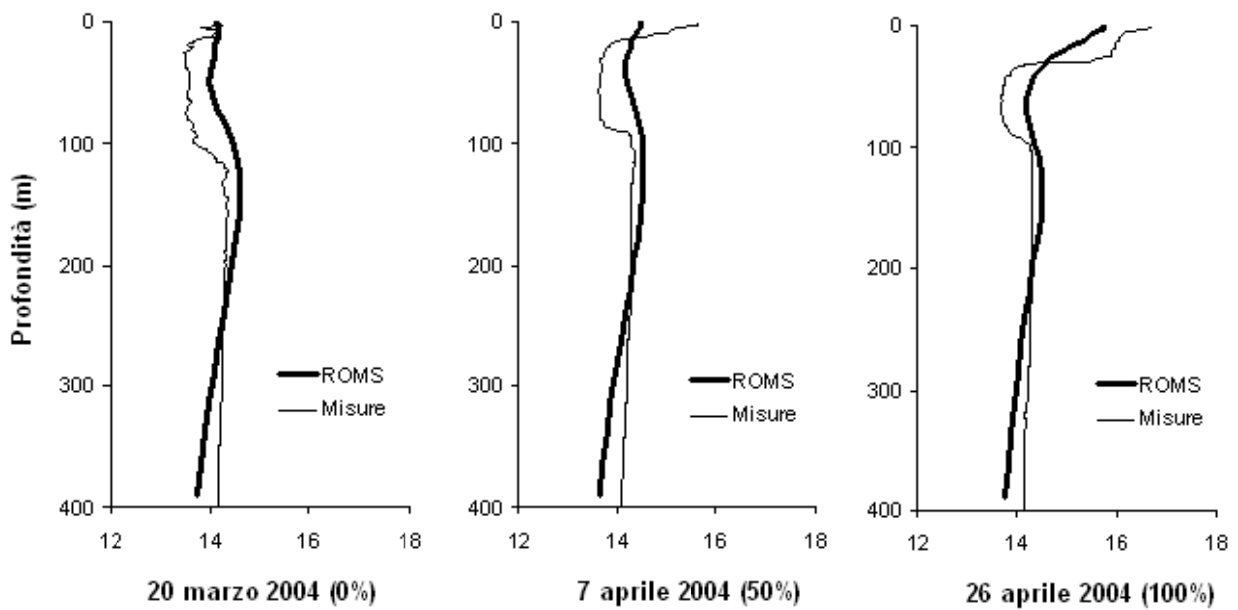


Figura 3.10 – Confronto tra i profili di temperatura (C) misurati e predetti dal ROMS nella stazione C13 a varie fasi dell’immersione in mare del 2004.

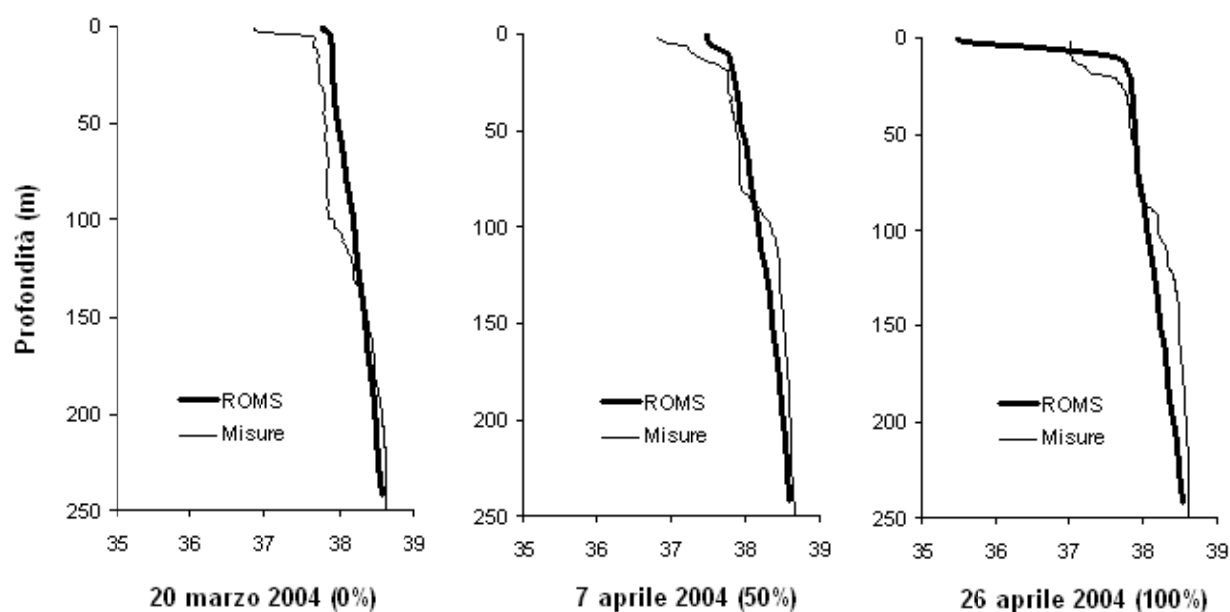


Figura 3.11 – Confronto tra i profili di salinità (PSU) misurati e predetti dal ROMS nella stazione B8 a varie fasi dell’immersione in mare del 2004.

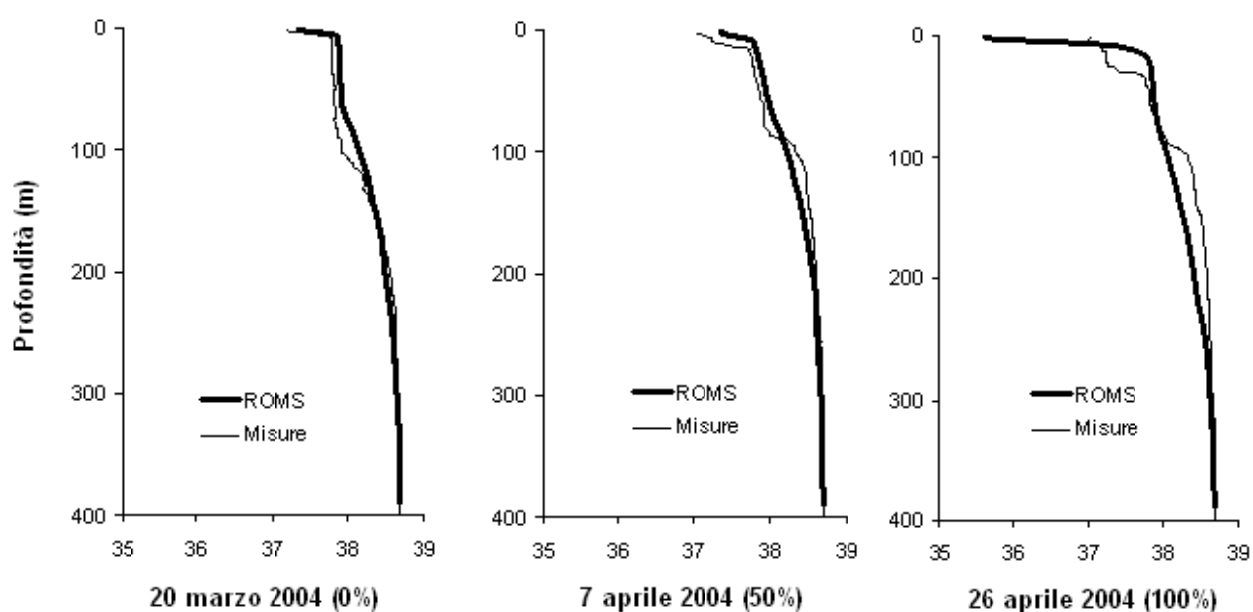


Figura 3.12 – Confronto tra i profili di salinità (PSU) misurati e predetti dal ROMS nella stazione C13 a varie fasi dell’immersione in mare del 2004.

Simulazione dell'immersione in mare del 2004

Modello di sedimenti e metodologia di simulazione dell'immersione in mare

Il modello di sedimenti utilizzato dal codice ROMS adopera due categorie separate di sedimenti, "coesivi" (di tipo fangoso) e "non coesivi" (di tipo sabbioso). Ognuna delle due categorie può avere un numero illimitato di classi con attributi diversi di densità, dimensione dei grani, velocità di caduta (velocità di *settling*), etc. Il modello è principalmente rivolto allo studio della dinamica del fondale, che può essere modellato in dettaglio utilizzando diversi "strati" che vengono modificati in seguito alla deposizione di materiale o alla risospensione dei sedimenti in acqua dovuta a forti correnti. Il modello è descritto in dettaglio in Warnera et al.(2008).

Un punto molto importante è che, come accennato in precedenza, il modello utilizzato prevedeva l'immissione di sedimenti nel dominio solo attraverso flussi di tipo fluviali, cioè accompagnati da una portata volumetrica di acqua. Il codice è stato modificato per permettere l'utilizzo di una sorgente puntiforme di sedimenti in superficie, ma l'immersione in mare del materiale di escavo viene in ogni caso rappresentato in maniera semplificata.

Infatti l'immersione in mare dei sedimenti da parte della draga è un processo di tipo "impulsivo", cioè con grandi valori in un intervallo di tempo molto limitato, mentre nelle simulazioni viene rappresentato come un processo continuo ed uniforme, che però rispetta la quantità totale di materiale sversato, come schematicamente mostrato in figura 3.13. Questa scelta è stata fatta in quanto una variazione di tipo impulsivo con grandi valori causerebbe sicuramente delle problematiche numeriche alle equazioni di trasporto dei sedimenti, con la produzione di forti "onde" spurie che andrebbero soppresse innalzando la diffusione orizzontale che, come detto, va tenuta al valore più basso possibile per evitare smussamenti dei valori trasportati dalle correnti.

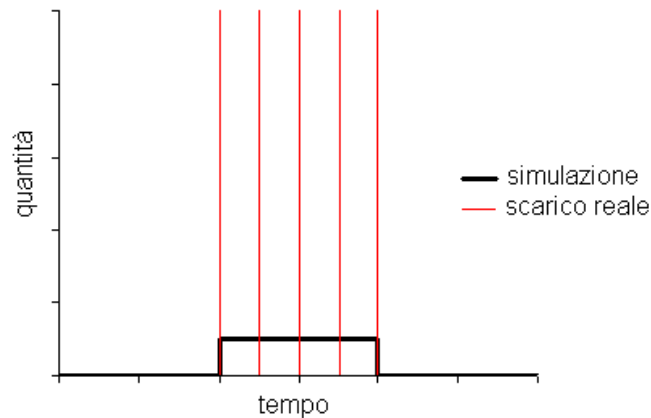


Figura 3.13 – Esempio della semplificazione introdotta nel rappresentare l’immersione in mare: un processo di tipo impulsivo viene sostituito da un processo continuo avente la stessa durata e che immette la stessa quantità complessiva di materiale nel mare.

La logica utilizzata è quindi quella di fare entrare nel dominio la quantità data di sedimenti nel periodo effettivo, ma di non provare nemmeno a simulare la reale immersione del materiale a mare da parte della draga. Si tratta di una notevole semplificazione e un allontanamento dal processo fisico alla base dell’immersione dei sedimenti, e per questo motivo il confronto con i valori misurati nelle vicinanze del punto di immersione non ha alcun senso. Allo stesso tempo, dato anche il poco tempo disponibile per l’effettuazione di questa ricerca, questa semplificazione appare l’unica maniera possibile di procedere, mentre si rimanda a studi più approfonditi l’analisi di rappresentare il reale processo impulsivo di immersione di materiale dragato in mare.

Granulometria e assegnazione sorgenti

Sono stati resi disponibili le analisi granulometriche dei campioni prelevati nel porto di Salerno per la caratterizzazione dei materiali di scavo, sia sotto forma di tabelle riassuntive presenti nel rapporto finale presentato dall’ENEA (Salluzzo, 2002), sia come schede contenenti i dati dei singoli campioni esaminati.

All’interno del rapporto ENEA i dati sono riportati per i singoli campioni utilizzando una suddivisione basata sul diametro dei sedimenti che contiene tre classi di dati. La suddivisione è riportata in tabella 3.1, insieme con le percentuali medie calcolate dai dati riportati.

Tipo	Dimensione	% media
GHIAIA	diametro > 2 mm	1.41
SABBIA	0.063 mm < diametro < 2 mm	91.21
SILT + ARGILLA	diametro < 0.063 mm	7.38

Tabella 3.1 – Suddivisione del materiale di escavo secondo il rapporto ENEA del 2002.

Questa classificazione sembra però eccessivamente grossolana per i fini di questo studio. Infatti in Hadfield (2013) la sabbia viene suddivisa in tre classi (grossa, media e fine) per tener conto del diverso comportamento di sedimenti di diametro, e quindi di velocità di caduta, diversi. Ci si aspetta, infatti, una notevole diversità di comportamento tra sabbia grossa e sabbia fine, come test iniziali, non presentati qui, hanno confermato.

Si è quindi deciso di utilizzare i dati riportati nelle schede dei singoli campioni per ottenere una classificazione più accurata. Nei dati originari sono riportate 11 classi dimensionali, presentate nella tabella 3.2. Pertanto, sulla base di test iniziali, che mostrano come le sabbie più grandi cadano rapidamente verso il fondo senza risospensione, e seguendo le procedure riportate in Hadfield (2013), si è operato come segue per ottenere le classi da usare nel codice:

1. La ghiaia è stata trascurata. E' in ogni caso in percentuale molto bassa.
2. Si sono uniti i dati 2, 3 e 4 per ottenere una classe di sabbia grossa (diametro = 710 μm).
3. Si sono uniti i dati 5, 6 e 7 per ottenere una classe di sabbia media (diametro = 250 μm).

Le sabbie fini sono invece state considerate separatamente, in quanto hanno una forte probabilità di essere allontanate dalla corrente dal punto di immersione, tanto maggiore quanto è più piccolo il diametro, e di conseguenza la velocità di caduta. Pertanto, si ritiene importante descrivere queste componenti nel modo più accurato possibile.

La tabella 3.2 riporta anche i valori percentuali medi di ogni componente, ottenuti rianalizzando i dati originari. I valori percentuali sono presentati nella figura 3.14, in cui si nota come ci sia una prevalenza delle sabbie fini, come descritto anche in Salluzzo (2002).

Dati	Diametro (μm)	Nome classe di calcolo	% media
1	> 2000		Trascurata
2	1000	} SABBIA GROSSA	
3	710		7.26
4	500		
5	355	} SABBIA MEDIA	
6	250		10.25
7	180		
8	125	SABBIA FINE 1	45.23
9	100	SABBIA FINE 2	8.30
10	63	SABBIA FINE 3	20.16
11	< 63	SILT + ARGILLA	7.38

Tabella 3.2 – Nuova suddivisione del materiale di escavo utilizzando i dati ENEA (2002).

Sempre dai dati in Salluzzo (2002) si ottiene che la densità media dei sedimenti è 2720 kg/m^3 . Questo valore viene usato, insieme agli altri dati forniti, per calcolare il valore di sorgente dei sedimenti da imporre nel codice nel punto di immersione in mare. Tale valore deve essere in kg/s e viene così calcolato:

1. Dai rapporti giornalieri di scarico della draga si ottiene che l'immersione è iniziata il 26/03/2004 e terminata il 26/04/2004, per 32 giorni complessivi.
2. Nota la quantità volumetrica totale scaricata, pari a 1138607 m^3 , supponendo un'immersione continua ed equamente distribuita si ottiene un valore di $0.412 \text{ m}^3/\text{s}$. Infatti: $0.412 \text{ m}^3/\text{s} \times 32 \text{ giorni} \times 86400 \text{ s/giorno} = 1139097 \text{ m}^3$.

3. Dalla densità media si ottiene un valore di circa 1120 kg/s, da ripartire tra le varie classi riportate nella tabella 3.2 mediante i valori percentuali dati nell'ultima colonna. I valori per le varie classi sono riportati in tabella 3.3.

Infine, per ogni classe va calcolata la velocità di caduta dei sedimenti in acqua, detta anche velocità di *settling*. Questa viene ottenuta in funzione del diametro dei sedimenti e del rapporto di densità utilizzando la formula di Zhang & Xie (1993):

$$w_s = \sqrt{\left(13.95 \frac{\nu}{d}\right)^2 + 1.09(s-1)gd} - 13.95 \frac{\nu}{d}$$

dove d è il diametro, ν la viscosità cinematica, s il rapporto di densità e g l'accelerazione di gravità. E' stato effettuato un controllo incrociato per verificare che tale formula riproduca esattamente i dati riportati in Hadfield (2013).

Nella tabella 3.3 sono riportati i valori ottenuti. Da notare come per la classe relativa al silt si sia arbitrariamente assunto un diametro di 30 μm . Tale valore è stato selezionato in analogia a quanto fatto in Hadfield (2013), dove sono utilizzate due classi di silt: *coarse silt* ($d = 31 \mu\text{m}$) e *fine silt* ($d = 8 \mu\text{m}$). Nel nostro caso, non avendo altre indicazioni, si è deciso di usare solo il primo valore.

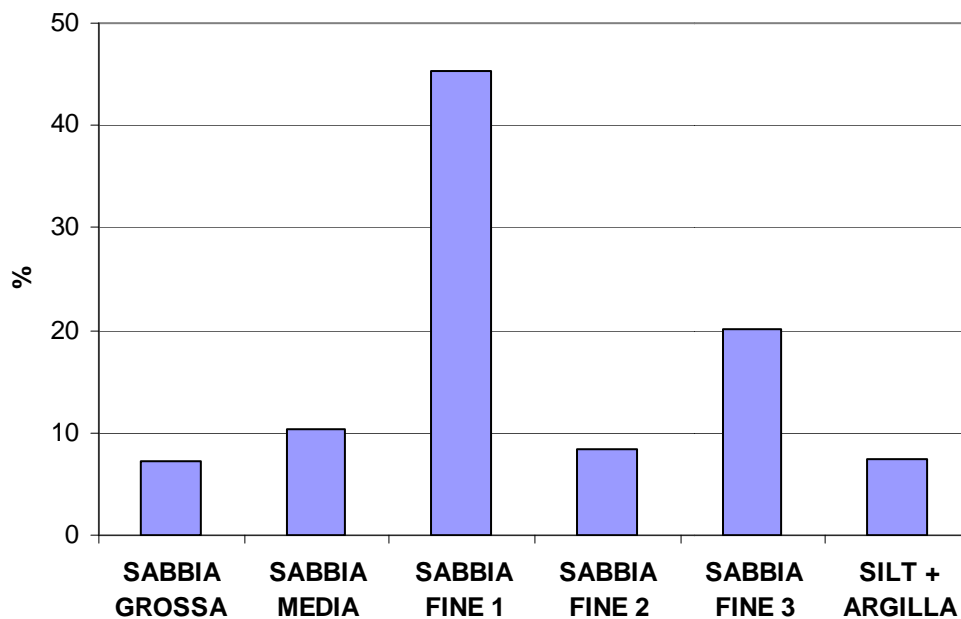


Figura 3.14 – Suddivisione percentuale del materiale di escavo del Porto di Salerno per l’immersione in mare del 2004.

	Diametro (μm)	Settling velocity (mm/s)	Valore sorgente (kg/s)
SABBIA GROSSA	710	96.3	81.41
SABBIA MEDIA	250	32.02	114.91
SABBIA FINE 1	125	9.86	506.86
SABBIA FINE 2	100	6.44	93.03
SABBIA FINE 3	63	2.6	225.97
SILT + ARGILLA	30	0.6	82.66

Tabella 3.3 – Velocità di caduta e valori di sorgente utilizzate per le varie classi di sedimenti.

Analisi delle misure disponibili

Il problema principale nell'analizzare le misure di solidi totali in sospensione eseguite durante il piano di monitoraggio del 2004 è quello di comprendere quale sia il reale effetto del materiale immerso in mare, dal momento che, come detto, i solidi in sospensione sembrano essere principalmente provenienti da apporti terrigeni. Infatti, si è già fatto notare come nelle immagini satellitari non appaia nessun evidente aumento di solidi in sospensione in superficie direttamente attribuibile all'immersione in mare dei sedimenti dragati.

Le misure nelle due stazioni scelte come riferimento (figura 3.15) mostrano, con il procedere dell'immersione in mare dei sedimenti dragati, un incremento del materiale sospeso sia in superficie sia a profondità maggiori. L'aumento in profondità avviene prevalentemente nella fase finale dei lavori e determina un incremento massimo di TSM pari a 0.5 mg/L.

Considerando che il materiale immerso in mare tenderà a depositarsi sul fondo, e poiché l'impatto del fiume dovrebbe principalmente essere in vicinanza della superficie, data la minore salinità dell'acqua proveniente dal fiume stesso, sembra ragionevole trascurare le variazioni osservabili nei dati vicino alla superficie (considerandole, quindi, come effetto del fiume) e considerare invece quanto accade a profondità maggiore.

Con queste considerazioni sembrerebbe logico considerare solo la variazione che si osserva al di sotto dei 50-100 metri nei profili riportati in figura 3.15.

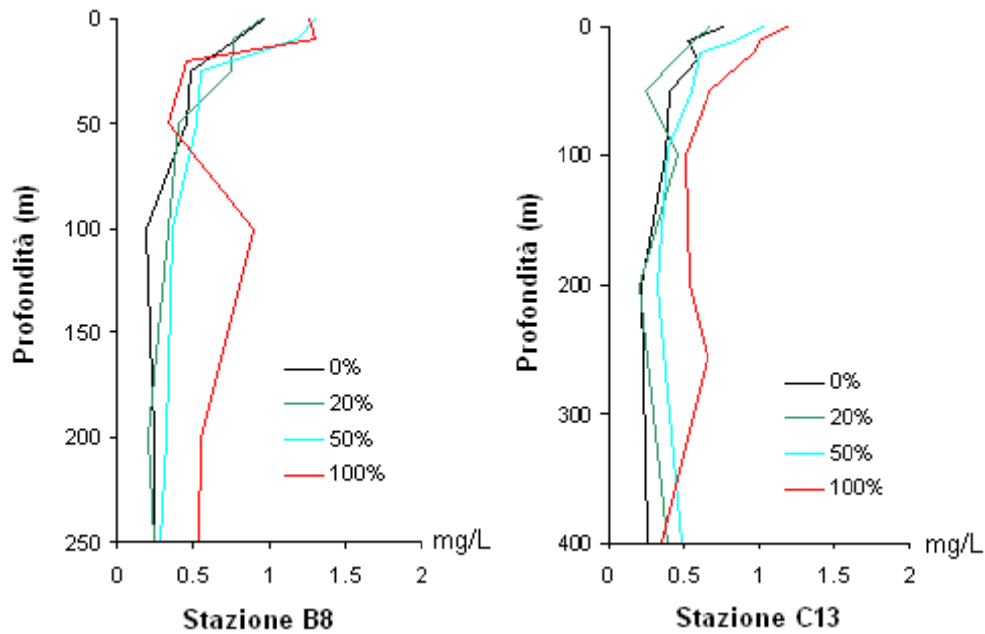


Figura 3.15 – Misure di TSM nelle due stazioni a varie percentuali del processo di immersione in mare del materiale di escavo.

Nella figura 3.16 sono riportati dei campi ottenuti dalle misure di TSM a varie profondità (50, 100, 200 e 400 m) al termine dell'immersione. Mentre i valori più elevati visibili a 50 metri potrebbero essere attribuiti ad apporti fluviali, di particolare interesse sembra essere il campo a 100 metri di profondità, dove si nota sulla sinistra, in direzione uscente dal dominio, una zona di valori più elevati, che potrebbero essere dovuti all'immersione in mare dei sedimenti.

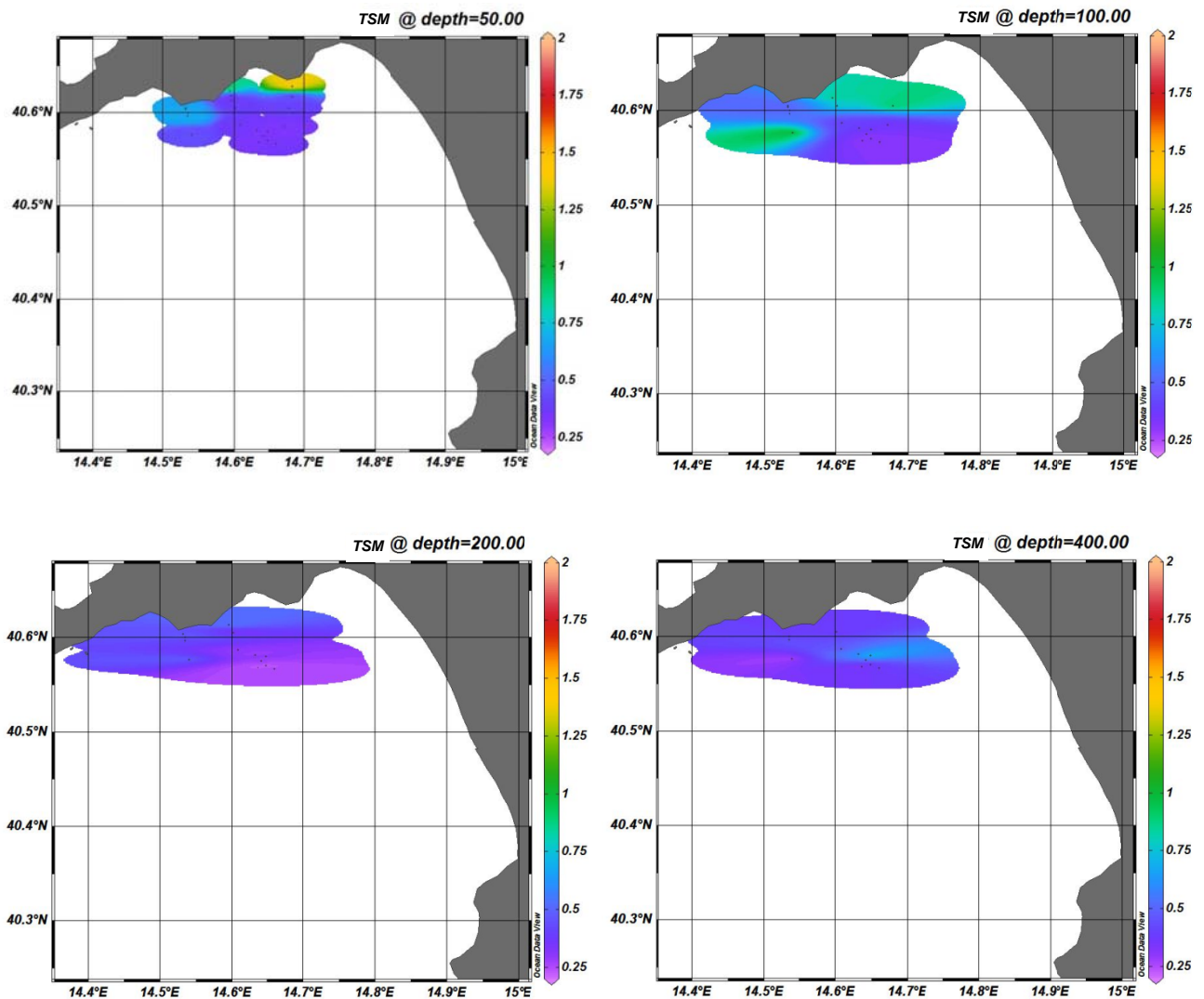


Figura 3.16 – Misure di TSM a varie profondità (50, 100, 200 e 400 m) al termine dell’immersione in mare.

Analisi dei risultati ottenuti

Le simulazioni numeriche tendono a predire valori ben più alti di quelli osservabili nelle misure (tenendo in conto anche delle incertezze discusse sopra). Va innanzitutto fatto notare che le uniche componenti che si allontanano dal punto di immersione sono le due più leggere, cioè la SABBIA FINE 3 ed il SILT, mentre le altre componenti cadono rapidamente sul fondo ed hanno valori praticamente nulli a poca distanza dal sito di immersione.

Dal momento che i sedimenti sono presenti a varie profondità nei risultati del modello, un modo di dare una visione d’insieme è quella di presentare per ogni punto della superficie il valore massimo di concentrazione nella colonna d’acqua sottostante. Tali risultati sono riportati in figura 3.17 a varie fasi dell’immersione in mare del materiale dragato. Nei campi al 20% ed al 50% si nota come la concentrazione di sedimenti segua la circolazione oraria vista in profondità, piuttosto che le correnti superficiali. Questo è

logico, dal momento che la maggior parte dei sedimenti sembra essere al di sotto della superficie (vedi figure successive).

Considerando le due stazioni scelte come riferimento, al termine dell'immersione in mare si nota come la stazione C13 riceva più materiale della stazione B8 (figura 3.18), anche se nelle misure mostrate in figura 3.15 tale differenza non era presente, o poteva vedersi la differenza opposta. Questa differenza è molto probabilmente riconducibile ad una inaccurata descrizione delle correnti superficiali, a sua volta verosimilmente legata alla scarsa risoluzione spaziale dei forzanti di vento.

Un'analisi dei profili di concentrazione predetta nelle due stazioni (figura 3.19) mostra infatti una grossa differenza tra i due profili. In entrambi i profili si nota l'incremento profondità maggiore che si era visto nelle misure (ben visibile anche in figura 3.20, dove è riportata le concentrazioni di sedimenti simulate al termine dell'immersione in mare a varie profondità), ma i valori predetti sono in ogni caso troppo elevati.

Più in generale, le simulazioni mostrano valori di concentrazione, da 1 a 5-6 mg/L (escludendo, come detto, tutta la zona nell'immediata vicinanza del sito di immersione), ben più alti delle variazioni di concentrazione osservabili in tutte le misure disponibili di solidi sospesi, che presentano valori al più di 0.5-1 mg/L.

Il motivo più probabile di questa sovra-predizione è che vi possa essere una grossa differenza tra la quantità di sabbia fine e silt ottenuta dai dati granulometrici e quella effettivamente "libera" durante l'immersione di materiale in mare. Infatti è stato osservato che il materiale di escavo tende a compattarsi durante il trasporto all'interno della draga e, al momento dell'immersione, molto del materiale è sotto forma di grossi conglomerati che cadono rapidamente sul fondo.

Quindi solo una percentuale, più o meno piccola, della sabbia fine o del silt presenti nel materiale dragato sarà in condizione di essere trasportato dalle correnti a distanza dal punto di immersione. E' ovviamente praticamente impossibile replicare numericamente questo fenomeno, a meno che non si abbia una informazione, anche approssimativa, sulla quantità di materiale dragato che si aggrega durante il trasporto.

Infine, le condizioni al contorno sul bordo della griglia del solo Golfo di Salerno non sembrano influenzare la soluzione, anche se i dati mostrano una tendenza del materiale in sospensione ad uscire dal dominio verso il termine dell'immersione in mare. Infatti una simulazione eseguita sulla griglia più grande dell'intera costa campana restituisce lo stesso andamento (figura 3.21).

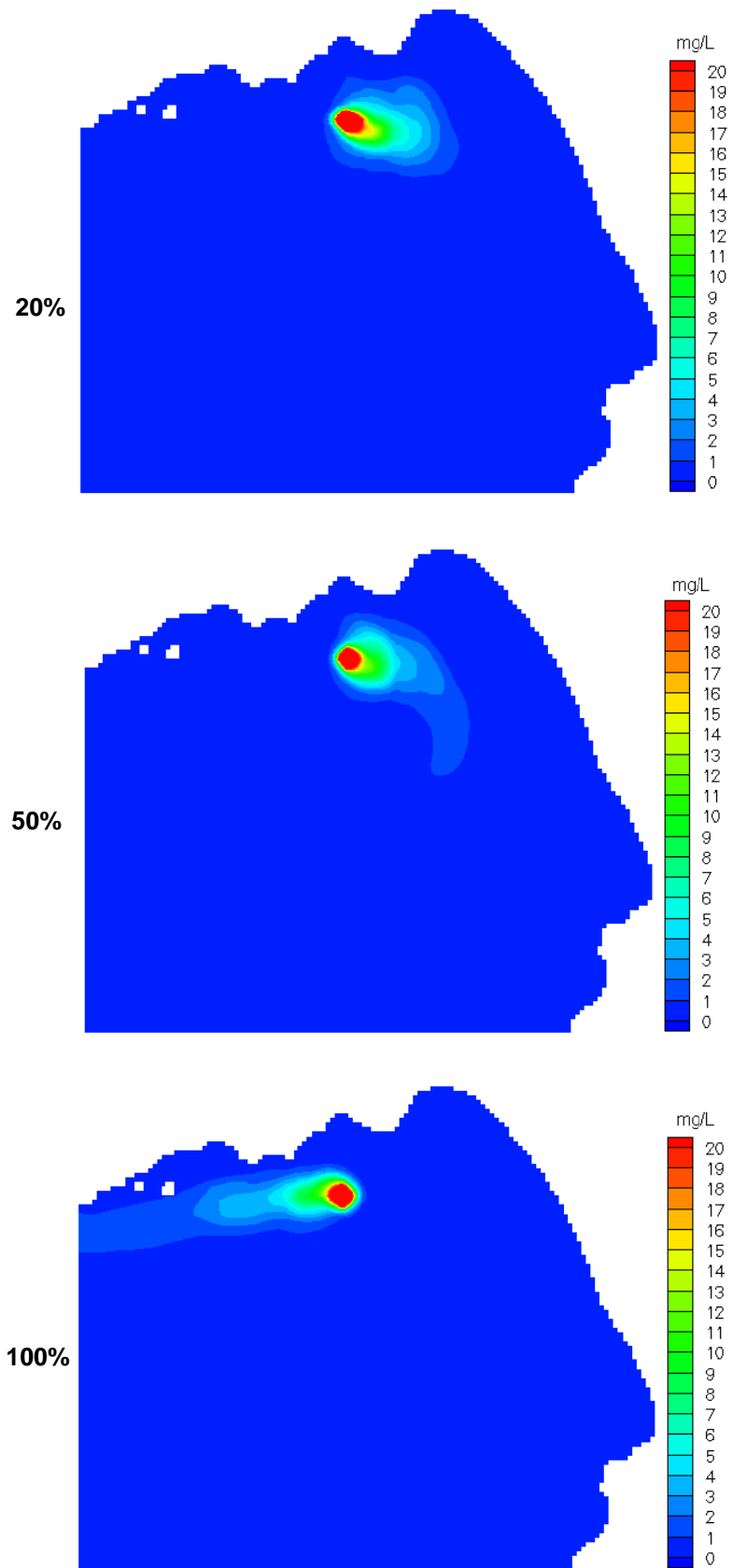


Figura 3.17 – Valore massimo di concentrazione di sedimenti predetto dal modello a varie fasi dell’immersione in mare.

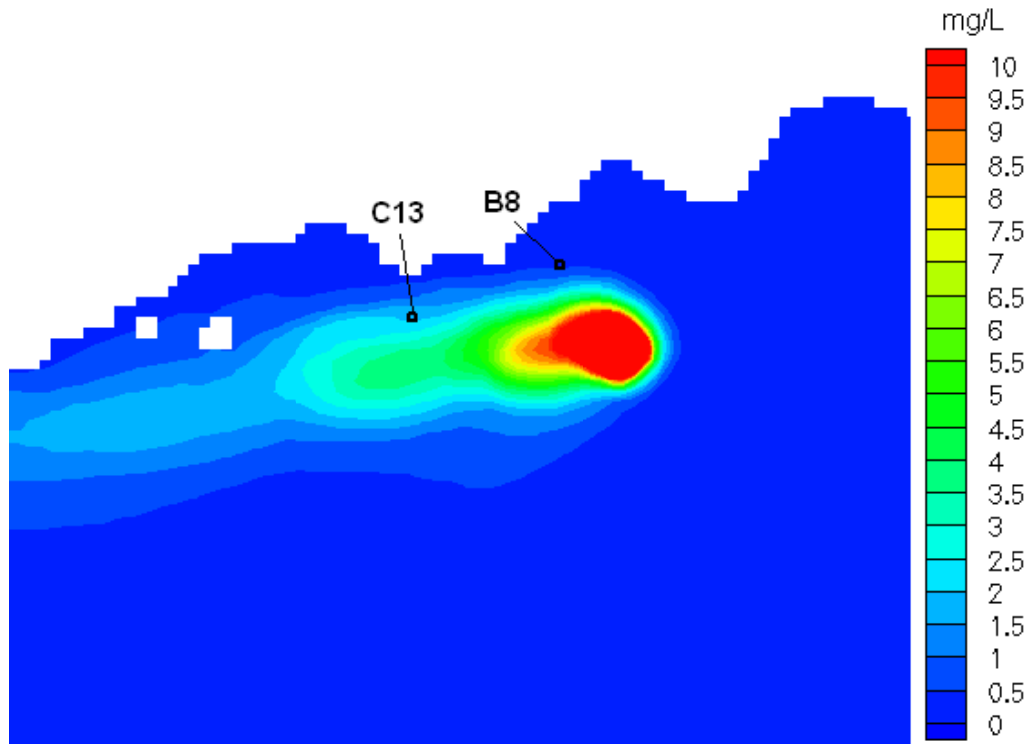


Figura 3.18 – Dettaglio dei risultati di massima concentrazione al termine dell’immersione, con posizione delle due stazioni di controllo.

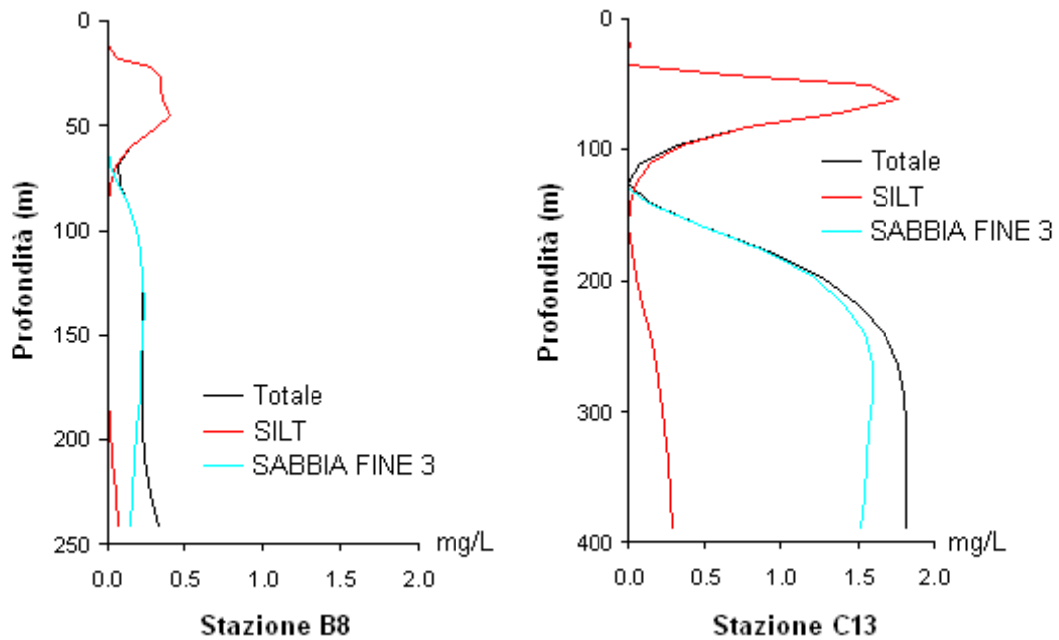


Figura 3.19 – Risultato delle simulazioni al termine dell’immersione in mare nelle due stazioni di controllo.

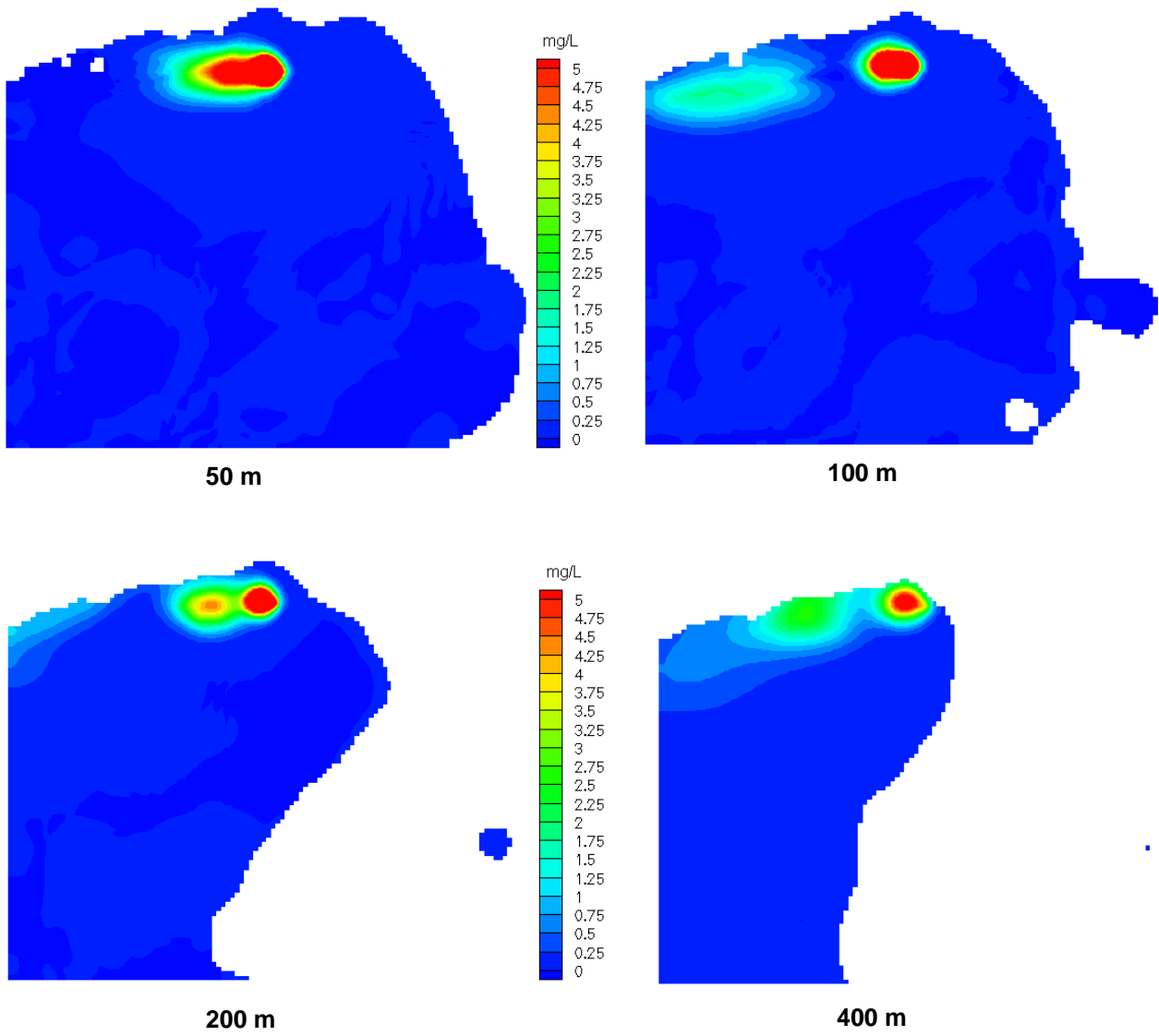


Figura 3.20 – Concentrazioni di sedimenti simulate al termine dell'immersione in mare a varie profondità.

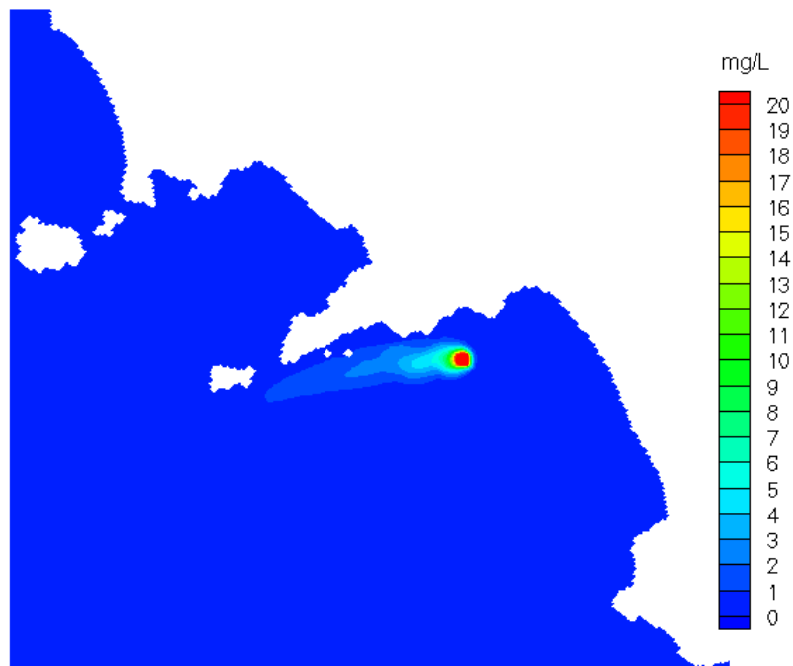


Figura 3.21 – Massima concentrazione di sedimenti in sospensione al termine dell’immersione in mare simulata utilizzando la griglia della costa campana.

Simulazioni con i nuovi dati (caratterizzazione 2015)

Il nuovo escavo per l’adeguamento tecnico funzionale del porto commerciale di Salerno prevede un volume complessivo da dragare e da scaricare in mare di circa 3,252,000 m³.

Sulla base di varie considerazioni e di test iniziali non riportati qui, il gruppo di lavoro propone una volumetria minore, da suddividere su due anni per minimizzare l’impatto sulla zona costiera, e di testare due nuovi siti di immersione, che saranno presentati nel seguito.

Le simulazioni sono quindi state effettuate nei due nuovi siti considerando:

- Volumetria dei sedimenti: **3,251,968 m³**
- Tempo di immersione in mare dei sedimenti: **6mesi** – da dividere su due anni, due periodi di tre mesi da effettuare nella prima parte dell’anno (prima della stratificazione primaverile).

Nelle simulazioni è stato simulato solo il primo dei due periodi di immersione, della durata di 90 giorni a partire dal 16 gennaio 2004. Infatti, si suppone che i due periodi siano indipendenti e diano risultati simili.

La quantità da assegnare alle sorgenti si ottiene quindi considerando una durata complessiva delle operazioni di immersione di 180 giorni:

$$3,251,968 \text{ m}^3 / 180 \text{ giorni} = 18,066.49 \text{ m}^3 / \text{giorno} = 0.209 \text{ m}^3 / \text{s}$$

Granulometria

In previsione di questo escavo è stata predisposta nel 2015 una nuova caratterizzazione fisica dei fondali del porto commerciale di Salerno e del canale d'ingresso (Autorità Portuale di Salerno, 2015).

Secondo i dati granulometrici del 2015, e la successiva rettifica comunicataci a settembre 2016, è cambiata completamente la tipologia di materiale da depositare in mare rispetto ai dati granulometrici del 2002: c'è molto più materiale fine e, soprattutto, la densità risulta estremamente più bassa rispetto al valore del precedente sversamento. Infatti, si è passati da un peso specifico medio di 2.72 g/cm^3 del 2002 ad un valore medio di 1.86 g/cm^3 nei dati del 2015.

Inoltre, come si può vedere dai dati riportati in tabella 3.4, la componente di silt con dimensione dei grani al di sotto dei 0.063 mm è passata dal 7.38 % dei dati del 2002 al 17.64 % dei dati del 2015. Dai dati riportati in tabella 4.1 si nota anche che non è presente una classificazione delle sabbie.

La conseguenza diretta di questi cambiamenti è ovviamente una grossa riduzione delle velocità di caduta del materiale rispetto a quanto visto nel 2004.

Tipo	Dimensione grani	%
SABBIE	0.063 mm < x < 2 mm	81.62
SILT	0.004 mm < x < 0.063 mm	13.43
SILT MOLTO FINE	x < 0.004 mm	4.21

Tabella 3.4 – Suddivisione del materiale di escavo secondo la caratterizzazione del 2015.

Non avendo informazioni dettagliate sulla sabbia, e poiché è la parte più leggera quella che potenzialmente può risultare problematica, si è deciso di considerare il solo SILT. Essendo diminuita di molto la densità, si

ottengono velocità di *settling* estremamente basse: utilizzando un diametro di riferimento di 0.03 mm dalla formula vista in precedenza si ottiene, per il SILT di dimensione maggiore, un valore pari a 0.08278 mm/s,

Come detto in precedenza, non avendo informazioni dettagliate sulla sabbia, e poiché è la parte più leggera quella che potenzialmente può risultare problematica, si è deciso di considerare il solo SILT. Si utilizzeranno due classi diverse per le componenti del SILT:

Per il SILT con dimensione $0.004 \text{ mm} < x < 0.063 \text{ mm}$, utilizzando come dimensione un valore medio pari a 0.0335 mm si ottiene una velocità di *settling* pari a 0.37 mm/s.

Per il SILT molto fine, seguendo quanto fatto in Hadfield (2013), si è deciso di imporre una velocità di *settling* minima pari a 0.1 mm/s, per tenere conto di fenomeni di aggregazione delle argille più piccole.

Non è stato fatto nessun tentativo di prevedere la percentuale di materiale che si è compattato durante il trasporto, data l'estrema arbitrarietà di qualsiasi assunzione.

Calcolo delle sorgenti

Le nuovi sorgenti saranno quindi:

SILT:

$$0.209 \text{ m}^3/\text{s} \times 1860 \text{ kg}/\text{m}^3 \times 13.43/100 = \mathbf{52.21 \text{ kg/s}}$$

SILT MOLTO FINE:

$$0.209 \text{ m}^3/\text{s} \times 1860 \text{ kg}/\text{m}^3 \times 4.21/100 = \mathbf{16.36 \text{ kg/s}}$$

Sito 1

Le simulazioni sono state effettuate considerando:

- Punto centrale di coordinate: 40°31.6 N; 14°42.00 E;



Figura 3.22 – Ubicazione geografica del Sito 1.

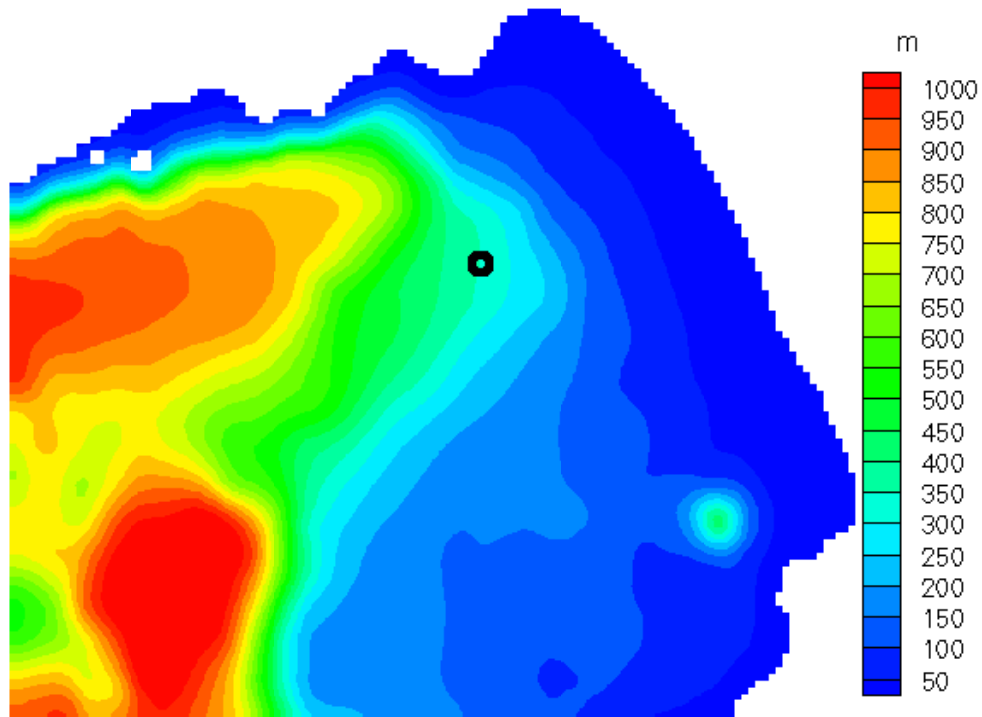
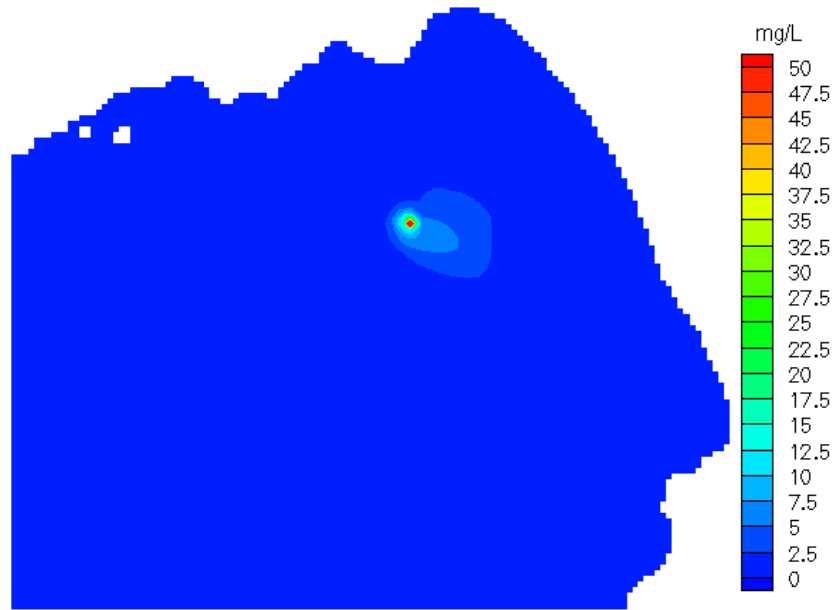
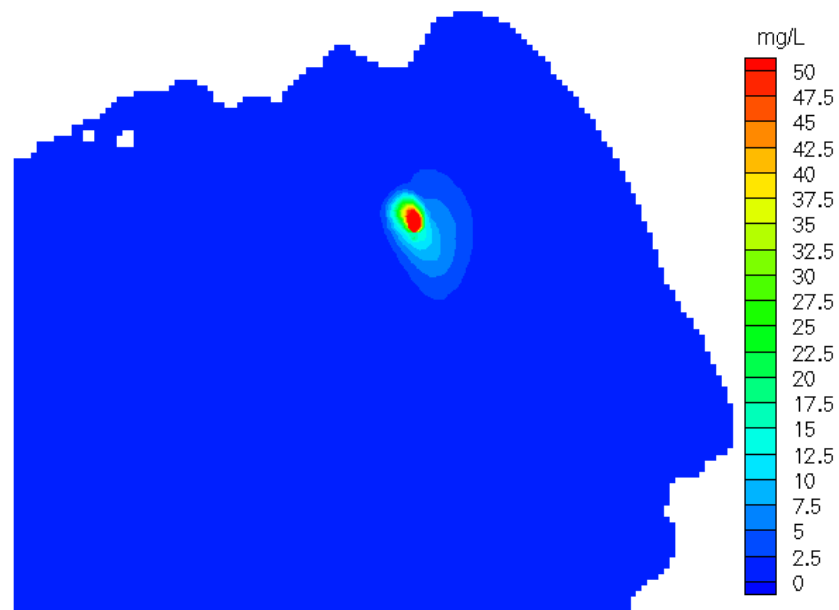


Figura 3.23 - Posizione del nuovo punto di immersione sulla griglia di calcolo.

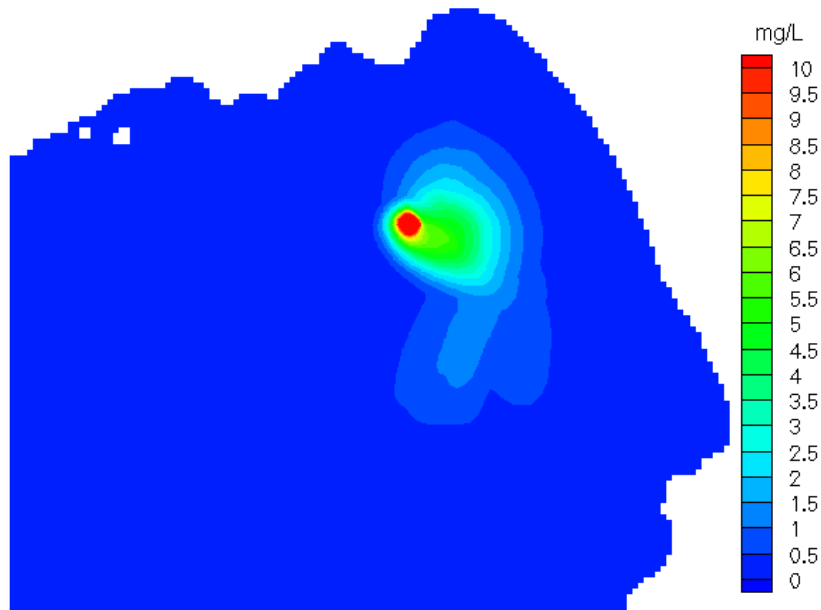


45 giorni di scarico = 50% del primo scarico (25% del totale)

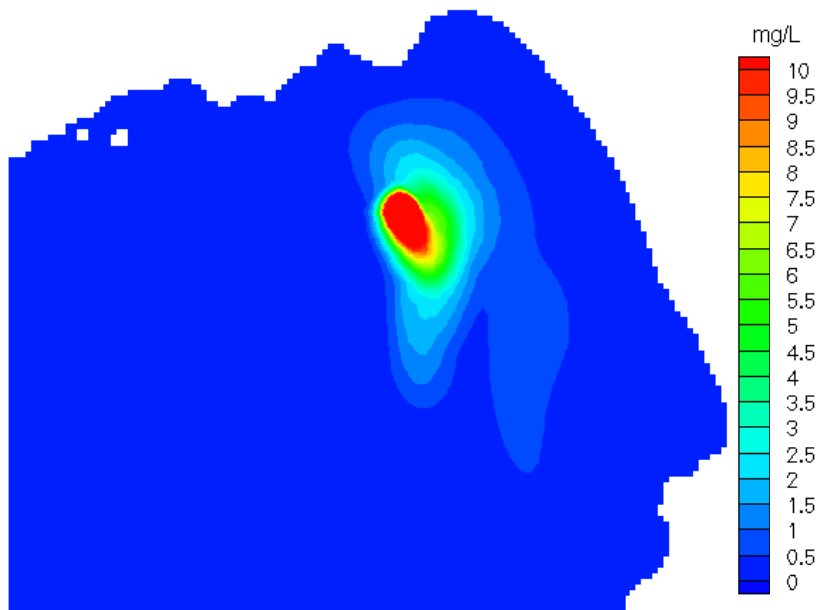


90 giorni di scarico = 100% del primo scarico (50% del totale)

Figura 3.24 – Valore massimo di concentrazione di sedimenti predetto dal modello a varie fasi dell’immersione in mare. Scarico di 90 giorni a partire dal 16 gennaio 2004 – [nuova granulometria](#).



45 giorni di scarico = 50% del primo scarico (25% del totale)



90 giorni di scarico = 100% del primo scarico (50% del totale)

Figura 3.25 – Valore massimo di concentrazione di sedimenti predetto dal modello a varie fasi dell’immersione in mare. Scarico di 90 giorni a partire dal 16 gennaio 2004 – nuova granulometria. SCALA DIVERSA

Sito 2

Le simulazioni sono state effettuate considerando:

- Punto centrale di coordinate: 40°30.00' N; 14°32.00' E;



Figura 3.26 – Ubicazione geografica del Sito 2.

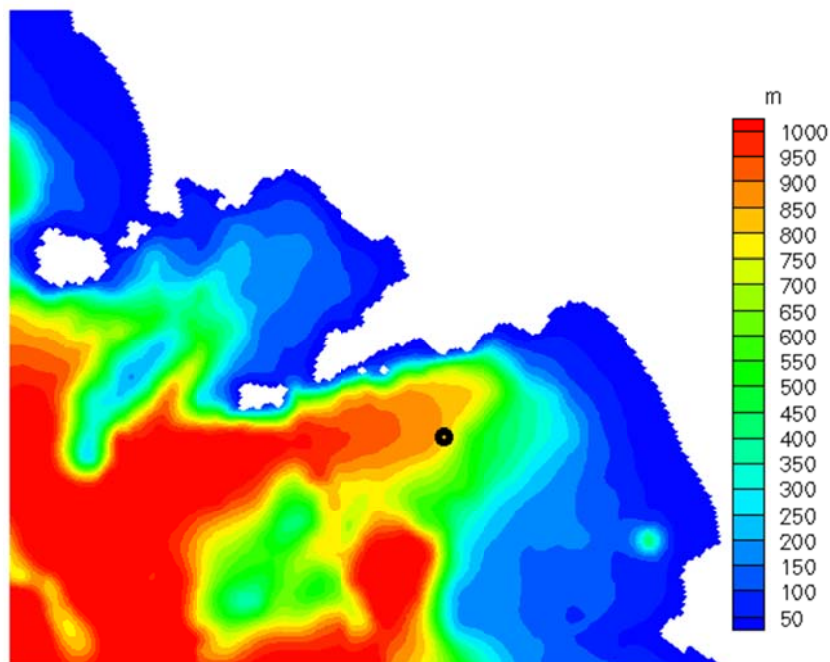
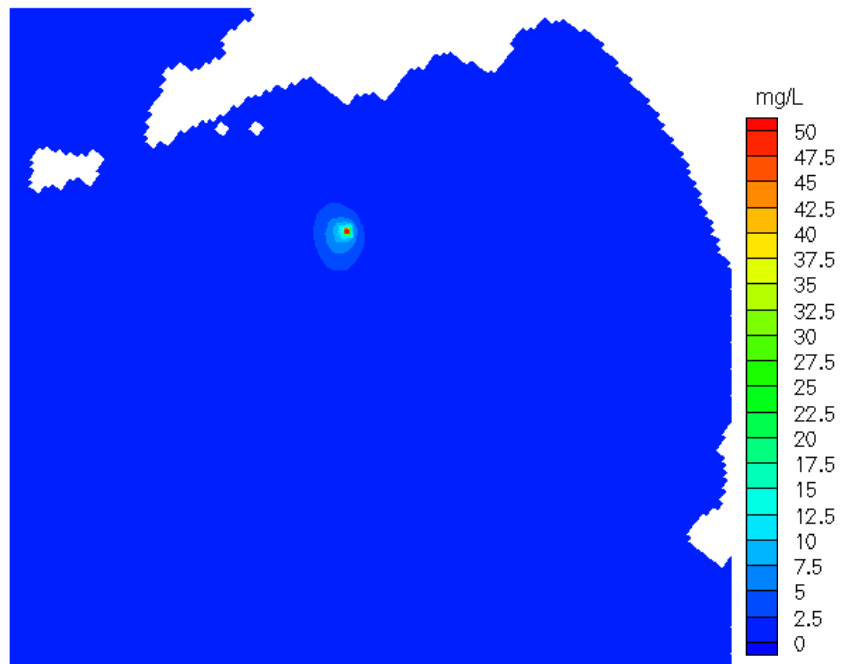
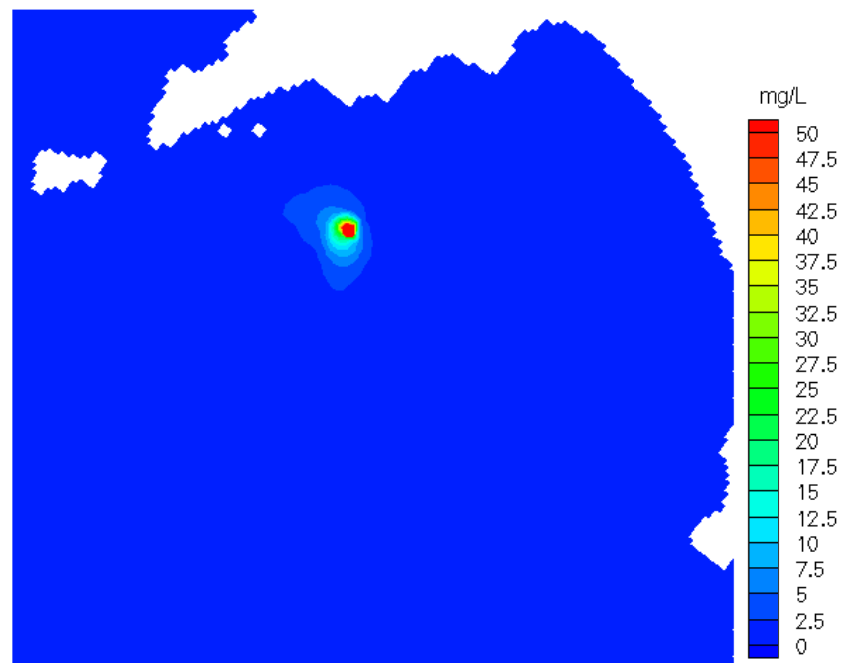


Figura 3.27 - Posizione del nuovo punto di immersione sulla griglia di calcolo.

Anche in questo caso sono state utilizzate due scale diverse per visualizzare i risultati, la stessa utilizzata per le figure riportate in Sezione 3 (0-50 mg l⁻¹) e una più esplosa (0-10 mg l⁻¹). Le simulazioni sono state eseguite sulla griglia dell'intera costa campana, essendo il nuovo punto relativamente vicino al bordo della griglia del solo golfo di Salerno, e sono relative ad uno scarico di 100 giorni.

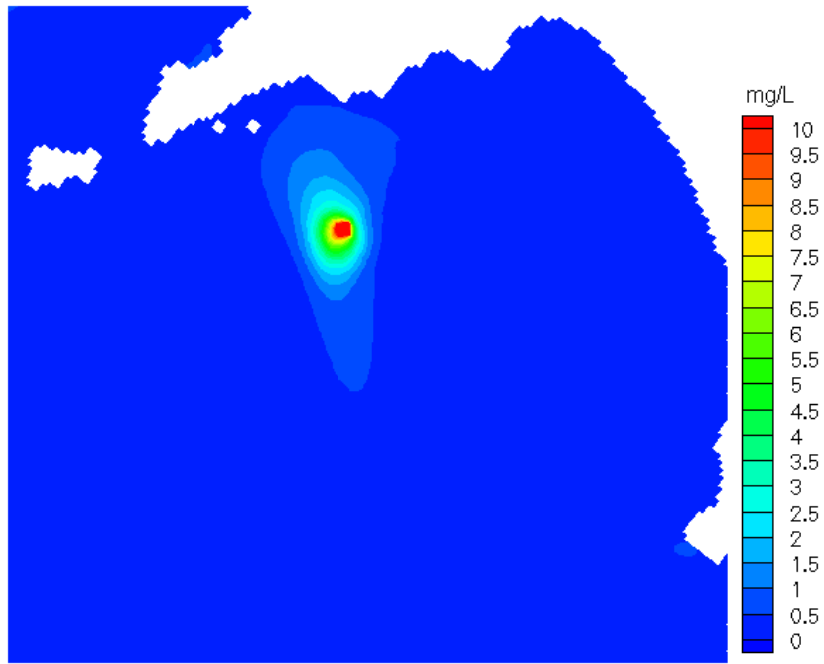


45 giorni di scarico = 50% del primo scarico (25% del totale)

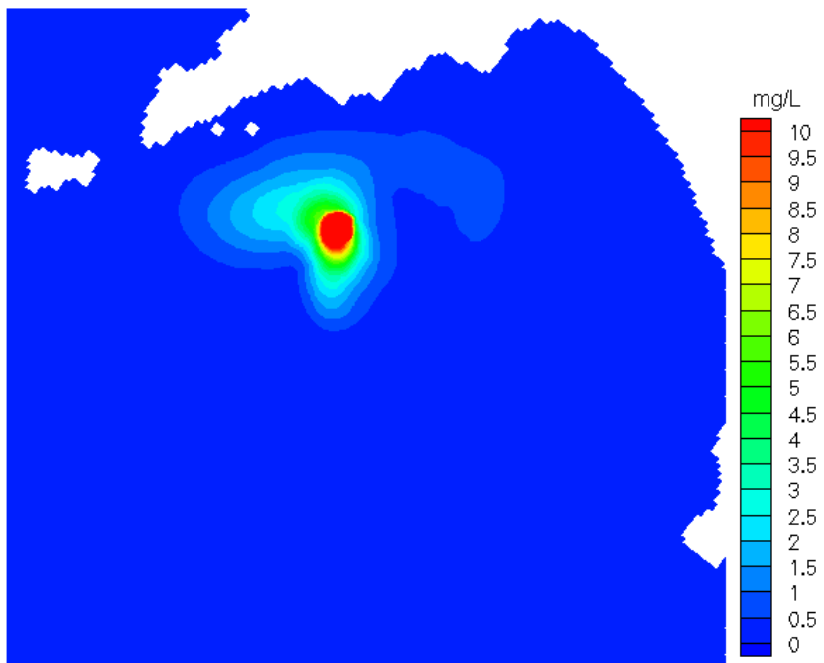


90 giorni di scarico = 100% del primo scarico (50% del totale)

Figura 3.28 – Valore massimo di concentrazione di sedimenti predetto dal modello a varie fasi dell’immersione in mare. Scarico di 90 giorni a partire dal 16 gennaio 2004 – [nuova granulometria](#).



45 giorni di scarico = 50% del primo scarico (25% del totale)



90 giorni di scarico = 100% del primo scarico (50% del totale)

Figura 3.29 – Valore massimo di concentrazione di sedimenti predetto dal modello a varie fasi dell’immersione in mare. Scarico di 90 giorni a partire dal 16 gennaio 2004 – nuova granulometria. SCALA DIVERSA.

CONCLUSIONI

Scopo del presente studio era la caratterizzazione dell'area di deposizione a mare del materiale dragato e l'analisi dei potenziali effetti del dragaggio e dell'immersione dei sedimenti in termini di dispersione.

I lavori effettuati nel 2004 non hanno comportato un aumento sensibile del materiale sospeso in superficie, come evidenziato dalle misure *in situ* e dai dati satellitari. Il segnale dominante è sempre legato agli *input* terrigeni e dalle immagini satellitari non è possibile individuare un aumento di TSM chiaramente ascrivibile legato ai lavori di escavo. Le concentrazioni di TSM misurate in superficie rientrano perfettamente nel *range* di variabilità naturale dell'area di indagine.

Il *pattern* di circolazione più favorevole è stato individuato in corrispondenza di vento dominante da Est. In tale scenario le correnti dominanti tendono a disperdere il materiale nelle acque aperte del Golfo di Salerno. Al contrario, in condizioni di vento predominante da SO il materiale immerso in mare si avvicina maggiormente alla costiera amalfitana (come osservato nella campagna effettuata al termine dei lavori) che, per ragioni paesaggistiche ed economiche, è la zona più sensibile ai potenziali effetti dell'escavo.

Le simulazioni numeriche effettuate per l'immersione in mare del 2004 riproducono, in maniera qualitativa, le osservazioni condotte *in situ*.

Pertanto, per minimizzare gli effetti legati all'aumento del materiale in sospensione in colonna d'acqua sarà necessario:

- effettuare le operazioni in periodi in cui la stratificazione termica è assente o minima (inverno, inizio primavera) e la circolazione è elevata in modo da aumentare la dispersione;
- posizionare l'area di immersione sufficientemente lontano dalla costa, in modo da evitare la stratificazione alina legata agli *input* terrigeni;
- posizionare l'area di immersione in una zona a basso trofismo, per minimizzare l'eventuale di immissione di sostanze tossiche nella rete trofica;
- posizionare l'area di immersione in una zona caratterizzata da elevata profondità e topografia del fondale relativamente pianeggiante.

L'area inizialmente individuata non sembra rispettare interamente le condizioni sopra elencate. Si suggerisce di spostare il sito di immersione e di ampliare l'area di deposizione, considerando una superficie di forma quadrata con lato di 4-4.5 miglia nautiche. Si raccomanda, inoltre, di fare in modo che l'immersione dei sedimenti avvenga in maniera alternata nei quattro settori dell'area di deposizione e di

massimizzare la distanza tra due sversamenti consecutivi, in modo da aumentare la dinamica di dispersione dei sedimenti.

Il gruppo di lavoro individua due potenziali aree di immersione (Sito 1 e Sito 2), di forma quadrata, le cui caratteristiche sono riportate in tabella 4.1.

Infine, si suggerisce di eseguire i lavori in due anni consecutivi, in modo da effettuare le operazioni di immersione nei primi tre mesi dell'anno (prima della stratificazione primaverile), minimizzando così gli effetti legati all'immersione in mare dei sedimenti.

Sito di immersione	Lato (mn)	Coordinate centro		Profondità (m)
		Latitudine	Longitudine	
Sito 1	4	40°31.60' N	14°42.00' E	>200
Sito 2	4	40°30.00' N	14°32.00' E	>600

Tabella 4.1 – Caratteristiche dei due potenziali siti di immersione individuati.

Le simulazioni relative all'immersione dei sedimenti nei due siti individuati, effettuate, utilizzando come condizioni al contorno i dati meto-marini del 2004, indicano che in corrispondenza del Sito 2 potrebbero verificarsi delle condizioni potenzialmente impattanti (figura 3.29). Pertanto, sembra preferibile eseguire le operazioni di immersione dei sedimenti in corrispondenza del Sito 1. Inoltre, tale sito è distante dalle due aree maggiormente vulnerabili dal punto di vista ambientale e di elevato valore turistico-paesaggistico (la Costiera Amalfitana e l'Area marina protetta di Santa Maria di Castellabate).

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Autorità Portuale di Salerno, Servizio di esecuzione della caratterizzazione fisica, chimica, microbiologica ed eco tossicologica dei fondali del porto commerciale di Salerno e del canale d'ingresso, *Report sinottico dei risultati analitici*, Allegato 7, Agosto 2015.

Biechler, B. (1936). Sur une chloromonadine nouvelle d'eau saumatre *Chattonella subsalsa*. Arch. Zool. Exp. Gen. Notes Rev., 78: 79-83

Bodeanu, N. (1993) Microalgal blooms in the Romanian area of the Black Sea and contemporary eutrophication conditions. Pages 203-209 in Smayda T.J. and S. Y., editors. Toxic phytoplankton blooms in the sea. Elsevier, Amsterdam

Bray, RN, AD Bates and JM Land (1997). Dredging, a Handbook for Engineers, 2nd edition, Arnold Publishing, London, Sydney, Auckland.

Cadée, G. C. and J. Hegeman (2002). Phytoplankton in the Marsdiep at the end of the 20th century; 30 years monitoring biomass, primary production, and *Phaeocystis* blooms. Journal of Sea Research 48:97-110

Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Marine Ecology Progress Series 210:223–253.

Cloern, J.E. (1996). Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: A review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics* 34: 127–168.

Cooper, S. R. (1995). Chesapeake Bay watershed historical land use: impact on water quality and diatom communities. *Ecol Appl* 5:703-723.

de Ruggiero, P., E. Napolitano, R. Iacono and S. Pierini (2016): A high-resolution modelling study of the circulation along the Campania coastal system, with a special focus on the Gulf of Naples, *Continental Shelf Research*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2016.03.026>

Diaz R.J., Rosenberg R (1995) Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 33: 245–303

Fairall, C.W., E.F. Bradley, D.P. Rogers, J.B. Edson and G.S. Young (1996): Bulk parameterization of air-sea fluxes for tropical ocean-global atmosphere Coupled-Ocean Atmosphere Response Experiment, *J. Geophys. Res.*, **101**, 3747-3764.

Fettweis, M., Nechad, B (2010). Evaluation of in situ and remote sensing sampling methods for SPM concentrations, Belgian continental shelf (southern North Sea). *Ocean Dyn.* doi:10.1007/s10236-010-0310-6.

Garcés, E., Zingone, A., Montresor, M., Reguera, B., Dale, B. (Eds.), 2002. LIFEHAB: life histories of microalgal species causing harmful blooms. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

GlobColour Product User Guide (GlobColour Team, 2015)
http://www.globcolour.info/products_description.html

Hadfield, M., 2013: *South Taranaki Bight Iron Sand Extraction Sediment Plume Modelling, Phase 3 studies*, National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd, NIWA Client Report No: WLG2013-36.

Herman, P.M.J., Hemminga MA, Nienhuis PH, Verschuure JM, Wessel EGJ (1996) Wax and wane of eelgrass *Zostera marina* and water column silica levels. *Mar Ecol Prog Ser* 144:303–307

Large, W.G., J.C. McWilliams, and S. C. Doney, 1994: Oceanic vertical mixing: a review and a model with a nonlocal boundary layer parameterization, *Rev. Geophys.*, **32**, 363-403.

Marchesiello, P., J. C. McWilliams, A. F. Shchepetkin, 2001: Open boundary conditions for long-term integration of regional ocean models, *Ocean Modelling*, **3**, 1-20.

Margiotta F. and V. Saggiomo (2005). Relazione tecnica: “Monitoraggio ambientale per lo scarico a mare dei sedimenti del porto commerciale di Salerno” (pp. 198).

Margiotta, F., C. Chiaese, A. Passarelli, R. Cioffi, I. Santarpia. (2006). Evoluzione temporale delle variabili idrologiche di sette ecosistemi marino – costieri della Regione Campania. In: Gestione e tutela dell’ambiente marino – costiero in Campania. L. Capobianco, V. Saggiomo, E. Zucaro (Eds), ARPAC, Napoli, pp13-28.

Margiotta, F., O. Mangoni, I. Santarpia, M. Saggiomo, V. Saggiomo, R. Casotti (2013) Response of phytoplankton assemblages to terrigenous pressures in the Southern Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Mediterr.* 20 (1): 214-215.

Marino, M., M. Modigh, and A. Zingone (1984). General features of phytoplankton communities and primary production in the Gulf of Naples and adjacent waters. Pages 89-100 in O. Holm-Hansen, L. Bolis, and R. Gilles, editors. *Marine Phytoplankton and Productivity*. Springer-Verlag, Berlin

- Olsen, Y , Agusti S , Andersen T., Duarte C.M., Gasol J.M., Gismervik I., Heiskanen A-S., Hoell E., Kuupo P., Lignell R. et al. (2006). A comparative study of responses in planktonic food web structure and function in contrasting European coastal waters exposed to experimental nutrient addition. *Limnology & Oceanography*. 51:488-503.
- Orth RJ, Moore KA (1983) Chesapeake Bay: an unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. *Science* 222:51–52
- OSPAR (2004). Environmental Impacts to marine species and habitats of dredging for navigational purposes. OSPAR Commission, publication number 208/2004
- OSPAR (2008). Assessment of the environmental impact of dredging for navigational purposes. OSPAR Commission, Publication nr 366/2008, 17pp.
- Pearson T.H., Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 16:229–311
- PIANC, 2008. Minimising harbour siltation, Report No 102, 75pp.
- Salluzzo, A., 2002: Caratterizzazione dei materiali di escavo del porto di Salerno – Rapporto finale, ENEA, Prot . CHIM 01/02.
- Smith, V. H., Joye S. B., Howarth R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1, part 2), 351–355
- van Katwijk, M.M., Vergeer LHT, Schmitz GHW, Roelofs JGM (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 157:159–173
- Ware, S., Bolam, S.G., Rees, H.L., 2010. Impact and recovery associated with the deposition of capital dredging at UK disposal sites: lessons for future licensing and monitoring. *Mar. Poll. Bull.* 60, 79–90. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.08.031.
- Warnera, J., C. Sherwooda, , R. Signella, , C. Harrisb, and H. Arangoc, 2008: Development of a three-dimensional, regional, coupled wave, current, and sediment-transport model, *Computers & Geosciences*, **34**, 1284–1306.
- Zhang, R.J., and J.H. Xie, 1993: *Sedimentation Research in China, Systematic Selections*, China Water and Power Press, Beijing.
- Zingone, A., E. J. Philips, and P. J. Harrison (2010). Multiscale Variability of Twenty-Two Coastal Phytoplankton Time Series: a Global Scale Comparison. *Estuaries and Coasts* 33:224-229.

Zingone, A., Enevoldsen, H.O., 2000. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean and Coastal Management* 43, 725–748.