



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

**Valutazione dell'impatto di inquinanti sulle acque di
balneazione tramite l'utilizzo di metodi numerici.**

Versione 1 - Maggio 2010

ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Dipartimento Tutela delle Acque Interne e Marine
Servizio Difesa delle Coste
Settore Ingegneria Costiera

Antonello Bruschi	e-mail: antonello.bruschi@isprambiente.it
Francesco Lalli	e-mail: francesco.lalli@isprambiente.it
Valeria Pesarino	e-mail: valeria.pesarino@isprambiente.it

Indice

Premessa	4
Introduzione	4
Definizione degli scenari per la valutazione del potenziale impatto di fonti di inquinamento per la stesura del profilo dell'acqua di balneazione.	6
Valutazione del potenziale impatto di fonti di inquinamento di breve durata.	7
Valutazione del potenziale impatto di situazioni anomale.	8
Caratteristiche dei modelli numerici per l'idrodinamica.....	9
Modelli per la propagazione del moto ondoso e correnti prodotte dal moto ondoso.....	14
Processo di diffusione e trasporto dell'inquinante.....	15
Identificazione delle fonti di inquinamento.	18
Indicazioni per la selezione dei parametri necessari alla applicazione dei modelli numerici..	19
Bibliografia	22

Premessa

Il presente documento offre una panoramica dei possibili utilizzi di modelli numerici nell'ambito dei problemi legati alla balneazione. Le diverse tipologie di modelli matematici, con relativi algoritmi numerici e rispettivi campi di applicazione, vengono sinteticamente descritte, ponendo anche in evidenza gli aspetti relativi alle risorse di calcolo necessarie.

Poiché i problemi della qualità delle acque di balneazione coinvolgono gli aspetti più complessi della idrodinamica costiera e costituiscono quindi la frontiera della ricerca in questo ambito, questo documento non può essere considerato definitivo, e sarà pertanto sottoposto a periodiche revisioni e integrazioni. A questo proposito, esso verrà pubblicato in formato elettronico, per renderne più duttile e immediato l'aggiornamento nel tempo.

Introduzione

Definizioni:

Inquinamento/Inquinanti: *Inquinamento di tipo microbiologico come da allegato I colonna A del Decreto Legislativo n.116 del 30 maggio 2008.*

Acque inquinate/Scarichi inquinati: *Acque contenenti inquinanti in immissione nell'acqua di balneazione.*

Inquinamento di breve durata: *come da Art. 2 punto d del Decreto Legislativo n.116 del 30 maggio 2008.*

Situazione anomala: *come da Art. 2 punto g del Decreto Legislativo n.116 del 30 maggio 2008.*

L'applicazione di modelli numerici nella valutazione degli impatti di inquinanti sulle acque di balneazione può risultare utile sia nella stesura del profilo che per la valutazione degli effetti dovuti a inquinamento di breve durata e situazioni anomale. Essa fornisce elementi sia per l'identificazione dell'estensione dell'area soggetta agli effetti dell'inquinamento, che per quantificare se il carico di inquinante costituisca o no un rischio per la balneazione (secondo quanto previsto nel Decreto Legislativo n.116 del 30 maggio 2008). I modelli numerici sono inoltre un valido ausilio per la formulazione e la valutazione dell'efficacia di ipotesi di gestione volte alla minimizzazione dell'impatto di una data fonte di inquinamento.

Nel Decreto viene dato rilievo al ruolo dell'informazione del pubblico, richiedendo che essa sia adeguata e tempestiva. I modelli numerici possono dare risposta a questa esigenza, fornendo gli elementi necessari per informare sui possibili impatti di inquinanti sulle acque di balneazione e prevenire quindi i rischi per la salute dei bagnanti, come previsto nel Decreto. Essi, inoltre, possono anche fornire indicazioni aggiuntive utili per la sicurezza dei bagnanti e a fini turistici, come ad esempio sulle condizioni del mare, su rischi per i bagnanti legati a correnti e moto ondoso, informazioni sul vento per velisti e surfisti e così via. Infine la modellistica numerica può anche essere integrata in un sistema di allarme rapido per la tempestiva segnalazione, tramite sistemi automatici, dell'inizio di fenomeni di inquinamento di breve durata o di situazioni anomale. In questo modo, con una sola risorsa sarà possibile non solo adempiere agli obblighi di legge per la valutazione dell'impatto degli inquinanti, ma anche fornire un servizio aggiuntivo al pubblico per una migliore fruizione dei siti di balneazione. Le indicazioni che seguono sono valide sia per acque di balneazione in ambiente marino, che lacustre o fluviale. Per tale motivo si utilizzerà il termine generico corpo idrico per indicare la massa d'acqua in cui è identificata l'acqua di balneazione.

La realizzazione di modelli numerici per la simulazione dell'idrodinamica e dei processi di dispersione di inquinanti in acqua, si basa su di un sistema di equazioni differenziali che traducono

in formule matematiche i processi fisici che descrivono il fenomeno. Poiché la risoluzione di un sistema di equazioni differenziali che rispecchi esattamente la realtà sarebbe troppo onerosa dal punto di vista della complessità computazionale del calcolo, si ricorre alla formulazione di opportune ipotesi semplificative. Nella scelta di tali ipotesi si procede col trascurare o trattare in maniera semplificata quei fenomeni che non sono individuati come caratterizzanti della situazione in esame. In tal modo si riesce a ridurre la complessità computazionale del modello numerico risultante, permettendone l'applicazione.

Dalla grande varietà di condizioni presenti in natura derivano diverse possibili scelte per le ipotesi semplificative, da queste discendono modelli numerici con diverse caratteristiche. A tal proposito si procederà nel seguito a descrivere le peculiarità dei modelli utilizzabili per la valutazione dell'impatto di inquinanti sulle acque di balneazione e la formulazione matematica da cui essi discendono.

In ogni caso l'applicazione di modelli numerici richiede la conoscenza di diversi parametri fisici e chimici caratterizzanti l'acqua di balneazione. In particolare tra questi vi sono:

1. Caratteristiche fisico-chimiche: temperatura dell'acqua, salinità, profilo verticale di densità dell'acqua del corpo idrico ricevente (acqua di balneazione), torbidità, concentrazione dell'inquinante all'immissione.
2. Forzanti fisiche: vento, onde, correnti, marea (ove opportuno), irraggiamento solare (copertura nuvolosa), portata dello scarico inquinante.
3. Geometria del sito: morfologia del fondale, opere e strutture costiere.

Tali informazioni possono essere reperite da misure in campo, da risultati di altri modelli numerici o dall'esperienza e dalla conoscenza del territorio.

Nell'ambito di questo Decreto, l'applicazione dei modelli numerici può essere suddivisa in tre principali tipologie: per la caratterizzazione degli impatti di scarichi inquinanti sulle acque di balneazione, per la valutazione degli effetti di fenomeni di inquinamento di breve durata e per la valutazione dell'impatto di situazioni anomale.

La prima tipologia di applicazioni riguarda l'identificazione e la caratterizzazione delle possibili fonti di inquinamento che possano avere un impatto sull'acqua di balneazione. Ciò può essere fatto attraverso la simulazione di scenari che corrispondano a situazioni di criticità presentatesi in passato o che sia possibile valutare come possibili per il futuro e di scenari che rappresentino le condizioni medie o standard presenti nell'area. L'analisi dei risultati permette di valutare le concentrazioni di inquinante per entità, per durata temporale e per posizione geografica.

La valutazione dell'impatto degli inquinamenti di breve durata si basa, invece, sulla simulazione della situazione specifica in cui possa verificarsi il fenomeno. A tal fine si devono quantificare i parametri meteo-marini (di cui ai punti 1, 2, 3) caratterizzanti il fenomeno in corso o considerati come critici per l'innescarsi del fenomeno, sulla base di dati misurati, di stime o di dati provenienti da modelli numerici. L'analisi dei risultati prodotti, oltre che permettere di valutare l'impatto e la durata prevista dell'inquinamento di breve durata, può anche fornire utili indicazioni sull'efficacia di eventuali ipotesi di gestione per la risoluzione o la mitigazione del problema.

La valutazione dell'impatto di situazioni anomale può seguire una strategia ibrida tra le due presentate sopra. Qualora si sia a conoscenza della possibilità del verificarsi di una specifica situazione anomala, è possibile simulare a priori scenari evolutivi per essere in grado di reagire tempestivamente non appena la situazione si verifichi. Inoltre nel corso della situazione anomala è possibile prevederne lo sviluppo utilizzando dati di input ai modelli basati sul caso attuale (come descritto per l'inquinamento di breve durata). Tali simulazioni sono anche utili per pianificare eventuali interventi per la risoluzione o la prevenzione del problema.

Qualora sia nota (o sia possibile stimare) la durata o il termine della causa della situazione anomala, si potranno utilizzare i modelli anche per avere una previsione di quando gli effetti da questa causati saranno cessati.

Definizione degli scenari per la valutazione del potenziale impatto di fonti di inquinamento per la stesura del profilo dell'acqua di balneazione.

La valutazione del potenziale impatto di scarichi inquinanti sulle acque di balneazione deve tenere conto sia dell'effetto in condizioni standard che di quello in condizioni di massimo impatto.

Per la valutazione dell'impatto degli scarichi in condizioni standard, si deve eseguire uno studio sulle condizioni climatiche medie stagionali dei parametri da utilizzare come forzanti per il modello. In particolare il campo di corrente, il moto ondoso, le condizioni di vento e l'irraggiamento solare (se necessario). Qualora la distribuzione statistica dei campi di vento, corrente o onde sia bi-modale o tri-modale, è necessario prevedere diversi scenari in condizioni medie, simulando tutte le possibili combinazioni plausibili.

L'analisi delle condizioni di massimo impatto deve, invece, tenere conto delle situazioni nelle quali si realizza una minor diluizione della concentrazione della carica batterica e/o è ostacolata la dispersione dell'inquinante verso il largo. Inoltre, è necessario anche stimare le eventuali portate massime degli scarichi e le concentrazioni massime di inquinante ed eseguire le simulazioni di massimo impatto utilizzando anche questi valori per la caratterizzazione dello scarico inquinante.

Si evidenzia come, nella definizione delle condizioni climatiche per gli scenari che rappresentano le situazioni medie, si possano considerare "costanti" le condizioni climatiche selezionate. Non è corretto, invece, porre come condizione costante quella di massimo impatto nel secondo tipo di scenari, a meno che la persistenza media di tale condizione non sia superiore alla durata temporale della simulazione prevista nello scenario.

L'applicazione dei modelli numerici agli scenari così individuati permette di valutare sia l'impatto standard che la fonte di inquinamento ha sull'acqua di balneazione, che le condizioni di massimo impatto.

Nel caso in cui gli scarichi inquinanti siano più di uno, l'analisi delle condizioni di massimo impatto deve essere eseguita con estrema attenzione. E' presumibile che in questo caso gli scenari da simulare siano molteplici, poiché è necessario esaminare tutte le condizioni climatiche critiche per ogni singolo scarico più eventuali situazioni critiche per l'insieme degli scarichi.

Per ognuno degli scenari individuati secondo le indicazioni fornite, la durata della simulazione dovrà essere sufficiente a valutare la dinamica del plume inquinante fino al raggiungimento di concentrazioni inferiori a quelle caratteristiche della qualità dell'acqua di balneazione in esame, più 12 ore per la verifica della stabilità delle condizioni raggiunte.

Valutazione del potenziale impatto di fonti di inquinamento di breve durata.

Lo scopo dell'applicazione di modelli numerici a fenomeni di inquinamento di breve durata è di prevederne l'effettiva durata e l'impatto, per fornire un'adeguata e tempestiva informazione al pubblico e per mettere in atto opportune misure di gestione e prevenzione.

Per effettiva durata si intende il periodo temporale durante il quale la qualità dell'acqua di balneazione risente degli effetti dell'inquinamento di breve durata, a prescindere dalla durata del fenomeno che causa l'inquinamento.

La simulazione dell'evento deve essere basata sulle effettive condizioni meteo-marine presenti o previste per la durata del fenomeno, ovvero le condizioni critiche identificate come possibile causa dell'inquinamento di breve durata. Tali informazioni possono provenire da misure in campo, da dati forniti da altri modelli numerici, da stime ottenute dalla conoscenza del territorio o dall'applicazione di formule empiriche. Qualora queste non fossero disponibili, si può ricorrere in prima approssimazione a dati climatici medi mensili o stagionali provenienti da campagne di misura o da studi climatici eseguiti tramite modelli numerici.

Il periodo temporale coperto dalla simulazione deve essere di almeno 84 ore (tre giorni circa per la durata massima stimata nel Decreto per l'inquinamento di breve durata, più dodici ore). Qualora dopo tale limite i risultati della simulazione mostrino che l'acqua di balneazione risenta ancora degli effetti dell'inquinamento di breve durata, la simulazione deve essere prolungata fino a 12 ore dopo la verifica dell'abbassamento della concentrazione di inquinanti al disotto dei limiti.

Lo studio dei risultati prodotti dai modelli numerici è utile per mettere in evidenza quali siano le aree più interessate dal fenomeno e per quanto tempo, sia al fine di avvisare tempestivamente il pubblico dell'inizio e della conclusione del problema, che per valutare o migliorare le ipotesi di gestione del problema al fine di mitigarne l'impatto.

Nei casi in cui l'inquinamento di breve durata si verifichi in concomitanza con il prelievo di uno dei campioni, o di qualche altra campagna di misura, è importante analizzare nel dettaglio i risultati della simulazione numerica e compararli con le misure eseguite, soprattutto al fine di valutare la bontà di eventuali stime iniziali eseguite sui parametri da fornire in input al modello. Inoltre qualora si riscontri una persistente tendenza del modello a produrre risultati non conformi con quanto misurato nella realtà, è opportuno verificare le cause e gli effetti del problema, sia per migliorare tramite l'esperienza l'analisi dei risultati del modello, che per rivedere eventualmente la formulazione matematica scelta per eseguire la simulazione.

Si sottolinea come l'utilizzo di modelli numerici permetta di eseguire previsioni sul verificarsi di fenomeni di breve durata. Conoscendo in anticipo il verificarsi di una o più delle condizioni note come cause critiche per l'innescarsi di un evento di inquinamento di breve durata, si possono eseguire simulazioni della possibile evoluzione del fenomeno per poter valutare se l'insieme delle condizioni meteorologiche presenti, porterà all'effettivo innesco di un fenomeno di inquinamento di breve durata e con quale impatto. In tal modo sarà anche possibile mettere in atto misure di pre-allerta e di gestione, volte a minimizzare l'impatto del fenomeno nel caso della sua effettiva manifestazione.

Valutazione del potenziale impatto di situazioni anomale.

Qualora si ritenga possibile il verificarsi di situazioni anomale che possano avere impatti sull'acqua di balneazione, la metodologia da applicare per l'uso di modelli numerici è simile a quella indicata nel caso di inquinamento di breve durata.

Si identificano le effettive condizioni caratterizzanti lo sviluppo del fenomeno e si procede con la simulazione fino a che il modello non mostri risultati da cui non si riscontri alcun impatto sulla normale qualità dell'acqua di balneazione per almeno 12 ore o comunque per almeno 12 ore dopo il termine della causa di inquinamento.

E' inoltre opportuno procedere anche con la simulazione di scenari per la previsione del verificarsi della condizione anomala, in modo tale da essere pronti a gestire tali eventualità e formulare ipotesi di gestione volte a prevenire il verificarsi del fenomeno.

La scelta delle condizioni meteo-marine da imporre nella realizzazione degli scenari deve prevedere: la situazione meno impattante, la situazione che ha più probabilità di verificarsi e la situazione di maggiore criticità.

Per gli scenari che rappresentano la prima e l'ultima situazione, la selezione dei dati da fornire in input al modello avviene sulla base dell'esperienza o delle evidenze desunte da studi specifici o di letteratura scientifica. Il terzo tipo di scenario è invece caratterizzato dalle condizioni meteo-marine statisticamente più probabili nel periodo previsto per il verificarsi della situazione anomala. La selezione di tali condizioni avviene sulla base di studi climatologici come descritto nel paragrafo sulla valutazione del potenziale impatto di fonti di inquinamento per la stesura del profilo dell'acqua di balneazione.

Caratteristiche dei modelli numerici per l'idrodinamica.

I modelli numerici per la simulazione dell'idrodinamica partono tutti dalla risoluzione del sistema di equazioni differenziali (1), composto dall'equazione di bilancio per la massa e dall'equazione di Navier-Stokes che deriva dall'applicazione della seconda legge di Newton al corpo idrico.

$$(1)^\dagger \quad \begin{cases} \nabla \cdot \mathbf{u} = 0 \\ \rho \frac{D\mathbf{u}}{Dt} = -\nabla p + \rho \mathbf{F} + \mu \nabla^2 \mathbf{u} \end{cases}$$

Tale sistema di equazioni differenziali non può essere risolto tramite metodi analitici se non per casi molto particolari, si deve pertanto ricorrere a metodi numerici. L'applicazione più immediata è quella di implementare degli schemi numerici per l'integrazione del sistema di equazioni differenziali (1) e procedere quindi alla sua risoluzione. Purtroppo il costo computazionale di tale tecnica (detta DNS – Direct Navier-Stokes Simulation) è talmente elevato che non è possibile utilizzarla in maniera estensiva per la simulazione di casi reali. Il principale problema che porta alla elevata complessità computazionale della soluzione numerica, è che i fenomeni fisici rappresentati nel sistema di equazioni differenziali coinvolgono una scala spaziale minima dell'ordine del centesimo di millimetro e una scala temporale minima dell'ordine del millesimo di secondo. Nella simulazione della dispersione di inquinanti nelle acque di balneazione, la dimensione spaziale del dominio computazionale sarà generalmente dell'ordine del chilometro e quella temporale dell'ordine della settimana, risulta pertanto davvero complesso dover risolvere il sistema di equazioni centesimo di millimetro per centesimo di millimetro sull'intero dominio e per ogni millesimo di secondo nell'arco di durata della simulazione. Si formulano pertanto delle opportune ipotesi semplificative per ridurre la complessità computazionale. La conseguenza di tale scelta è che a seconda delle ipotesi semplificative formulate, il modello numerico risultante permetterà di simulare alcune delle caratteristiche del fenomeno e non altre.

Poiché i fenomeni legati alle scale dell'ordine della frazione di millimetro sono quelli relativi alle scale più piccole della turbolenza, l'approccio principale che si applica è quello di non risolvere nel dettaglio queste ultime, ma solo di simularne l'effetto sulle scale più grandi. Da questa idea derivano due principali metodi di approssimazione del sistema di equazioni differenziali: il metodo RANS e il metodo LES.

Affinché il sistema di equazioni differenziali (1) o le sue approssimazioni siano risolvibili, è inoltre necessario fornire le condizioni iniziali delle variabili considerate e le condizioni al contorno del dominio numerico per simulare la presenza di tutte le forzanti che agiscono dall'esterno sul dominio computazionale considerato. Tali condizioni derivano da misure in campo, stime tramite modelli numerici, altri tipi di formulazioni matematiche o da stime basate sull'esperienza e dalla conoscenza del territorio.

Inoltre, il sistema di equazioni differenziali in (1) non contiene alcun termine che descriva l'evoluzione del campo di concentrazione dell'inquinante, poiché esso è rappresentato da equazioni aggiuntive, come si vedrà nel seguito.

[†] Il sistema di equazioni è formulato nelle ipotesi che il fluido sia incomprimibile e che la viscosità non sia funzione della posizione. Le variabili presenti nelle equazioni hanno il seguente significato:

$\mathbf{u} = (u_x(x,y,z,t); u_y(x,y,z,t); u_z(x,y,z,t))$ velocità del campo di corrente nel fluido

ρ = densità del fluido, può dipendere dalla posizione in caso di fluido non omogeneo (variazioni di temperatura, salinità, ecc.)

$p = p(x,y,z,t)$ pressione nel fluido

$\mathbf{F} = (F_x(x,y,z,t); F_y(x,y,z,t); F_z(x,y,z,t))$ risultante delle forze esterne agenti sul fluido

μ viscosità del fluido

Essendo x , y e z le variabili relative alle 3 dimensioni spaziali, t quella relativa al tempo e Du/Dt il simbolo di derivata sostanziale di u rispetto a t .

In generale, la scelta di quali forzanti esterne andare a considerare dipende da cosa si desidera studiare con il modello numerico. Tra le caratteristiche necessarie, per i modelli da utilizzarsi nell'ambito delle valutazioni di impatto di inquinanti per le acque di balneazione, vi sono:

- le correnti superficiali generate dal vento,
- le correnti generate dal moto ondoso,
- le correnti e le variazioni di livello del mare indotte dalle maree (ove opportuno),
- gli effetti di stratificazione e galleggiamento (se caratteristici del fenomeno da simulare),
- gli effetti indotti sul campo idrodinamico dalla batimetria e da eventuali opere costiere,
- gli effetti di diffusione e trasporto di traccianti passivi (gli inquinanti).

Modelli di tipo RANS

I modelli numerici di tipo RANS (Reynolds Averaged Navier Stokes) si basano sull'idea che il campo di moto del fluido possa essere mediato su di un intervallo di tempo sufficientemente piccolo da permettere di poterne seguire la dinamica da un punto di vista macroscopico, ma al tempo stesso sufficientemente grande da non dover risolvere gli effetti delle scale più piccole della turbolenza, che vengono simulate attraverso opportune parametrizzazioni. In tal modo si riesce a descrivere il moto del fluido medio (mediato nel tempo) potendo utilizzare scale spaziali e temporali di diversi ordini di grandezza maggiori di quelle richieste dalla tecnica DNS, riducendo di molto la complessità computazionale del calcolo. Seguendo tale approccio, è quindi possibile applicare il sistema di equazioni differenziali mediate alla Reynolds (RANS) su domini del tipo richiesto per le applicazioni tipiche nella valutazione di impatti sulle acque di balneazione.

L'approccio in termini di formule matematiche è il seguente. Ogni variabile dipendente dal tempo viene scomposta in due parti, come mostrato nella formula seguente (2) per la generica variabile "a":

$$(2) \quad a(x, y, z, t) = A(x, y, z, t) + a'(x, y, z, t)$$

essendo

$$(3) \quad A(x, y, z, t^*) = \frac{1}{T} \int_0^T a(x, y, z, t) dt$$

$$a'(x, y, z, t) = a(x, y, z, t) - A(x, y, z, t)$$

in cui T è l'intervallo di tempo su cui si media, che deve essere scelto sufficientemente grande da mediare le oscillazioni sulle piccole scale ma anche sufficientemente piccolo da non filtrare l'evoluzione macroscopica della variabile *a*. *t** sta ad indicare che la dipendenza di A dal tempo è comunque a meno dell'operazione di media sull'intervallo temporale T. In base alla (2) si ottiene la scomposizione della variabile *a* in una componente A che ne rappresenta l'evoluzione lentamente variabile (lentamente rispetto all'intervallo temporale T) e in una componente *a'*, avente media temporale nulla (sull'intervallo T), che contiene tutte le oscillazioni di piccola scala.

Scomponendo tutte le variabili dipendenti dal tempo che appaiono in (1), effettuando la media temporale ed eliminando i termini nulli, si ottiene un sistema del tutto analogo ad (1), in cui alle grandezze originarie si sostituiscono le grandezze mediate. L'unica differenza è costituita da un termine dipendente dalle componenti di piccola scala, rappresentato dalla (4):

$$(4)^\ddagger \quad \nabla \cdot (\langle u'u' \rangle)$$

che appare al primo membro della seconda equazione del sistema (1) scritta per le variabili mediate. Tale termine prende il nome di tensore degli sforzi di Reynolds. Poiché esso aumenta il numero delle variabili da cui dipende il sistema di equazioni differenziali, per renderlo risolvibile è necessario fornire delle ulteriori equazioni o formulazioni matematiche che permettano di definire le variabili aggiuntive. Tale problema è detto problema di chiusura del sistema di equazioni differenziali e viene generalmente risolto fornendo una approssimazione empirica del valore di (4). La scelta della forma di parametrizzazione da utilizzare dipende dalla geometria e dalle condizioni del flusso considerato. Il problema della parametrizzazione di (4) è comunque ampiamente discusso nella letteratura scientifica ed esistono numerose fonti bibliografiche che descrivono tecniche consolidate e ne definiscono i limiti di applicazione.

Modelli di tipo LES

I modelli di tipo LES (Large Eddy Simulation) si basano su di una media spaziale delle grandezze considerate, andando a parametrizzare tutti i fenomeni che avvengono su scale più piccole del passo di griglia considerato. Analogamente a quanto esposto per i modelli RANS, si opera una scomposizione delle variabili, operando però in questo caso una media spaziale secondo la seguente procedura:

$$(5)^\S \quad \begin{aligned} A(\mathbf{x}, t) &= \int a(\mathbf{y}, t) G(\mathbf{x} - \mathbf{y}) d\mathbf{y} \\ a'(\mathbf{x}, t) &= a(\mathbf{x}, t) - A(\mathbf{x}, t) \end{aligned}$$

in cui G è una funzione di filtro spaziale che può avere diverse forme e formulazioni. Applicando l'operazione di filtraggio all'equazione di Navier-Stokes in (1), si ottiene un'equazione avente per oggetto le variabili mediate, in cui l'unica differenza rispetto all'equazione di partenza è che il termine $\mu \nabla^2 \mathbf{u}$ al secondo membro è sostituito da:

$$(6) \quad \nabla \cdot (2\mu \mathbf{E} - \tau_{ssg})$$

in cui \mathbf{E} rappresenta il tensore di velocità di deformazione calcolato sul campo filtrato e τ_{ssg} rappresenta gli sforzi di sottogriglia.

L'operazione di parametrizzazione può essere eseguita andando a filtrare nel range inerziale delle scale della turbolenza, a tale livello la dinamica della turbolenza è indipendente da ciò che avviene a scala più grande, pertanto la parametrizzazione scelta è indipendente dalla geometria del problema e dalle caratteristiche del flusso. Lo svantaggio legato però alla scelta di un modello di tipo LES è un maggior carico computazionale rispetto a quello richiesto dai modelli RANS.

Per le formulazioni degli sforzi di sottogriglia si rimanda alla letteratura scientifica.

Modelli 2D

Sempre al fine di ridurre la complessità del calcolo, è possibile formulare ulteriori ipotesi semplificative. Una delle approssimazioni più utilizzate, detta delle acque basse o shallow water, è

[‡] Nell'equazione le parentesi $\langle \rangle$ rappresentano l'operatore di media temporale sull'intervallo T . Sebbene per ipotesi $\langle u' \rangle = 0$, ciò non vale per il termine $\langle u'u' \rangle$ che quindi non può essere semplificato e resta parte dell'equazione differenziale.

[§] Per semplicità di notazione in questa formulazione si è utilizzato il vettore posizione, indicato con \mathbf{x} e \mathbf{y} , invece che esplicitare le tre componenti spaziali.

quella di mediare i valori lungo la verticale, riducendo in questo modo da 3 a 2 i gradi di libertà spaziali delle variabili vettoriali. La conseguenza, a livello di fenomeni fisici, di questa approssimazione è che non sarà più possibile distinguere disomogeneità dei vari campi numerici lungo la verticale, se non quelle assegnate a priori da formulazioni parametriche (es: ipotesi di pressione idrostatica). Non sono pertanto distinguibili variazioni nella velocità della corrente lungo la verticale, non si potranno notare eventuali effetti di stratificazione e così via.

Le formulazione matematica di tale approssimazione, che si basa su una semplice operazione di integrazione del sistema (1) sulla verticale, dal fondo alla superficie dell'acqua, richiede alcune definizioni aggiuntive. Per prima cosa si scompone l'altezza del fluido in due componenti

$$(7) \quad h = H + \eta$$

in cui h è l'altezza totale del fluido in un dato punto del corpo idrico, H è l'altezza in condizioni di riposo del fluido, mentre η rappresenta le oscillazioni rispetto ad H dell'altezza del fluido dovute al campo idrodinamico. Poi si pone l'ipotesi che la pressione sia distribuita in maniera idrostatica lungo la verticale, la quale comporta:

$$(8) \quad p(z) = p_0 + \rho g(z_0 - z)$$

essendo p_0 la pressione misurata sulla superficie del corpo idrico, z_0 l'altezza totale della colonna d'acqua in un dato punto e z la coordinata verticale posta uguale a 0 sul fondo e diretta verso l'alto. Inoltre, affinché si possa procedere con l'operazione di integrazione, è anche necessario definire delle condizioni al contorno sul fondo e sulla superficie libera. A tal fine si pone che il fluido debba seguire il contorno del fondo, ossia non possa penetrarlo, e che sulla superficie libera le particelle d'acqua non possano staccarsi da essa. In termini matematici si hanno pertanto, rispettivamente sul fondo (9) e sulla superficie libera (10), le seguenti condizioni:

$$(9) \quad u_z(z_0) = u_x(z_0) \frac{\partial z_0}{\partial x} + u_y(z_0) \frac{\partial z_0}{\partial y}$$

$$(10) \quad u_z(z_0 + h) = \frac{\partial h}{\partial t} + u_x(z_0 + h) \frac{\partial(z_0 + h)}{\partial x} + u_y(z_0 + h) \frac{\partial(z_0 + h)}{\partial y}$$

in cui z_0 è la variabile che rappresenta la batimetria e h rappresenta l'altezza della colonna d'acqua in ogni punto.

Nel caso in cui si aggiunga anche l'ipotesi che l'oscillazione della superficie libera η sia trascurabile rispetto all'altezza della colonna d'acqua a riposo H , l'equazione di continuità diventa:

$$(11) \quad \frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial(Hu_x)}{\partial x} + \frac{\partial(Hu_y)}{\partial y} = 0$$

in cui u_x e u_y sono le componenti orizzontali del campo di velocità mediato sulla verticale.

Non è riportata in questo paragrafo l'espressione risultante per l'equazione di conservazione della quantità di moto in acque basse, poiché il risultato del processo di integrazione dipende dalla particolare scelta della formulazione RANS o LES e dalle forze esterne considerate.

L'operazione di media sulla verticale risulta particolarmente conveniente in ambienti marino-costieri, lacustri e fluviali, nei quali la dimensione verticale del problema, ossia la profondità, è decisamente trascurabile rispetto alle due dimensioni orizzontali. Ovviamente è necessario fare particolare attenzione alla sua applicazione in ambienti dove i processi verticali sono importanti,

come ad esempio un fiume che sfocia nel mare. In tale situazione la minor densità dell'acqua dolce del fiume rispetto a quella dell'acqua salata del mare genererà dei fenomeni di galleggiamento che non sarà possibile riprodurre con un modello integrato lungo la verticale.

Tra i fenomeni che non è possibile simulare per via di questa approssimazione vi sono:

- stratificazione legata a differenze di densità,
- effetti di galleggiamento,
- variazione del campo di corrente lungo la verticale (es: correnti di undertow).

Per altri fenomeni, come ad esempio le correnti superficiali indotte dall'azione del vento, questo tipo di approssimazione non rende impossibile la simulazione del fenomeno ma ne influenza comunque la riproducibilità degli effetti.

Nella tabella sottostante (Tabella 1) sono riportati i casi in cui è possibile utilizzare l'approssimazione mediata sulla verticale e quelli in cui invece è necessario ricorrere a quella sulle tre dimensioni.

Tabella 1: Applicabilità dei modelli numerici per i principali casi di applicazione. Legenda: ++:applicazione consigliata; +: applicazione possibile; 0: i risultati risentono parzialmente della formulazione del modello; -: applicazione sconsigliata, i risultati risentono fortemente della formulazione del modello.

Caso in esame:	Modello 3D	Modello Shallow Water
Foce fluviale in mare	++	-
Foce di acqua salata in mare	+	++
Foce di acqua dolce in un lago	+	++
Scarico in acque fluviali	+	++
Sito molto ventoso	++	0
Scarico in profondità	++	+

Correnti superficiali legate al vento

L'azione del vento sul corpo idrico, oltre a generare le onde, produce anche delle correnti superficiali nel fluido. Queste correnti sono di fondamentale importanza nei processi di diffusione e trasporto degli inquinanti.

L'azione del vento è introdotta nella formulazione matematica del problema tramite lo sforzo di taglio o shear stress, (13), che esso induce sulla superficie dell'acqua:

$$(13) \quad \begin{aligned} \tau_x &= \rho_a C W_x |W| \\ \tau_y &= \rho_a C W_y |W| \end{aligned}$$

Nella (13) ρ_a rappresenta la densità dell'aria, C è un coefficiente di resistenza associato all'interfaccia aria-acqua, mentre W è il vettore di velocità del vento a 10 m s.l.m. Il simbolo $|W|$ rappresenta il modulo del vettore W .

Lo shear stress viene utilizzato sia nei modelli bidimensionali che in quelli tridimensionali. Nel primo caso esso appare al secondo membro dell'equazione di conservazione della quantità di moto mediata sulla verticale come forzante avente la seguente forma:

$$(14) \quad \frac{\tau_*}{\rho H}$$

in cui H è la profondità totale e il simbolo $*$ rappresenta la componente x o y . Si fa presente che in letteratura scientifica sono presenti anche altre formulazioni, basate su diversi metodi d'integrazione lungo la verticale.

Nei modelli tridimensionali si utilizza la medesima formulazione (14), ma essa viene posta come condizione al contorno sulla superficie per il termine di trasferimento verticale della quantità di moto (15), che viene introdotto al secondo membro dell'equazione di Navier-Stokes:

$$(15) \quad \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\tau_{z*}}{\rho} \right)$$

essendo il simbolo * al posto della componente x o y e ponendo τ_{z*} uguale alla formulazione proposta in (13) sulla superficie dell'acqua.

Correnti legate alla marea o alle oscillazioni di bacino

Gli effetti indotti dalle correnti di marea o di oscillazione di bacino (es: sesse) sono semplicemente riproducibili a prescindere dalla formulazione scelta per il modello idrodinamico. La dimensione di scala caratteristica di questi fenomeni è infatti decisamente più grande di qualsiasi dominio computazionale ipotizzabile nell'ambito delle applicazioni qui esaminate. Non è possibile quindi risolvere il fenomeno con una formulazione matematica interna al modello, ma è sempre necessario inserirla come forzante dall'esterno, quindi come condizione al contorno.

Equazioni per la dinamica di temperatura e della salinità nei modelli tridimensionali

Per tenere conto delle variazioni di densità legate al campo di salinità e temperatura nei modelli tridimensionali, si devono aggiungere altre tre equazioni differenziali che tengano conto dei processi di diffusione e dispersione di tali parametri e della variazione che essi inducono nella densità dell'acqua.

$$(18) \quad \frac{\partial T}{\partial t} + u_x \frac{\partial T}{\partial x} + u_y \frac{\partial T}{\partial y} + u_z \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_H \frac{\partial T}{\partial z} \right) + A_H \left(\frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial y^2} \right) + Q$$

$$(19) \quad \frac{\partial S}{\partial t} + u_x \frac{\partial S}{\partial x} + u_y \frac{\partial S}{\partial y} + u_z \frac{\partial S}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_H \frac{\partial S}{\partial z} \right) + A_H \left(\frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} \right)$$

$$(20) \quad \rho = f(T, S, x, y, z, t)$$

Nelle equazioni K_h e A_h sono dei coefficienti di trasporto verticale e orizzontale rispettivamente, mentre Q rappresenta eventuali sorgenti di calore. Per la funzione f che rappresenta la dipendenza della densità dalla salinità e dalla temperatura vi sono varie formulazioni presenti in letteratura. Si evidenzia come la (20) implichi che la densità non possa più essere considerata costante. Tale caratteristica dovrà essere tenuta in conto anche nelle altre equazioni differenziali utilizzate nella formulazione matematica del modello.

Modelli per la propagazione del moto ondoso e correnti prodotte dal moto ondoso.

Negli ambienti costieri può essere necessario dover riprodurre gli effetti del moto ondoso per essere in grado di simulare correttamente il campo idrodinamico.

In teoria vi sono due principali approcci per la simulazione della propagazione delle onde generate dal vento. Il primo consiste nella simulazione della propagazione di ogni singola onda, dal momento

in cui entra nel dominio computazionale a quello in cui frange o ne esce. Questo approccio richiede un consistente carico computazionale, ma soprattutto fornisce un livello di dettaglio troppo accurato, con informazioni eccessive rispetto a quella che è la reale necessità nelle simulazioni richieste in questo tipo di applicazioni.

Il secondo approccio consiste nel propagare non le singole onde, ma l'energia associata al moto ondoso (ad esempio si vedano i modelli: WAM, SWAN, STWAVE, WAVEWATCH III, ecc.). In questo modo non si otterrà l'evoluzione delle onde, ma dello stato di mare presente nell'area. L'obiettivo è ottenere una stima del radiation stress all'interno del dominio computazionale. Da questo sarà poi possibile valutare gli effetti del moto ondoso sul campo idrodinamico sotto forma di una forza per unità di volume da inserire nella formulazione dell'equazione di Navier-Stokes.

$$(12) \quad \begin{aligned} F_x &= -\frac{\partial S_{xx}}{\partial x} - \frac{\partial S_{yx}}{\partial y} \\ F_y &= -\frac{\partial S_{xy}}{\partial x} - \frac{\partial S_{yy}}{\partial y} \end{aligned}$$

Nelle equazioni (12) sono riportate le componenti lungo l'orizzontale del campo di forza associato al moto ondoso derivato a partire dal radiation stress indicato dal tensore S. La formula proposta è per modelli mediati sulla verticale, ma anche nel caso di modelli tridimensionali si può applicare la medesima formulazione applicandola solo alla strato superficiale. Esistono comunque in letteratura scientifica formulazioni più specifiche per modelli tridimensionali.

Gli effetti principali che la presenza di onde ha sull'idrodinamica sono:

- correnti trasversali e longitudinali alla linea di riva
- variazioni di livello (set up e set down)
- correnti di rip in presenza di particolari conformazioni del fondo o di opere di difesa.

Processo di diffusione e trasporto dell'inquinante.

Nell'ambito dello studio dell'impatto sulle acque di balneazione di inquinanti di tipo microbiologico, si può considerare l'inquinante come un tracciante passivo. Si pone pertanto che l'inquinante (non l'acqua in cui è disciolto) non possa alterare l'idrodinamica, ma sia semplicemente trasportato dal campo di corrente e si diffonda progressivamente nel corpo idrico. Ciò fa sì che tale processo non debba essere necessariamente inserito nella formulazione del modello idrodinamico, ma possa essere risolto a posteriori utilizzando il campo di corrente ottenuto. Vi sono due approcci per la simulazione del processo di trasporto e diffusione dell'inquinante: quello euleriano e quello lagrangiano.

Il primo segue una formulazione basata sulla descrizione della concentrazione dell'inquinante punto per punto. Si ipotizza pertanto una concentrazione iniziale dell'inquinante e si studia come tale concentrazione vari nel tempo sulla base del campo idrodinamico e delle caratteristiche specifiche dell'inquinante (presenza di pozzi o sorgenti, tasso di diminuzione o crescita, ecc.). In questo caso l'equazione cui ci si riconduce è la seguente:

$$(16) \quad \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(u_x c)}{\partial x} + \frac{\partial(u_y c)}{\partial y} + \frac{\partial(u_z c)}{\partial z} = Q$$

in cui c rappresenta la concentrazione dell'inquinante considerato, (u_x, u_y, u_z) sono le componenti del vettore velocità del campo idrodinamico, calcolato con i metodi precedentemente esposti, mentre Q rappresenta i termini di crescita o diminuzione della concentrazione (es: presenza di getti inquinanti, tasso di inattivazione dei batteri, ecc.). E' necessario specificare che la (16) è la formula

corrispondente alla formulazione di tipo DNS. Nelle applicazioni di tipo RANS o LES è necessario mediare le variabili u e c secondo il metodo scelto.

Nel caso si sia scelto di mediare lungo la verticale il sistema di equazioni è possibile seguire due diverse strade per il calcolo del campo di concentrazione. Si può scegliere di mediare lungo la verticale anche l'equazione per l'evoluzione del campo di concentrazione e ottenere quindi una concentrazione mediata lungo la verticale. Alternativamente si può ricreare un campo tridimensionale di velocità utilizzando una parametrizzazione che permetta di valutarne il profilo verticale, si procede quindi col calcolo dell'evoluzione del profilo tridimensionale della concentrazione dell'inquinante.

La (17), ad esempio, mostra l'equazione per l'evoluzione del campo di concentrazione nel caso di equazioni mediate alla Reynolds in approssimazione di shallow water:

$$(17) \quad \frac{\partial Hc}{\partial t} + \frac{\partial Hu_x c}{\partial x} + \frac{\partial Hu_y c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(HK_{xx} \frac{\partial c}{\partial x} + HK_{xy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(HK_{yx} \frac{\partial c}{\partial x} + HK_{yy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + Q$$

con c e u che in questo caso rappresentano la concentrazione e la velocità mediate alla Reynolds e integrate sulla verticale, H rappresenta l'altezza della colonna d'acqua e i K_{ij} rappresentano i coefficienti di diffusività turbolenta la cui formulazione dipende dalla formula di chiusura scelta.

Ovviamente sarà necessario impostare un'equazione di questo tipo per ognuno degli inquinanti considerati, poiché generalmente per ognuno di essi si avranno termini differenti che contribuiscono al termine definito Q nelle equazioni. Ad esempio i diversi batteri hanno un processo di inattivazione differente.

Il metodo lagrangiano si basa, invece, su una formulazione che segue passo passo la traiettoria di un certo numero di particelle rappresentative del plume di inquinante. La differenza sostanziale rispetto al metodo euleriano è che mentre quest'ultimo calcola la concentrazione dell'inquinante in ogni punto del grigliato computazionale (anche dove esso non arriverà a diffondersi), il metodo lagrangiano prevede la discretizzazione in particelle dell'inquinante immesso ed è basato su una formulazione che segue l'evoluzione spaziale e temporale di ogni singola particella. Nel caso di domini computazionali molto estesi, di formulazione tridimensionale per il sistema di equazioni differenziali che definiscono il campo idrodinamico o comunque nel caso in cui l'evoluzione dell'inquinante coinvolga solo una piccola porzione del dominio computazionale, il metodo lagrangiano può garantire un vantaggio dal punto di vista della complessità computazionale. Inoltre il processo di dispersione delle particelle è indipendente dalla dimensione delle celle del grigliato numerico, pertanto è possibile avere, se necessario, una risoluzione spaziale maggiore nella definizione dell'evoluzione del plume di inquinante rispetto a quella utilizzata per la stima del campo idrodinamico.

La peculiarità della formulazione matematica per i processi di dispersione lagrangiani è che il campo di velocità è costituito da una parte deterministica (il campo medio di velocità del fluido) e da una parte stocastica che tiene conto degli effetti della turbolenza.

Esistono inoltre in letteratura scientifica formulazioni ibride tra metodo euleriano e lagrangiano.

Tasso di decadimento della concentrazione di inquinante

Nei processi di dispersione di inquinanti batterici, si possono considerare gli effetti di inattivazione della carica batterica dovuti ai raggi ultravioletti, alla eventuale concentrazione salina e alla temperatura dell'acqua. E' ovvio che simulazioni numeriche eseguite senza tener conto di questo fenomeno forniscono risultati a vantaggio di sicurezza e pertanto se i valori di concentrazione dell'inquinante stimati sono comunque sufficientemente bassi, non è necessario includere i fenomeni di inattivazione.

Il principale agente di inattivazione dei batteri è la radiazione ultravioletta, che in poche ore può ridurre la carica batterica originaria. Vi sono diverse formulazioni applicabili per tenere conto di

questo tasso di decadimento. La più semplice è quella di stimare il T_{90} , ossia il tempo necessario a ridurre del 90% la quantità iniziale di batteri, ed utilizzare questo parametro come semplice tasso di decadimento per la concentrazione di inquinante. E' da sottolineare che il T_{90} cambia a seconda della copertura nuvolosa e ovviamente ha valori molto più alti durante la notte. Inoltre si deve stimare un T_{90} per ognuno degli inquinanti considerati: Enterococchi intestinali ed Escherichia coli. Le tabelle seguenti (Tabella 2 e Tabella 3) riportano, a titolo di esempio, alcuni valori per il T_{90} , mostrando come essi varino in funzione della tipologia di batterio, della temperatura e della quantità di luce solare disponibile:

Tabella 2: T_{90} in acqua di mare per Escherichia coli ed Enterococchi intestinali al variare della temperatura, 20°C -- (5°C), e della copertura nuvolosa (IFREMER-M, Pommepeuy, 2005).

	T_{90} (ore) con cielo sereno	T_{90} (ore) con cielo nuvoloso
Escherichia Coli	5 – (50)	35
Enterococchi Intestinali	15 – (100)	70 – (300)

Tabella 3: T_{90} per batteri Coliformi in acqua di mare al variare della disponibilità di luce (da Wallis et al., 1977). Si evidenzia come durante le ore notturne vi sia un tasso di decadimento di base, non legato all'effetto della luce solare.

Orario	T_{90} (ore)	Orario	T_{90} (ore)	Orario	T_{90} (ore)
01:00	40	09:00	3.2	17:00	5.3
02:00	40	10:00	2.5	18:00	6.7
03:00	40	11:00	2.3	19:00	8.5
04:00	40	12:00	2.5	20:00	11
05:00	40	13:00	2.9	21:00	14
06:00	19	14:00	3.3	22:00	20
07:00	8	15:00	3.9	23:00	27
08:00	4.6	16:00	4.6	00:00	34

In alternativa, è possibile utilizzare una delle formulazioni presenti in letteratura che calcolano il tasso di inattivazione prendendo in considerazione l'irraggiamento solare, la temperatura dell'acqua, la salinità, la torbidità dell'acqua, ecc.

La formulazione più semplice per tale approccio è quello di considerare un tasso di decadimento dell'inquinante del tipo:

$$(21) \quad \frac{\partial C}{\partial t} = -kC$$

in cui C rappresenta la concentrazione, t il tempo e k un coefficiente di decadimento. Il coefficiente di decadimento k può essere messo in relazione con il tempo di decadimento T_{90} dalla seguente espressione:

$$(22) \quad k = \frac{-\ln(0.1)}{T_{90}}$$

In generale il coefficiente k può dipendere fondamentalmente da 4 parametri: radiazione solare, salinità, temperatura dell'acqua e da un tasso di mortalità (o crescita) di base associato al tipo di

batteri in esame. Una possibile formulazione di questo parametro è quella proposta da Juanes nel 1995:

$$(23) \quad k = \alpha 1.040^{(T-20)} 1.012^S + 0.113 I_0(t) e^{-(\gamma_{ex} z)}$$

in cui α è il tasso di mortalità di base della popolazione batterica, T è la temperatura in gradi centigradi, S è la salinità dell'acqua, I_0 è l'irraggiamento solare sulla superficie dell'acqua dipendente dall'ora del giorno, γ_{ex} è un coefficiente di diminuzione della radiazione solare con la profondità z.

Ovviamente sia il T_{90} che le varie formulazioni del coefficiente k derivano tutte da osservazioni sperimentali e si basano pertanto su formulazioni empiriche.

Identificazione delle fonti di inquinamento.

Nella valutazione dell'impatto di inquinanti sulle acque di balneazione tramite modelli numerici, grande importanza riveste la valutazione delle fonti di inquinamento da inserire come forzanti per il modello numerico. Queste vanno caratterizzate sia dal punto di vista della localizzazione che della quantità di inquinante che esse introducono nel sistema.

Tra le fonti di inquinamento da prendere in considerazione vi sono:

- gli apporti provenienti da altre aree e trasportati nel corpo idrico tramite canali, fossi, fiumi e condotte in immissione;
- gli apporti generati direttamente nell'area di balneazione tra le cui fonti figurano: imbarcazioni, bagnanti, animali domestici e selvaggi presenti nell'area di balneazione.

Le fonti di inquinante del primo tipo sono inserite nel modello come condizioni al contorno del dominio di calcolo, mentre quelle del secondo tipo devono essere inserite come sorgenti puntuali all'interno del dominio di calcolo. Poiché ovviamente non è possibile stimare la posizione esatta di imbarcazioni, animali e bagnanti, e soprattutto non è pensabile seguire l'evoluzione di tale posizione nel tempo, si deve ricorrere a delle semplificazioni. Uno degli approcci possibili è quello di identificare l'area interessata dalla presenza di una tipologia di fonti di inquinante, ad esempio le imbarcazioni, stimare quindi l'apporto totale di inquinante legato a questa fonte e infine inserirlo nel modello suddividendolo tra un certo numero di fonti puntuali diffuse nell'area individuata. A titolo di esempio la presenza dei bagnanti può essere inserita nel modello come sorgenti puntiformi localizzate nei pressi della linea di riva, mentre le sorgenti relative alla presenza di imbarcazioni potrebbero essere localizzate nei pressi di approdi, moli, porti o simili.

Indicazioni per la selezione dei parametri necessari alla applicazione dei modelli numerici.

Correnti

Il principale parametro da considerare nella dispersione di inquinanti tramite l'applicazione di modelli matematici è la direzione e l'intensità delle correnti.

In generale le correnti possono essere legate a varie cause generatrici (vento, onde, ecc) e caratterizzate da diverse dimensioni di scala.

Viste le dimensioni tipiche del dominio computazionale, alcuni tipi di corrente potranno essere inseriti interamente nel processo di calcolo, includendo la causa generatrice (es: vento, onde) nella formulazione del modello, mentre altri dovranno essere simulati come forzanti esterne (es: circolazione termo-alina a livello di bacino, maree, sesse, ecc.).

Per il primo tipo si deve formulare a livello fisico-matematico il processo di generazione della corrente a partire dalla causa (ad esempio il trasferimento di energia dal vento alla superficie del mare). Una volta effettuata la scelta della formulazione e verificata la sua validità, si deve solo porre attenzione sul dato associato alla causa generatrice da fornire in input al modello, essendo poi la corrente generata automaticamente da quest'ultimo.

Le correnti che rientrano nel secondo tipo, si dovranno invece inserire come condizioni al contorno. A tal fine è necessario avere una stima dei valori di intensità e direzione specifici che dovranno essere assegnati alla corrente per simulare correttamente il caso in esame. Nel caso in cui ci si accinga a simulare una situazione specifica (es: caso di inquinamento di breve durata) la soluzione del problema potrebbe essere concettualmente semplice. Sarà infatti sufficiente avere una misurazione o una stima della corrente associata al caso in esame e porre tale valore (o valori nel caso di variazioni nel tempo e/o nello spazio) come condizione al contorno. Qualora non si disponesse di tale informazione, ci si riconduce al caso in cui è compresa anche l'applicazione dei modelli numerici per la simulazione di scenari. In tale eventualità si procede con uno studio climatico del campo di corrente a livello di bacino. Questo studio potrà essere eseguito prendendo in considerazione misure provenienti da campagne di misura passate o valori prodotti da modelli numerici su periodi temporali sufficientemente lunghi (almeno 5-10 anni). Dall'analisi dei valori così ottenuti, si potrà ricavare una distribuzione statistica del campo di corrente suddivisa per direzione ed intensità. Poiché le applicazioni di modelli nell'ambito delle acque di balneazione si riferiscono prevalentemente al periodo estivo, sarebbe opportuno che anche la distribuzione statistica del campo di corrente sia valutata a livello stagionale e non annuale.

Una volta ottenuta la distribuzione statistica si dovrà procedere con il selezionare dei valori statisticamente rappresentativi delle condizioni di corrente. In particolare questi saranno generalmente i valori di media o moda (sia per intensità che direzione) della distribuzione di probabilità o i valori della distribuzione, anche se poco frequenti, che risultano più critici per la qualità dell'acqua di balneazione.

Onde

Nel caso in cui il modello adottato sia in grado di gestire direttamente la propagazione e gli effetti della propagazione del moto ondoso, si deve fornire una stima del campo di moto ondoso in ingresso ai bordi del dominio computazionale. Ciò è necessario anche qualora la propagazione del moto ondoso sia risolta con un modello a parte, nel caso in cui questo non risolva direttamente la generazione di onde da parte del vento (per via della sua formulazione o della ridotta estensione del dominio spaziale in cui viene applicato).

L'analisi dei dati di onde è del tutto analoga a quanto descritto per i dati di corrente. Nel caso di simulazione di situazioni specifiche, si verifica per prima cosa la presenza di misure o plausibili

stime per i valori di altezza d'onda significativa, direzione e periodo dell'onda effettivamente presenti nel corso dell'evento. Altrimenti e comunque per i casi in cui si simuli uno scenario si deve ricorrere all'analisi di dati storici, misurati o da modello numerico, e ricavare la distribuzione statistica per direzione e altezza d'onda significativa (eventualmente anche per periodo di picco o medio). Dopodiché si procede nella selezione degli eventi esattamente come nel caso delle correnti.

Vento

Sebbene siano di primaria importanza, i dati di vento risultano i più difficili da trattare. Purtroppo, infatti, assai raramente si dispone di misure di vento sul corpo idrico e generalmente i modelli numerici per la meteorologia tendono a sottostimare l'intensità del campo di vento in mare e in particolare nelle vicinanze della costa.

Inoltre a differenza del campo di onde e corrente, il campo di vento non è mai risolto dal modello idrodinamico. Pertanto non ci si può limitare a fornire le condizioni al contorno ma è necessario fornire i valori di intensità e direzione del vento all'interno dell'intero dominio computazionale.

Il dato di vento cui si fa riferimento è quello del vento a 10 m s.l.m.

Tenendo presenti queste differenze, la selezione dei valori da fornire al modello numerico avviene in maniera del tutto analoga a quanto descritto per le onde e le correnti.

Temperatura e salinità dell'acqua

Qualora si sia in presenza di possibili stratificazioni nel corpo idrico (es: una foce fluviale in un ambiente marino), si dovrà utilizzare un modello che risolva l'idrodinamica su tre dimensioni. In questa situazione è necessario fornire al modello il campo iniziale di temperature e salinità dell'acqua ed eventuali forzanti esterne (es: getto di acqua dolce in mare) per il calcolo della densità locale dell'acqua. La selezione dei corretti valori da fornire al modello avviene sempre secondo i criteri proposti in precedenza. Se vi sono a disposizione misure o stime specifiche, queste possono essere utilizzate per la simulazione di eventi di inquinamento di breve durata o di situazioni anomale, altrimenti si deve ricorrere ad un'analisi statistica dei valori. In questo caso l'analisi è più semplice di quanto esposto precedentemente, poiché la distribuzione statistica è univariata essendo queste grandezze scalari e non vettoriali.

Concentrazione dell'inquinante

Conoscere la quantità di inquinante presente e in immissione nel corpo idrico è essenziale per una corretta riuscita delle simulazioni numeriche. Si deve considerare sia l'eventuale presenza diffusa dell'inquinante nel corpo idrico (fornendo anche la distribuzione spaziale se la concentrazione non è omogenea), che la concentrazione di inquinante presente nei getti in immissione. Questa stima va eseguita per ogni tipo di inquinante che si considera nel modello. Inoltre se si è scelto di formulare l'inattivazione dei batteri tramite il T_{90} si dovrà anche fornire questo parametro per ognuno di essi. Nel caso di simulazioni di situazioni specifiche (inquinamento di breve durata o situazioni anomale), è necessario modificare opportunamente il T_{90} in caso di copertura nuvolosa o di acqua particolarmente torbida.

La valutazione del valore di concentrazione da immettere è strettamente legato alla conoscenza della fonte di inquinante, alle misurazioni eseguite nei campionamenti e ai valori medi di concentrazione calcolati sulla base delle precedenti misurazioni o di opportune stime.

Irraggiamento solare

L'irraggiamento solare è un parametro da considerare solo qualora la formulazione adottata nel modello per l'inattivazione dei batteri lo richieda come input. Nel caso si ricorra a una stima basata

su dati storici o formulazioni empiriche, si dovrà tenere conto della stagione in corso, dei cicli notte-giorno e dell'eventuale copertura nuvolosa (quest'ultimo parametro è utile soprattutto nel caso di simulazione di inquinamento di breve durata o dell'effettivo sviluppo di una situazione anomala).

Dati batimetrici e descrittivi del sito

La conoscenza dettagliata della batimetria del corpo idrico è una delle componenti principali per una corretta simulazione dell'idrodinamica. Tali dati possono provenire da carte nautiche, da misurazioni legate a interventi per la gestione del territorio (es: rilievi per ripascimenti o per la realizzazione di strutture), o altro. Qualora la batimetria non descriva dettagliatamente il tratto di costa fino alla riva, si potrà ricavare una linea di riva di dettaglio da ortofoto, immagini satellitari o da rilievi di campo. In tal modo sarà possibile interpolare i dati di profondità dalla batimetria più vicina alla riva disponibile (almeno la -5m in caso di mari e laghi) e la linea di riva. E' evidente che tale operazione va eseguita utilizzando dati batimetrici e un rilievo della linea di riva quanto più recenti possibile e soprattutto relativi a periodi temporali vicini tra loro.

Inoltre si deve disporre anche della conformazione e della posizione di tutte le strutture (porti, opere di difesa, ecc.) presenti all'interno del dominio computazionale. Tali opere, infatti, interagiscono con l'idrodinamica e quindi con il processo di dispersione dell'inquinante.

Nota:

La velocità delle correnti, il moto ondoso, l'irraggiamento solare, la temperatura e salinità dell'acqua sono parametri inclusi nel Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero – triennio 2007-2010, promosso dal MATTM - Direzione Generale per la Protezione della Natura.

Inoltre i dati relativi al moto ondoso, al vento costiero e alle maree sono misurati anche dall'ISPRA per l'intero territorio nazionale tramite la Rete Ondametrica Nazionale (RON), la Rete Mareografica Nazionale (RMN) e la Rete per Venezia e l'Alto Adriatico .

Alcuni dati di batimetria sono disponibili presso l'Istituto Idrografico della Marina Militare, mentre presso l'ISPRA è implementato il SIGC (Sistema Informativo Geografico Costiero) contenente la digitalizzazione della linea di riva da immagini satellitari per l'intero territorio nazionale (immagini attualmente provenienti dal volo Italia 2000 ma in corso di aggiornamento) e un censimento delle opere costiere.

Bibliografia

- [1] G. L. Bowie, W.B. Mills, D.B. Porcella, C.L. Campbell, J.R. Pagenkopf, G. L. Rupp, K. M. Johnson, P. W. H. Chan, S. A. Gherini, C. E. Chamberlin. Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modeling (Second edition). EPA/600/3-85/040, June 1985, Rapporto tecnico.
- [2] Y. Kaya. Some environmental aspects of marine disposal system with particular reference to UK waters. *Water Science and Technology*, Vol. 32 N° 2, pp. 167-174, 1995.
- [3] D. Yuan, B. Lin, R. A. Falconer, J. Tao. Development of an integrated model for assessing the impact of diffuse and point source pollution on coastal waters. *Environmental Modelling and Software*, Volume 22, Issue 6, pp. 871-879, June 2007.
- [4] Z. Jie-min, L. Yok-sheung. A large eddy simulation turbulence model for coastal seas and shallow water problems. *Journal of Hydrodynamics*, Ser. B, Vol. 4, pp. 24-27, 2001.
- [5] J. Fe, L. Cueto-Felgueroso, F. Navarrina, J. Puertas. Numerical viscosity in the resolution of the shallow water equations with turbulent term. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, Vol. 58, Issue 7, pp. 781-802, Mar. 2008.
- [6] M. M. Chow, S. S. S. Cardoso, J. M. Holford. Dispersion of pollutants discharged into the ocean: the interaction of small and large scale phenomena. *Chemical Engineering Research and Design*, Vol. 82 (A6), pp. 730-736, 2004.
- [7] J. Jedrasik. The impact of sea bottom topography altered by post-refulation pits on the hydrodynamics of the Puck Bay. Rapporto tecnico in Evaluating the impact of post-refulation excavations on the Puck Bay ecosystem, pp. 1-7, 2004.
- [8] D. A. Lyn, K. Chiu, E. R. Blatchley. Numerical modeling of flow and disinfection in UV disinfection channel. *Journal of Environmental Engineering*, pp. 17-26, Gen. 2009.
- [9] R. J. Craggs, A. Zwart, J. W. Nagels, R. J. Davies-Colley. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. *Ecological Engineering*, Vol. 22, pp. 113-122, 2004.
- [10] D. Yaun, J. Tao, B. Lin, R. A. Falconer. Verification of a numerical model using field monitoring data for modelling Bohai bay. Proceedings of XXVIII IAHR Congress, Graz, Austria, IAHR, Theme D (paper in CD)1-6, Ago. 1999.
- [11] Y. Baoshu, W. Perrie, H. Yijun, L. Xiang, C. Minghua. The impact of radiation stress in a coupled wave-tide-surge model. 7th International workshop on wave hindcasting and forecasting, Banff, Alberta, Canada, 21-25 Ottobre 2002, Pre-prints.
- [12] D. Suner, P. Malgrat, E. Gutierrez, B. Clochard. COWAMA (Coastal Water Management) integrated and real time management system of urban water cycle to protect the quality of bathing waters. IWA World Water Congress and Exhibition, Vienna, 7-1 Sett. 2008.
- [13] Y. Kaya. Modelling the impact of continuous and intermittent discharges on coastal water quality in Edinburg. WaPUG (Wastewater Planning User Group) Special Meeting for Scotland and Northern Ireland, Dunblane, 12 Giu. 2001.
- [14] Delft3D-Flow – Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. WL | Delft Hydraulics, Dicembre 2005.
- [15] I. R. Wood, R. G. Bell, D. L. Wilkinson. Ocean disposal of wastewater. *Advanced Series on Ocean Engineering*, Vol. 8, World Scientific Co. Pte. Ltd., Singapore, 1993.
- [16] H. B. Fischer, E. John List, R. C. Y. Koh, J. Imberger, N. H. Brooks. *Mixing in inland and coastal waters*. Academic press, USA, 1979.
- [17] W. J. Layton. A mathematical introduction to large eddy simulation. Dispense del corso presso il von Karman Institute, 16 Ottobre 2002.
- [18] R. Luettich, J. Westerink. Formulation and numerical implementation of the 2D/3D Adcirc finite element model, Version 44.XX. 12 Ago. 2004.
- [19] R. Verzicco. Lezioni del corso di Fluidodinamica. Dispense del corso presso il Politecnico di Bari, Anno accademico 2003/2004.
- [20] R. H. Stewart. *Introduction to Physical Oceanography*. Sett. 2008.

- [21] J. L. Martin, S. C. McCutcheon. *Hydrodynamics and Transport for water quality modeling*. Lewis, 1999.
- [22] Gaskell P.H., Lau A.K.C., (1988): "Curvature-Compensated Convective Transport: SMART, a New Boundedness Preserving Transport Algorithm", *Int. J. Numerical Methods in Fluids*, pp. 617-641.
- [23] Le H., Moin P. (1991): "An improvement of Fractional Step Methods for the Incompressible Navier-Stokes Equations", *Journal of Computational Physics*, Vol. 92, 369-379.
- [24] F. Lalli (1997): "On the Accuracy of Desingularized Boundary Integral Method in Free Surface Flow Problems", *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, vol. 25.
- [22] R. Verzicco, F. Lalli, E. Campana (1997): "Dynamics of Baroclinic Vortices in a Rotating, Stratified Fluid: A Numerical Study", *Physics of Fluids*, vol.9, n. 2.
- [23] P. De Blasi, F. Di Felice, F. Lalli, G.P. Romano (2000): "Experimental Study of Breaking Wave Flow Field Past a Submerged Hydrofoil by LDV", *International Journal of Offshore and Polar Engineering*, vol. 10, n. 4.
- [24] Fadlun E.A., Verzicco R., Orlandi P., Mohd-Yusof J. (2000): "Combined Immersed-Boundary Finite-Difference Methods for Three-Dimensional Complex Flow Simulation", *Journal of Computational Physics*, vol. 161, 35-60.
- [25] Lalli F., Berti D., Miozzi M., Miscione F., Porfidia B., Serva L., Vittori E., Romano G.P. (2001): "Analysis of Breakwater-Induced Environmental Effects at Pescara (Adriatic Sea, Italy) Channel-Harbor", 11th International Offshore and Polar Engineering Conference, Stavanger, Norway
- [26] Lalli F., Berti D., Miozzi M., Miscione F., Porfidia B., Vittori E., De Girolamo, P. (2001): "Porto di Pescara: analisi degli effetti indotti sul litorale dal nuovo molo di levante", *Rapporto Tecnico Gruppo di Lavoro ANPA-Ministero delle Infrastrutture*.
- [27] Lalli F., Miozzi M., Romano G. P., (2002): "Some remarks on river mouth flow", 12th International Offshore and Polar Engineering Conference, Kitakyushu, Japan.
- [30] F. Lalli, B. Gallina, M. Miozzi, G.P. Romano (2003): "Interaction Between River Mouth Flow and Marine Structures: Numerical and Experimental Investigations", *International Symposium on Shallow Flows*, Delft, giugno.
- [28] F. Lalli, P. Bassanini (2004): "Wave-Current Interaction in Shallow Flows", *International Journal of Offshore and Polar Engineering*, vol. 14, n. 2.
- [32] Lalli F, Falchi M, De Antoniis L, Romano GP (2004): "Analisi delle interazioni tra deflusso fluviale e opere marittime nel porto di Pescara: indagini sperimentali, simulazioni numeriche, osservazioni in campo", *rapporto tecnico APAT*.
- [33] Corsini S, Inghilesi R, Bruschi A, del Gizzo M, Morucci S, Orasi A, Verrastro E, Lalli F (2004) "Analisi delle interazioni tra deflussi e opere marittime alla foce del fosso Mascarello (Lt): simulazioni numeriche, osservazioni in campo" *rapporto tecnico APAT*.
- [34] F. Lalli, P.G. Esposito, R. Piscopia, R. Verzicco (2005): "Fluid-particle flow simulation by averaged continuous model", *Computers & Fluids*, vol. 34, no. 7.
- [35] Lalli F, Corsini S, Guiducci F, Cerri C, Falchi M, Lisi I, Morra L, Ravaioli C, Verrastro E (2005): "Dispersione del deflusso fluviale nell'area portuale di Pescara: proposte preliminari di intervento", *rapporto tecnico-scientifico APAT*.
- [36] Lalli F., Falchi M., Romano G. P., Romolo A., Verzicco R. (2007): "Jet-wall Interaction in Shallow Waters", *International Journal of Offshore and Polar Engineering*, Vol. 17, No. 2.
- [37] P. Borrello, A. Bruschi, L. Giannini, F. Lalli, R. Lama, L. Liberti, S. Mandrone, V. Pesarino, E. Piervitali (2007): "Analisi delle interazioni tra deflussi e complesso portuale in progetto alla foce del fosso Mascarello (Lt): simulazioni numeriche e prove sperimentali", *rapporto tecnico-scientifico APAT*.

[38] F. Lalli, A. Bruschi, L. Liberti, S. Mandrone, V. Pesarino and P. Bassanini (2008): “Numerical analysis of flat plate breakwater”, International Conference on Coastal Engineering, Amburgo.

[39] A. Bruschi, F. Lalli, R. Lama, L. Liberti, S. Mandrone, V. Pesarino (2009): “Implementazione di modelli numerici per l’analisi dei problemi della fascia costiera prospiciente la riserva naturale della Sentina (Comune di S. Benedetto del Tronto - AP)”, rapporto tecnico-scientifico ISPRA.

[40] Lalli F., Bruschi A., Lama R., Liberti L., Mandrone S., Pesarino V. (2010): “Coanda effect in coastal flows”, Coastal Engineering, vol. 57, n. 3.