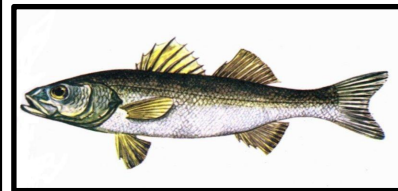
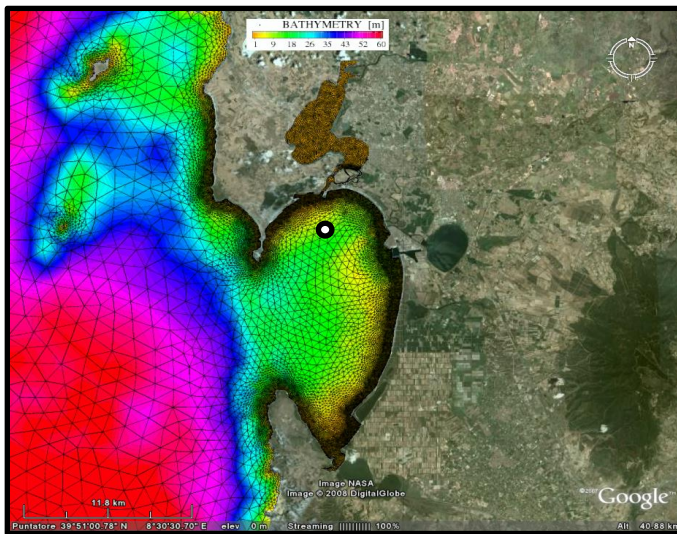


Studio sull'impatto ambientale delle attività di maricoltura nel Golfo di Oristano (Mediterraneo Occidentale)



**Matteo Sinerchia¹, Andrea Cucco¹, Marco Marcelli², Giovanni Quattrocchi¹
e Angelo Perilli¹**

¹IAMC-CNR sede di Oristano, ²Laboratorio di Oceanologia Sperimentale ed Ecologia Marina (LOSEM), Università degli studi della Tuscia, Civitavecchia, Italia

Anno di creazione - 2009

Ultima revisione – Novembre 2017

INDICE

SOMMARIO	2
1. INTRODUZIONE	3
2. AREA INVESTIGATA	5
3. METODI	6
3.1 Modello biologico	6
3.1.1- Caratteristiche gabbie.....	8
3.1.2 - Alimentazione.....	9
3.1.3 - Esperimento per determinare la velocità di sprofondamento.....	10
3.1.3 - Mangime	11
3.1.3.2 Nutrienti contenuti nel mangime	11
3.1.4 - Rifiuti organici.....	11
3.1.4.1 Velocità di sprofondamento degli escrementi solidi	11
3.1.4.2 Nutrienti contenuti negli escrementi solidi e nell'urina	12
3.1.5 - Velocità di decomposizione della materia organica	13
3.1.6 - Assorbimento da parte del fitoplancton dei nutrienti disciolti	14
3.2 Metodo numerico	14
3.2.1 - Il modello idrodinamico.....	15
3.2.2 - Modelli di trasporto e diffusione Euleriano e Lagrangiano	17
3.2.2.1 Lagrangiano	17
3.2.2.2 Euleriano.....	17
3.2.3 - Set-up del modello.....	18
3.2.4 Tempi di transito e residenza dei rifiuti organici	20
4. RISULTATI	21
4.1 - Scenario Maestrale	22
4.1.1 Circolazione.....	22
4.1.2 Trasporto e dispersione dei rifiuti organici	24
4.2 - Scenario Libeccio	27
4.2.1 Circolazione.....	27
4.2.2 Trasporto e dispersione dei rifiuti organici	30
4.3 - Scenario Scirocco	34
4.3.1 Circolazione.....	34
4.3.2 Trasporto e dispersione dei rifiuti organici	36
4.4 Simulazione Annuale	40
4.5 Scenari di diversa posizione delle gabbie all'interno del golfo	44
4.5.1 Rifiuti organici solidi.....	44
4.5.2 Rifiuti organici disciolti.....	45
4.6 Tempo di residenza e di transito	52
4.6.1 Identificazione del sito per le gabbie	54
5. DISCUSSIONE	55
6. CONCLUSIONE	57
7. BIBLIOGRAFIA	60

SOMMARIO

L'obiettivo del presente lavoro è stato di simulare la dispersione e il tempo di residenza delle sostanze organiche immesse nell'ambiente a seguito delle attività di acquacoltura all'interno del Golfo di Oristano (Sardegna, Italia). A questo scopo è stato implementato un modello numerico di circolazione, con moduli di dispersione e diffusione euleriana e lagrangiana. Il modello ha evidenziato il ruolo fondamentale della direzione e dell'intensità del vento sulla dispersione dei rifiuti organici. A parità d'intensità, la direzione del vento influenza in maniera decisiva la distanza alla quale i rifiuti organici vengono trasportati e depositati. In tutti gli scenari di vento, il mangime non consumato, indipendentemente dalla sua dimensione, si deposita in un'area direttamente sotto le gabbie ma con una distribuzione spaziale che dipende dalle correnti indotte. In tutti i casi, la materia organica disciolta si diluisce ed è trasportata al di fuori del golfo. Con i venti da Maestrale i rifiuti organici sono spinti verso, l'interno del golfo per poi uscirne in forma disciolta da sud. Negli scenari di Libeccio e Scirocco i rifiuti organici disciolti tendono a diluirsi ed essere trasportati al di fuori del golfo dalla parte nord. In tutti gli scenari, la capacità di ricambio delle acque interne al golfo risulta elevata, con la maggior parte delle sostanze organiche disciolte presenti in concentrazioni molto basse dopo dieci ore dalla loro produzione. Dal punto di vista del ricambio d'acqua e conseguentemente per la dispersione di agenti inquinanti, quasi tutti i 13 siti simulati, ad esclusione dei due in prossimità dei capi, hanno tempi di residenza idonei per il posizionamento delle gabbie. Sono comunque da preferire le regioni più a sud perché i tempi di transito sono più bassi creando un impatto minore. Infine considerando che il golfo è ricoperto quasi interamente da Posidonia, i siti meno impattanti sono quelli che si trovano su un fondale fangoso e in prossimità del fiume Tirso (Sito 3 e 4). L'utilizzo di modelli numerici ha permesso di portare a termine studi a priori (tempi di transito, zone di deposizione, dispersioni inquinanti) per la pianificazione della disposizione ottimale delle gabbie, avente come conseguenza una più proficua produzione (maggiore redditività) e un minore impatto ambientale. Si può infine affermare che nonostante l'assenza di studi antecedenti al presente, le gabbie all'interno del Golfo di Oristano siano state posizionate correttamente, in una regione ottimale per produzione e impatto ambientale.

1. INTRODUZIONE

Per un quarto di secolo, l'acquacoltura è stata il settore di produzione alimentare con il più rapido tasso di crescita al mondo, l'8,8% dal 1970. La produzione zootecnica, anch'essa in crescita, ha registrato nello stesso periodo un incremento del solo 2,8% annuo (FAO, 2007). Al momento della stesura del presente rapporto, circa il 45% di tutto il pesce consumato – 48 milioni di tonnellate in totale – proviene da allevamenti (FAO, 2007). Per l'anno 2030, a causa dell'incremento demografico, che porterà 2 miliardi di persone in più, l'acquacoltura avrà bisogno di produrre quasi il doppio - 85 milioni di tonnellate all'anno - solo per mantenere gli attuali livelli di consumo pro-capite (FAO, 2007). Poiché la pesca da cattura tradizionale ha raggiunto ormai il livello massimo di produzione, la pesca d'allevamento rappresenta l'unica risorsa per colmare il deficit. Tuttavia sarà in grado di farlo solo se sviluppata e gestita in modo responsabile (FAO, 2007).

In Italia, negli ultimi dieci anni, l'attività di acquacoltura intensiva ha subito un rapido sviluppo (+380% dal 1996 al 2002), soprattutto per quanto riguarda la produzione di spigole (*Dicentrarchus labrax*) e orate (*Sparus aurata*) (FAO, 2002). Il numero di impianti di maricoltura in aree costiere e offshore è quasi decuplicato, parallelamente all'aumento della capacità produttiva dei singoli impianti. Ciò ha determinato un crescente interesse da parte della comunità scientifica verso le alterazioni determinate nell'ambiente marino dalle attività di allevamento, ricollegabili principalmente all'immissione di notevoli quantità di reflui ad elevato contenuto organico (FAO, 1995). In questo quadro, è compito delle istituzioni perseguire una strategia per lo sviluppo sostenibile dell'acquacoltura coerente con le strategie di protezione dell'ambiente.

Il problema principale legato alla maricoltura deriva dall'elevato carico organico causato dall'immissione di cibo e dalle deiezioni dei pesci (Holmer, 1991; Iwama, 1991, Holmer *et al.*, 2008). Studi in laboratorio suggeriscono che il 5-30% del peso secco di mangime consumato, o 250-300 kg di peso secco per tonnellata di pesce prodotto è trasformato in feci (Butz and Vens-Cappell 1982; NCC 1990). Nel caso dell'allevamento di salmoni, il 29% del carbonio (Hall *et al.*, 1990), il 23% dell'azoto (Hall *et al.*, 1992) e il 47-54% del fosforo (Holby and Hall, 1991) distribuito come cibo non è assimilato e si deposita sul fondo. L'elevato accumulo di questi residui organici sotto le reti altera la composizione

chimica nei sedimenti causando un impatto dannoso sulle praterie di piante marine (Holmer et al., 2008), sulle dinamiche delle comunità bentoniche (Findlay *et al.*, 1995, Vezzulli et al 2003), un aumento del metabolismo bentonico in termini di flussi di O₂ e CO₂ (Findlay *et al.*, 1995), alterazioni il trasferimento del carbonio nei vari livelli trofici modificando la produzione primaria del sistema (Findlay *et al.*, 1995; Tsutsumi 1995), effetti sulla salute umana, favorendo lo sviluppo di comparti microbici e virali, anche di natura patogena (Findlay and Watling, 1997). In particolare, l'attività di acquacoltura intensiva comporta un aumento della concentrazione azoto e fosforo sia in forma disciolta che particolata (Holby and Hall, 1991; Hall *et al.*, 1992) che può generare un forte impatto negativo e danneggiare l'ambiente specialmente su scala locale (Karakassis *et al.*, 1998; Troell and Norberg, 1998; Naylor *et al.*, 2000).

Molti studi hanno inoltre osservato il formarsi di un gradiente spaziale nella dispersione dei residui organici prodotti entro un raggio massimo di 100 metri circa dalla posizione delle gabbie (Holmer, 1991; Beveridge, 1996; Karakassis *et al.*, 1998; Pearson and Black, 2000). La magnitudine di tale dispersione è determinata principalmente dalla profondità dell'acqua, dalla velocità della corrente, dalla velocità di sprofondamento dei residui organici e dall'intensità di produzione dell'allevamento (Magill *et al.*, 2006). L'utilizzo di modelli numerici fornisce un utile strumento per prevedere l'insorgenza di potenziali impatti dannosi sull'ambiente dovuti all'introduzione di un impianto di acquacoltura o ad un eventuale incremento dell'intensità di produzione. Inoltre, i modelli numerici permettono di esplorare le conseguenze di diversi scenari (variabilità di regimi ventosi, posizione delle gabbie, intensità di produzione, tipo e quantità del mangime somministrato, ecc.) sulla dispersione e il tempo di residenza dei residui organici.

A tale scopo è necessario stimare in maniera accurata non solo la quantità e composizione dei rifiuti organici, ma anche la loro velocità di sprofondamento e dissoluzione dei nutrienti (azoto e fosforo) e la stabilità della colonna d'acqua. La percentuale di mangime che non è consumata, e sprofonda sul fondo, può variare tra l'1% e il 20% (Cromey *et al.*, 2002; Doglioli *et al.*, 2004), ma un valore del 5% viene correntemente utilizzato per impianti di acquacoltura moderni (Findlay and Watling, 1994; Cromey *et al.*, 2002; Doglioli *et al.*, 2004; De Gaetano, 2008).

2. AREA INVESTIGATA

Il Golfo di Oristano (Fig.1) è una baia semi chiusa sulla costa ovest della Sardegna con una profondità media di circa 15m e una profondità massima di 25m (Cucco *et al.*, 2006). Ha una superficie di circa 150 km² ed è collegata al Mar di Sardegna tramite un'apertura di circa 9 km tra Capo San Marco a nord e Capo Frasca a sud. La zona di terraferma che la circonda è caratterizzata dalla presenza di lagune e paludi salmastre collegate al golfo attraverso una serie di stretti canali artificiali. Nella parte nord della baia, tra Capo San Marco e il confine est del golfo, un canale navigabile con una profondità media di 15 m collega il porto industriale al mare aperto.

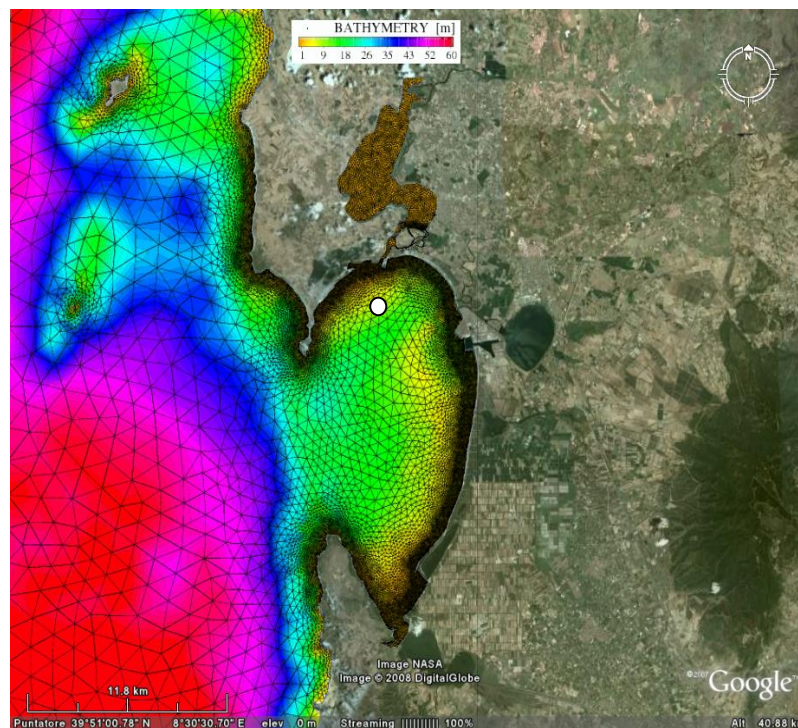


Figura 1 – Batimetria e griglia ad elementi finiti del Golfo di Oristano. Il cerchio bianco indica la posizione delle gabbie.

Il regime ventoso, tipicamente Maestrale da nord-ovest, Libeccio da sud-ovest e Scirocco da sud-est, può essere considerato il fattore che maggiormente influenza la circolazione all'interno del golfo (Cucco *et al.*, 2006). La velocità media annuale è di circa 10 ms⁻¹ per il Maestrale, 9 ms⁻¹ per il Libeccio e 10 ms⁻¹ per lo Scirocco (Pinna, 1989).

La circolazione a larga scala è caratterizzata principalmente da vortici anticiclonici generati da instabilità barocliniche nella corrente algerina. L'assunzione principale è che queste dinamiche non influiscono sulla circolazione all'interno del golfo e nelle aree

circostanti, considerata la scarsa profondità del golfo e dalla presenza di una piattaforma di profondità inferiore ai 100 m al di fuori del golfo.

Le maree astronomiche in quest'area sono molto deboli: 20 cm (\pm 10 cm) in assenza di vento (Ferrarin e Umgiesser, 2005) e ai fini della circolazione nel presente studio saranno quindi ignorate. La quantità di acqua dolce entrante nel golfo dai fiumi e canali è molto limitata, anche durante i mesi invernali, quando le precipitazioni sono più intense.

L'idrodinamismo ed in particolare l'azione del vento sulle masse d'acqua sono le principale forzanti nel trasporto, risospensione e deposizione dei sedimenti. Le caratteristiche chimico-fisiche medie nel Golfo di Oristano e la loro variabilità stagionale sono descritte in tab.1.

Variabili		INVERNO	PRIMAVERA	ESTATE
T	°C	14,65	16,06	22,32
S	psu	37,42	37,13	38,09
DO	mg/l	8,48	6,82	6,58
PH	-	8,11	8,05	8,16
DN	$\mu\text{mol/l}$	0,21	0,36	0,24
DP	$\mu\text{mol/l}$	0,03	0,06	0,03
Chl-a	$\mu\text{g/l}$	1,24	1,63	0,64
SO	mg/l	4,26	0,81	0,48
SS	mg/l	13,78	5,70	3,57

Tabella 1 – Caratteristiche fisiche e chimiche stagionali Golfo di Oristano. T: temperatura; S: salinità; DO: ossigeno disciolto; DN: azoto disciolto; DP: fosfati disciolti; Chl-a: clorofilla-a; SO: sostanza organica; SS: solidi sospesi

3. METODI

3.1 MODELLO BIOLOGICO

Il modello simula il destino dei rifiuti organici derivanti dall'attività di acquacoltura (Fig.2). Una quantità di mangime, che varia secondo la stagione (Fig.4 e tab.5), viene distribuita giornalmente all'interno dell'area occupata dalle gabbie (circa 3,700 m², Fig.1,2 e tab.2).

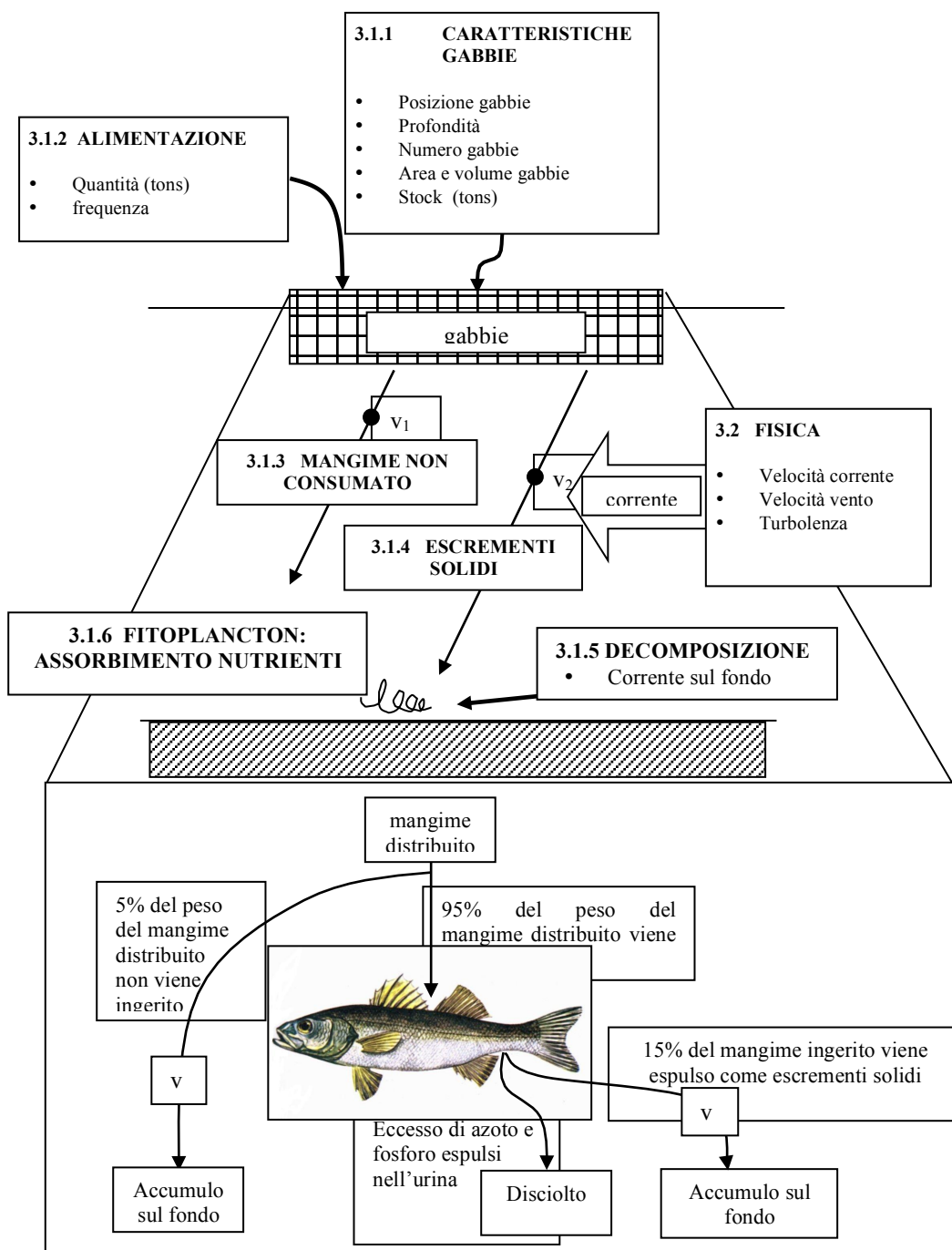


Figura 2 – Struttura del modello

Il modello assume che il 5% di mangime distribuito non è consumato (Findlay and Watling, 1994; Cromey *et al.*, 2002; Doglioli *et al.*, 2004; De Gaetano, 2008) e sprofonda sul fondo a una velocità v_1 (cm s^{-1}) che è funzione delle sue dimensioni e peso (tab.3).

Il restante 95% del mangime distribuito è ingerito dai pesci all'interno delle gabbie. Simultaneamente alla distribuzione del mangime, il 15% del peso del mangime ingerito è espulso sotto forma di escrementi solidi che sprofondano sul fondo con velocità v_2 (sezione 3.1.4.1) ed i nutrienti (azoto e fosforo) in eccesso vengono rilasciati sotto forma di urina e dispersi dalla corrente.

I rifiuti organici solidi (mangime non ingerito e feci) sono decomposti da una popolazione implicita di batteri (sezione 3.1.5) e i nutrienti in essi contenuti (sezione 3.1.3.2 e 3.1.4.2) sono remineralizzati in forma disciolta e trasportati dalla corrente. I nutrienti disciolti sono assorbiti da una popolazione implicita di fitoplancton (sezione 3.1.6), la cui concentrazione varia stagionalmente (tab.1). Il trasporto dei \ organici solidi e dei nutrienti disciolti avviene per effetto della corrente generata dai diversi regimi di vento (sezione 3.2).

3.1.1- Caratteristiche gabbie

Le gabbie sono ancorate a nord del canale navigabile del Golfo di Oristano in posizione 39° 53.3' N, 8° 30.0' E (Fig.1).

Un totale di venti gabbie sono ancorate su un fondale la cui profondità è di circa 8-9 m e sono dedicate in egual misura all'allevamento di spigole (*Dicentrarchus labrax*) e orate (*Sparus aurata*) di peso compreso tra 40 e 1000g . Di queste venti gabbie, sedici hanno un diametro di 16 m e quattro di 12.5 m (tab.2).

	Diametro	Profondità	Area	Volume	Tot area	Tot volume
# gabbie	m	m	m ²	m ³	m ²	m ³
16	16.0	6.0	201	1,206	3,217	19,302
4	12.5	6.0	123	736	491	2,945
					3,708	22,247

Tabella 2 – Numero e dimensioni delle gabbie a mare nel golfo di Oristano

Entrambi i tipi di gabbie si estendono verticalmente fino a 6 m sotto il livello del mare (Fig.3). L'area ed il volume totale occupati dalle gabbie è di oltre 3,700 m² e oltre 22,200 m³ rispettivamente (tab.2). La produzione annua è di circa 150 tonnellate (di cui all'incirca 105 t di spigole e 45 t di orate).

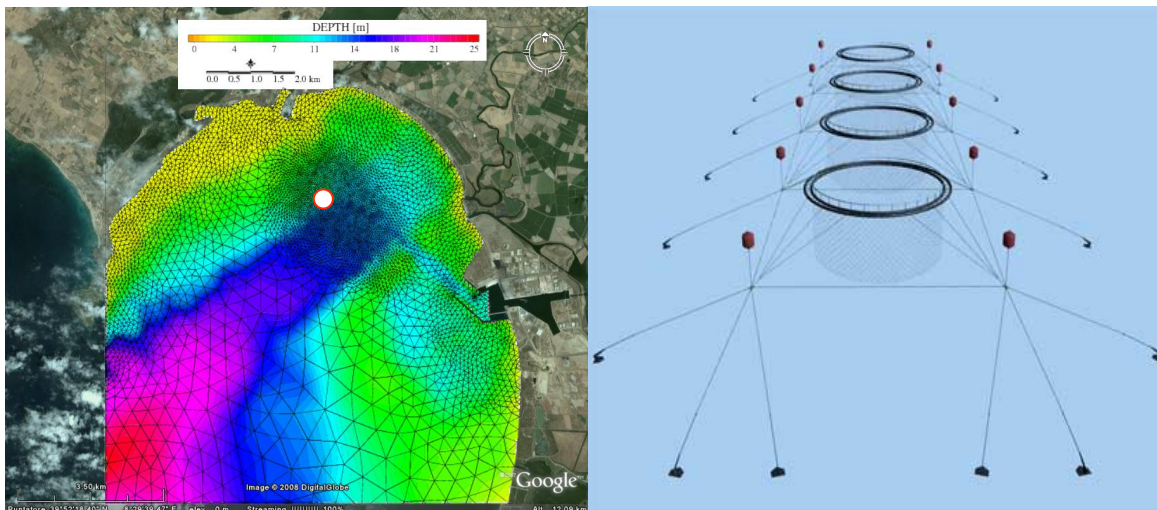


Fig.3 – Le gabbie all'interno del Golfo di Oristano. Il cerchio bianco indica la posizione delle gabbie

3.1.2- Alimentazione

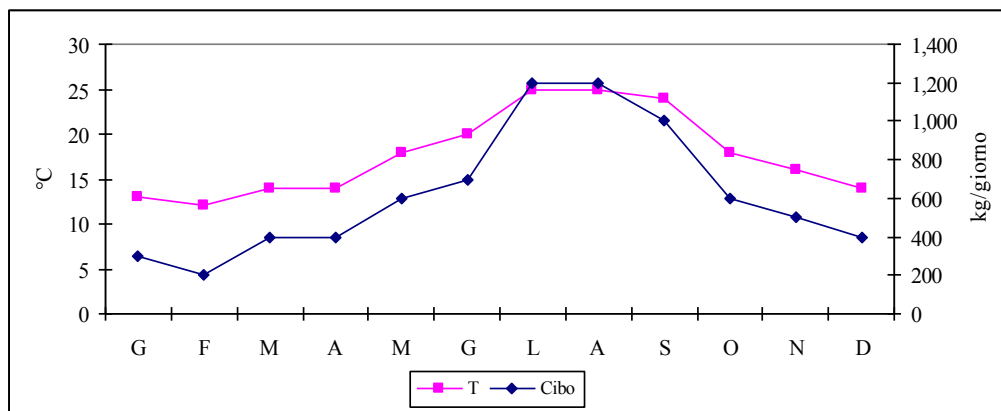


Fig.4 - Variazione stagionale di temperatura e mangime distribuito

La quantità di mangime distribuito giornalmente varia con la stagione ed in particolare in una funzione della temperatura dell'acqua, con un massimo di 1.2 tonnellate al giorno durante i mesi estivi ed una media annuale di 225 tonnellate complessive (Fig. 4).

Il mangime distribuito è assunto essere composto da uguali quantità di mangime di diverse dimensioni.

3.1.3 - Esperimento per determinare la velocità di sprofondamento

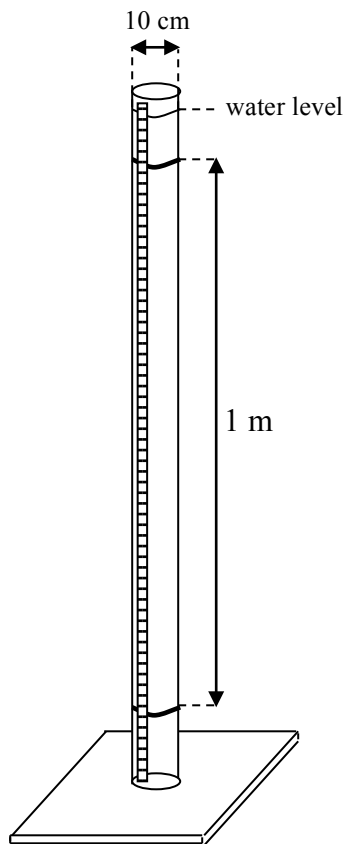


Fig.5 - Colonna utilizzata nell'esperimento per la determinazione della velocità di sprofondamento del mangime

La velocità di sprofondamento ed il peso di 3 diverse misure di mangime (Ecomar Primer, Ecomar 4 ed Ecomar 7) sono riportate nella tabella 3. La velocità di sprofondamento è stata misurata manualmente cronometrando il tempo impiegato dal pellet a passare attraverso due linee di segnalazione poste a 1 metro di distanza su di una colonna trasparente dal diametro di 10 cm (Fig.5) e contenente acqua ad una temperatura di 19.5°C ed una salinità di 35.3 ppt. Le velocità di sprofondamento ricavate sono comparabili con altri studi effettuati in laboratorio ed *in situ* (Findlay and Watling, 1994; Elberizon and Kelly, 1998; Chen *et al.*, 1999; Doglioli *et al.*, 2004; Vassallo *et al.*, 2006). La variabilità dei pellets di mangime in termini di peso e velocità di sprofondamento è simulata assumendo una distribuzione lineare della relativa deviazione standard sul numero totale di particelle di una data dimensione utilizzate dalla simulazione.

Pellet size	Small	Medium	Large
Pellet name	EcoPrimer	Ecomar 4	Ecomar 7
d (mm)	1.5-2.0	4.0-4.5	6.8-7.7
w (mg)	11.3 ± 2.0	30.5 ± 3.0	215.1 ± 11.7
v (cm s ⁻¹)	4.9 ± 0.9	8.5 ± 1.9	9.2 ± 1.5
n	30	30	30

Tabella 3 – Diametro (d), peso (w), velocità di sprofondamento (v) e numero di campioni (n) del mangime

3.1.3 - Mangime

3.1.3.2 Nutrienti contenuti nel mangime

Nel rapporto sulle emissioni derivanti dall'allevamento di pesci in zone temperate il *National Pollutant Inventory* indica come percentuali di peso di azoto e fosforo nei mangimi comuni 6.9% e 1.4% rispettivamente (*National Pollutant Inventory*, 2001). Un altro studio sulla composizione chimica del mangime per orate misurava l'azoto ed il fosforo come 7.4% e 1.4% del peso umido del mangime (Lupatsch and Kissil, 1998). Il presente studio utilizza il valore medio di tali osservazioni ed assume una concentrazione del 7.2% e del 1.4% del peso umido del mangime per azoto e fosforo rispettivamente (tab.4).

Pellet size	Small	Medium	Large
Pellet name	EcoPrimer	Ecomar 4	Ecomar 7
w (mg)	11.3 ± 2.0	30.5 ± 3.0	215.1 ± 11.7
N (mg N)	0.81 ± 0.14	2.20 ± 0.22	15.49 ± 0.84
P (mg P)	0.16 ± 0.03	0.43 ± 0.04	3.01 ± 0.16

Tabella 4 - Peso (w), contenuto di azoto (N) e fosfato (P) del mangime

La variabilità dei pellets di mangime in termini di peso, contenuto di azoto e di fosforo, è riprodotta assumendo una distribuzione lineare della relativa deviazione standard sul numero totale di particelle utilizzate nella simulazione.

3.1.4 - Rifiuti organici

3.1.4.1 Velocità di sprofondamento degli escrementi solidi

Pochi studi sono stati fatti sulla velocità di sprofondamento degli escrementi solidi dei pesci, la maggioranza dedicata al salmone dell'Atlantico, *Salmo solar* (Findlay and Watling, 1994; Elberizon and Kelly, 1998; Chen *et al.*, 1999). Uno dei pochi studi riguardanti le spigole (*Dicentrarchus labrax*) e le orate (*Sparus aurata*) misura la velocità di sprofondamento degli escrementi solidi in funzione delle dimensioni del pesce (Magill *et al.*, 2006), comparabili con quelle allevate nell'impianto considerato in questo studio. Lo studio eseguito in laboratorio riporta una velocità media di sprofondamento di 0.7cm s⁻¹ per gli escrementi di spigole e 0.5 cm s⁻¹ per quelli di orata senza nessuna differenza significativa nella velocità di sprofondamento in funzione alle dimensioni del pesce (Magill *et al.*, 2006). Ai fini della simulazione della dispersione degli escrementi solidi, il

modello assegna una velocità di sprofondamento pari a 0.7 cm s^{-1} e 0.5 cm s^{-1} per ogni particella prodotta da spigole ed orate rispettivamente.

3.1.4.2 Nutrienti contenuti negli escrementi solidi e nell'urina

La quantità di fosforo ed azoto rilasciata nell'acqua dipende dalla concentrazione di tali sostanze nel mangime, dall'efficienza di conversione alimentare (kg di mangime necessari per produrre 1 kg di pesce) e dalla differenza tra cibo distribuito e cibo assimilato dal pesce per la sua crescita (Ackefors and Enell, 1990; Doglioli *et al.*, 2004):

$$\begin{aligned} R &= D - A \\ &= P \times E_c \times C_m - P \times C_p \\ &= P \times [(E_c \times C_m) - C_p] \end{aligned} \quad - \text{ Eq.1}$$

Dove:

R = quantità di nutriente rilasciato (kg/anno)

D = quantità di nutriente distribuito nella dieta (kg/anno)

A = quantità di nutriente assimilato per la crescita (kg/anno)

P = produzione annua (kg/anno)

E_c = efficienza di conversione alimentare (kg di mangime utilizzato / kg pesce prodotto)

C_m = concentrazione di nutriente nel mangime (% peso umido)

C_p = concentrazione di nutriente nel pesce (% peso umido)

L'efficienza di conversione alimentare riportata dall'impianto è pari a 1.5. Le concentrazioni di azoto (C_{mN}) e di fosforo (C_{mP}) contenute nel mangime, come descritto nella sezione 3.1.3.2, sono del 7.2% e 1.4%, rispettivamente, del peso umido del mangime. Le concentrazioni di azoto (C_{pN}) e fosforo (C_{pP}) ritenute nel pesce sono del 3% e 0.4%, rispettivamente, del peso umido del pesce (Lall, 1991; Lupatsch and Kissil, 1998). Le quantità medie mensili di azoto e fosforo rilasciate nella colonna d'acqua sono state calcolate utilizzando l'equazione 1 ed illustrate nella tabella 5, insieme con i livelli di produzione e cibo distribuito. Di queste, il 78% ed il 21% dell'azoto e del fosforo rispettivamente vengono espulse come urina ed il restante nelle feci (Ackefors and Enell, 1990).

Mese	P kg/mese	D kg/mese	R _N kgN/mese	R _{FN} kgN/mese	R _{UN} kgN/mese	R _P kgP/mese	R _{FP} kgP/mese	R _{UP} kgP/mese
Gennaio	6,000	9,000	468	365	103	102	21	81
Febbraio	4,000	6,000	312	243	69	68	14	54
Marzo	8,000	12,000	624	487	137	136	29	107
Aprile	8,000	12,000	624	487	137	136	29	107
Maggio	12,000	18,000	936	730	206	204	43	161
Giugno	14,000	21,000	1,092	852	240	238	50	188
Luglio	24,000	36,000	1,872	1,460	412	408	86	322
Agosto	24,000	36,000	1,872	1,460	412	408	86	322
Settembre	20,000	30,000	1,560	1,217	343	340	71	269
Ottobre	12,000	18,000	936	730	206	204	43	161
Novembre	10,000	15,000	780	608	172	170	36	134
Dicembre	8,000	12,000	624	487	137	136	29	107
Totale	150,000	225,000	11,700	9,126	2,574	2,550	536	2,015

Tabella 5 – Quantità mensili di pesce prodotto (P), cibo distribuito (D), azoto rilasciato (R_N) nelle feci (R_{FN}) e nell'urina (R_{UN}), fosforo rilasciato (R_P) nelle feci (R_{FP}) e nell'urina (R_{UP})

3.1.5 - Velocità di decomposizione della materia organica

Il tasso di decomposizione della materia organica è stato simulato con una funzione esponenziale (Vismara, 1992; Doglioli *et al.*, 2004):

$$c = c_0 \times 10^{-\frac{t}{T_{90}}} \quad - \text{Eq.2}$$

Dove:

c = materia organica biodegradabile (kg)

c₀ = materia organica biodegradabile iniziale (kg)

t = giorni dall'inizio del processo di degradazione (giorni)

T₉₀ = giorni necessari per degradare il 90% della materia organica (60 giorni)

Il modello assume che le quantità di nutrienti contenuti nel mangime e negli escrementi solidi restino invariate fino a che non abbiano raggiunto il fondo, dove la decomposizione ha inizio. Una volta sul fondo, una percentuale della materia organica e con il suo relativo contenuto di nutrienti viene remineralizzata, in base all'equazione 2, e trasportata dalla corrente (vedi sezione 3.2.3).

3.1.6 - Assorbimento da parte del fitoplancton dei nutrienti disciolti

I nutrienti disciolti, azoto e fosforo (DN e DP rispettivamente), vengono assorbiti da una popolazione implicita di fitoplancton (*Chaetoceros sp.*), utilizzando la classica equazione di assorbimento di Michaelis-Menten (Michaelis and Menten, 1913):

$$\text{Nutr}_{\text{ASS}} = V_{\text{max}} \times \left(\frac{\text{Nutr}}{\text{Nutr} + K_{\text{Nutr}}} \right) \quad - \text{Eq.3}$$

Dove:

Nutr_{ASS} = tasso di assorbimento del nutriente (mmol s^{-1})

V_{max} = tasso massimo di assorbimento del nutriente (mmol s^{-1})

Nutr = concentrazione del nutriente disciolto (mmol m^{-3})

K_{Nutr} = costante di Michaelis-Menten (mmol m^{-3})

La rimozione dalla colonna d'acqua dei nutrienti disciolti è perciò funzione della concentrazione stagionale del nutriente disciolto, della clorofilla-a (tab.1) e della quantità di nutrienti immessi nella colonna d'acqua o direttamente nelle urine dei pesci (vedi sezione 3.1.4.2) o indirettamente tramite la decomposizione dei rifiuti organici solidi (vedi sezione 3.1.5).

I valori di V_{max} e K_{nutr} utilizzati nella simulazione sono di 2.8 nmol s^{-1} e $0.345 \text{ mmol m}^{-3}$ (Conway and Harrison, 1977; Collos *et al.*, 1997) per entrambi DN e DP.

3.2 METODO NUMERICO

Al fine di simulare il trasporto delle particelle FP1, FP2 e PP disperse nelle acque del Golfo in corrispondenza del sistema di gabbie, del loro affondamento, scioglimento, rilascio di Nitrati e Fosfati nella colonna d'acqua e relativo trasporto all'interno del bacino, è stato utilizzato sistema di modelli numerici accoppiati.

In particolare tale sistema è costituito da un modello numerico idrodinamico accoppiato ad un modulo per la simulazione dei processi di trasporto e diffusione euleriano e ad un modulo numerico per la simulazione dei processi di trasporto e dispersione lagrangiano. Di seguito si riporta una breve descrizione dei metodi utilizzati.

3.2.1 - Il modello idrodinamico

È stato utilizzato un modello idrodinamico 2D basato sul metodo degli elementi finiti che risolve il sistema di equazioni Shallow Water con approssimazione di Boussinesq in orizzontale ed approssimazione idrostatica in verticale nella loro formulazione con i livelli d'acqua e i trasporti.

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial t} - fV + gH \frac{\partial \zeta}{\partial x} + RU + X &= 0 \\ \frac{\partial V}{\partial t} + fU + gH \frac{\partial \zeta}{\partial y} + RV + Y &= 0 \end{aligned} \quad - \text{Eq.4}$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y}$$

È utilizzato il metodo degli elementi finiti per l'integrazione spaziale delle variabili indipendenti e un algoritmo semi implicito per l'integrazione nel tempo. I termini trattati implicitamente sono il gradiente di livello e il termine di Coriolis nelle equazioni dei momenti e il termine di divergenza nell'equazione di continuità. Il termine di frizione è trattato come implicito, mentre tutti i rimanenti termini sono trattati espliciti.

Nel sistema di equazioni, U e V sono le velocità nelle direzioni x e y integrate verticalmente comunemente detti trasporti barotropici,

$$\begin{aligned} U &= \int_{-h}^{\zeta} u dz \\ V &= \int_{-h}^{\zeta} v dz \end{aligned} \quad - \text{Eq.5}$$

t il tempo, f il parametro di Coriolis, g l'accelerazione di gravità, e H lo spessore totale della colonna d'acqua, risultato dalla somma di h, inteso come profondità indisturbata o livello medio mare, e ζ livello dell'acqua.

$$H = h + \zeta \quad - \text{Eq.6}$$

R è il termine di frizione, espresso come:

$$R = \frac{g\sqrt{u^2 + v^2}}{CH} \quad - \text{Eq.7}$$

dove C è il coefficiente di Cheazy che varia con il livello dell'acqua come

$$C = k_s H \quad - \text{Eq.8}$$

dove k_s è il coefficiente di Strikler

Gli ultimi due termini delle equazioni dei momenti, rispettivamente X e Y , includono tutti i termini che non richiedono trattamento implicito, come lo stress del vento, i termini non lineari ed i gradienti baroclini. Per i dettagli della trattazione numerica si riporta a Umgiesser and Zecchetto (1995) e Umgiesser et al. (2004).

Dominio di calcolo

Per applicare il modello idrodinamico e di trasporto è stato necessario implementare una griglia di calcolo per la discretizzazione del dominio d'indagine rappresentato in Fig.3.

Tale griglia è costituita da elementi prismatici a base triangolare di varie dimensioni e forma. La costruzione della griglia è avvenuta mediante idonei software di generazione.

La risoluzione della griglia varia in funzione della vicinanza alle aree costiere e alla zona d'interesse corrispondente all'area di posizionamento dell'impianto di acquacoltura. In particolare si passa di elementi con dimensioni dell'ordine dei 500 metri per le aree più esterne fino ad elementi dell'ordine dei 10 metri di lato per le aree di interesse.

I dati batimetrici e la linea di riva sono stati ottenuti dalla digitalizzazione di due carte nautiche, la 291 Porto di Oristano e la 293 Golfo di Oristano rispettivamente. Tali dati sono stati referenziati secondo un sistema di coordinate locali metriche e quindi utilizzati per descrivere la batimetria di tutta l'area d'indagine e con maggior dettaglio l'area di installazione dell'impianto di acqua coltura.

Il dominio di calcolo come descritto dalla Figura 3 presenta 3 bordi aperti corrispondenti ai 3 lati della parte delle griglia descrivente il Golfo rispettivamente il lato superiore, inferiore e laterale sinistro. Questi bordi delimitano il dominio di calcolo verso il mare aperto e sono soggetti all'imposizione di condizioni forzanti. Anche in questo caso il perimetro del Golfo è considerato come bordo chiuso, mentre sono considerate come bordo aperto all'interno della Laguna di Cabras le bocche dei principali fiumi e canali affluenti ovvero il fiume

Tirso, Rio Mare Foghe e Rio Tanui, rispettivamente all'estremo Nord –Est e Sud –Est della Laguna.

3.2.2 - Modelli di trasporto e diffusione Euleriano e Lagrangiano

Il modello idrodinamico agli elementi finiti è stato accoppiato sia con un modello per la simulazione dei processi di trasporto e dispersione di sostanze disperse in acqua quali le diverse categorie di pellets sia con un modulo numerico per la simulazione dei processi di trasporto e diffusione di sostanze disciolte in acqua con comportamento attivo quali i nutrienti rilasciati dal materiale affondato.

3.2.2.1 Lagrangiano

Il modulo utilizzato per la simulazione del trasporto delle diverse classi di pellets disperse in acqua si basa su un approccio lagrangiano alla soluzione dell'equazione di avvezione-diffusione. In particolare, tale modulo si basa su un algoritmo di calcolo delle traiettorie basato sul metodo agli elementi finiti in grado di simulare la pura avvezione tridimensionale di particelle puntiformi dotate di massa con comportamento attivo o passivo.

A tale algoritmo è inoltre associato un modulo per la soluzione dell'equazione di Fick in grado di associare alla traiettoria seguita dalla particella un moto turbolento la cui intensità varia in funzione dell'associato coefficiente di diffusione turbolenta K .

Tale modulo "turbolento" si basa su un algoritmo di generazione di numeri casuali associato ad una funzione per il calcolo di un range di intensità di velocità turbolente. Si rimanda a Bilgili A. et al., (2005) per una dettagliata descrizione del set di equazioni utilizzate.

3.2.3.2 Euleriano

Il modulo utilizzato per la simulazione del trasporto dei nutrienti disciolti generati dalla decomposizione della sostanza organica contenuta nei pellets depositati al fondo, si basa su un approccio euleriano soluzione dell'equazione di avvezione-diffusione.

Si consideri quindi la concentrazione C di una sostanza con comportamento neutrale in un punto della griglia di calcolo nel tempo t . L'evoluzione di tale concentrazione nel tempo e nello spazio è calcolabile mediante la risoluzione della seguente equazione differenziale:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} = K \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + \Phi \quad - \text{Eq.9}$$

dove $u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y}$ sono i termini di trasporto, $K \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right)$ sono i termini di diffusione e infine Φ racchiude le sorgenti (sostanza organica depositata al fondo) e i decadimenti della sostanza stessa (processo di uptake da parte delle masse di organismi fitoplanctonici). Nel caso specifico, il modello considera sia i termini diffusivi e di trasporto per cui, la sostanza C è soggetta sia alla diffusione verso aree a concentrazione inferiore che al trasporto dovuto allo spostamento della massa d'acqua in cui si trova. Sotto l'aspetto numerico, tale equazione è risolta mediante uno schema di tipo TVD esplicito sia nel tempo che nello spazio.

3.2.3 - Set-up del modello

La simulazione dei processi dinamici che caratterizzano la dispersione sia dei mangimi, delle feci e dei metabolici rilasciati in corrispondenza degli impianti di acquicoltura, i precedenti modelli numerici precedentemente descritti sono stati accoppiati in modo da soddisfare le finalità di tale studio. In particolare, le principali entità soggette al trasporto a seguito delle correnti marine sono: i mangimi, i fecal pellets e i nutrienti, fosfati e azotati prodotti metaboliti dei pesci allevati e dai processi di decomposizione della sostanza organica (fecal pellets e mangimi) accumulata nelle aree circostanti gli impianti di acquicoltura. Come già anticipato, è stato utilizzato un approccio di tipo lagrangiano per la simulazione del trasporto dei mangimi e dei fecal pellets, mentre un approccio di tipo euleriano per la simulazione del trasporto dei metabolici azotati e fosfati. Il modello concettuale descritto nel paragrafo 3.1 (Figura 2) è stato così riprodotto:

1. ogni 86400 secondi (1 giorno) viene simulato contemporaneamente il rilascio delle particelle di mangime e dei fecal pellets, sono state simulate 2 classi di fecal pellets e 3 classi di mangimi mediante diversi gruppi di particelle. In particolare, ad ogni gruppo sono state associate 1000 particelle. Ad ogni particella è stata associata una quantità di OM variabile nel tempo ricavata dalle informazioni sulle quantità quotidiane di mangimi forniti (Figura 4) e dalle relazioni metaboliche e rese energetiche dell'impianto

di acquacoltura investigato. Dai risultati ottenuti dal modello idrodinamico, il processo di trasporto al fondo del materiale depositato è stato valutato del tutto ininfluente.

2. Mediante il modulo lagrangiano è simulato il trasporto orizzontale e verticale delle particelle che rappresentano le diverse categorie di pellets (mangimi e fecal pellets). La velocità orizzontale utilizzata dipende dalla profondità alla quale si trova la particella secondo la seguente relazione $v = v_m + 0.05 \cdot v_w \cdot [1 - (z/h)^2]$, dove v_m è la velocità media verticale della corrente, v_w è la velocità del vento, z è la profondità a cui si trova la particella e h è la profondità della colonna d'acqua. Il trasporto verticale delle particelle è simulato utilizzando i valori di velocità riportati in sezione 3.1.
3. Al momento della deposizione, è simulato il decadimento descritto dall'equazione 2 e viene rilasciata una quantità di fosfati e nitrati come descritto dall'equazione 1;
4. entro 3600 secondi dal rilascio dei pellets (mangimi e rifiuti) viene rilasciata una quantità di fosfati e nitrati prodotto metabolico dei pesci come riportata in 3.1.4.2.
5. I fosfati e i nitrati rilasciati nella colonna d'acqua sono trasportati dalla velocità media della corrente secondo un approccio di tipo euleriano, simulando sia il trasporto avveztivo, diffusivo e il processo di up-take per opera degli organismi fitoplanctonti secondo l'equazione 3.
6. Sono stati simulati 3 diversi scenari:
 - a. simulazione della durata di 4 giorni con dominio numerico forzato dalla marea astronomica marea e un vento di maestrale la cui velocità partendo da 0 raggiunge il suo valore massimo di 10 m/s all'inizio del 2 giorno, mantenendolo per tutta la durata dei giorni 2 e 3 e per ridursi in modo esponenziale a 0 entro la fine del quarto giorno;
 - b. simulazione della durata di 4 giorni con dominio numerico forzato dalla marea astronomica marea e un vento di libeccio la cui velocità partendo da 0 raggiunge il suo valore massimo di 9 m/s all'inizio del 2 giorno, mantenendolo per tutta la durata dei giorni 2 e 3 e per ridursi in modo esponenziale a 0 entro la fine del quarto giorno;

- c. simulazione della durata di 4 giorni con dominio numerico forzato dalla marea astronomica marea e un vento di scirocco la cui velocità partendo da 0 raggiunge il suo valore massimo di 9 m/s all'inizio del 2 giorno, mantenendolo per tutta la durata dei giorni 2 e 3 e per ridursi in modo esponenziale a 0 entro la fine del quarto giorno;
- d. simulazione della durata di 1 anno, in cui il modello è stato forzato con la marea astronomica e una serie temporale di vento relativa all'anno 2003. I dati meteorologici sono stati generati da modelli previsionali meteorologici per l'area del Golfo di Oristano.

Per quanto riguarda gli scenari di maestrale, libeccio e scirocco, vista la breve durata delle simulazioni, i risultati di interesse sono relativi al trasporto, deposizione dei pellets, e al trasporto, consumo dei metaboliti rilasciati dai pesci.

I processi di decomposizione e relativo rilascio di nitrati e fosfati dai sedimenti, seppur simulati non sono riscontrabili nei risultati, in quanto processi con scala temporale superiore a quella delle simulazioni.

3.2.4 Tempi di transito e residenza dei rifiuti organici

In questa sezione sono riportati i risultati riguardanti la dispersione, deposizione, tempo di residenza e tempo di transito dei rifiuti organici e sulla loro variazione secondo la posizione delle gabbie all'interno del golfo. I tredici siti scelti lungo la costa del golfo sono caratterizzati dalla stessa profondità di 10 m (Fig.6a).

Ogni simulazione, della durata di 5 giorni, è stata effettuata utilizzando la stessa griglia (Fig.6b) su un dominio forzato dalla marea astronomica marea e un vento di maestrale la cui velocità partendo da 0 raggiunge il suo valore massimo di 10 m/s all'inizio del 2 giorno, mantenendolo durante i giorni 2-4 e riducendosi in modo esponenziale a 0 entro la fine del quinto giorno.

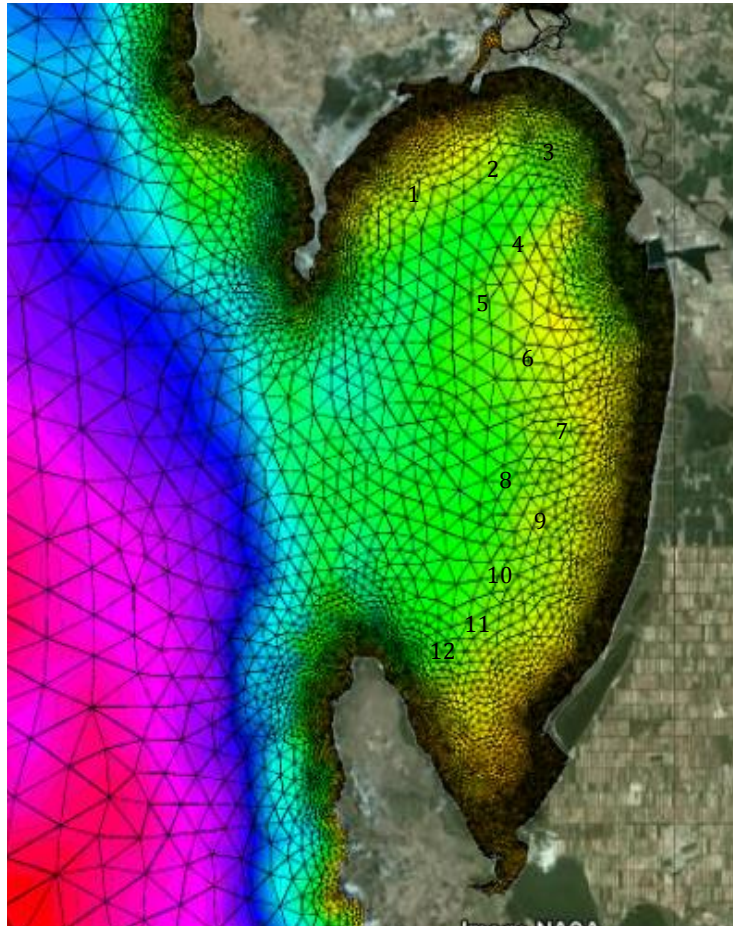


Figura 6 – Posizione delle 12 gabbie, batimetria e griglia del modello idrodinamico nel Golfo di Oristano

Al fine di simulare la circolazione delle acque indotta dalla marea astronomica e da un vento di Maestrale d'intensità, pari a 15 m/s , il modello idrodinamico è stato forzato con la serie temporale di elevazione superficiale lungo i 3 bordi aperti della griglia di calcolo e con i valori di portata, derivanti dalle medie annuali, negli elementi che rappresentano la bocca dei fiumi Rio Mare Foghe, Tirso e Rio Tanui.

4. RISULTATI

In questa sezione sono riportati i risultati riguardanti la circolazione delle acque nel Golfo di Oristano e la dispersione dei rifiuti organici solidi e disciolti ottenute mediante il modello idrodinamico, applicato alla griglia di calcolo. In particolare si riportano i risultati

ottenuti da simulazioni in cui il modello è stato forzato con marea astronomica e vento di maestrale, marea astronomica e vento di libeccio e marea astronomica e vento di scirocco. Non sono riportati i risultati ottenuti dallo scenario in cui il modello è forzato dalla sola marea astronomica, in quanto, per il Golfo di Oristano, la sola marea non genera una apprezzabile circolazione delle acque, né per lo studio a scenari la dispersione dei nutrienti remineralizzati dai rifiuti organici depositati sul fondo, in quanto il tempo di decomposizione T_{90} è molto più lungo della durata delle simulazioni. I risultati riguardanti il trasporto lagrangiano delle 3 tipologie di mangimi sono stati aggregati come una unica tipologia in quanto non erano disponibili dati relativi alle quantità di mangimi diversi fornite.

4.1 - SCENARIO MAESTRALE

4.1.1 Circolazione

Al fine di simulare la circolazione delle acque indotta dalla marea astronomica e da un vento di Maestrale d'intensità, pari a 15 m/s, il modello idrodinamico è stato forzato con la serie temporale di elevazione superficiale lungo i tre bordi aperti della griglia di calcolo e con i valori di portata, derivanti dalle medie annuali, negli elementi che rappresentano la bocca dei fiumi Rio Mare Foghe, Tirso e Rio Tanui.

In Fig. 7 è riportata la distribuzione del campo di moto prodotto dal modello. Per quanto riguarda il Golfo di Oristano, i massimi valori di velocità della corrente, simulati dal modello, sono riscontrati nelle aree costiere di Capo S. Marco (Nord) e Capo Frasca (Sud). Come per i risultati ottenuti dall'analogia simulazione effettuata con la griglia di calcolo del solo Golfo di Oristano anche in questo caso il vento di Maestrale genera una serie di strutture inerziali all'interno del Golfo e a ridosso dei due principali capi. In particolare, a ridosso del lato sotto vento di Capo S. Marco, si ritrova il vortice ciclonico generato dalle componenti inerziali del moto delle acque.

Analoghe dinamiche cicloniche sono presenti nelle vicinanze dei porti turistici e industriali. I vortici, in queste aree sono localizzati a ridosso dei moli foranei nel lato sottovento.

Nella parte Sud del Golfo a ridosso di Capo Frasca, è presente il sistema di 2 vortici ciclonici e anticiclonici. Come per i risultati ottenuti in precedenza le velocità all'interno dei vortici sono sempre dell'ordine dei pochi cm/s mentre i getti che li formano presentano velocità dell'ordine dei 40-50 cm/s. Dal confronto tra i risultati ottenuti dalla griglia del solo Golfo di Oristano e dalla griglia accoppiata Golfo- Laguna, emerge che lo scambio d'acqua tra la Laguna di Cabras e il Golfo di Oristano non influenza la circolazione delle acque nel Golfo di Oristano.

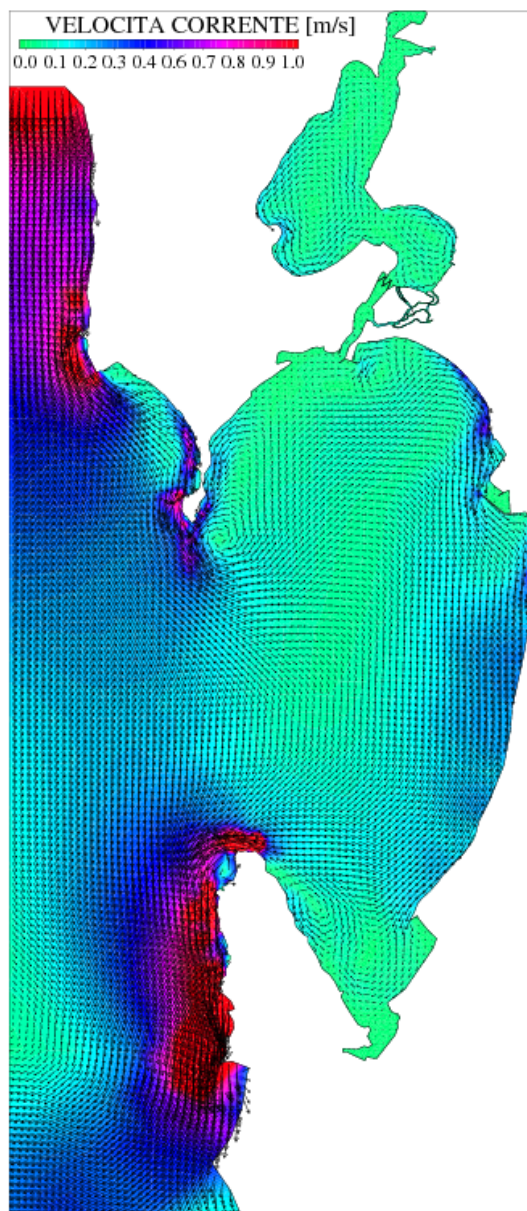


Fig. 7 – Circolazione delle acque nel Golfo di Oristano, marea astronomica e vento di Maestrale.
Velocità residua della corrente

4.1.2 Trasporto e dispersione dei rifiuti organici

La dispersione dei rifiuti organici solidi (mangime non consumato e feci) partire dalla distribuzione del mangime nello scenario di Maestrata è illustrata nella Figura 8. Già nei primi minuti i rifiuti organici solidi sono trasportati all'interno del golfo seguendo la direzione della corrente media (Fig.7 e 8).

Il mangime affonda rapidamente e si trova in sospensione solo durante i primi minuti prima di depositarsi sul fondo (Fig.8). Gli escrementi solidi, con una velocità di sprofondamento relativamente lenta a paragone del mangime, rimangono in sospensione per un periodo molto più lungo.

Durante i primi cinque minuti sono trasportati dalla corrente superficiale generata dal vento e successivamente, a profondità maggiori, vengono trasportati dalla corrente media che li spinge sopra il canale navigabile a est delle gabbie dove la profondità è maggiore (Fig.3 e 8). Tutti gli escrementi rilasciati da spigole si depositano sul fondo entro 40 minuti dalla loro produzione, mentre quelli di orata, più leggeri, entro 60 minuti.

La posizione finale in cui i rifiuti organici si depositano sul fondo è caratterizzata da due zone di accumulo (Fig.9): una zona molto ristretta e direttamente al di sotto delle gabbie, formata dall'accumulo del mangime non consumato, e l'altra più dispersa e che si estende tra i 300 e i 900m di distanza dalla gabbia e formata dal deposito degli escrementi.

L'urina prodotta (azoto disciolto in Fig.10) è trasportata e dispersa lungo la traiettoria della corrente media, descritta nella sezione 4.1.1, all'interno del golfo: è trasportata lungo la costa del golfo inizialmente verso nord-est e poi verso sud, e dopo dieci ore si trova a circa 6 km a sud delle gabbie.

La concentrazione massima di azoto disciolto diminuisce progressivamente, per effetto della diffusione e dell'assorbimento da parte del fitoplancton, da circa 4.5 mgN m^{-3} trenta minuti dopo la sua produzione a circa 1.0 mgN m^{-3} dopo dieci ore (Fig.10).

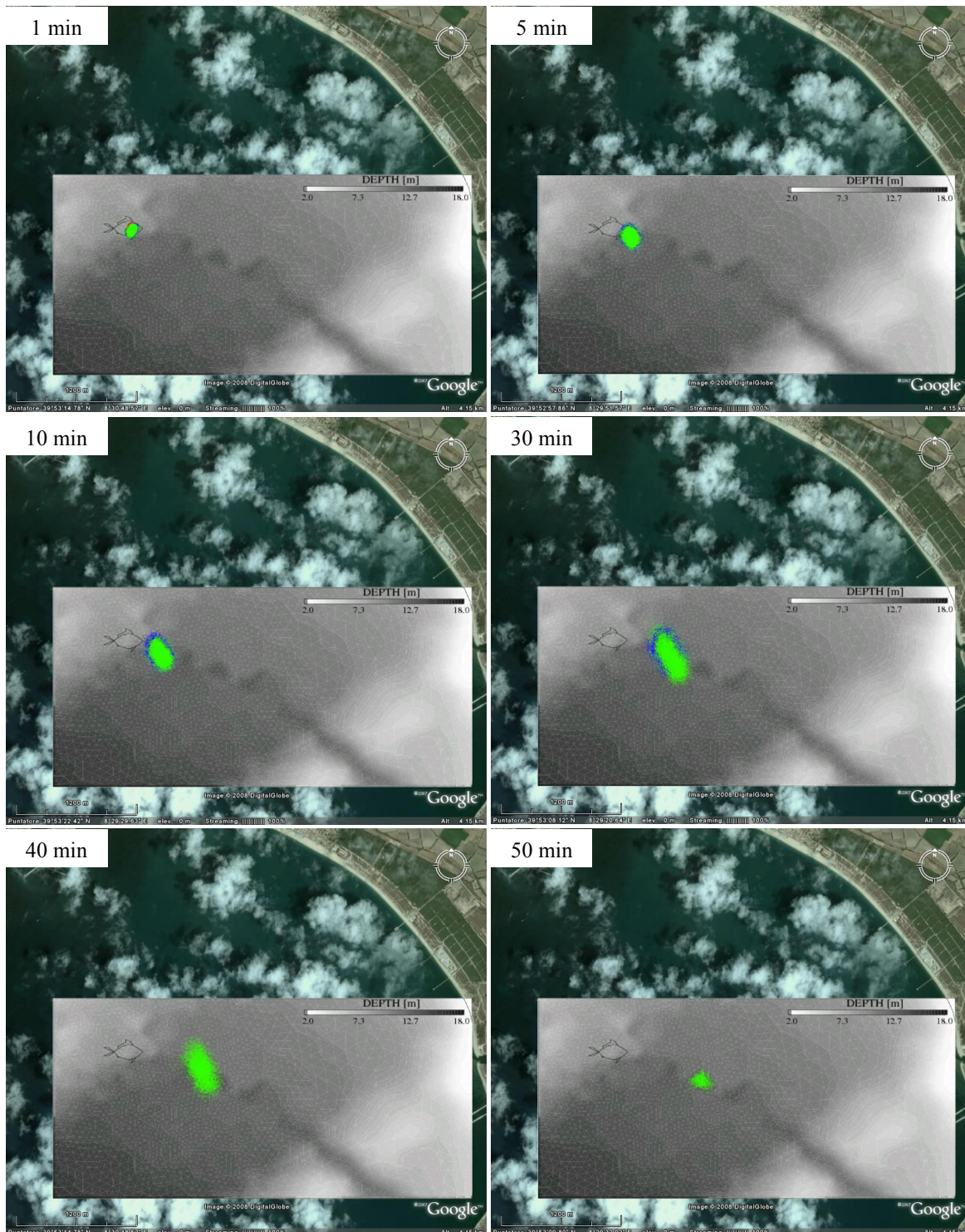


Fig.8 – Dispersione dei rifiuti organici solidi: mangime non consumato (rosso), escrementi di spigole (blu) e di orate (verde) a intervalli di 1, 5, 10, 30, 40, 50 minuti dopo la distribuzione del mangime.

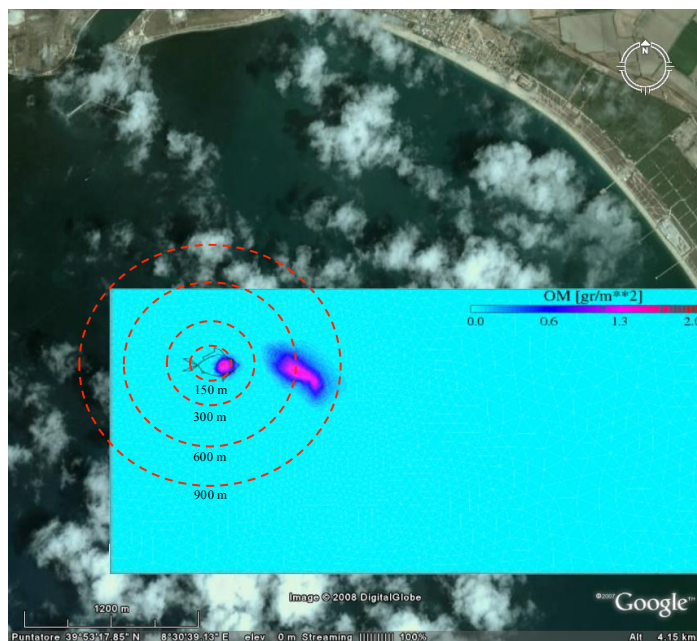


Fig.9 – Zona di accumulo dei rifiuti organici solidi sotto regime di Maestrale

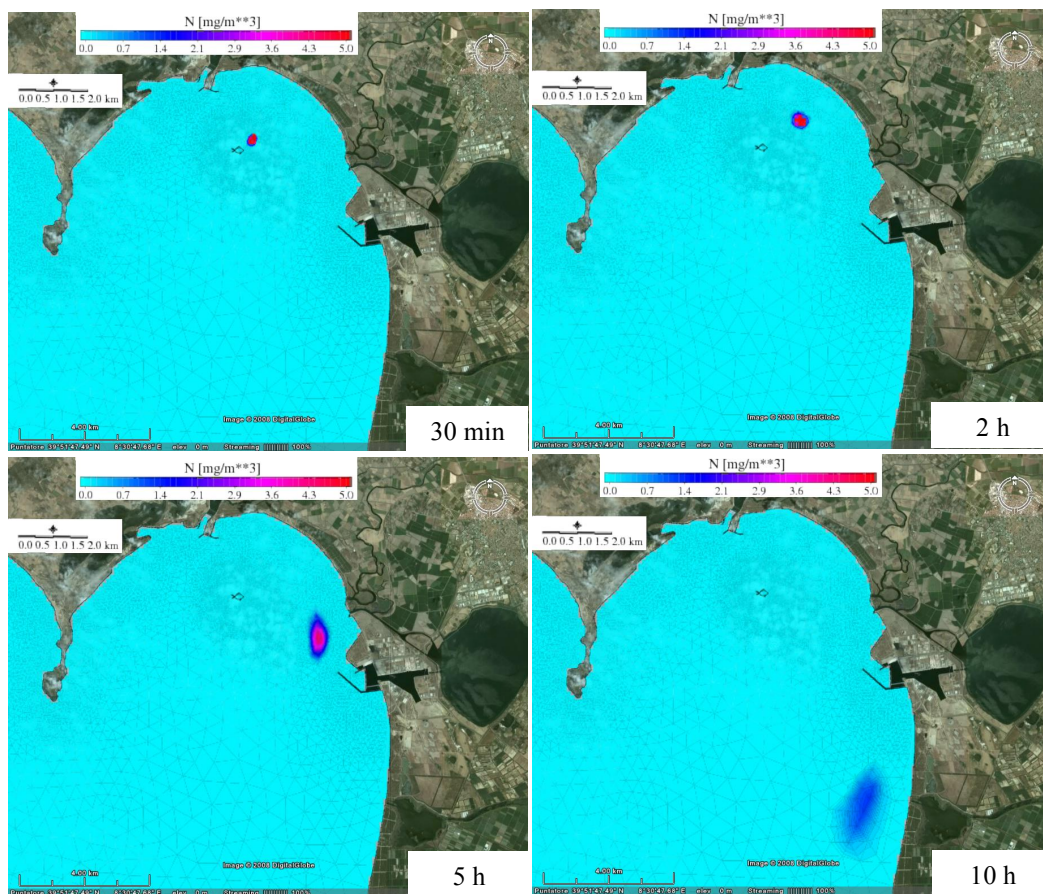


Fig.10 – Dispersione dell'azoto disciolto remineralizzato dai rifiuti organici depositati sul fondo sotto regime di Maestrale dopo 30 min, 2, 5 e 10 ore dal rilascio

4.2 - SCENARIO LIBECCIO

4.2.1 Circolazione

Il secondo scenario analizzato è caratterizzato da marea astronomica e vento di libeccio d'intensità massima pari a 15 m/s. Come per il caso precedente, l'elevazione superficiale è stata imposta lungo i 3 bordi aperti e sono stati utilizzati come valori di portata dei fiumi i dati derivanti dalle medie annuali.

In Figura 11 è riportata la distribuzione del campo di moto residuo ottenuta dopo i 6 giorni di simulazione e relativa ad un periodo simulato pari a 3 giorni.

Visti i risultati ottenuti nello scenario precedente, è stata utilizzata la sola griglia accoppiata per lo studio della circolazione delle acque nel Golfo in modalità bi-dimensionale.

Come per il caso precedente, la velocità della corrente risulta massima lungo le aree costiere in prossimità dei 2 capi e lungo i tratti esterni a Nord e a Sud del Golfo. In particolare le velocità massime si registrano a Capo San Marco con valori prossimi al metro al secondo.

Valori analoghi ma leggermente inferiori si registrano in prossimità di Capo Frasca. All'interno del Golfo i valori massimi d'intensità della corrente sono riscontrabili lungo i tratti costieri meridionali e settentrionali, dove la velocità della corrente non supera comunque i 50-60 cm/s.

L'azione del vento di Libeccio, genera una circolazione generale delle acque caratterizzata da una struttura di tipo ciclonico all'interno del Golfo. Le masse d'acqua entrano in prossimità di Capo Frasca all'interno del bacino generando un flusso che, lambendo le aree costiere del Golfo, fuoriesce in prossimità di capo San Marco.

La presenza dei due capi e, in particolare la morfologia di Capo San Marco promuove la formazione di strutture cicloniche e anticicloniche. In particolare, in prossimità dell'estremità settentrionale del Golfo, si genera un'estesa struttura anticiclonica che fa convergere le acque costiere in direzione Est verso il flusso principale di fuoriuscita delle acque dal Golfo.

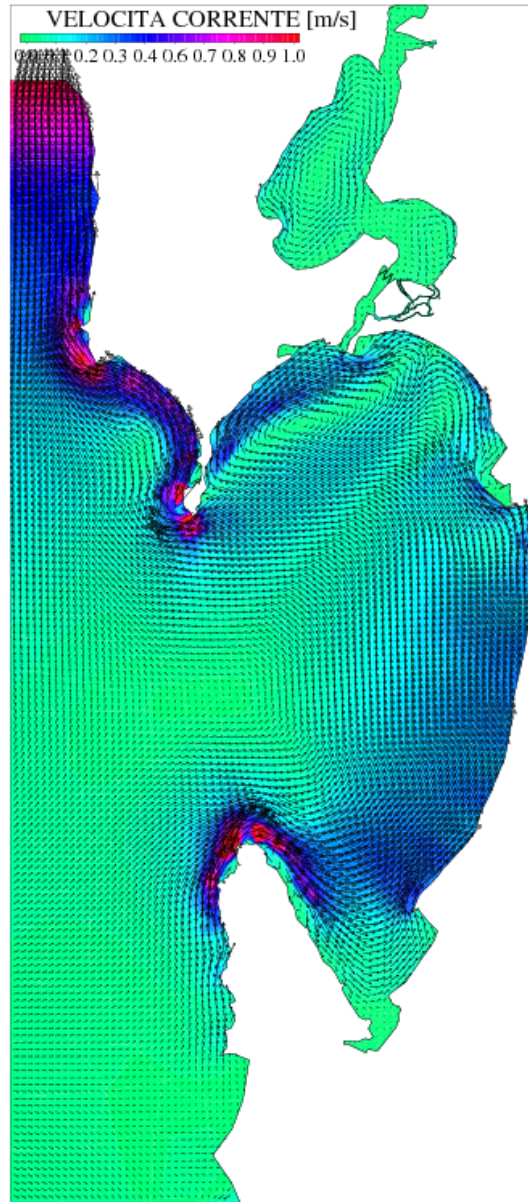


Fig.11 – Circolazione delle acque nel Golfo di Oristano, marea astronomica e vento di Libeccio.
Velocità residua della corrente

In Figura 12 è riportata in dettaglio la complessa struttura circolatoria che si genera nell'area in esame. Come si può notare, il flusso principale in direzione Est-Ovest è alimentato da acque costiere ed esterne provenienti dalle aree a ridosso di Capo San Marco che sono convogliate verso Est nel flusso di fuoriuscita con velocità superiori anche ai 30 cm/s.

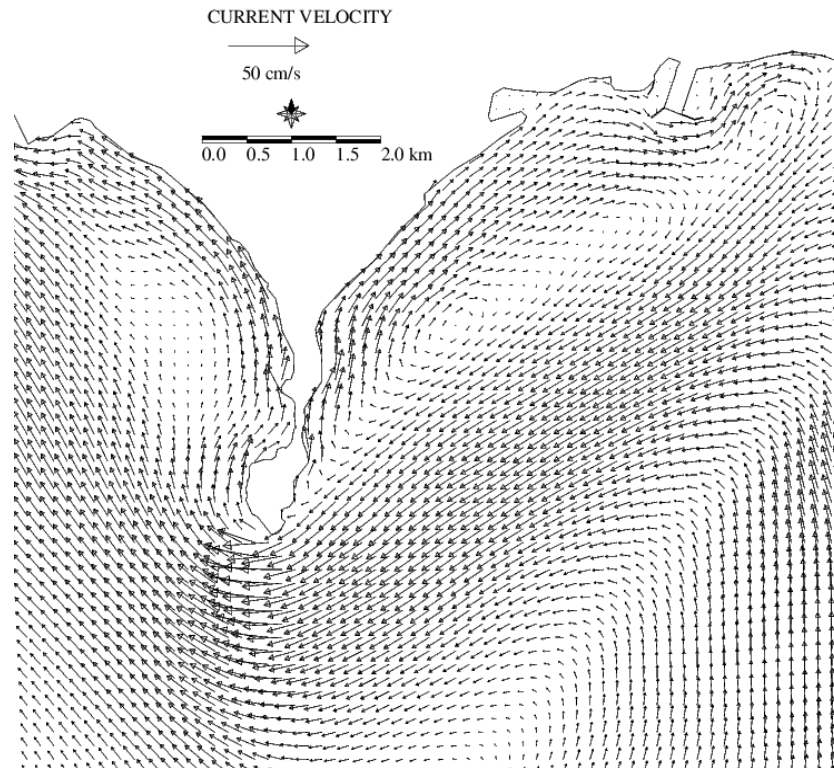


Fig.12 – Circolazione delle acque indotta dal vento di Libeccio e marea astronomica in prossimità di Capo S. Marco

Analogamente, l'azione del vento di Libeccio nella parte Sud del Golfo a ridosso di Capo Frasca, genera un sistema di due vortici ciclonici e anticiclonici (Figura 13). In particolare, un vortice anticiclonico è prodotto dall'azione del vento in prossimità del Capo mentre, un sistema ciclonico è generato nell'area più interna in vicinanza della Laguna di Marceddi.

Nelle aree centrali dei vortici la velocità della corrente non supera i 6 cm/s. Tra i due sistemi ciclonici e anticiclonici, è generata un'intensa corrente che supera valori anche di 25 cm/s.

Tale sistema presenta caratteristiche analoghe a quelle del sistema di vortici generato dal vento di Maestrale anche se caratterizzato da versi opposti di rotazione.

Data la direzione del vento, non è presente alcuna dinamica ciclonica nelle vicinanze dei porti turistici e industriali.

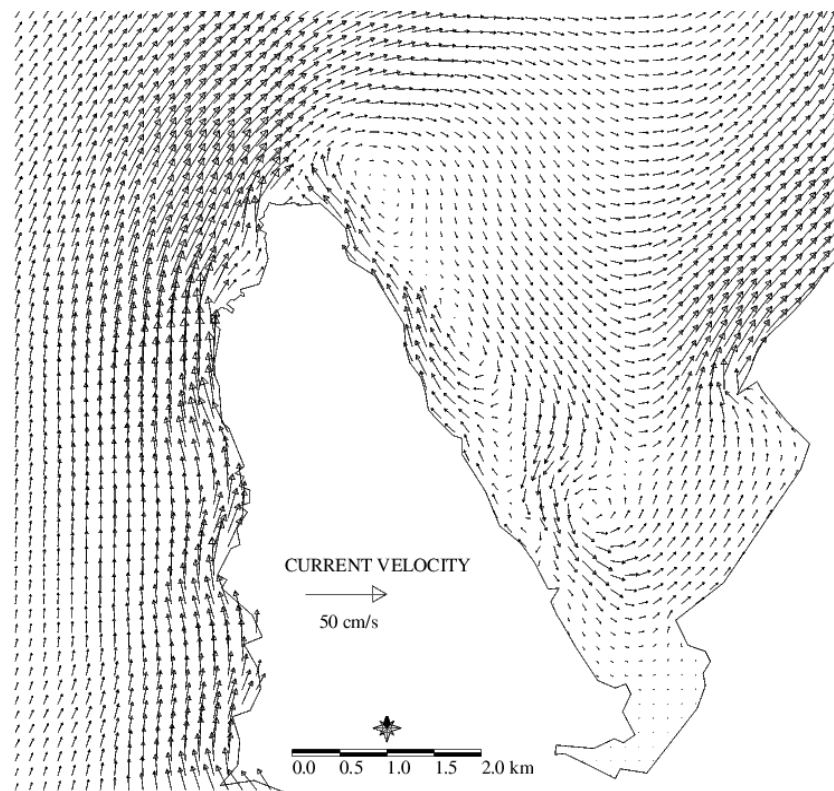


Fig.13 – Circolazione delle acque indotta dal vento di Libeccio e marea astronomica in prossimità di Capo Frasca

Infatti, essendo il maestrale, il regime di vento principale sia le barriere di protezione sia i moli foranei sono stati edificati in modo da opporsi alla direzione Nord-Sud.

4.2.2 Trasporto e dispersione dei rifiuti organici

La dispersione dei rifiuti organici solidi (mangime non consumato e feci) a partire dalla distribuzione del mangime nello scenario di Libeccio è illustrato nella Figura 14.

In contrasto con quanto avvenuto nello scenario di Maestrale, i rifiuti organici solidi rimangono stazionari intorno alle gabbie.

Questa ridotta distanza di trasporto è dovuta all'azione combinata del vento che in superficie trasporta le particelle in direzione est e della corrente sub-superficiale di ritorno che spinge verso ovest (Fig.12 e 14).

Anche in questo caso, come con il Maestrale, il mangime affonda rapidamente e si trova in sospensione solo durante i primi minuti prima di depositarsi sul fondo (Fig.14).

Durante il breve periodo in cui il mangime è in sospensione, esso è trasportato, seppur per una breve distanza, verso ovest per effetto della corrente di ritorno sub-superficiale.

Gli escrementi solidi, con una velocità di sprofondamento relativamente lenta a paragone del mangime, rimangono in sospensione per un periodo molto più lungo.

Durante i primi cinque minuti sono trasportati verso l'interno del golfo a est dalla corrente superficiale generata dal vento e successivamente, sprofondati a profondità maggiori, vengono trasportati dalla corrente sub-superficiale in direzione opposta verso ovest (Fig.14).

Tutti gli escrementi rilasciati da spigole si depositano sul fondo entro 40 minuti dalla loro produzione, mentre quelli di orata, più leggeri, entro 60 minuti.

A differenza dello scenario di Maestrale, con un regime ventoso di Libeccio la posizione finale in cui si depositano sul fondo il mangime non consumato e gli escrementi solidi coincide (Fig. 15). Inoltre, l'area di dispersione è molto ridotta e non supera i 300 m di distanza dalle gabbie (Fig. 15).

L'urina prodotta (azoto disciolto in Fig.16) è trasportata e dispersa verso l'esterno del Golfo lungo la traiettoria della corrente di ritorno, descritta nella sezione 4.2.1 (Fig.12).

Dopo cinque ore, parte dell'azoto disciolto è assorbito nel vortice anticiclonico descritto nella sezione 4.1.1 e trasportata nuovamente verso est all'interno del golfo, mentre la restante parte è diffusa verso l'esterno del golfo (Fig.16).

Dopo dieci ore la concentrazione massima di azoto disciolto è diminuita da circa 4.5 mgN m⁻³ a circa 0.5 mgN m⁻³ in dieci ore per effetto della diffusione e dell'assorbimento da parte del fitoplancton (Fig.16).

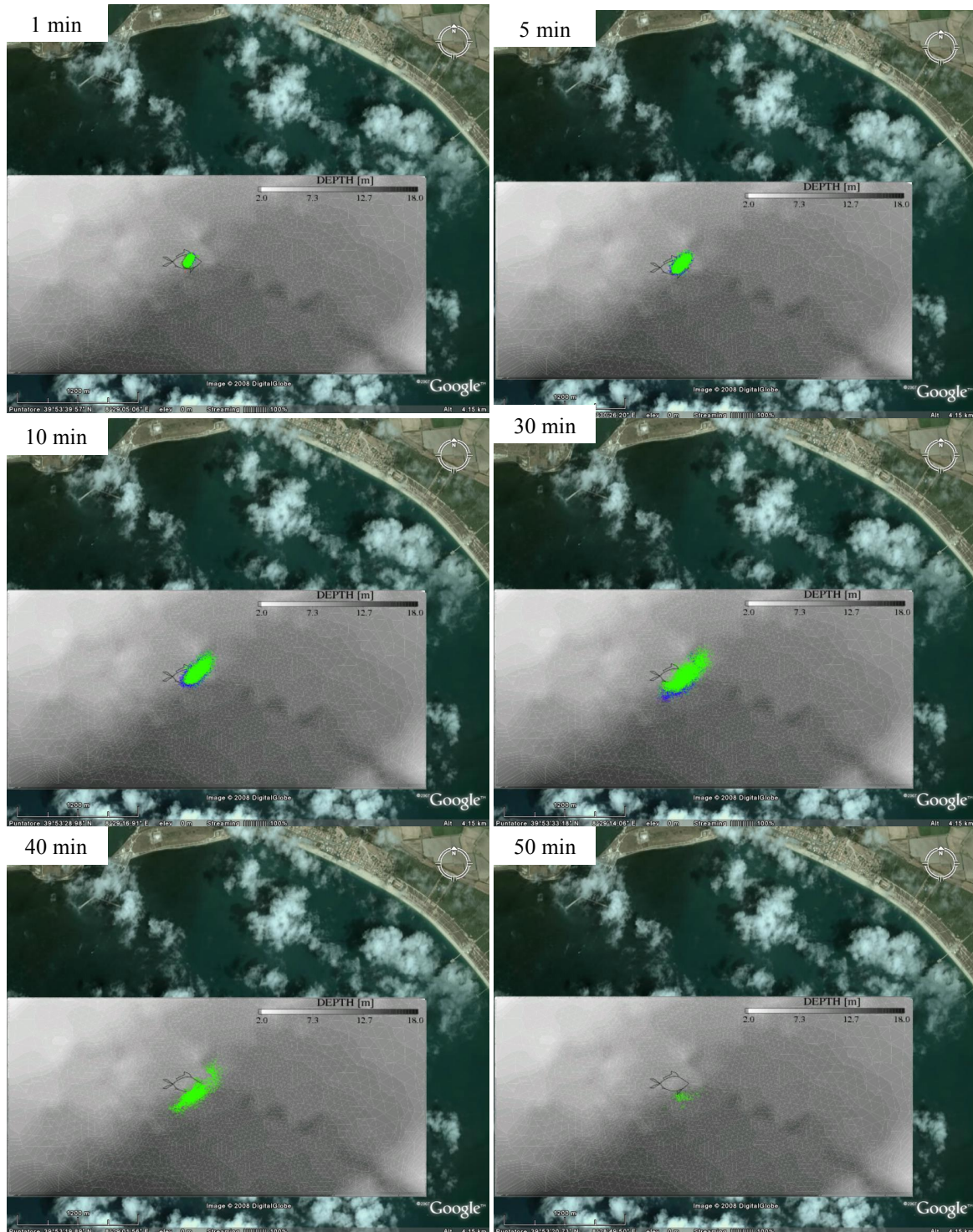


Fig.14 – Dispersione degli escrementi solidi di spigole (blu) e orate (verde) ad intervalli di 1, 5, 10, 30, 40, 50 minuti dopo la distribuzione del mangime

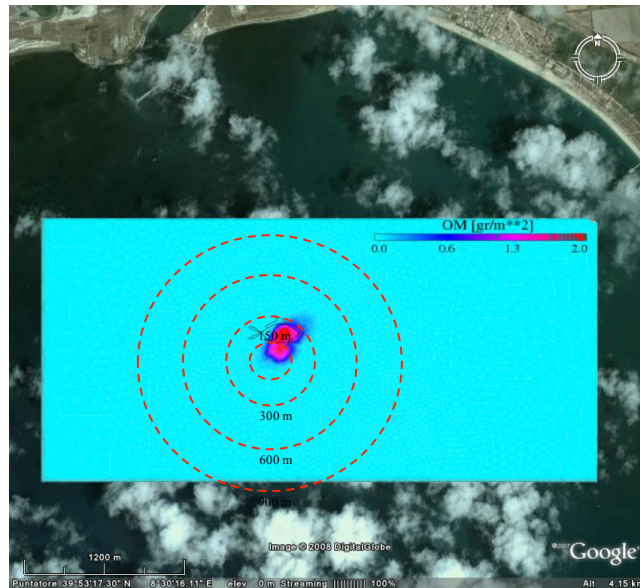


Fig.15 – Zona di accumulo dei rifiuti organici solidi sotto regime di Libeccio

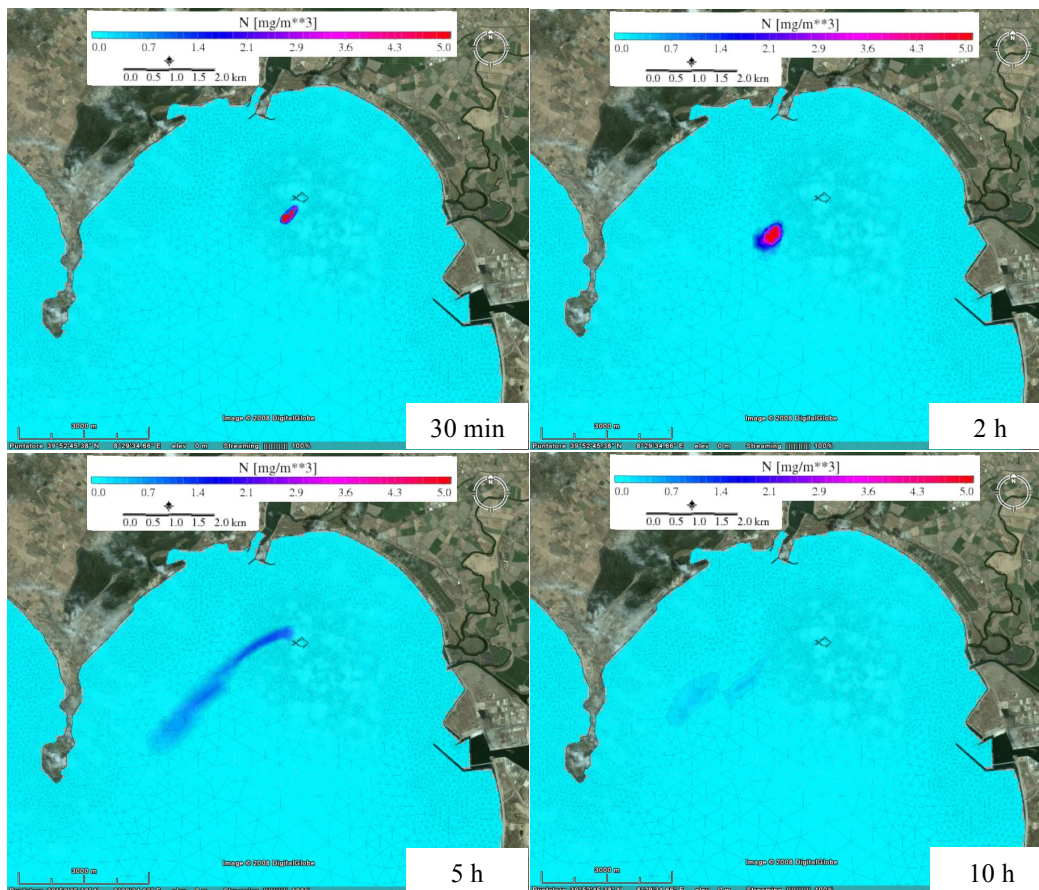


Fig.16 – Dispersione dell'azoto disciolto remineralizzato dai rifiuti organici depositati sul fondo sotto regime di Libeccio dopo 30 min, 2, 5 e 10 ore dal rilascio

4.3 - SCENARIO SCIROCCO

4.3.1 Circolazione

Il terzo scenario analizzato è caratterizzato da marea astronomica e vento di scirocco d'intensità massima pari a 15 m/s. Anche per quest'ultimo scenario, l'elevazione superficiale è stata imposta lungo i 3 bordi aperti e sono stati utilizzati come valori di portata dei fiumi i dati derivanti dalle medie annuali.

In Figura 17 è riportata la distribuzione del campo di moto residuo ottenuta dopo i 6 giorni di simulazione e relativa ad un periodo simulato pari a 3 giorni. Anche in questo caso è stata utilizzata la sola griglia accoppiata per lo studio della circolazione delle acque nel Golfo in modalità bi-dimensionale.

Anche quando il vento di scirocco forza la circolazione delle acque, la corrente risulta massima in prossimità dei due capi e nelle aree costiere esterne al Golfo. In particolare le velocità massime si registrano a ridosso di Capo Frasca con valori prossimi al metro al secondo.

Una corrente intensa ma con valori inferiori si registra a ridosso di Capo San Marco. All'interno del Golfo i valori massimi d'intensità della corrente sono riscontrabili lungo il tratto costiero in prossimità del fiume Tirso con valori massimi non superiori ai 20-30 cm/s.

La struttura generale della circolazione è del tutto analoga a quella ottenuta dall'azione del vento di Libeccio. Anche in questo caso l'azione del vento genera una circolazione delle acque all'interno del Golfo caratterizzata da una struttura di tipo ciclonico.

Le masse d'acqua entrano in prossimità di Capo Frasca all'interno del bacino generando un flusso che fuoriesce in prossimità di capo San Marco. Come per il caso precedente, la presenza dei due capi promuove la formazione di strutture cicloniche e anticicloniche.

Si osserva anche in questo caso, in prossimità del bordo settentrionale del Golfo, la struttura anticiclonica che fa convergere le acque costiere in direzione Est verso il flusso principale di fuoriuscita.

Tuttavia in tal caso, sia il flusso di fuoriuscita sia la struttura ciclonica generata sono meno estese.

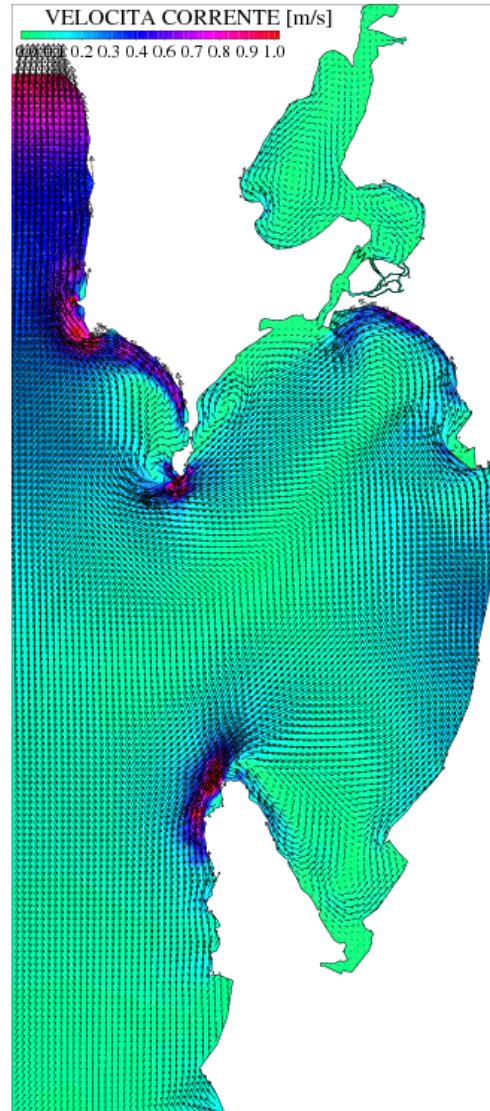


Fig.17 - Circolazione delle acque nel Golfo di Oristano, marea astronomica e vento di Scirocco.
Velocità residua della corrente

In particolare, analizzando in Figura 18 la struttura di circolazione delle acque in prossimità di Capo San Marco si nota come, rispetto al caso precedente l'estensione della cella di circolazione anticiclonica in prossimità della costa sia di minor estensione. Inoltre, si nota come a ridosso del Capo nel tratto di mare esterno il flusso di fuoriuscita delle acque dal Golfo generi una seconda cella di circolazione anticiclonica che tende ad intensificare la corrente a ridosso dell'estremità del Capo. Anche in questo caso, l'azione del vento nella parte Sud del Golfo a ridosso di Capo Frasca, genera un sistema di vortici (vedi Figura 19).

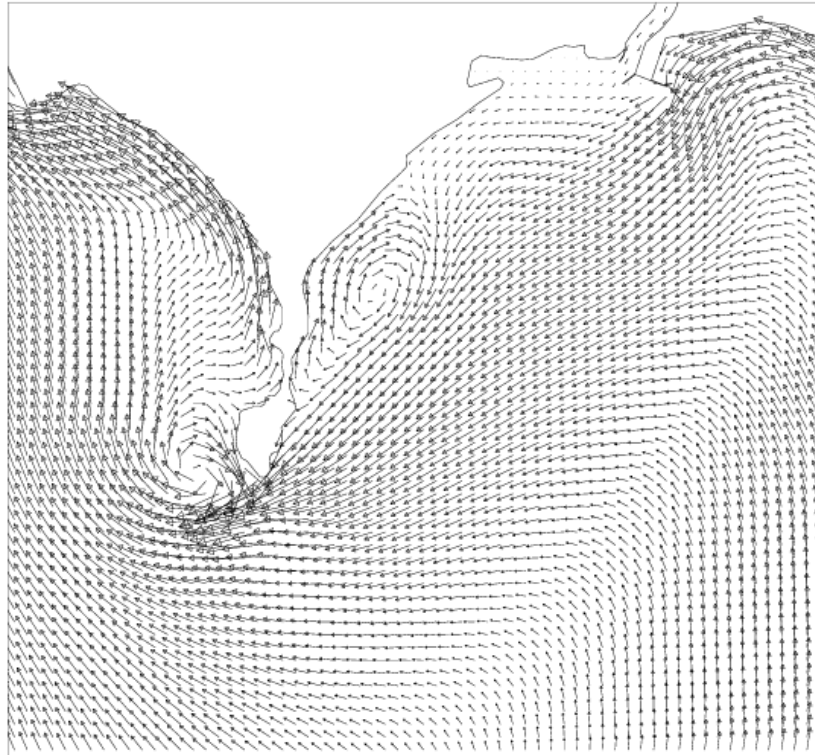


Fig.18 - Circolazione delle acque indotta dal vento di Scirocco e marea astronomica in prossimità di Capo S. Marco

In particolare, la direzione del vento di scirocco genera una corrente costiera di elevata intensità, superiore ai 25 cm/s, lungo il tratto meridionale del perimetro del Golfo che confluisce al flusso di acque esterne in direzione Sud –Nord in prossimità dell'estremità di Capo Frasca. Tale flusso genera a sua volta una cella di circolazione principale che si suddivide, in prossimità delle aree più interne, in tre diverse strutture cicloniche.

La corrente che ne deriva è di tipo meandriforme e trasporta le masse d'acqua dalla parte settentrionale del Golfo verso le sue parti meridionali e più interne. A ridosso di tale struttura si genera una serie di strutture cicloniche e anticicloniche che conferiscono un'elevata complessità al campo di moto.

4.3.2 Trasporto e dispersione dei rifiuti organici

La dispersione dei rifiuti organici solidi (mangime non consumato e feci) a partire dalla distribuzione del mangime nello scenario di Scirocco è illustrato nella Figura 20.

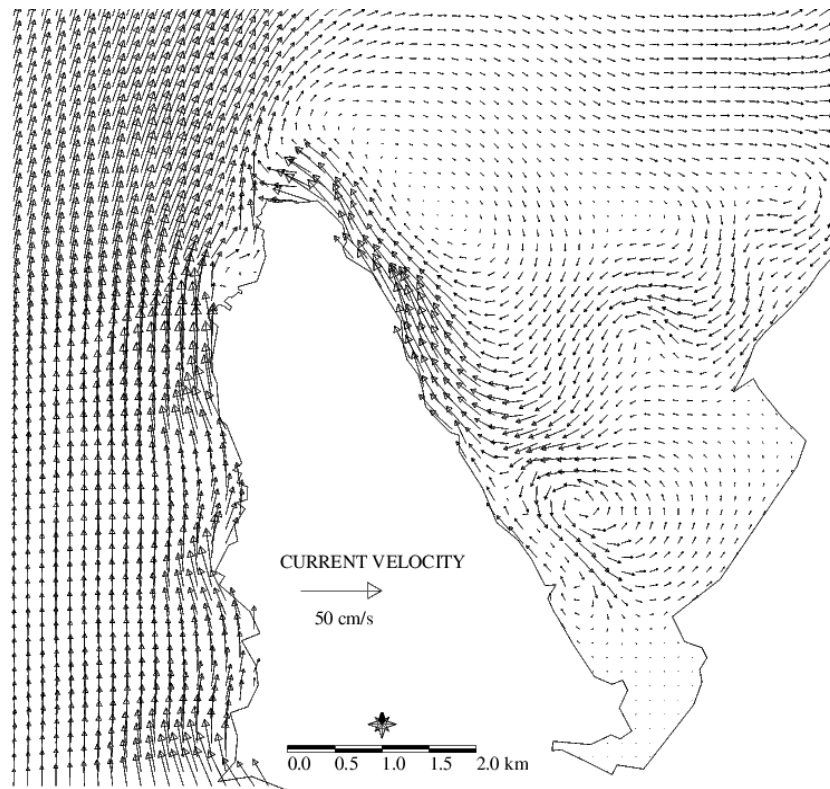


Fig.19 - Circolazione delle acque indotta dal vento di Scirocco e marea astronomica in prossimità di Capo Frasca

I rifiuti organici solidi sono trasportati dalla corrente superficiale generata dal regime di Scirocco verso nord-ovest in una zona di ridotta profondità (~ 4m, Fig.3 e 20).

Come per gli altri scenari il mangime affonda rapidamente e si trova in sospensione solo durante i primi minuti prima di depositarsi sul fondo (Fig.20).

Essendo trasportati verso una zona di bassa profondità gli escrementi rilasciati da spigole, si depositano sul fondo entro 30 minuti dal loro rilascio, mentre quelli di orata, più leggeri, entro 40 minuti.

La posizione finale in cui i rifiuti organici si depositano sul fondo è caratterizzata da due zone di accumulo (Fig.21):

- una zona molto ristretta e direttamente al di sotto delle gabbie, formata dall'accumulo del mangime non consumato e la cui velocità di sprofondamento è relativamente alta;
- l'altra zona di accumulo degli escrementi risulta spazialmente più dispersa e con la maggior parte del deposito tra i 300 e i 600m di distanza dalle gabbie (Fig.21).

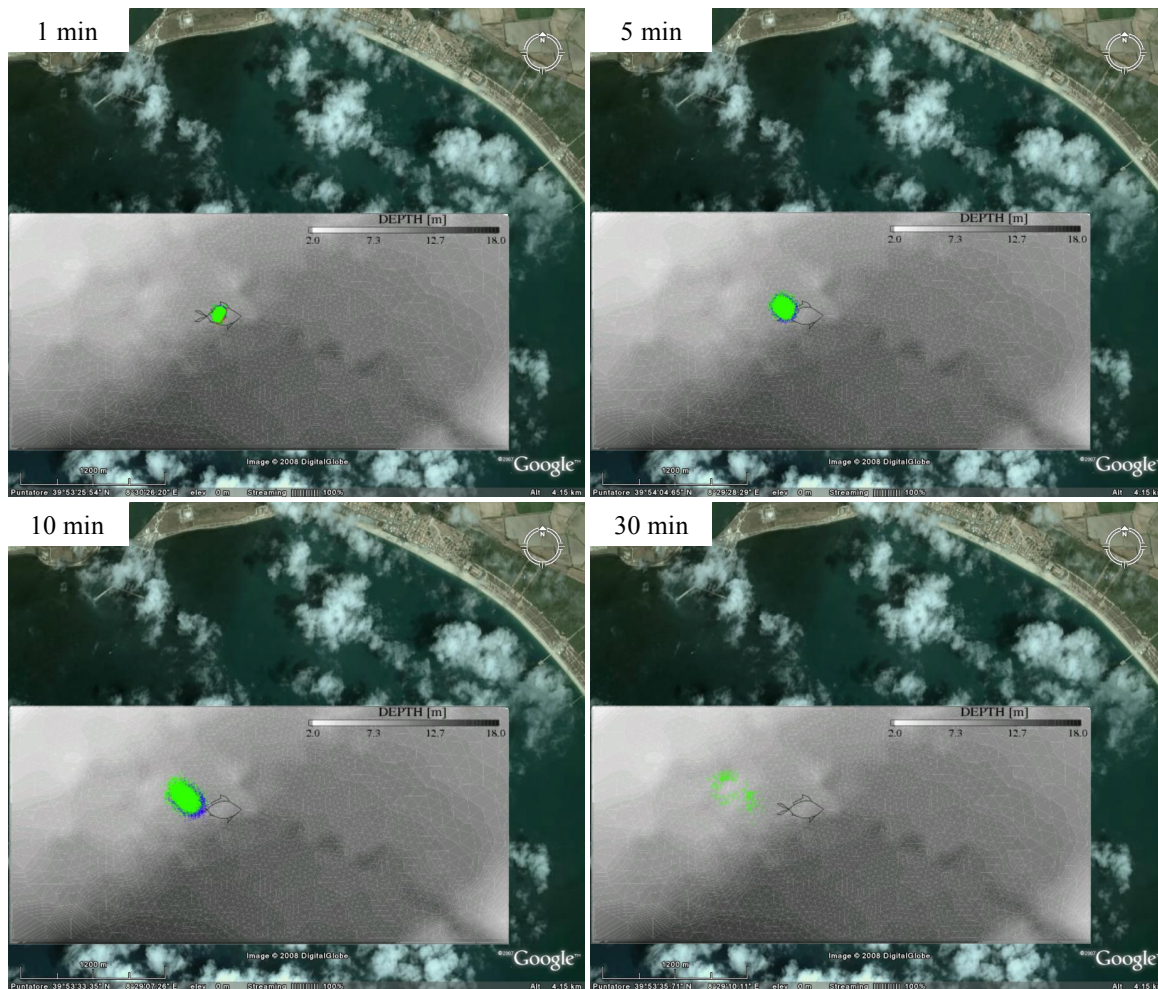


Fig.20 – Dispersione degli escrementi solidi di spigole (blu) e orate (verde) ad intervalli di 1, 5, 10, 30 minuti dopo la distribuzione del mangime

L'urina prodotta (azoto disciolto in Fig.22) è trasportata e dispersa verso l'esterno del golfo lungo la traiettoria della corrente ciclonica generata dall'azione del vento, descritta nella sezione 4.3.1 (Fig.18).

Dopo dieci ore, tutto l'azoto disciolto è stato trasportato al di fuori del golfo e la sua concentrazione massima è diminuita da circa 4.5 mgN m^{-3} a circa 0.3 mgN m^{-3} per effetto della diffusione e dell'assorbimento da parte del fitoplancton (Fig.22).

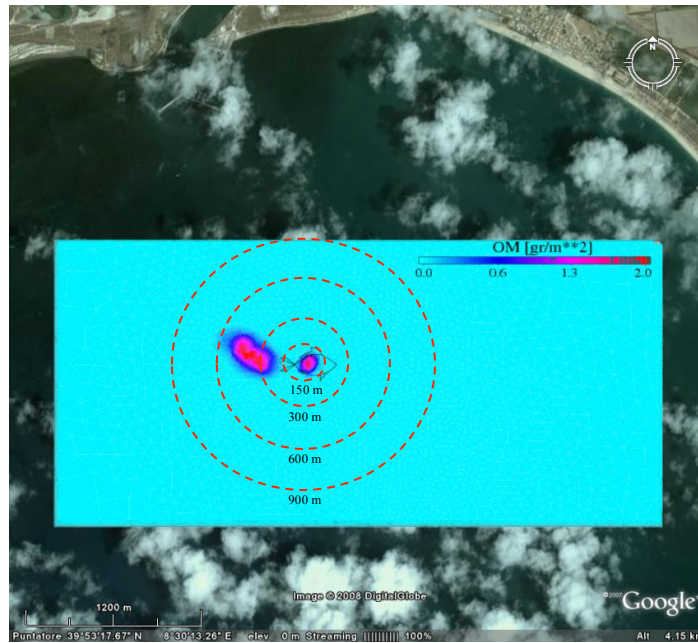


Fig.21 – Zona di accumulo dei rifiuti organici solidi sotto regime di Scirocco

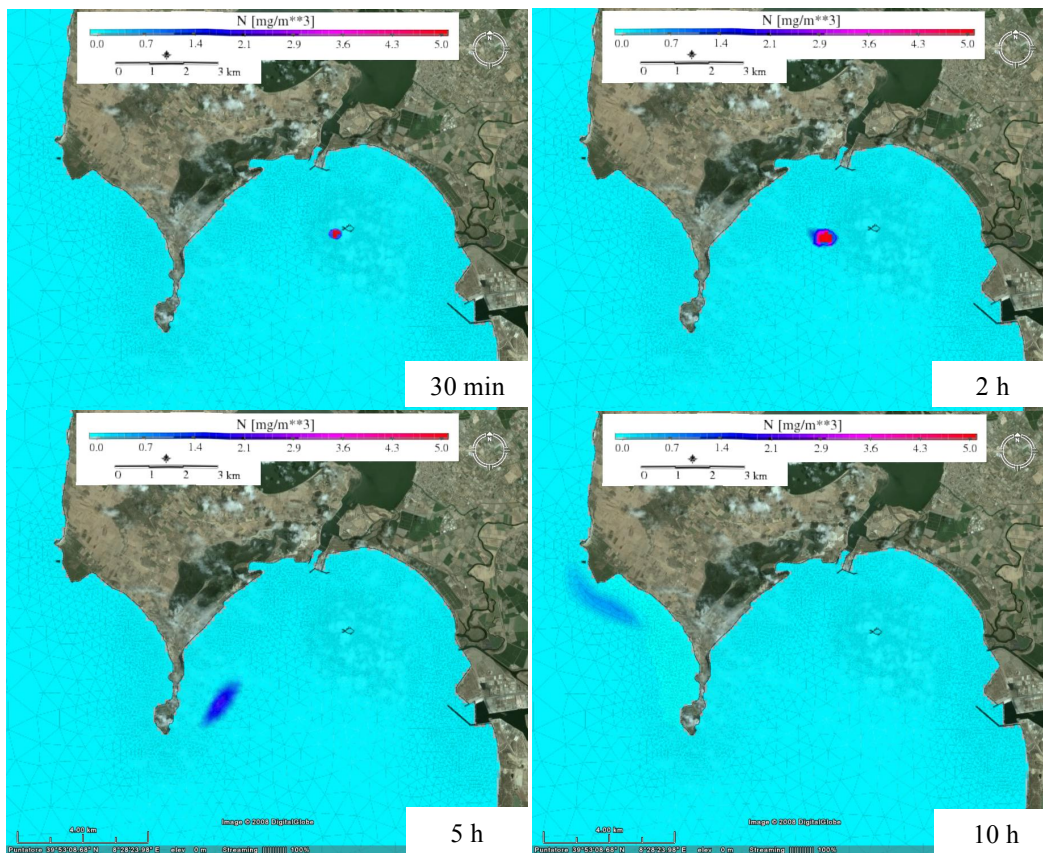


Fig.22 – Dispersione dell'azoto disciolto remineralizzato dai rifiuti organici depositati sul fondo sotto regime di Scirocco dopo 30 min, 2, 5 e 10 ore dal rilascio

4.4 SIMULAZIONE ANNUALE

La media mensile della distribuzione spaziale dei rifiuti organici (cibo non consumato ed escrementi) depositati sul fondo è illustrata in Figura 23.

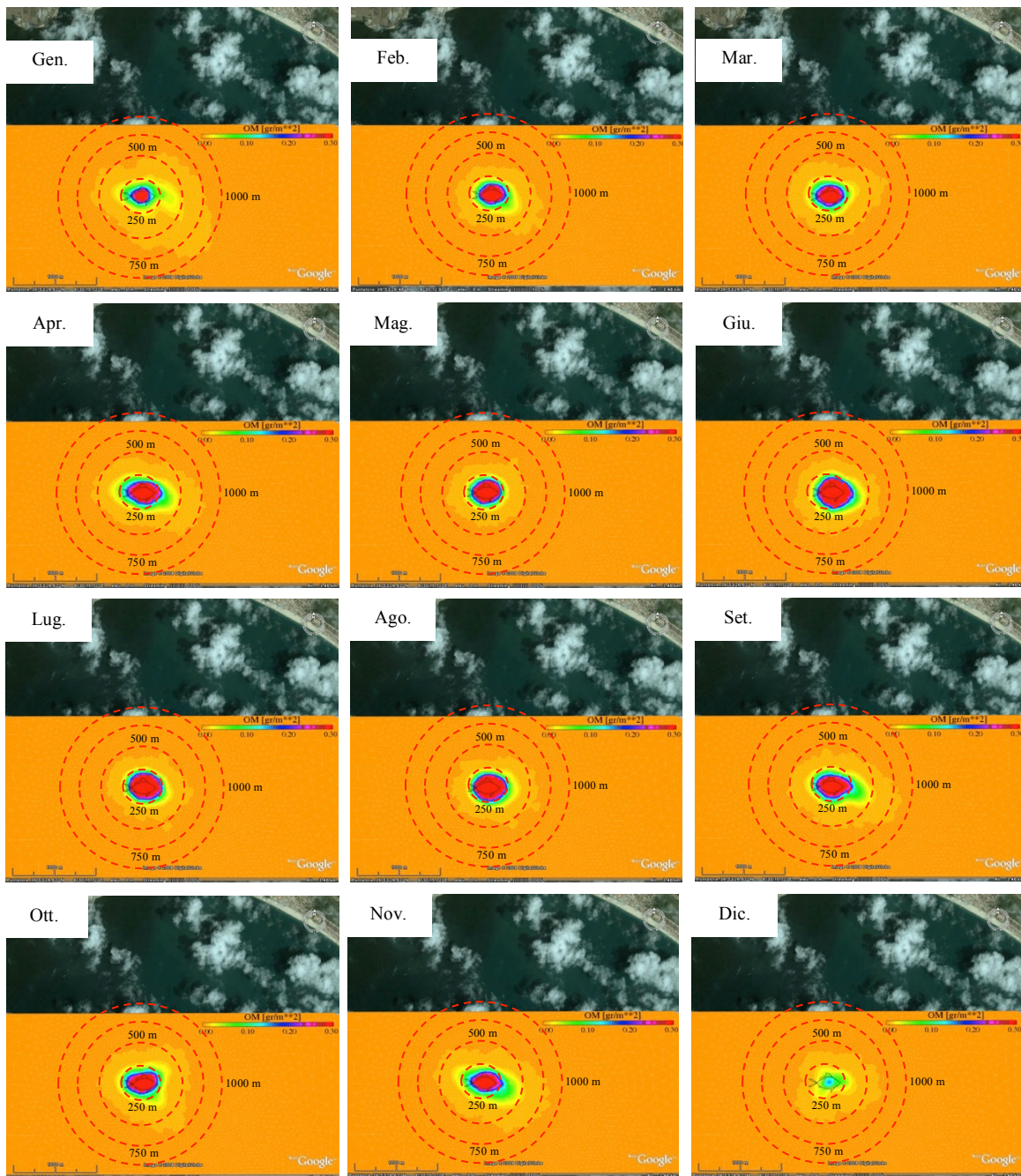


Fig.23 – Distribuzione media mensile dei rifiuti organici solidi sul fondo

La media mensile della concentrazione di rifiuti organici è sempre entro un chilometro di raggio dalla posizione delle gabbie, con concentrazioni di materiale organico maggiore a 0.2g m^{-2} sempre entro 300 m dalle gabbie. In generale, si può notare una tendenza della direzione della dispersione del materiale organico all'interno del golfo per effetto della corrente media nord-sud (Fig.23).

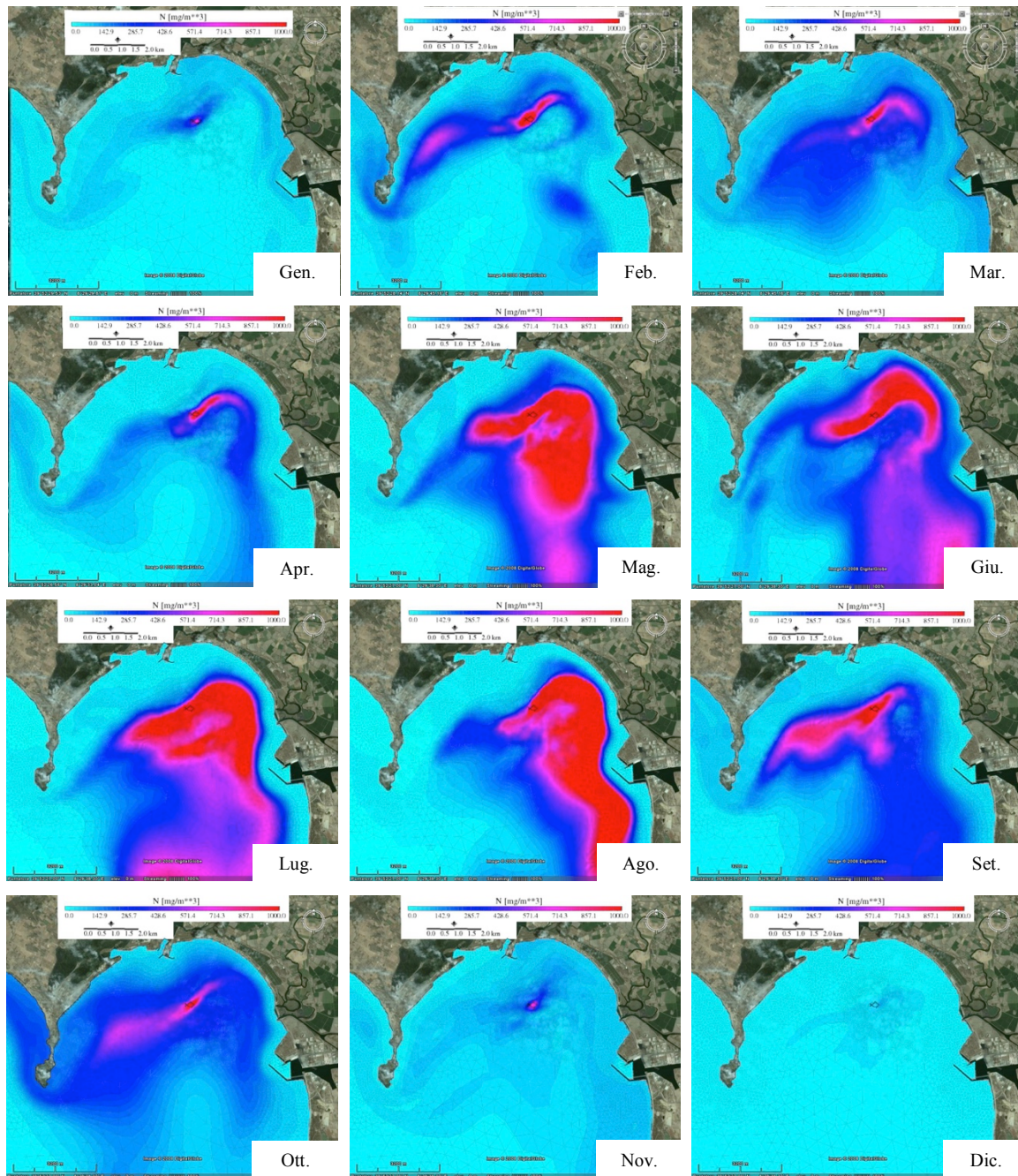


Fig.24 – Concentrazione media mensile dell'azoto disciolto (DN)

Per quanto riguarda la dispersione dei rifiuti organici disciolti (urina e nutrienti remineralizzati da feci e mangime non consumato depositati sul fondo) si può notare un accumulo di questi all'interno del golfo (DN, Fig.24 e DP, Fig.25), specialmente durante i mesi estivi e particolarmente durante mesi con bassa intensità di vento (e.g. giugno, luglio, agosto, Fig.26).

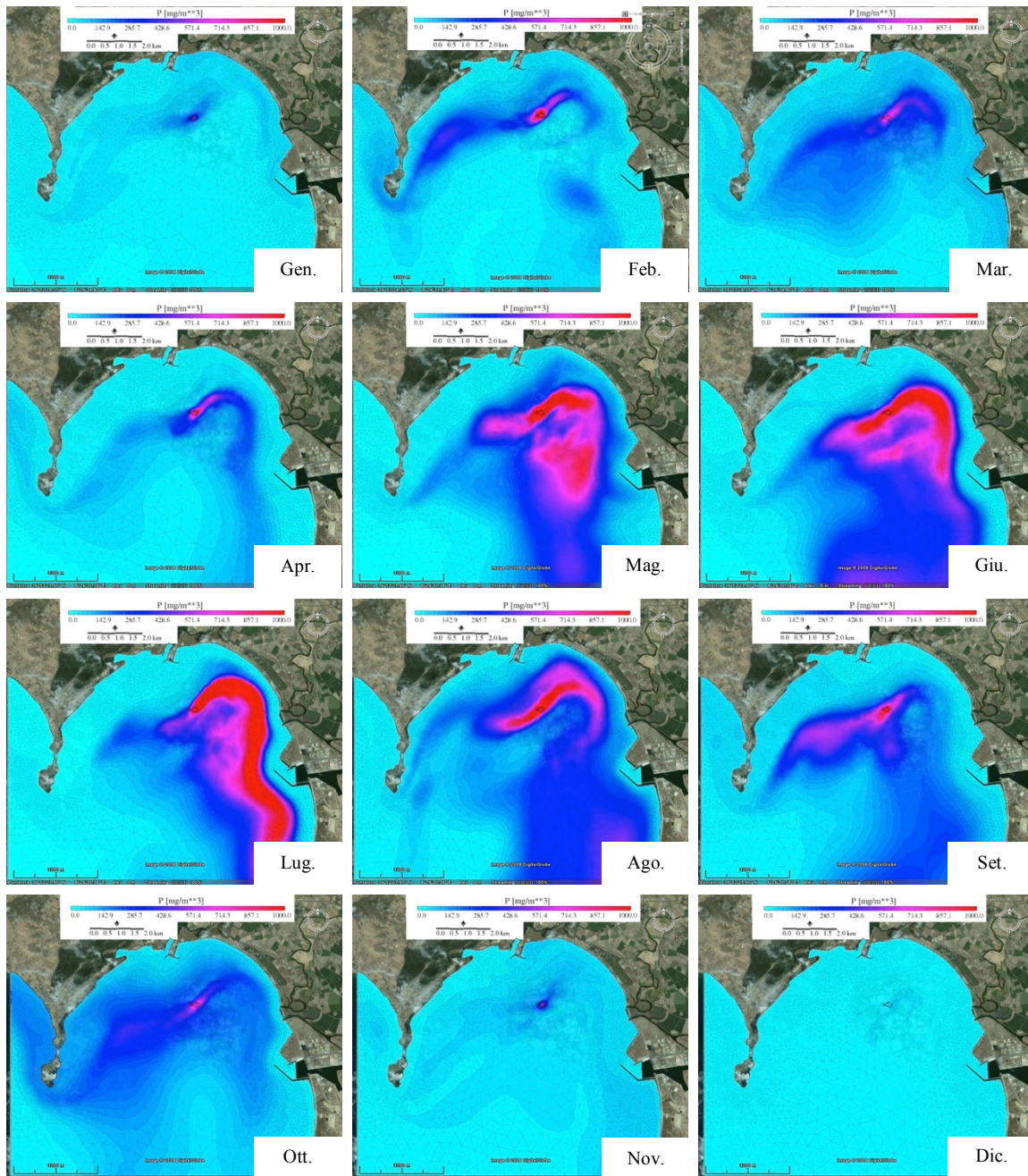


Fig.25 – Concentrazione media mensile dei fosfati disciolti (DP)

In generale, la dispersione dei nutrienti dalle gabbie avviene in direzione ovest, attraverso capo S. Marco e in direzione anticiclonica all'interno del golfo, per effetto dell'alternarsi della direzione giornaliera delle brezze marine da scirocco a maestrale (Fig.26).

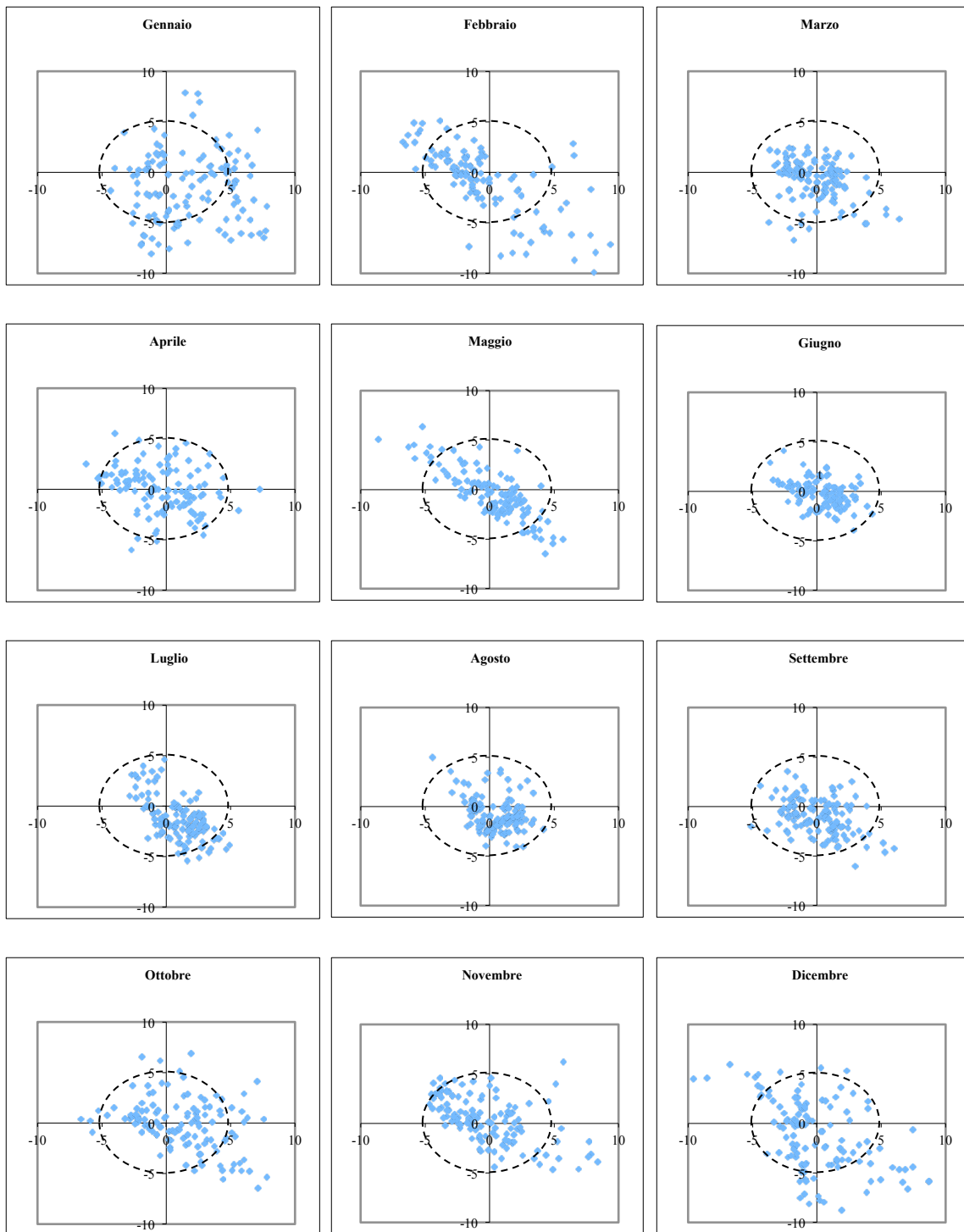


Fig.26 – Velocità $u(x)$ e $v(y)$ del vento in $m\ s^{-1}$ ogni sei ore.

4.5 SCENARI DI DIVERSA POSIZIONE DELLE GABBIE ALL'INTERNO DEL GOLFO

4.5.1 Rifiuti organici solidi

Il modello ha evidenziato il ruolo fondamentale della direzione e dell'intensità del vento sulla dispersione dei rifiuti organici solidi (mangime non consumato e feci) trasportati dalla corrente generata dal vento all'interno del Golfo di Oristano (Fig.7 e 8).

Il mangime affonda rapidamente e si trova in sospensione solo durante i primi minuti per poi depositarsi sul fondo, mentre gli escrementi, più leggeri rimangono in sospensione più a lungo. A parità di rifiuti prodotti e di velocità della corrente, il tempo necessario per la deposizione sul fondo, e conseguentemente la distanza alla quale vengono trasportati i rifiuti solidi, dipende dal gradiente di profondità su cui vengono trasportati (Fig.8, 14, 20, 27).

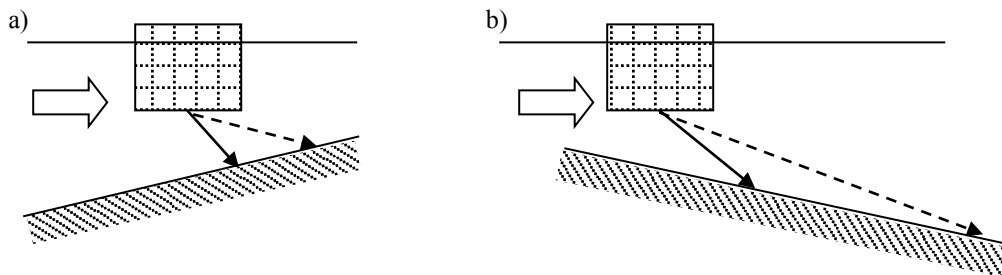


Fig.27 – Deposizione dei rifiuti organici in funzione del fondale e della corrente.
Linea piena: mangime non consumato; linea tratteggiata: escrementi.

Per ogni scenario di vento, entrambe le tipologie di rifiuti organici solidi vengono trasportati dalla corrente generata del vento e si vanno a depositare entro i 900m di distanza dalle gabbie (Fig.9, 15, 21, 28a).

Lo studio per scenari simulati in cui le gabbie sono spostate in diversi siti del golfo mostra come la distanza e posizione dell'area di deposizione dei rifiuti solidi organici dipende dalla velocità e direzione della corrente.

Nel sito 1, caratterizzato da correnti relativamente rapide, i rifiuti vengono trasportati a est delle gabbie a una distanza massima di 900 m, mentre nei siti 9-13, dove la corrente è meno rapida, i rifiuti si depositano a sud molto vicino le gabbie (Fig.28a).

4.5.2 Rifiuti organici disciolti

L'urina prodotta (azoto disciolto in Fig.28b) viene trasportata e dispersa lungo la traiettoria della corrente media, descritta nella sezione "circolazione" (Fig.2), all'interno del golfo.

Inizialmente è trasportata lungo la costa del golfo verso nord-est, poi verso sud ed infine verso ovest nella parte meridionale del golfo.

I nutrienti organici disciolti prodotti nella parte settentrionale del golfo (siti 1-7), caratterizzato da correnti relativamente più rapide, sono dispersi maggiormente e trasportati più lontano (Fig.4b).

Sito 1

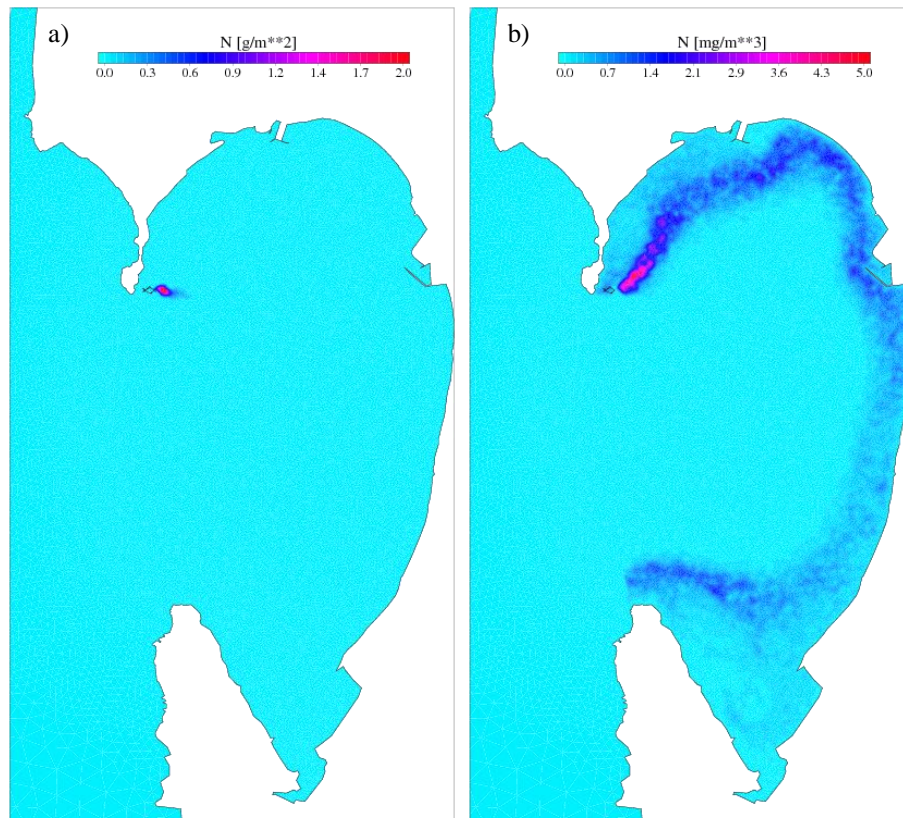
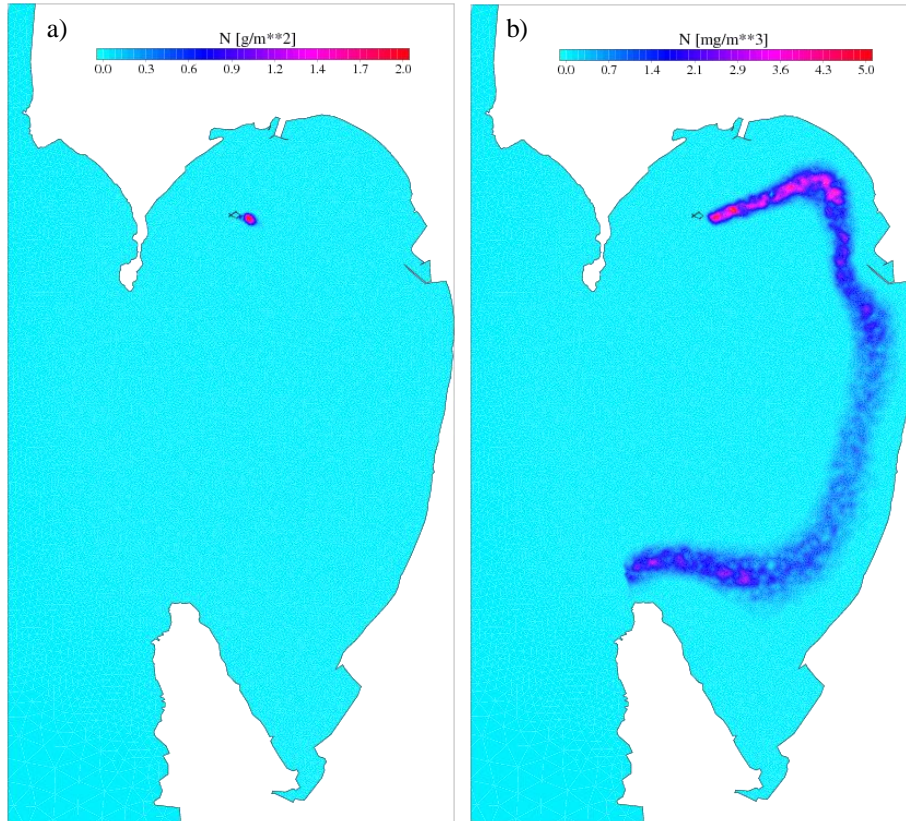
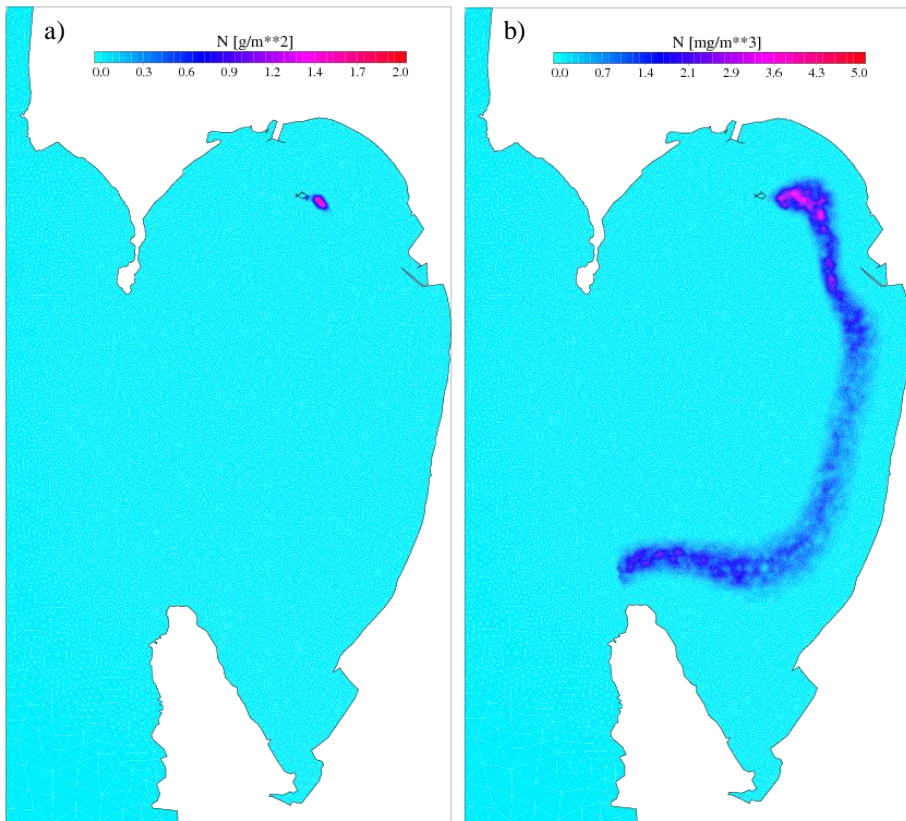


Fig.28 a) Deposizione sul fondo rifiuti organici solidi; b) dispersione nutrienti organici disciolti per tutti i 13 siti

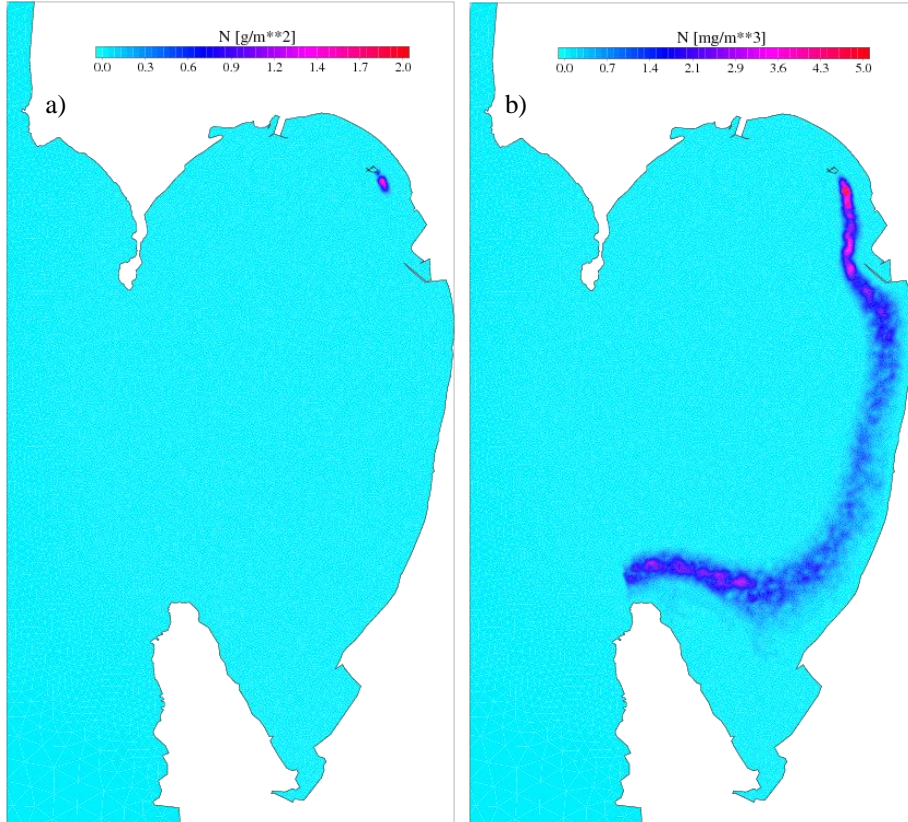
Sito 2



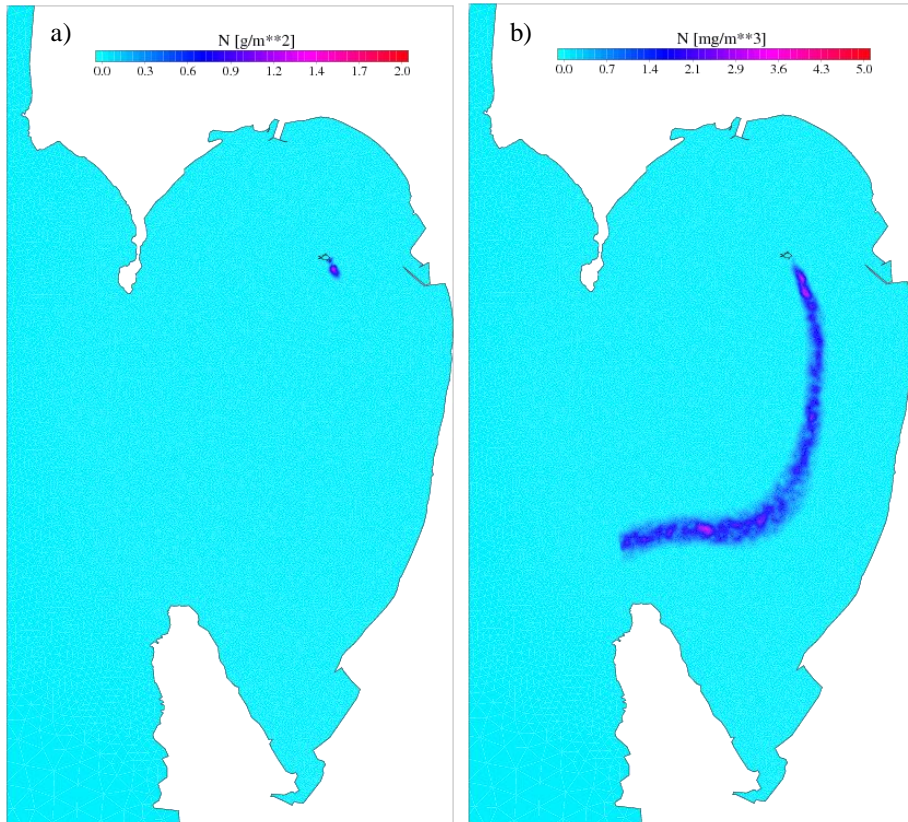
Sito 3



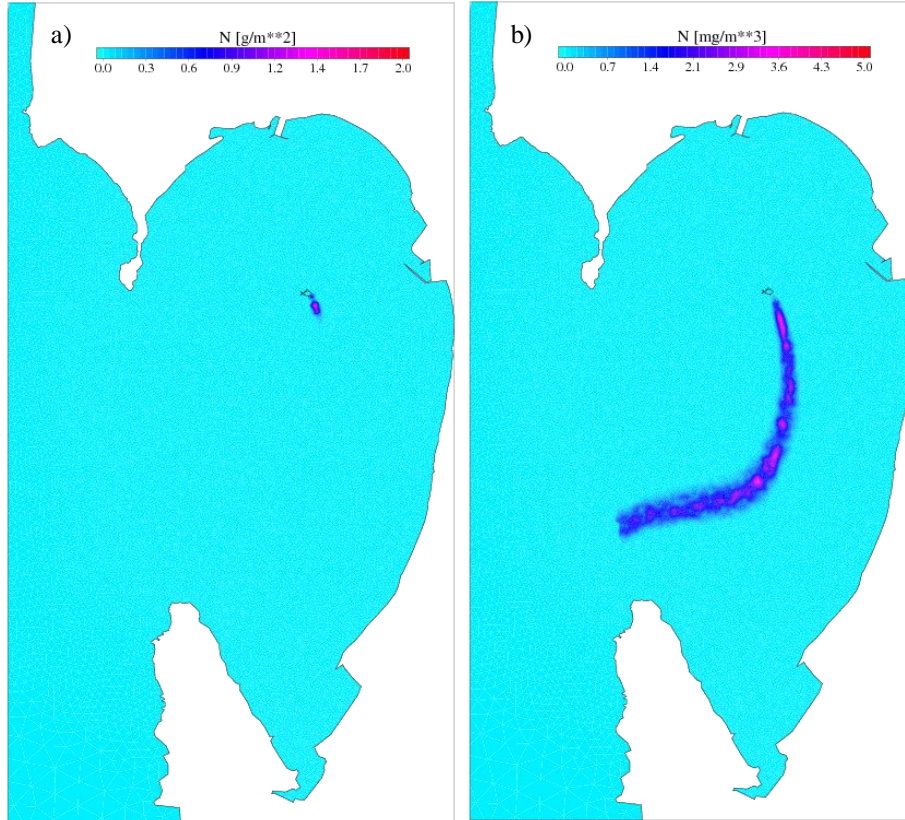
Sito 4



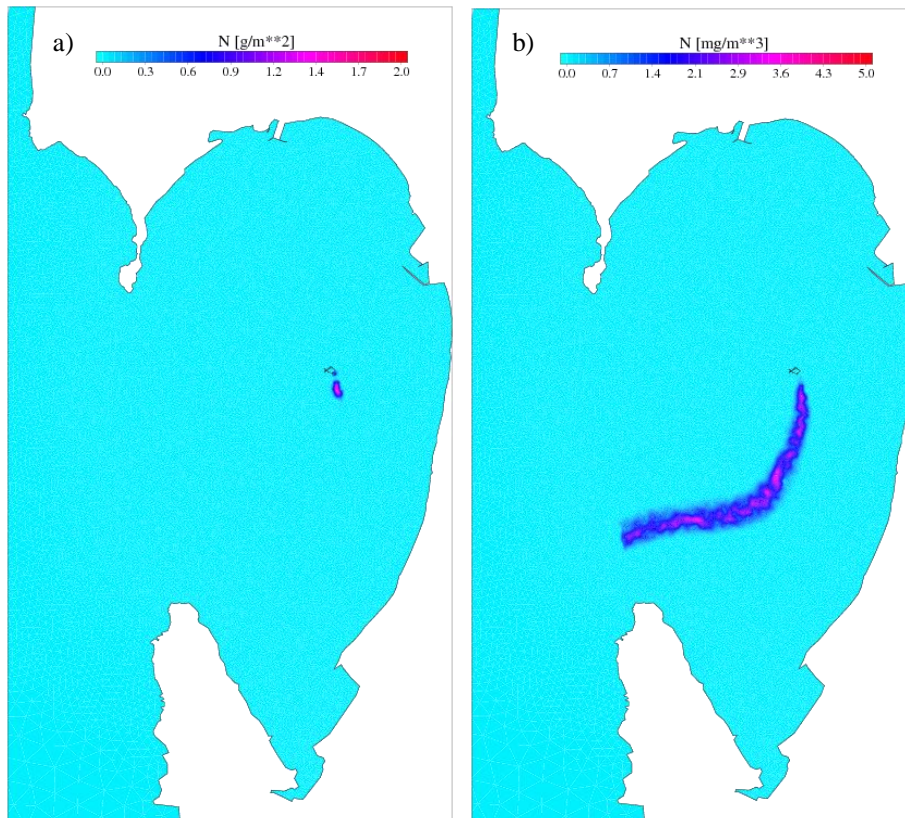
Sito 5



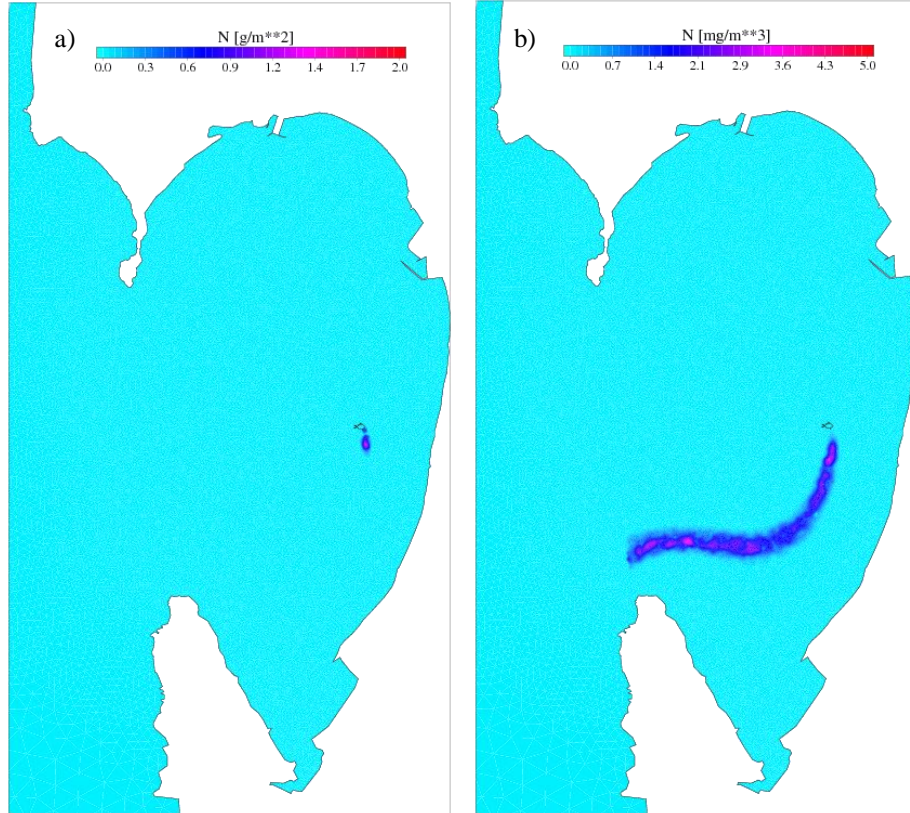
Sito 6



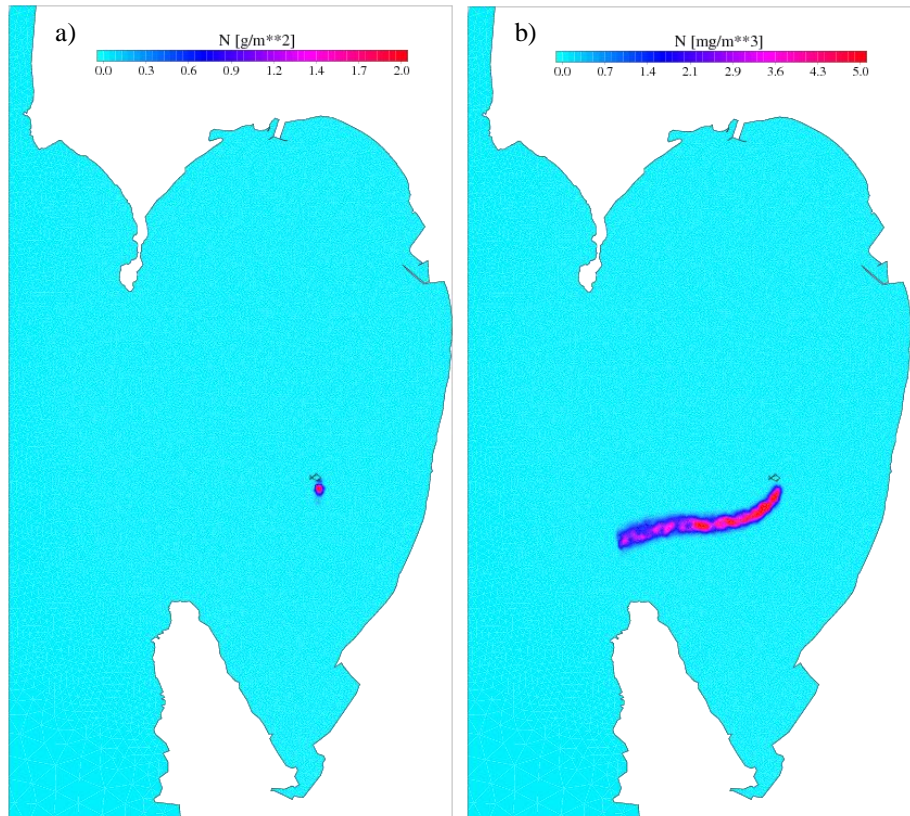
Sito 7



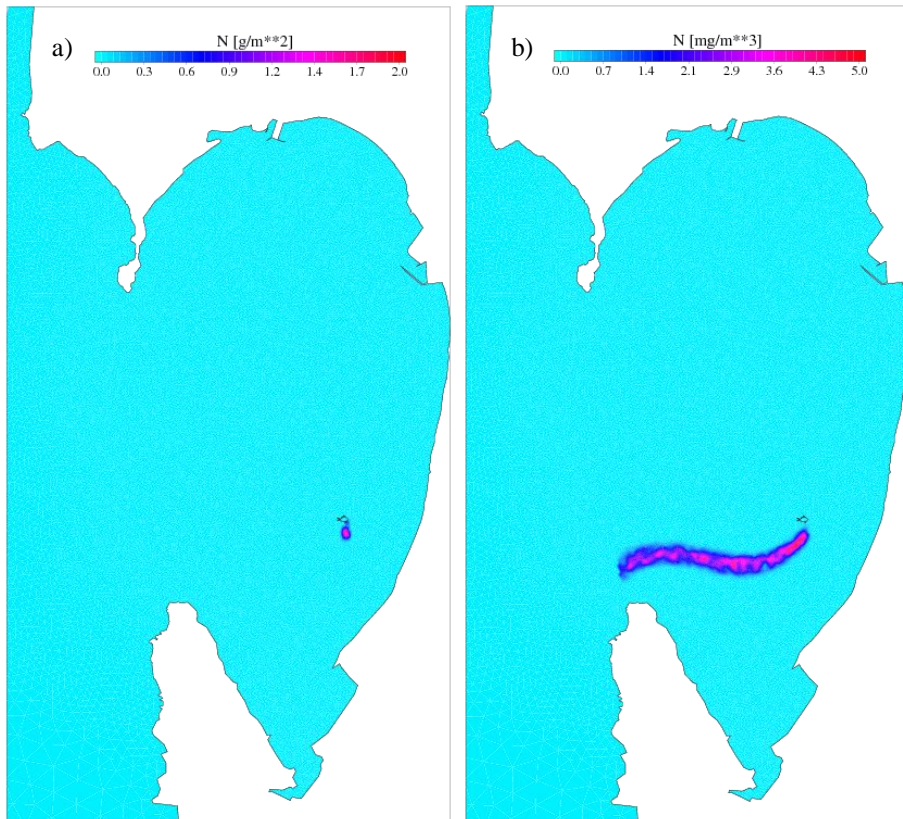
Sito 8



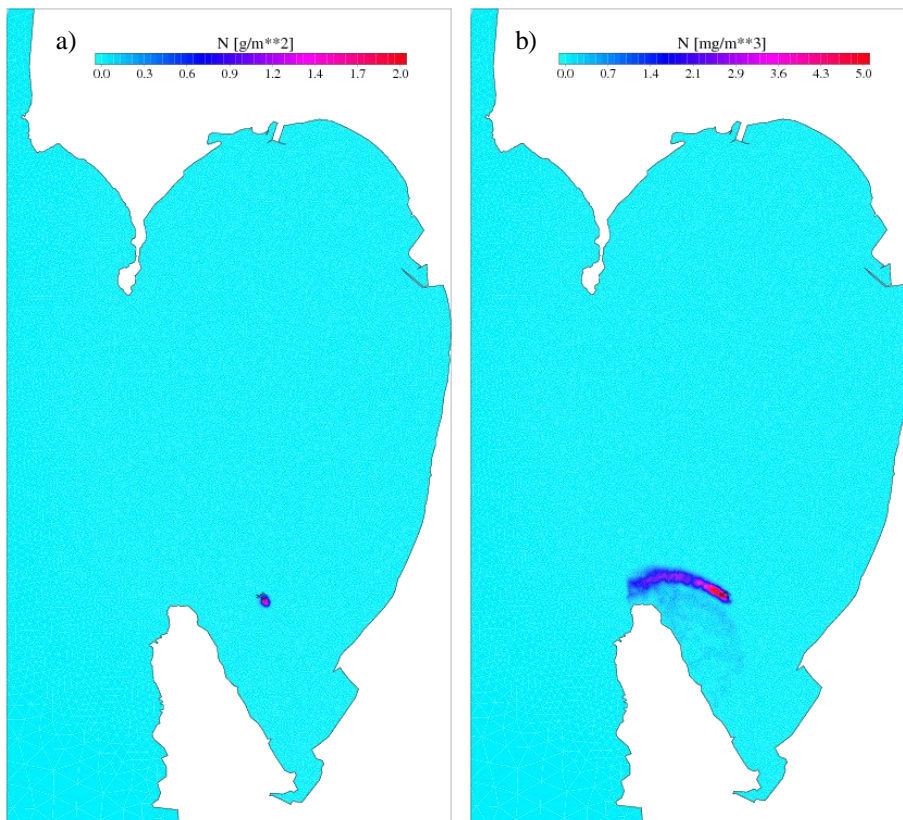
Sito 9



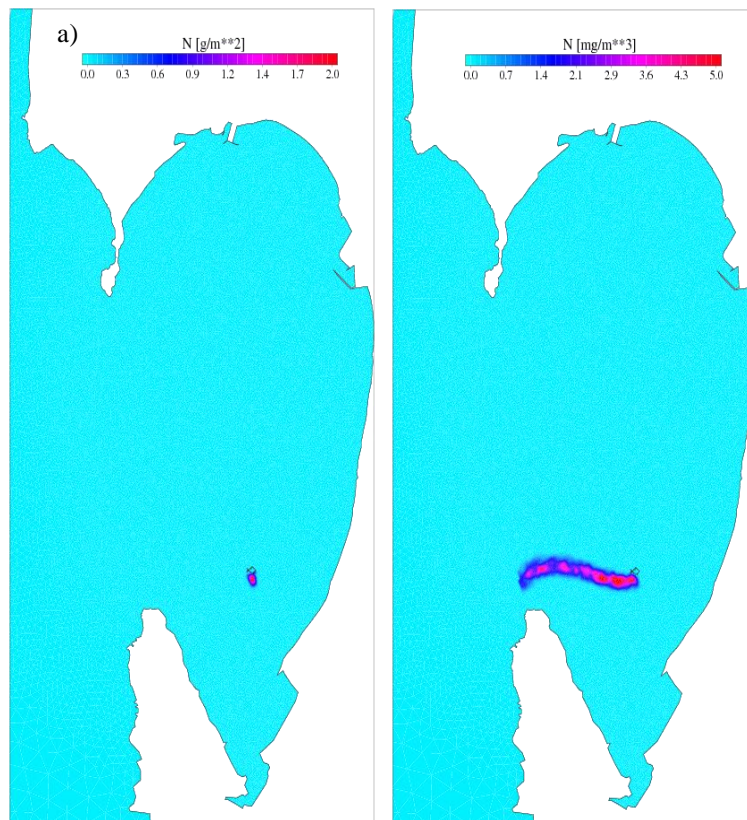
Sito 10



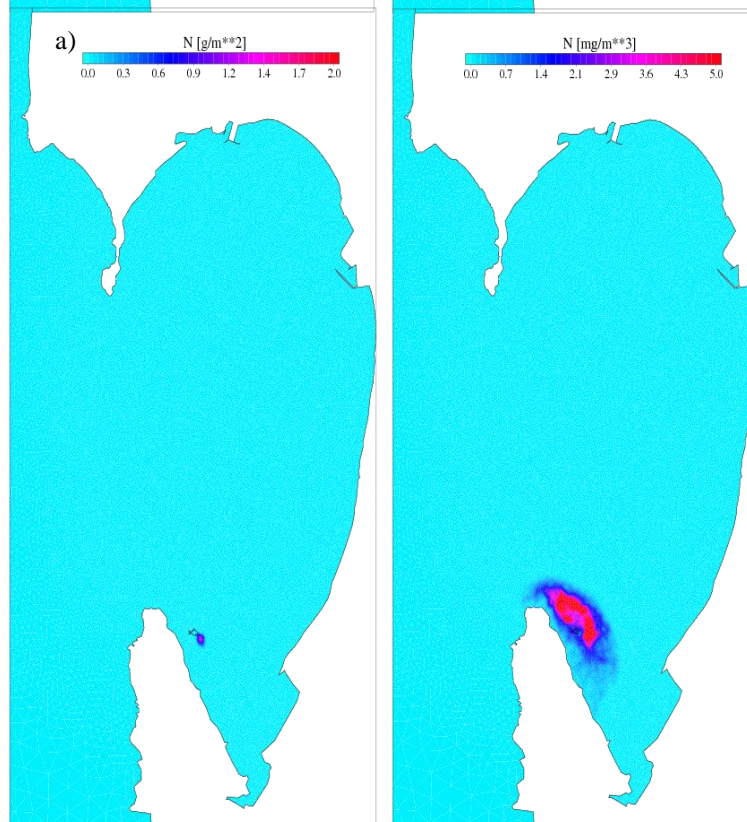
Sito 11



Sito 12



Sito 13



TEMPO DI RESIDENZA E DI TRANSITO

Nella zona nord del golfo, il tempo di residenza dell'acqua è relativamente basso a causa dell'ingresso nel golfo di acqua dal mare.

Nelle immediate vicinanze di Capo San Marco i tempi di residenza e di transito sono relativamente alti, a causa del vortice ciclonico generato dalle componenti inerziali del moto delle acque che intrappola i nutrienti (Fig.29a, 29b).

Il tempo di transito (i.e. il tempo necessario a ogni particella di azoto ammoniacale per uscire dal golfo) è minore nella parte meridionale del golfo rispetto alla zona settentrionale da dove l'acqua è trasportata dalla circolazione attraverso tutto il golfo (Fig.29b).

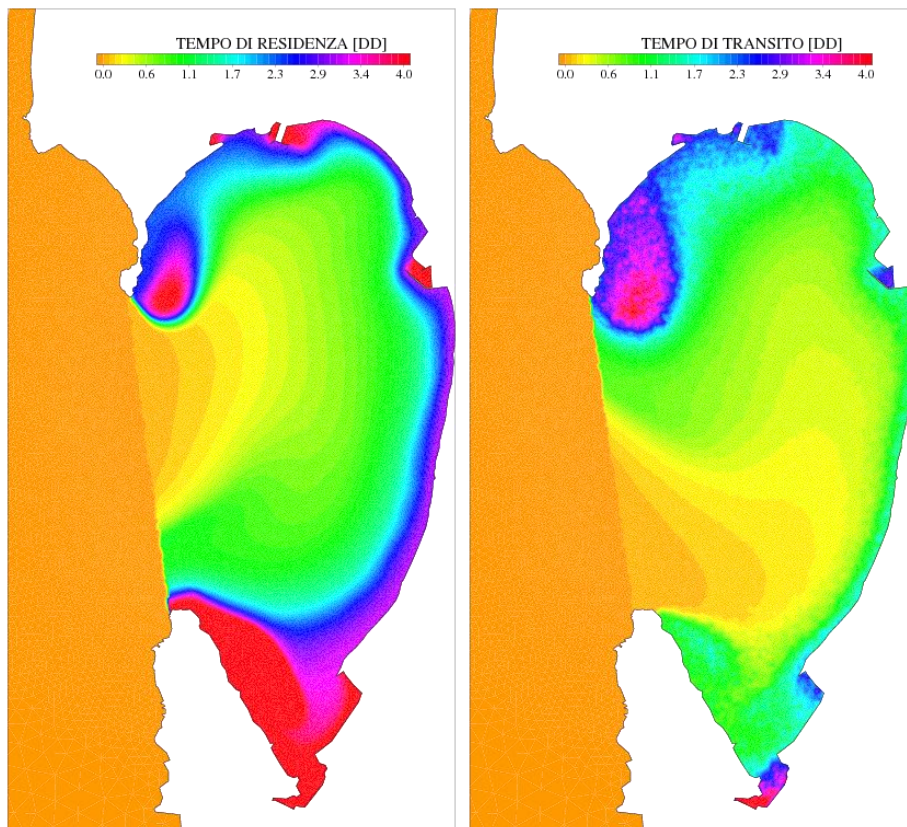


Fig.29 – a) tempo di residenza e b) tempo di transito dei nutrienti organici disciolti per tutti i siti

La Fig. 30 mostra la correlazione tra concentrazione media giornaliera di azoto ammoniacale disciolto nel golfo e il tempo di residenza (Fig.30a) e tempo di transito rispettivamente (Fig.30b).

La concentrazione media di azoto ammoniacale è ben correlata con il tempo di transito (Fig.30b).

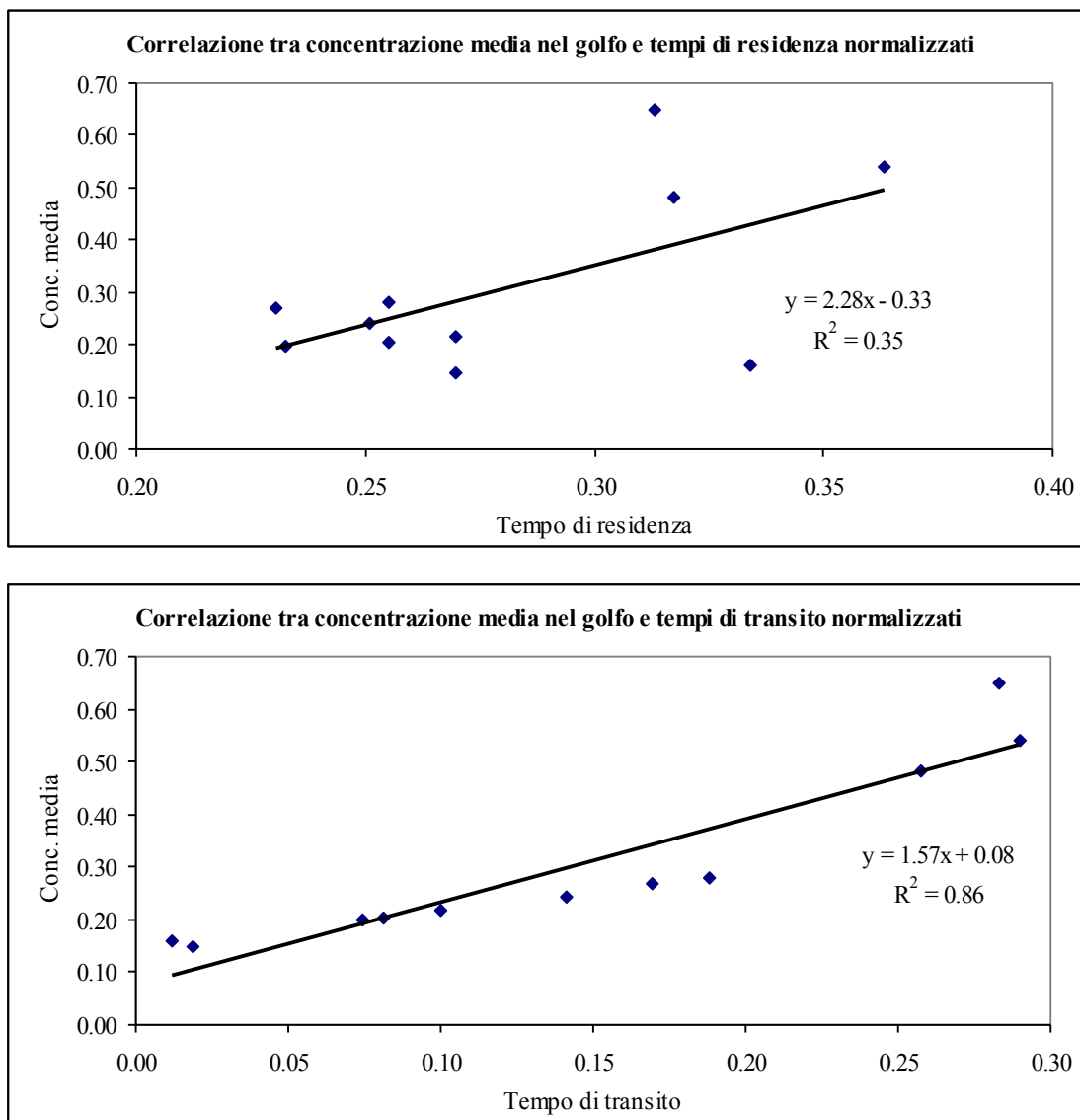


Fig.30 – a) tempo di residenza e b) tempo di transito dei nutrienti organici disciolti per tutti i siti

4.6.1 Identificazione del sito per le gabbie

In Fig.31 vengono mostrate le posizioni delle gabbie nelle simulazioni effettuate in relazione con la presenza di *Posidonia oceanica*.

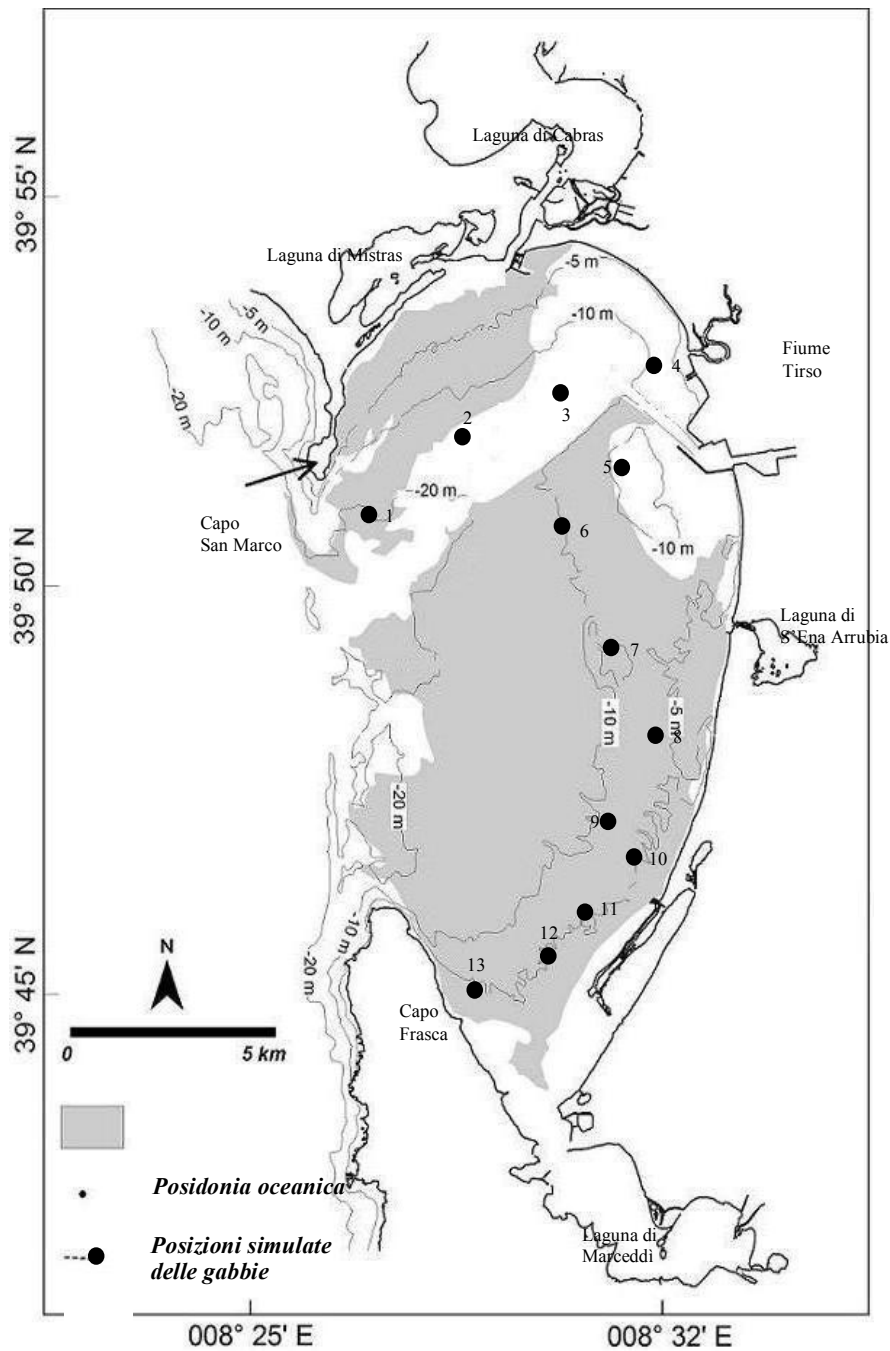


Fig.31 – Posizione simulata delle gabbie in relazione alle praterie di *Posidonia oceanica*.
Adattato da De Falco *et al.*, 2008.

5. DISCUSSIONE

L'analisi dei risultati dello studio per scenari ha evidenziato il ruolo fondamentale della direzione e dell'intensità del vento sulla dispersione dei rifiuti organici nel Golfo di Oristano. L'effetto delle maree, dell'ingresso d'acqua dolce e della circolazione a larga scala influisce in maniera minima sulle dinamiche di circolazione all'interno del Golfo di Oristano (Cucco *et al.*, 2006).

Dai diversi scenari di regimi ventosi investigati sono emerse differenze nelle dinamiche di dispersione dei rifiuti organici e disciolti e conseguentemente dei tempi di residenza del carico organico totale all'interno del Golfo di Oristano.

Per quanto riguarda la dispersione dei rifiuti organici solidi (mangime non consumato ed escrementi prodotti), è emerso che il vento e la corrente media generata non esercitano un ruolo importante sulla dispersione del mangime non consumato. Esso, indipendentemente dalle dimensioni, ha tempi di sprofondamento molto veloci e, sotto ogni scenario di vento considerato, si deposita direttamente sotto le gabbie, con una variabilità minima della zona di accumulo (Fig.9, 15, 21).

La direzione del vento e della corrente influiscono invece in maniera determinante sulla direzione e magnitudine della dispersione dalla gabbia degli escrementi. Essi hanno una velocità di sprofondamento relativamente lenta, rimanendo più a lungo in sospensione, e sono dispersi fino a un raggio massimo di 750 m a seconda della direzione ed intensità del vento.

Nello scenario di Maestrale, la dispersione dei rifiuti organici è determinata da una circolazione anticiclonica all'interno del golfo, con velocità fino a 5 m s^{-1} e con una conseguente dispersione dei rifiuti organici solidi verso est dalle gabbie a una distanza massima di 750m (Fig.9).

Nei regimi di Libeccio e Scirocco si generano dei vortici ciclonici all'interno del golfo, che nel caso del regime di Libeccio porta gli escrementi a depositarsi entro 300 m dalle gabbie (Fig.15), e nel caso di Scirocco a una distanza massima di 600 m dalle gabbie (Fig.21). Valori simili sono stati osservati in altri impianti di acquacoltura (Cromei *et al.*, 2002; Doglioli *et al.*, 2004; De Gaetano, 2008).

La capacità di ricambio delle acque interne al golfo è relativamente alta in tutti gli scenari di vento considerati con un ricambio di circa 70% dell'acqua del golfo in un giorno e

mezzo. Nello scenario di vento Maestrale i rifiuti organici disciolti (urina e nutrienti remineralizzati da feci e mangime non consumato depositati sul fondo) sono dispersi lungo la traiettoria anticiclonica seguita dalla corrente, sono presenti in concentrazioni molto basse dopo 10 ore di diffusione e assorbimento da parte del fitoplancton e vengono trasportati all'esterno del golfo dalla parte di Capo Frasca (Fig.10).

Viceversa negli scenari di Libeccio e Scirocco, a causa della formazione di vortici ciclonici all'interno del golfo, la dispersione dei rifiuti organici disciolti avviene nella parte nord del golfo (Fig.16 e 22). Anche in questi scenari la concentrazione dei nutrienti è diminuita grandemente nel corso delle prime 10 per diffusione e assorbimento da parte del fitoplancton.

Per quanto riguarda lo scenario annuale, il gradiente di concentrazione di materia organica diminuisce con la distanza della posizione delle gabbie (Karakassis *et al.*, 1998). La maggior parte dei rifiuti organici si accumula entro 200-250m dalla posizione delle gabbie con concentrazioni simili a quelle osservate sotto altri impianti di acquacoltura (Karakassis *et al.*, 1998; Cromey *et al.*, 2002; Doglioli *et al.*, 2004).

La concentrazione di rifiuti organici solidi accumulati sotto le gabbie aumenta durante i mesi più caldi e con minor vento (i.e. giugno-settembre, Fig.23 e 26), come osservato anche per impianti di acquacoltura nel Mediterraneo orientale (Karakassis *et al.*, 1998).

I nutrienti si accumulano all'interno del golfo durante i mesi estivi (DN, Fig.24 e DP, Fig.25) a causa dell'incremento di mangime distribuito e di produzione del pesce (Fig.4 e tab.5), a una diminuzione dell'intensità del vento, in particolare di eventi con vento di scirocco superiore ai 5 m s^{-1} , con una circolazione media che si dirige prevalentemente da nord verso sud.

Viceversa, durante i mesi invernali, con l'aumentare della velocità del vento e della corrente generata all'interno del golfo, la velocità di ricambio delle acque aumenta notevolmente favorendo il trasporto delle sostanze organiche disciolte fuori dal Golfo di Oristano.

Molti studi hanno rilevato nelle vicinanze di gabbie per l'acquacoltura un impatto ambientale negativo (fenomeni di esplosioni fitoplanctoniche, ipossia derivante dall'accumulo di nutrienti disciolti, etc.) dovuto all'accumulo di nutrienti organici fino all'eutrofizzazione dell'ambiente circostante le gabbie.

L'utilizzo di modelli numerici idrodinamici che rappresentano validi strumenti per pianificare il posizionamento ottimale delle gabbie a mare e ridurre i possibili impatti causati, considerato che il ripristino di un area impattata ha costi notevoli. Lo studio di modellistica effettuato nel Golfo di Oristano non è uno studio a priori, ma rappresenta un test-case per confrontare i risultati del modello con gli impatti reali di un impianto di maricoltura già esistente ed operativo.

6. CONCLUSIONE

L'acquacoltura è il settore di produzione alimentare con il più rapido tasso di crescita al mondo, e fornisce circa il 45% di tutto il pesce consumato (FAO, 2007).

L'attività di maricoltura può però causare alterazioni nell'ambiente marino ricollegabili principalmente all'immissione di notevoli quantità di reflui ad elevato contenuto organico. Lo sviluppo sostenibile dell'acquacoltura, coerentemente con le strategie di protezione dell'ambiente, ha bisogno di un'attenta pianificazione e conoscenza dei problemi derivanti da essa. A tale scopo è necessario creare strumenti per prevenire e minimizzare l'impatto ambientale.

Il presente studio descrive un nuovo modello per simulare la dispersione e il tempo di residenza di sostanze organiche immesse nell'ambiente dall'attività di acquacoltura del Golfo di Oristano.

Il modello ha evidenziato il ruolo fondamentale della direzione e dell'intensità del vento sulla dispersione dei rifiuti organici.

A parità d'intensità, la direzione del vento influenza in maniera determinante la distanza a cui si vengono trasportate e si depositano i rifiuti organici a seconda delle caratteristiche di corrente generate.

Il mangime non consumato, indipendentemente dalla sua dimensione, si deposita in nell'area direttamente sotto le gabbie in tutti gli scenari di vento. Con venti da Maestrale i rifiuti organici sono spinti verso l'interno del golfo, per poi uscirne in forma disciolta da sud.

Negli scenari di Libeccio e Scirocco le strutture anticicloniche che si formano all'interno del golfo spingono i rifiuti organici solidi a depositarsi nella zona nord del golfo, e quelli disciolti a diluirsi ed essere trasportati al di fuori del golfo dalla parte nord.

In tutti gli scenari, la capacità di ricambio delle acque interne al golfo è relativamente alta, con la maggior parte delle sostanze organiche disciolte presenti in concentrazioni molto basse dopo dieci ore dalla loro produzione.

Le conclusioni del lavoro per scenari di modellistica mostrano che:

- dal punto di vista del ricambio d'acqua, e conseguentemente la dispersione di agenti inquinanti, i tempi di transito stimati mostrano che in tutti i siti, esclusi i siti 1 e 13, hanno tempi di residenza idonei per il posizionamento di gabbie;
- sono comunque da preferire le zone a sud in quanto tempi di transito sono i più bassi e l'acqua viene dilavata più velocemente causando un impatto minore nel Golfo;
- considerando l'impatto della deposizione sul fondo dei rifiuti organici solidi, considerato che il Golfo è ricoperto quasi interamente da Posidonia, i siti meno impattanti il sito 3 ed il sito 4 (Fig.31), che si trovano su fondale fangoso (in prossimità del fiume Tirso).

Da questo studio modellistico sono emersi aspetti riguardanti l'impatto ambientale delle gabbie a mare:

- zone di deposizione sul fondo dei rifiuti organici solidi (conoscenza necessaria di profondità, gradiente di profondità del fondale, velocità della corrente);
- aree che vengono interessate da inquinamento dovuto a acqua impattata dai rifiuti organici disciolti prodotti nelle gabbie (conoscenza necessaria della posizione, circolazione e tempi di transito);
- la concentrazione media delle sostanze inquinanti è correlata con il tempo di transito all'interno del golfo.

Ritenendo prioritario che l'attività d'acquacoltura non impatti sul fondo di Posidonia, si conclude che gli unici siti possibili sono il 3 e il 4. Da uno studio a posteriori, si conclude inoltre che il sito attualmente attivo (sito 3) per l'impianto di maricoltura è ben posizionato. Per conoscere le condizioni iniziali per ottimizzare il posizionamento di un impianto di maricoltura condizione necessaria è conoscere il tipo di fondale. Ad esempio è necessario sapere se, nell'area selezionata, ci sono zone di posidonia o altri tipi di fondale particolarmente sensibili ai rifiuti organici derivanti delle gabbie.

Gli studi modellistici hanno inoltre mostrato che questa conoscenza *non è però una condizione sufficiente* in quanto, per minimizzare l'impatto dovuto al posizionamento, è necessario conoscere (come pre-requisiti):

- a. tempi di transito per evitare che le gabbie siano posizionate in zone dove il "risciacquo" delle acque sarebbe lento;
- b. corrente media e batimetria che determinano i tempi e le zone di accumulo dei rifiuti organici solidi;
- c. inquinamento creato dai nutrienti disciolti, direttamente collegati con la corrente media (Per questo è necessario considerare i tempi di transito e le correnti).

Uno studio *in situ* di tipo idrodinamico, con misure ripetute nel tempo e nello spazio, è utile per caratterizzare le correnti prevalenti e validare il modello numerico di circolazione.

Tuttavia esso presenta alcune limitazioni tipicamente riconducibili ai costi elevati che esso comporta (e.g. acquisto boe equipaggiate con sensori di velocità tipo ADCP o HF radar), all'insufficiente copertura spaziale dell'area di indagine e non ultimo all'impossibilità di stimare tempi di transito e zone di accumulo.

In conclusione, l'utilizzo di modelli numerici permette di eseguire, in modo esaustivo ed economicamente sostenibile, studi a priori (tempi di transito, zone di deposizione e dispersione inquinanti) per la pianificazione del posizionamento ottimale delle gabbie, avente come conseguenza una più proficua produzione (maggiore redditività) e un minore impatto ambientale.

7. BIBLIOGRAFIA

1. Ackefors H, Enell M, 1990. Discharge nutrients from Swedish fish farming into adjacent sea areas. *Ambio* 19(1): 28– 35.
2. Beveridge MCM, 1996. Cage aquaculture. Fishing News Books, Blackwell, Oxford.
3. Michaelis L, Menten M, 1913. Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitschrift* 49:333-369.
4. Butz I, Vens-Cappell B, 1982. Organic load from the metabolic products of rainbow trout fed with dry food. In Albaster JS (ed.), Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluents. Silkeborg, Denmark, 26-28 May 1981. EIFAC Technical Paper 41: 57-70.
5. Chen Y, Beveridge M, Telfer T, 1999. Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feeds and consideration of implications for modeling of waste dispersion through sedimentation. *Aquaculture International* 7, 89– 100.
6. Collos Y, Vaquer A, Bibent B, Slawyk G, Garcia N, Souchu P, 1997. Variability in nitrate uptake kinetics of phytoplankton communities in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal Shelf Science* 44: 369–375.
7. Conway HL, Harrison PJ, 1977. Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. 4. Transient response of *Chaetoceros debilis*, *Skeletonema costatum*, and *Thalassiosira gravida* to a single addition of the limiting nutrient. *Marine Biology* 43: 33–43.
8. Cromey CJ, Nickell TD, Black KD, 2002. DEPOMOD – modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture* 214: 211–239.
9. Cucco A, Perilli A, De Falco G, Ghezzi M, Umgiesser G, 2006. Water circulation and transport timescales in the Gulf of Oristano. *Chemistry and Ecology* 22(S1): S307-S331.
10. De Gaetano P, Doglioli AM, Magaldi MG, Vassallo P, Fabiano M, 2008. FOAM, a new simple benthic degradative module for the LAMP3D model: an application to a Mediterranean fish farm. *Aquaculture Research* 39: 1229-1242.
11. De Falco G, Baroli M, Cucco A, Simeone S, 2008. Intrabasinal conditions promoting the development of a biogenic carbonate sedimentary facies associated with the seagrass *Posidonia oceanica*. *Continental Shelf Research* 28: 797-812.

12. Doglioli AM, Magaldi MG, Vezzulli L, Tucci S, 2004. Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture* 231: 215-235.
13. Elberizon I, Kelly L, 1998. Settling measurements of parameters critical to modelling benthic impacts of freshwater salmonid cage aquaculture. *Aquaculture Research* 29, 669– 677.
14. FAO, 1995. Codice di condotta della FAO per una Pesca Responsabile. . FAO Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
15. FAO, 2002. FAOSTAT, Aquaculture Production Quantities 1970–1999. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
16. FAO, 2007. The state of World fisheries and aquaculture 2006. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
17. Ferrarin C, Umgiesser G, 2005. Hydrodynamic modeling of a coastal lagoon: The Cabras lagoon in Sardinia, Italy. *Ecological Modelling* 188: 340–357.
18. Findlay RH, Watling L, 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In: Hargrave, B. (Ed.), *Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1949: xi + 125 p.
19. Findlay RH, Watling L, 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Marine Ecology Progress Series* 155: 147–157.
20. Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson M, 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 61-73.
21. Hall POJ, Holby O, Kollberg S, Samuelsson MO, 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series* 89:81-91.

22. Hargrave BT, Phillips GA, Doucette LI, White MG, Milligan TG, Wildish DJ, Cranston RE, 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water, Air, and Soil Pollution* 99(1-4): 641-650.
23. Holby O, Hall POJ, 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series* 70:263-272.
24. Holmer M, 1991. Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. In: De Pauw N and Joyce J (eds), 1991. *Aquaculture and the Environment*. Aquaculture Society Special Publication 16:155–175.
25. Holmer M, Argyrou M, Dalsgaard T, Danovaro R, Diaz-Almela E, Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis I, Marbà N, Mirto S, Pérez M, Pusceddu A, Tsapakis M, 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56(9): 1618-1629.
26. Iwama GK, 1991. Interactions between aquaculture and the environment. *Critical Reviews in Environmental Control* 21:177–216.
27. Karakassis I, Tsapakis M, Hatziyanni E, 1998. Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 162: 243-252.
28. Lall SP, 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary phosphorus in fish. In: Cowey CB and Cho CYT (Eds.). *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste*. University of Guelph, Guelph, Ontario, pp 21-36.
29. La Rosa T, Mirto S, Mazzola A, Danovaro R, 2001. Differential responses of benthic microbes and meiofauna to fish-farm disturbance in coastal sediments. *Environmental Pollution* 112: 427–434.
30. Lupatsch I, Kissil GW, 1998. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquatic Living Resources* 11: 265-268.
31. Magill SH, Thetmeyer H, Cromey CJ, 2006. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. *Aquaculture* 251: 295–305.

32. Mirto S, La Rosa T, Gambi C, Danovaro R, Mazzola A, 2002. Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution* 116: 203–214.
33. Munday BW, Eleftheriou A, Kentouri M, Divanach P, 1994. Quantitative statistical analysis of the literature concerning the interaction of the environment and aquaculture – identification of gap and lacks. *Journal of Applied Ichthyology* 10:319-325.
34. Naylor RL, Goldberg RJ, Primavera JH, Kautsky N, Beveridge MCM, Clay J, Folke C, Lubchenco J, Mooney H, Troell M, 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405:1017–1024.
35. NCC, 1990. Fish farming and Scottish freshwater environment. Nature Conservancy Council, Edinburgh, pp.285.
36. National Pollutant Inventory, 2001. Emission estimation technique manual for aggregated emissions from temperate water finfish aquaculture. Environment Australia. Commonwealth of Australia. pp. 32.
37. Pearson TH, Black KD, 2000. The environmental impacts of marine fish cage culture. In: Black KD (ed.), 2000. *Environmental Impacts of Aquaculture*, Sheffield Academic Press, Sheffield, pp. 1–31.
38. Pergent G, Mendez S, Pergent-Martini C, Pasqualini V, 1999. Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanologica Acta* 22: 95–107.
39. Pinna M, 1989. The climate. In *The Oristano Province: The Territory, the Nature and the Men* (in Italian), Provincia di Oristano (ed). Pizzi Spa, Milan, pp. 38–48,
40. Troell M, Norberg J, 1998. Modelling output and retention of suspended solids in an integrated salmon-mussel culture. *Ecological Modelling* 110: 65–77.
41. Vassallo P, Doglioli AM, Rinaldi F, Beiso I, 2006. Determination of physical behaviour of feed pellets in Mediterranean water. *Aquaculture Research*, 37: 119-126.
42. Vezzulli L, Marrale D, Moreno M, Fabiano M, 2003. Sedimentorganic matter and meiofauna community response to long-term fish-farm impact in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Chemistry in Ecology*, 19: 431-440.
43. Vismara R, 1992. *Ecologia Applicata*. 2nd ed. Hoepli, Milano.

RINGRAZIAMENTI

Il lavoro rientra all'interno degli accordi di ricerca tra il Dipartimento di Ecologia e Sviluppo Economico Sostenibile (DECOS), dell'Università degli studi della Tuscia (Viterbo) e lo IAMC-CNR ottenuto grazie al contributo di ricerca da parte Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare al DECOS per la "Predisposizione di criteri propedeutici all'identificazione di siti di maricoltura".