

**Università degli Studi di Napoli Federico II**

Polo delle Scienze e delle Tecnologie

**Facoltà d'Ingegneria**



**DIIA**

**Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Ambientale 'Girolamo Ippolito'**

Dottorato di Ricerca in

**Ingegneria delle Reti Civili e dei Sistemi Territoriali**

**Indirizzo Ingegneria Idraulica**

XIX ciclo

Tesi di Dottorato

**IMPIEGO DEI METODI DI SIMULAZIONE DI UNA RETE IDRICA PER  
UNA PIU' EFFICIENTE GESTIONE E PER UNA EFFICACE RISPOSTA  
ALLE EMERGENZE DERIVANTI DA CONTAMINAZIONE**

**ANNAMARIA ETHER DE SANCTIS**

**TUTOR:**

Prof. ing. Massimo Greco

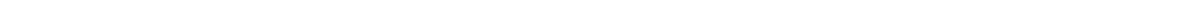
**COORDINATORE:**

Prof. ing. Domenico Pianese

---

NAPOLI, NOVEMBRE 2006

*A mia madre*



## Ringraziamenti

*Schola est officina,  
in qua novelli animi  
ad virtutem formantur.*

(Comenius)

Un caldo ringraziamento al Prof. Massimo Greco, maestro nella trasmissione del sapere, che mi è stato affettuosa guida e sostegno morale nel realizzare questa splendida opportunità di studio e formazione.

---

# INDICE

<b>1. INTRODUZIONE</b>	<b>7</b>
1.1. PREMESSA	
1.2. MODELLI DI SIMULAZIONE	
1.3. LE RICERCHE EFFETTUATE PER LA TESI	
<b>2. POSIZIONAMENTO DEI SENSORI PER LA CALIBRAZIONE DI UNA RETE IDRICA</b>	<b>16</b>
2.1. INTRODUZIONE	
2.2. PROBLEMA DI SIMULAZIONE E PARAMETRI	
2.3. IL MONITORAGGIO AI FINI DELLA CALIBRAZIONE	
2.4. CALIBRAZIONE MODELLI DI SIMULAZIONE	
2.4.1. I METODI DI CALIBRAZIONE	
2.5. POSIZIONAMENTO DEI SENSORI PER LA CALIBRAZIONE DI UNA RETE IDRICA	
2.5.1 DAI METODI DI POSIZIONAMENTO DEI SENSORI ANALIZZATI A QUELLI PROPOSTI	
2.6. APPLICAZIONI	
2.6.1 APPLICAZIONE DEI METODI AD UNA RETE DA TRENTA NODI	
2.6.2 APPLICAZIONE DEI METODI AD UNA RETE DA DIECI NODI	
<b>3 CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE</b>	<b>66</b>
3.1 INTRODUZIONE	
3.2 CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE	
3.3 RISCHIO DI CONTAMINAZIONE PER UN SISTEMA DI DISTRIBUZIONE IDRICA	
3.4 TECNICHE DI LOCALIZZAZIONE DELLE STAZIONI DI MONITORAGGIO	
3.5 PROBLEMA INVERSO PER LA CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE	

## **4 VULNERABILITÀ ALLA CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE 88**

### **4.1 INTRODUZIONE**

### **4.2 PROCEDURA PER L'ANALISI DI VULNERABILITÀ**

### **4.3 APPLICAZIONI E RISULTATI**

#### **4.3.1 SIMULAZIONI NUMERICHE PER LA I APPLICAZIONE**

#### **4.3.2 SIMULAZIONI NUMERICHE PER LA II APPLICAZIONE**

## **5 COMPUTER MODELS 119**

### **5.1 EPANET**

#### **5.1.1 SOLVER MODULE**

### **5.2 PARTICLE BACKTRACKING ALGORITHM**

#### **5.2.1 OUTLINE OF PBA:**

#### **5.2.2 PBA WITHOUT STORAGE TANKS**

#### **5.2.3 PBA WITH STORAGE TANKS**

#### **5.2.4 UTILITY OF THE I/O MODEL**

## **6 DETERMINING POSSIBLE CONTAMINANT SOURCES THROUGH FLOW PATH ANALYSIS 139**

### **6.1 IDENTIFICATION OF POSSIBLE CONTAMINATION SOURCES: INTRODUCTION**

### **6.2 IMPACT COEFFICIENTS AND THE PARTICLE BACKTRACKING ALGORITHM FOR THE IDENTIFICATION PROBLEM**

### **6.3 CSA ALGORITHM DESCRIPTION**

### **6.4 EXAMPLE CALCULATIONS**

### **6.5 APPLICATIONS AND RESULTS**

#### **6.5.1 CASE OF STUDY: APPLICATION TO A REAL NETWORK**

### **6.6 REMARKS**

## **7 PROBLEMA INVERSO PER LA CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE 175**

### **7.1 INTRODUZIONE**

### **7.2 TECNICA DI IDENTIFICAZIONE DELLA SORGENTE CONTAMINATE: IPOTESI E PROCEDURA**

7.2.1	LA PROCEDURA DI IDENTIFICAZIONE	
7.2.2	OSSERVAZIONI SU ALCUNE IPOTESI	
7.3	APPLICAZIONI (SIMULAZIONI DI PERIODO SINGOLO)	
7.4	ANALISI DI INCERTEZZA SULLE PORTATE EROGATE: PROCEDURA	
7.4.1	APPLICAZIONI NEL CASO DI INCERTEZZA SULLA DOMANDA (SIMULAZIONI DI PERIODO ESTESO)	
7.4.2	IMMISSIONE DI UNA CONCENTRAZIONE DI INQUINANTE NON COSTANTE NEL TEMPO	
7.4.3	INFLUENZA DELLA SCELTA DELLE POSIZIONI DELLE STAZIONI DI MONITORAGGIO	
7.4.4	INFLUENZA DEGLI ERRORI DI MISURA	
7.4.5	APPLICAZIONI DELLA METODOLOGIA AI CASI DI SERBATOIO DI COMPENSO LOCALE E DI SERBATOIO A LIVELLO INVARIABILE	

## **8 CONTAMINAZIONE DI UN SERBATOIO: RISULTATI PRELIMINARI** **222**

8.1	PREMESSA	
8.2	IMPIANTO SPERIMENTALE	
8.3	MODALITÀ DI ACQUISIZIONE E TECNICHE DI ELABORAZIONE DELLE IMMAGINI	
8.4	ESPERIMENTI E RISULTATI PRELIMINARI	

## **9 CONCLUSIONI** **244**

## **10 RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI** **252**

10.1	RIFERIMENTI PER LA PRIMA PARTE: CALIBRAZIONE E POSIZIONAMENTO SENSORI	
10.2	RIFERIMENTI PER LA PARTE SULLA QUALITÀ DELLE ACQUE.	

# CAPITOLO 1

---

# **1. INTRODUZIONE**

## **1.1 PREMESSA**

In questa tesi si affronteranno alcune tematiche legate alla protezione delle reti idriche da eventi di contaminazione accidentale o deliberata, ed alle misure di gestione che possono derivare dalla necessità di offrire alla popolazione servita un'adeguata protezione contro il verificarsi di simili evenienze. Strumento principe di ogni politica di gestione razionale e di ogni pianificazione della gestione è la capacità di costruire e simulare scenari di eventi improbabili avverso i quali predisporre i piani. E perciò la relazione conterrà, nelle parti preliminari, una disamina sintetica dei metodi di simulazione, e delle tecniche per un'efficiente calibrazione dei simulatori. Poiché la calibrazione, come si dirà, costituisce un problema complesso, si analizzeranno anche alcuni contributi, e si proporranno delle tecniche innovative, per posizionare nella maniera più utile i pochi sensori solitamente disponibili in modo da ottenere una massima efficienza della calibrazione a parità di risorse impiegate.

Il seguito della tesi, come sarà meglio specificato più avanti, sarà invece dedicato specificamente ai problemi della contaminazione, nello spirito prima indicato.



## 1.2 MODELLI DI SIMULAZIONE

I modelli di simulazione delle reti di distribuzione idrica assumono un ruolo fondamentale nella loro gestione e nella pianificazione di eventuali interventi. Essi devono essere in grado di riprodurre il funzionamento della rete e di riprodurre l'evoluzione al variare delle condizioni di funzionamento della stessa. Per tale scopo bisogna essere certi che i risultati dei modelli di simulazione siano prossimi a quelli osservati direttamente nella rete reale.

Un modello di simulazione può essere descritto come una serie di procedimenti risolutivi delle equazioni della rete attraverso cui, noti dei parametri di ingresso ( dati di input ), si è in grado di ricavare alcune grandezze incognite ( dati di output ). Il sistema di equazioni che governano il moto permanente in una rete di condotte si compone di equazioni di continuità nei nodi e di resistenza al moto su ogni tratto.

Le equazioni di continuità esprimono la condizione che la portata complessivamente entrante in ciascun nodo sia uguale a quella uscente, quindi si hanno tante equazioni di questo tipo quanti sono gli  $N$  nodi della rete.

Com'è noto, la simulazione del funzionamento di una rete, detta anche verifica della rete, si pone nei seguenti termini: considerando noti i diametri, le lunghezze e le scabrezze delle condotte, le portate erogate lungo i lati, che vengono ricondotte a portate concentrate nei nodi e le quote piezometriche ai serbatoi (o torre piezometrica), le incognite del problema sono le quote piezometriche nei nodi interni ( $N$ ) e le portate circolanti nelle condotte ( $L$ ). In tal caso il problema risulta determinato in quanto il numero di equazioni eguaglia il numero delle incognite, entrambe pari a  $N+L$ . Data la non linearità delle equazioni del moto, si utilizza un metodo iterativo per la risoluzione del sistema di equazioni. In questa sede si prescindere dalla scrittura delle equazioni, limitandosi ad enunciare i principali metodi numerici realizzati per risolvere tale sistema di equazioni. Curto e Tumbiolo (1993) riconducono i vari metodi esistenti ai tre principali: il metodo di Hardy-Cross (1936), il metodo Newton-Raphson (o del gradiente) (1963) e il metodo dell'Analisi Lineare (1972).

La storia dello sviluppo dei modelli di simulazione per le reti idriche si può essenzialmente dividersi in tre periodi (Ormsbee, 2006) : 1) il periodo prima dell'avvento dei computer; 2) il periodo degli albori dei computer; 3) il periodo dei metodi avanzati

Al primo periodo appartiene il metodo di Hardy-Cross, l'unico a prestarsi al calcolo manuale, per ciascuna iterazione le equazioni si risolvono l'una indipendentemente dall'altra.

Il secondo periodo è caratterizzato dall'arrivo dei computer e nel 1957 Hoag e Weinberg adattarono il metodo di Hardy Cross per risolvere il problema di simulazione al computer. In quello stesso anno diverse società di ingegneria iniziarono ad utilizzarlo.

Gli altri due metodi nascono nel periodo più recente, Martin e Peters (1963) e poi nel 1972, Wood e Charles (il cui algoritmo fu introdotto in programmi commerciali quali ad esempio WOODNET, KYPIPE, PIPE2000)

A differenza del metodo Hardy Cross, con questi altri due metodi per ciascuna iterazione si opera simultaneamente su tutte le equazioni del sistema da risolvere. Ciò, da un lato, consente una più rapida convergenza alla soluzione anche per reti complesse (minore numero di iterazioni), ma, dall'altro, necessita dell'uso del calcolo automatico. Soprattutto per reti complesse, risulta importante la scelta dell'algoritmo di risoluzione, per assicurare al metodo convergenza e stabilità.

Inoltre va ricordato il procedimento sviluppato da Todini e Pilati (1987), interessante variante del "metodo del gradiente", basato sulla minimizzazione della energia totale del flusso nella rete. Questo metodo è stato adottato dalla Environmental Protection Agency degli Stati Uniti per lo sviluppo del programma EPANET (Rossman, 1993).

Per ciò che concerne i parametri di ingresso del simulatore, si evince che alcuni di essi sono quantificabili in modo preciso ( ad esempio diametri e lunghezze delle condotte ) altri invece sono delle grandezze di non facile individuazione in quanto risulta impossibile effettuare delle misure dirette per determinarli. Un parametro avente queste caratteristiche è la scabrezza delle condotte che può essere stimata dall'operatore solo con un elevato grado di incertezza. In oltre l'evoluzione nel tempo di tale grandezza risulta essere estremamente incerta e dipendente dalla modalità d'invecchiamento delle condotte.

E' tuttavia evidente l'importanza di una buona stima delle scabrezze al fine di ottenere una buona corrispondenza tra i risultati del modello e quelli effettivamente riscontrati nella rete reale. A questi parametri incerti si aggiungono anche le portate erogate ai singoli nodi.

Se si trascura l'errore connesso alla eventuale semplificazione della rete, la differenza osservata fra il modello e la realtà è in buona parte da attribuire all'incertezza nella stima di quei parametri di input di difficile determinazione. La valutazione dei parametri incogniti della rete, che inserite nel modello matematico adottato permettano di ottenere risultati numerici aderenti alla realtà, costituisce la calibrazione del modello stesso di cui si dirà nel capitolo successivo.

I primi modelli simulavano solo il comportamento idraulico e solo in condizioni di moto permanente. Ma con l'avvento di computer più potenti, sono stati sviluppati modelli di simulazione di periodo lungo ("*extended period simulation model*" o "*quasi-steady*") per simulare il comportamento in condizioni di domande variabili nel tempo e di esercizio, ciò era necessario in quanto il sistema di portate erogate e di conseguenza i flussi in rete variano nel corso del tempo.

Inoltre attualmente sono disponibili anche modelli di simulazione in condizioni di moto vario, per considerare l'evoluzione temporale delle variabili di stato in conseguenza di manovre di vario genere (modifica del grado di apertura di valvole, l'avviamento o l'arresto di pompe, ...).

Nei primi anni '80 furono introdotti i concetti della modellazione per la qualità delle acque potabili (Clark et al., 1986) tanto che oggi la maggioranza dei modelli di simulazione delle reti idriche incorporano una routine per la simulazione delle caratteristiche di qualità dell'acqua. I modelli di qualità utilizzano le informazioni in uscita dalla simulazione idraulica per determinare la variabilità spaziale e temporale delle concentrazioni.

Questi modelli possono essere suddivisi in due categorie a seconda se si basano su di un approccio Euleriano o Lagrangiano.

Nell'approccio Euleriano si dividono le condotte in una serie di fissati volumi di controllo o griglie e si muove l'acqua nelle posizioni delle griglie così da rappresentare lo

spostamento del componente nella condotta. Nell'approccio di tipo Lagrangiano si seguono i cambiamenti di particelle discrete di acqua così come viaggiano attraverso la rete.

Il capitolo 5 è dedicato alla descrizione di due modelli utilizzati per alcune applicazioni del lavoro di Tesi.

### **1.3 LE RICERCHE EFFETTUATE PER LA TESI**

Di seguito si vuole delineare il percorso di ricerca e studio seguito per lo svolgimento della Tesi di Dottorato menzionando brevemente, in riferimento alle problematiche affrontate, le varie metodologie proposte.

Nei paragrafi iniziali del corrente capitolo si è soffermata l'attenzione sull'utilità dei modelli di simulazione, necessari a riprodurre il comportamento delle reti e predirne l'evoluzione al variare delle condizioni di funzionamento. Le finalità applicative dei modelli sono moltissime ed in questo lavoro sono stati utilizzati per raggiungere differenti scopi. Ad esempio in una fase di pianificazione delle emergenze, i modelli di simulazione sono da intendersi come strumenti di previsione, così come si è inteso in una parte della ricerca effettuando delle analisi per consentire la valutazione della vulnerabilità alla contaminazione. In una fase di progettazione i modelli rappresentano uno strumento per progettare fasi di monitoraggio per la scelta ottimale del numero e delle posizioni dei punti di misura per il raggiungimento di uno specifico obiettivo, come ad esempio quelli relativi alla qualità dell'acqua o ancora alla calibrazione del modello stesso, anche quest'ultimo aspetto è analizzato nel lavoro. Ancora, per quanto riguarda la qualità dell'acqua in rete, dopo l'individuazione di una situazione di contaminazione in atto, è opportuno intervenire con l'applicazione di modelli in grado di identificare i punti da cui si è originata la contaminazione, così da poter applicare opportuni piani di gestione delle emergenze.

Qualunque sia il tipo di modello adoperato, però, l'attendibilità dei risultati di una

simulazione è condizionata dall'accuratezza con la quale l'operatore riesce a descrivere la rete sia dal punto di vista geometrico sia da quello idraulico; risulta pertanto necessaria una fase di calibrazione del modello senza la quale si otterrebbero risultati diversi da quelli delle misure per svariate cause come la difficile valutazione di alcuni parametri di ingresso (portate erogate all'utenza e le scabrezze delle tubazioni).

Alla base della definizione di una procedura di calibrazione vi è però la necessità di un'adeguata conoscenza del funzionamento reale della rete di distribuzione che si può ottenere solamente con l'acquisizione di dati forniti da opportuni sensori che però non possono coincidere con tutte le portate circolanti e con tutti i carichi ai nodi, sia per l'oggettiva impossibilità di fare ciò sia perché un aumento di misure non sempre porta ad un miglioramento delle prestazioni. Per questo si è focalizzata l'attenzione su tecniche per la progettazione della localizzazione dei sensori per la calibrazione di un modello (capitolo 2). Si è proceduto alla rielaborazione di alcune tecniche note in letteratura e al confronto dei loro risultati con un nuova tecnica qui proposta che tenga conto di alcune limitazioni delle precedenti tecniche.

È importante quindi avere un'efficace disposizione dei punti di misura per ottenere una buona calibrazione dei modelli di simulazione delle reti di distribuzione idrica; ma una corretta scelta della disposizione delle stazioni di monitoraggio è fondamentale anche nei problemi di gestione degli eventi di contaminazione della risorsa.

È ben noto come la contaminazione, accidentale o deliberata, dell'acqua potabile in sistemi di distribuzione idrica comporti un rischio per la salute pubblica. Al fine di ridurre l'esposizione all'acqua contaminata, è necessario sviluppare ed implementare metodi sia per la valutazione dei diversi scenari di rischio, sia per il rilevamento della contaminazione e sia per la localizzazione dei possibili punti dai cui si è originata la contaminazione stessa.

Le problematiche appena enunciate si inseriscono in un contesto della gestione delle reti attualissimo a cui solo ora le letterature scientifica sta riservando grande spazio.

Prima di tutto per ridurre il rischio alla contaminazione di una rete idrica i gestori devono effettuare un'analisi di vulnerabilità del sistema. Nel capitolo 4 la ricerca sviluppata riguarda essenzialmente la vulnerabilità dell'utenza servita ai problemi derivanti dalla contaminazione dell'acqua. Il problema è affrontato attraverso un approccio

stocastico anziché con le classiche simulazioni di tipo deterministico, dove si rischia di sottostimare la popolazione che risulterà esposta all' agente nocivo a causa delle inevitabili incertezze su alcuni dati di ingresso alla simulazione. Si procede ad un confronto della valutazione di diversi parametri attraverso i quali è possibile avere una stima della popolazione esposta alla contaminazione.

Una volta che i sistemi di monitoraggio della qualità dell'acqua rilevino una contaminazione in uno o più sensori, i provvedimenti dovrebbero essere tesi a localizzare le possibili posizioni della sorgente di contaminazione. Infatti, la conoscenza tempestiva dei punti di origine consentirebbe di isolare idraulicamente la sorgente dalla maggior parte della rete e possibilmente di limitare la massa totale di contaminate aggiunta. Inoltre, le posizioni trovate potrebbero essere utilizzate in un'analisi di vulnerabilità ottenendo una stima dell'evolversi dell'evento. Ed in questo contesto si inseriscono le due tecniche di identificazione della sorgente di contaminazione in una rete di distribuzione idrica realizzate durante il periodo di ricerca e proposte nei capitoli 6 e 7.

Il primo metodo (capitolo 6) riguarda l'identificazione di tutte le possibili posizioni e tempi candidati ad essere sorgenti di contaminazione che risultano coerenti con l'evento di contaminazione rilevato dai sensori per la qualità dell'acqua. Questa parte è stata sviluppata in collaborazione con il professor *James Uber* durante il periodo di ricerca svolto all'estero presso il *Department of Civil and Environmental Engineering – University of Cincinnati Ohio (USA)*. Il metodo proposto (*Contamination Status Algorithm*) è pensato per funzionare in tempo reale attraverso utilizzo di misure on-line sulla presenza o assenza di un'alterazione della qualità dell'acqua. La tecnica, che richiede la conoscenza della situazione idraulica della rete, utilizza i risultati in uscita da un modello Input/Output, vale a dire i percorsi dei flussi dell'acqua che vanno da ogni nodo in cui è installato un sensore e i tempi di percorrenza da i nodi fino al punto di misura lungo i diversi percorsi.

La seconda tecnica (capitolo 7) consente di risolvere il problema dell'identificazione della sorgente di contaminazione, nell'ipotesi di un solo punto di immissione, una volta che i sensori rilevino una contaminazione in atto. La metodologia si basa su un'analisi dei percorsi in rete sul concetto di "copertura della domanda" e, una volta ridotto il numero

delle variabili, risolve un problema di ottimizzazione linearizzato in cui si minimizzano le differenze tra i valori di concentrazione misurati e quelli simulati.

I punti potenziali in cui può essere immesso il contaminante in un sistema di distribuzione idrica sono molteplici, ma tra questi i serbatoi sono quelli a più alto rischio, nonostante le ingenti quantità di sostanze necessari per la contaminazione dei notevoli volumi d'acqua in essi contenuti. È stata, quindi, iniziata una sperimentazione proprio sul problema della funzionalità e della vulnerabilità dei serbatoi ad uso potabile. La sperimentazione è stata avviata presso il laboratorio di idraulica del *Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Ambientale "G. Ippolito"* con lo scopo di valutare il comportamento idrodinamico all'interno delle vasche di un serbatoio a pianta rettangolare, durante l'esercizio e di valutare l'entità e gli effetti del processo dispersivo a seguito di un'eventuale sversamento di inquinante nelle vasche stesse. Si è messa a punto una tecnica basata sull'analisi di immagini acquisite durante le fasi della immissione del contaminante, come si vedrà nel capitolo 8. Questo tema specifico di ricerca, iniziato da poco, deve ancora essere sviluppato ulteriormente, ma qui si darà comunque conto di qualche risultato preliminare, e delle tecniche sperimentali messe a punto allo scopo.

## **CAPITOLO 2**

---



## **2. POSIZIONAMENTO DEI SENSORI PER LA CALIBRAZIONE DI UNA RETE IDRICA**

### **2.1 INTRODUZIONE**

Dopo alcuni anni dall'emanazione della L. 36/94 (Legge Galli), in Italia ci si è avviati verso la concreta attuazione di un programma di razionalizzazione dei servizi idrici finalizzato al superamento dell'estrema frammentazione di questi servizi, delle disfunzioni del settore e della loro scarsa qualità; per questo motivo è sempre crescente l'attenzione al raggiungimento di una buona gestione, pianificazione e industrializzazione dei servizi idrici: tra questi rientra anche la gestione delle reti di distribuzione idrica tesa ad avere un uso più oculato della risorsa.

Da questo punto di vista è estremamente utile disporre di modelli in grado di simulare adeguatamente il comportamento delle reti di distribuzione idrica e predirne l'evoluzione al variare delle condizioni di funzionamento. Anche se le finalità applicative dei modelli sono molte, l'attendibilità dei risultati di una simulazione è condizionata dall'accuratezza con la quale l'operatore riesce a descrivere la rete sia dal punto di vista geometrico sia da quello idraulico; risulta pertanto necessaria una fase di calibrazione del modello senza la quale si otterrebbero per svariate cause risultati diversi da quelli delle misure (Ecac, 1999).

Tra queste cause ci sono gli errori, che nella maggior parte dei casi non sono considerati, dovuti alla semplificazione dello schema geometrico della rete attraverso o la parametrizzazione, in cui si assume che gruppi di tubi abbiano le stesse scabrezze, o la skeletonizzazione, in cui, eliminando alcuni tratti, si ottiene uno schema semplificato ma idraulicamente rappresentativo del funzionamento della rete (Mallick et al., 2002; Ferreri et al., 1997); ma la causa di maggior peso è la difficile valutazione di alcuni parametri di ingresso come in particolare modo le portate erogate all'utenza, la cui distribuzione nel tempo è valutata solo statisticamente, o le scabrezze delle tubazioni che a causa del processo di invecchiamento sono difficilmente prevedibili.

La calibrazione, pertanto, è quella procedura che, a partire dalle rilevazioni in un ridotto numero di sezioni di misura di alcune grandezze (nello specifico i carichi ai nodi e le portate circolanti nei lati), ricerca quei valori dei parametri da fornire al modello (scabrezze e portate erogate) tali da garantire un buon accordo tra i risultati di questo e quelli registrati. Il problema della calibrazione nelle reti idriche è relativamente recente e, prescindendo da approcci preliminari, come i metodi intuitivi "trial and error" che hanno lo scopo di effettuare un esame della rete così da eliminare errori gli più grossolani, i primi importanti contributi risalgono ai metodi analitici/euristici proposti da Walski (1983) e Bhave (1988), mentre le maggiori applicazioni si hanno con tecniche (Shamir e Howard, 1977; Ormsbee et al, 1986, Ormsbee, 1989) basate su metodi espliciti e impliciti. Nel paragrafo 2.4.1 si darà una sintesi sui principali metodi di calibrazione riportando lo stato dell'arte su tale argomento.

La difficoltà della calibrazione dei modelli di reti idriche consiste proprio nel fatto che fra i dati in ingresso compaiono i parametri da calibrare, a questo si aggiunge il problema dell'identificabilità e quindi la non unicità della soluzione legato al fatto che differenti valori dei parametri di calibrazione possono condurre allo stesso valore delle variabili predette.

Alla base della definizione di una procedura di calibrazione vi è però la necessità di un'adeguata conoscenza del funzionamento reale della rete di distribuzione che si può ottenere solamente con l'acquisizione di dati forniti da opportuni sensori. Tali dati

comunque non possono coincidere con tutte le portate circolanti e con tutti i carichi ai nodi, sia per l'oggettiva impossibilità di fare ciò sia perché un aumento di misure non sempre porta ad un miglioramento delle prestazioni. Fino ad ora non è stato ancora esattamente precisato come e dove occorra misurare per avere un giusto compromesso fra una campagna di misure economica e l'ottenimento di un congruo numero di dati di qualità attendibile.

Non potendo disporre di tutti i sensori necessari è importante prevedere un'adeguata pianificazione delle misure, generalmente indicata come "sampling design"; questa fase consiste nello stabilire il numero di sensori da installare, la frequenza di campionamento delle misure, ma soprattutto riguarda l'operazione di progettazione della localizzazione dei sensori, "sensor location".

In letteratura non sono presenti molti lavori sul posizionamento dei sensori ed inoltre la maggior parte di essi considera una situazione, generalmente non realistica, in cui non sono stati installati precedentemente dei sensori, mentre nei sistemi reali di reti idriche è possibile trovare sensori già posizionati secondo criteri non congruenti con quelli di uno specifico obiettivo, come ad esempio per la calibrazione di un modello.

Tra questi di notevole interesse sono i contributi di Pudar e Liggett (1992), Bush e Uber (1998), Di Cristo, Del giudice, Greco (2003), che propongono metodi che utilizzano direttamente o indirettamente la matrice di sensitività delle pressioni nei nodi e delle portate nelle condotte per stimare la qualità della calibrazione relativa a ciascuna disposizione; da queste matrici si può capire dove è più opportuno effettuare le misure delle grandezze considerate.

La posizione del sensore da aggiungere è scelta in modo tale da minimizzare l'incertezza con cui sono stimati i dati di input, ottenendo una migliore qualità della calibrazione; ma con questi metodi, pur tenendo conto della sensitività globale e/o relativa ai singoli parametri, non si considerano gli eventuali legami e correlazioni tra misure effettuate in punti più o meno vicini della rete né quanta influenza si potrebbe avere al variare della scelta del primo punto di misura sulla possibilità di raggiungere una migliore qualità della calibrazione con un minore numero di punti di misura.

È quindi importante avere un'efficace disposizione dei punti di misura per ottenere una

buona calibrazione dei modelli di simulazione delle reti di distribuzione idrica; anche questo è uno dei tanti problemi che riguardano l'efficienza gestionale e di manutenzione delle reti idriche.

Nel capitolo si procede ad un'analisi delle tecniche di Sensor Location per la calibrazione e al suo stato dell'arte (paragrafo 2.5) e ad alcune applicazioni con tecniche di letteratura e quelle proposte (paragrafo 2.6), ma prima passare a ciò ci si soffermerà sul problema della calibrazione e dell'acquisizione dei dati in base ai lavori prodotti da numerosi autori.

## **2.2 PROBLEMA DI SIMULAZIONE E PARAMETRI**

Le reti idriche sono grossi sistemi il cui obiettivo è quello di convogliare l'acqua dalla fonte ai consumatori, quando se ne ha necessità, nelle giuste quantità e in base ai livelli di qualità richiesti. Esse costituiscono dei sistemi in continua evoluzione a causa di diversi fattori quali, ad esempio, i processi di invecchiamento delle strutture e le eventuali espansioni in nuove aree che determinano una variazione delle caratteristiche idrauliche.

Una rete di distribuzione in pressione e in regime permanente è topologicamente individuata mediante la connessione di condotte (gli  $L$  lati, ognuno caratterizzato da diversi parametri quali lunghezza, diametro, scabrezza, portata circolante) con punti (gli  $N$  nodi) terminali delle condotte. I nodi sono detti interni, se congiungono due o più condotte e in cui non è fissata la quota piezometrica, ed esterni, se sono direttamente connessi con un serbatoio o un torre piezometrica e in cui è fissata o la quota piezometrica o la portata; generalmente ad un nodo esterno è collegata una sola condotta. Inoltre, una parte di rete costituisce una maglia se ogni sua coppia di nodi è unita da esattamente due percorsi, quindi una maglia costituisce un percorso chiuso.

Per una rete costituita da  $L$  condotte,  $N$  nodi interni,  $S$  serbatoi e  $M$  maglie sussiste la relazione topologica di Eulero:

$$L=N+S-1+M$$

Per una corretta gestione e pianificazione dei sistemi di distribuzione idrica risulta necessaria l'introduzione di modelli di simulazione, perché essi consentono la riproduzione del comportamento reale della rete in diverse situazioni e condizioni di carico, rappresentano inoltre un valido aiuto nella progettazione, nel monitoraggio, nella programmazione delle operazioni di manutenzione e ampliamento (Greco, Del Giudice, Di Cristo, 1998).

I parametri di ingresso del simulatore possono essere relativi sia alle caratteristiche fisiche (topologia, diametri, lunghezze, coefficienti di scabrezza delle tubazioni, curve caratteristiche delle pompe e coefficienti di perdita di carico delle valvole) sia alle condizioni di esercizio (distribuzioni delle portate erogate nei nodi) sia ad altre condizioni, come assetti delle valvole, lo stato di funzionamento delle pompe, livello nei serbatoi.

Assegnati i parametri di input, un modello di simulazione in un problema diretto (di verifica e di gestione) risolve le equazioni (di continuità e del moto) che descrivono il comportamento della rete, fornendo le pressioni nei nodi e le portate circolanti nei tratti. Di seguito si farà un breve richiamo alle equazioni poste a base del problema.

Le condizioni di uguaglianza tra la portata entrante e quella uscente da ogni nodo sono espresse dalle N equazioni di continuità:

$$A_N^T \vec{Q} + \vec{q} = 0$$

nella quale  $\vec{q}$  e  $\vec{Q}$  sono i vettori rispettivamente delle N portate  $q_j$  erogate nei nodi interni e delle L portate circolanti  $Q_i$ ,  $A_N$  è la matrice [L x N] di connessione lati-nodi interni il cui generico elemento  $a_{ij}$  vale +1 o -1 se l' j-esimo nodo è l'estremo di valle o di monte del lato i-esimo, secondo il verso a questo attribuito, zero se non appartiene al tratto in esame, mentre  $A_N^T$  è la sua trasposta.

Il legame tra la perdita di carico tra gli estremi del tratto, la portata in esso circolante e le sue caratteristiche idrauliche e geometriche (diametro, lunghezza e scabrezza) è dato dall' equazione del moto:

$$-(A_N \cdot \vec{h}_N + A_S \cdot \vec{h}_S) = D \cdot \vec{q}$$

$\vec{h}_N$  e  $\vec{h}_S$  sono i vettori delle quote piezometriche  $h_j$  rispettivamente dei nodi interni e dei nodi esterni,  $A_S$  è la matrice [L x S] di connessione lati-nodi esterni, mentre D è una matrice diagonale [L x L] in cui gli elementi della diagonale principale sono pari a:

$$d_i = r_i \cdot |Q_i|^{\alpha-1} \quad i = 1 \dots L$$

$r_i$  è il fattore di resistenza della condotta e assume forme diverse a secondo della legge di resistenza considerata.

Assegnanti i dati iniziali e risolvendo il sistema di L+N equazioni non lineari si ricava la soluzione ( $Q_i, h_j$ ), il problema di simulazione è perciò un problema determinato; in effetti ciò sarebbe vero se tutti i dati di ingresso si riferissero alla reale situazione della rete, quindi i valori ottenuti possono non riprodurre il vero comportamento della rete. La soluzione ricercata nel problema di verifica, fornisce un comportamento della rete idraulicamente congruente rispetto ai valori assunti per le variabili di ingresso. Diversi autori hanno formulato apposite tecniche, ma, come si intende discutere in questo lavoro, restano ancora irrisolti alcuni punti, come ad esempio l'unicità della soluzione trovata.

Confrontando i valori degli output del modello di simulazione con misure del medesimo parametro, possono esserci delle differenze dovute proprio ad errori nei dati di ingresso. Nell'ambito di queste grandezze di difficile valutazione, in particolare se ne individuano due che rivestono un maggior peso e interesse in questo studio: i coefficienti di scabrezza delle condotte e le portate erogate ai nodi. In realtà a produrre risultati erronei concorrono molte altre cause, quali ad esempio gli effetti dell'errore delle misure (Lansey et al., 2001) e l'eventuale semplificazione o zonizzazione della rete, a queste si aggiungono, come riportato nelle linee guida dell'ECAC (1999) errori nelle mappe del sistema, quote geometriche dei nodi, effetto del tempo, anomalie geometriche, curve

caratteristiche delle pompe, strumenti di misura non ben calibrati.

Tuttavia l'influenza di tutti questi altri aspetti non è presa in esame in questo lavoro, dove essi saranno assunti come parametri certi.

Le scabrezze rappresentano dei parametri variabili nello spazio (ad esempio lungo la condotta) e nel tempo; infatti dopo alcuni anni di funzionamento della rete a causa del processo di invecchiamento il loro valore è difficilmente prevedibile e se ne può avere solo un'indicazione dedotta dall'esperienza. Per le portate erogate invece le informazioni disponibili sono su base statistica, infatti attraverso l'impiego di modelli previsionali basati su approcci analitici o statistici (Amoruso et al., 1994, Bonvissuto e Mazzola, 1988) è possibile ricavare le loro distribuzioni statistiche, che comunque non consentono di prevedere i valori attuali ad un dato momento in cui si prendono le misure; questo problema delle portate erogate si riflette poi sulla stima dei coefficienti di scabrezza ottenuti tramite la calibrazione.

Ovviamente il problema nasce dal fatto che da una parte delle portate erogate si conoscono soltanto valori probabili, dall'altra i modelli di simulazione sono deterministici così come devono essere i dati di input.

Tra l'altro nella maggior parte dei casi non si dispone perfino di un adeguato numero di misure per la valutazione di una distribuzione statistica temporale in maniera accurata.

Inoltre, sebbene i modelli di simulazione richiedono che l'erogazione dell'acqua avvenga da singoli punti, cioè dai nodi della rete, nella maggior parte dei casi reali la richiesta d'acqua si presenta lungo l'intera condotta. Ovviamente a causa della complessità del sistema, è necessaria una schematizzazione in cui non si tenga conto di ciò.

Tuttavia, in una rete di esercizio è abbastanza semplice avere informazioni relative alla variabilità delle portate nei nodi, ma è anche possibile, pur se non conveniente da diversi punti di vista, effettuare delle misure dirette, ad esempio in continuo con degli strumenti posti in tutti i nodi della rete. Al contrario per le scabrezze non è possibile disporre di misure dirette né tanto meno è semplice poter stabilire la variabilità delle scabrezze, per la molteplicità dei fattori che intervengono nel processo di invecchiamento delle condotte, d'altra parte però si può disporre di valori probabili o di intervalli di variazione, dedotti in

base alle esperienze degli operatori o riportate nei manuali.

A valle di tutte queste considerazioni sulla non corretta assegnazione dei valori dei coefficienti di scabrezza delle condotte e le portate erogate, è facile capire perché questi parametri sono considerati come incerti.

Una buona stima della scabrezza è importante al fine di ottenere una buona corrispondenza tra i risultati del modello e quelli effettivamente riscontrati nella rete reale. La differenza osservata fra il modello e la realtà è in buona parte da attribuire all'incertezza nella stima di quei parametri di input di difficile determinazione.

Le considerazioni precedenti sono di fondamentale importanza per comprendere la necessità di una fase di calibrazione di un modello di simulazione. A tal proposito Ormsbee e Lingireddy ( 1997 ), analizzando risultati desunti da modelli di simulazione non calibrati, hanno mostrato che, generalmente, i parametri ottenuti tramite simulazione differiscono in maniera sostanziale rispetto quelli valutati attraverso misure dirette in rete.

### **2.3 IL MONITORAGGIO AI FINI DELLA CALIBRAZIONE**

Per la calibrazione dei modelli di simulazione, ma anche per risolvere altri problemi ugualmente importanti, quali ad esempio l'individuazione di perdite, è necessario un'adeguata conoscenza del funzionamento della rete. Questa è rappresentata unicamente dai dati forniti dai sensori collocati nei nodi o sui lati della rete. In generale, soprattutto in reti di grosse dimensioni, il numero di sensori disponibili è sempre molto ridotto e l'inserimento di nuovi punti di misura sarebbe spesso auspicabile. Dato l'incremento dei costi che comporta l'introduzione di nuove misure, è fondamentale che esse vengano realizzate nella maniera più efficace possibile. Per questo motivo è molto importante l'operazione di progettazione delle misure, o "sampling design".

Il problema di progettazione delle misure è alquanto complesso in quanto bisogna definire "quanti" e che tipo di sensori installare, dove posizionarli e con che frequenza acquisire i dati.

In generale le situazioni che possono aversi sono di due tipi. Nel primo caso non è



presente alcun sensore nella rete, quindi essa non è inizialmente monitorata, di conseguenza il tipo e il numero di sensori da introdurre è dettato da ragioni di natura essenzialmente economica. Nel secondo caso si tratta di aggiungere uno o più sensori ad una rete già monitorata, quindi occorrerà valutare, oltre al costo dell'operazione, il beneficio che la problematica cui è rivolto il sampling design avrà dall'inserimento di nuovi punti di misura.

Una volta stabilito quali e quante misure eseguire occorre individuare dove posizionare i sensori, tale fase è definita "sensor location" o localizzazione delle misure ed è di questo che ci si occuperà nel seguito del capitolo.

Come già detto, l'introduzione di nuovi punti di misura comporta un incremento dei costi, quindi bisogna eseguire misure nel modo più conveniente possibile. Se le misure sono usate per calibrare un modello di simulazione della rete, l'obiettivo della procedura di sensor location è di sistemarle in modo da avere una buona calibrazione. In altre parole, lo scopo della localizzazione dei punti di misura è quello di individuare la disposizione dei sensori che sia in grado di ridurre maggiormente l'incertezza nella stima dei parametri e di conseguenza migliorare la qualità della predizione del modello di simulazione, fondamentale per un'efficiente gestione della rete.

## **2.4 CALIBRAZIONE MODELLI DI SIMULAZIONE**

Per verificare la correttezza dei risultati della simulazione è necessario confrontarli con le misure che si hanno a disposizione.

Qualora, avendo preso con gli appositi sensori delle misure, ad esempio di quota piezometrica  $h_j$  nei nodi, e avendo confrontato tali misure con i valori  $h_j$  calcolati, non risultasse esserci differenza apprezzabile, non vi sarebbe alcuna necessità di apportare modifiche; ma di norma questo non accade perché i valori che si assegnano ai coefficienti di resistenza e alle portate erogate sono noti solo approssimativamente, come discusso nel paragrafo 2.2.

Assunti come parametri incerti i coefficienti di scabrezza e le portate erogate ai nodi, si

dovrà poi stabilire come utilizzare le misure ricavate per poter modificare questi parametri incerti e quali tecniche si debbono applicare per avere una valutazione dei parametri che più si avvicini a rappresentare la reale situazione che si vuole studiare. Queste tecniche sono proprio quelle di calibrazione del modello di simulazione che consistono nell'andare a correggere i dati di ingresso incerti in modo da minimizzare le differenze tra i valori simulati e quelli misurati (Walski, 1986).

Un punto molto importante nella calibrazione di un modello di simulazione delle reti idriche è, però, la determinazione di quale sarà l'impiego prevalente del modello che è soggetto a calibrazione (Walski, 1995). Un singolo modello può essere certamente utilizzato per differenti scopi, ma sarà necessario applicare tecniche di calibrazione specifiche per ogni tipo di utilizzazione predisposta; anche se, comunque, Walski non ritiene del tutto possibile che un singolo modello possa essere considerato calibrato simultaneamente per tutti gli scopi usuali della simulazione delle reti idriche che classifica in ben sette gruppi: Dimensionamento di massima dei diametri in fase di progettazione preliminare, simulazioni di periodo lungo per studi di progettazione, distrettualizzazione, studi di riabilitazione, studi su l'utilizzo dell'energia, modelli di qualità dell'acqua, programmi di lavaggio.

Sono stati pubblicati molti lavori sul problema della calibrazione (Shamir, 1974, Pudar e Liggett, 1992, Greco et al., 1998, Lansey et al., 2001, Di Cristo e Leopardi, 2003, ...), in alcuni si è cercato di definire gli errori che portano ad avere differenze tra i valori osservati e quelli calcolati, in altri sono presentate tecniche di calibrazione e metodi di raccolta dei dati iniziali.

Resta comunque il fatto che la calibrazione è contraddistinta da diversi problemi tra i quali la non unicità e l'instabilità della soluzione (Hill, 1998).

L'instabilità si presenta quando piccoli cambiamenti, ad esempio nei valori dei parametri o delle osservazioni, cambiano radicalmente i risultati della modellazione inversa. La non unicità della soluzione si presenta quando il problema della calibrazione è soddisfatto da differenti combinazioni dei valori dei parametri; infatti i parametri di input incerti (scabrezze e portate erogate) sono in numero molto elevato mentre le misure a disposizione sono in numero minore rispetto alle grandezze incerte, per cui il sistema di

equazioni risulta essere indeterminato .

Per risolvere questo problema alcuni autori (Bascià e Tucciarelli (2003), ..... ) hanno ricercato delle soluzioni basate su tecniche che portano a ridurre il numero delle grandezze incerte da gestire, così da avere un eguale numero di parametri e di misure, altri hanno invece ricercato dei procedimenti diversi e non basati sulla risoluzione di equazioni.

In ogni caso resta da stabilire quando un modello di simulazione è stato ben calibrato.

Si rende perciò necessaria una fase di verifica che consiste nell'andare a controllare che il modello di simulazione riproduca in maniera abbastanza precisa il comportamento della rete in condizioni diverse da quelle usate per la calibrazione; in uno studio del Water Research Centre (WRC,1989) sono anche stati proposti dei livelli minimi di precisione per le predizioni dei modelli di calibrazione.

Molti autori utilizzano la differenza tra le pressioni calcolate dal modello e quelle rilevate sperimentalmente nei nodi di misura (Rahal et al., 1980, Walski, 1983) come indice del grado di accuratezza della calibrazione. Questo parametro viene fissato in base alla precisione con cui è possibile effettuare le misure per calibrare il modello della rete e del costo che si è disposti a spendere nel suo affinamento. Walski (1983) nel suo lavoro fissa delle differenze tra altezze piezometriche misurate e calcolate tali che i risultati possano essere accettati. In ogni caso secondo Veltri et al. (2005), un modello si può dire calibrato se i risultati prodotti dallo stesso possono essere usati con fiducia per assumere decisioni relative al progetto, alla gestione, all'esercizio di un sistema idrico con costi sopportabili.

Nel paragrafo successivo si ripercorrono alcune tecniche di calibrazione presenti in letteratura suddividendole in base al tipo di approccio usato.

#### **2.4.1 I metodi di calibrazione**

Prescindendo da approcci di tipo “trial and error”, le tecniche di calibrazione possono essere classificate in tre categorie principali:

- **METODI ANALITICI O EURISTICI:** I primi importanti contributi per le tecniche di calibrazione dei modelli di simulazione risalgono ai metodi analitici/euristici proposti da Walski (1983) e Bhave (1988); questi metodi diminuiscono lo scostamento fra valori misurati e valori predetti dal modello mediante il calcolo di parametri globali ottenuti raggruppando le condotte in tratti equivalenti e modificando le scabrezze dei lati e le portate ai nodi.
- **METODI ESPLICITI:** questi metodi (Ormsbee and Wood, 1986, Ormsbee, 1989) risolvono direttamente il sistema di equazioni della rete; all'equazioni del moto e di continuità si aggiungono quelle descrittive delle misure effettuate.
- **METODI IMPLICITI:** questi metodi sono attualmente quelli più usati e correggono i coefficienti di resistenza e le erogazioni considerando funzioni che minimizzano lo scarto fra i valori misurati delle grandezze e quelli ottenuti in uscita dai modelli di simulazione. Le procedure utilizzate per minimizzare gli scarti sono tecniche di ottimizzazione che ricercano il minimo di funzione obiettivo, generalmente non lineari, soggette a vincoli.

Considerando noti i diametri, le lunghezze, le quote piezometriche dei serbatoi, risultano in effetti parametri indeterminati le  $N$  quote piezometriche nei nodi, le  $L$  portate circolanti nei tratti, le  $L$  scabrezze e le  $N$  portate erogate dai nodi; il problema della calibrazione risulta indeterminato rispetto al problema della simulazione in quanto ora il numero totale delle incognite è  $2N+2L$ , mentre le equazioni (di continuità e resistenza al moto) a disposizione sono solo in numero di  $N+L$ .

A queste equazioni si possono aggiungere quelle di continuità e del moto che si possono scrivere per i nodi e per le condotte in cui sono state fatte delle misure.

Un apporto molto significativo al problema della calibrazione è stato dato da Walski (1983, 1986), che riferendosi ad un'unica condizione di funzionamento e un ad uno

schema semplificato della rete, ha proposto una metodologia per ricavare in maniera diretta i parametri della calibrazione.

La semplificazione del modello della rete idrica può essere fatta con tecniche tese a ridurre il numero dei parametri incogniti ad un numero non superiore a quello delle osservazioni, tra queste tecniche ci sono quelle di zonizzazione e di scheletrizzazione (Mallick et al., 2002; Iannelli et al., 1996). Di seguito si accennerà brevemente a questi due tipi di tecniche.

Nella Zonizzazione la rete è suddivisa in  $Z$  zone caratterizzate dall'averne stesso valore del parametro, ad esempio il coefficiente di scabrezza. Avendo ottenuto un unico parametro per una certa zona, si è poi in grado di ricavare i valori delle scabrezze di ogni condotta della stessa zona attraverso delle formule prefissate. In particolare, si individuano  $Z_1$  zone per le scabrezze e  $Z_2$  zone per le portate erogate, con  $Z_1$  e  $Z_2$  non necessariamente coincidenti, e se la loro somma è pari al numero di osservazioni allora il sistema risulta determinato e la soluzione se esiste sarà unica. Ovviamente la soluzione può non esistere nel senso che essendo il sistema non lineare si possono trovare soluzioni prive di significato fisico (cioè ad esempio se i valori dei coefficienti di scabrezza e delle portate erogate risultano negative o addirittura immaginarie).

Questa tecnica di zonizzazione se ben eseguita può dare buoni risultati, ma la definizione delle zone rimane comunque o affidata alla soggettività dell'esecutore o comunque è rimandata ad altri procedimenti. In ogni caso è presente una componente soggettiva, per cui sarebbe preferibile passare a metodologie basate su differenti criteri.

Le tecniche di scheletrizzazione, invece, fanno sì che nello schema della rete siano considerate solo le condotte significative rispetto alla portata e alla distribuzione dell'acqua. Quindi, le condotte con piccoli diametri non vengono considerate a meno che non siano destinate a fornire acqua in aree significativamente importanti.

Il problema, però, di una scheletrizzazione è che così facendo si può incidere sull'accuratezza del modello. Ad esempio non dovrebbe essere usata nel caso di simulazioni di qualità dell'acqua siccome in questo caso sono importanti le portate, i percorsi e le velocità per tutte le condotte. Ancora, un modello già calibrato che viene poi

convertito in uno scheletrizzato, deve essere ricalibrato in quanto le domande nodali sono rappresentate differentemente.

Un altro approccio al problema della calibrazione ha prodotto delle tecniche che fanno uso di modelli di simulazione che opportunamente modificati risolvono il sistema di equazioni costituito sia dalle equazioni di massa e di resistenza al moto sia da altre equazioni attraverso le quali è possibile ricavare le grandezze incognite, il sistema è così risolto in modo esplicito.

Si aggiungono le equazioni corrispondenti alle  $M$  misure disponibili. Il sistema consente di ricavare  $L+N+M$  parametri incogniti.

Con questo approccio si deve procedere ogni volta alla riscrittura delle equazioni risolutive. Ciò conduce a problemi di identificabilità in quanto si ottengono sistemi con un numero di equazioni superiori alle incognite. Il problema dell'identificabilità è legato al fatto che differenti valori dei parametri di calibrazione possono condurre allo stesso valore delle variabili predette. Problemi di identificabilità si hanno sia quando il numero dei parametri da calibrare è maggiore sia quando è minore del numero di osservazioni.

In genere il numero delle osservazioni (in cui sono inclusi sia dati ottenuti durante campagne di misura sia le stime dei parametri dedotti dalla letteratura o dall'esperienza) risulta essere molto minore rispetto al numero di indeterminazioni rimaste (pari a  $L+N$  in base a quanto detto prima), per cui si può trovare un infinito numero di combinazioni dei valori di coefficienti di resistenza, di portate erogate, portate nei tratti, quote piezometriche ai nodi che soddisfano il problema, che ammette  $\infty^{L+N-O}$  soluzioni. Per questo motivo il problema della calibrazione è indeterminato.

Si potrebbero ridurre i parametri incogniti, come detto prima con tecniche di scheletrizzazione, dall'altro si potrebbero aumentare il numero delle misure negli stessi punti in cui già erano state prese, utilizzando così i sensori già installati (con un risparmio economico) ricavando tanti valori quanti sono necessari per uguagliare il numero dei parametri incogniti e scrivendo un sistema di  $2N+2L$  equazioni in  $2N+2L$  incognite. Ma operando in questo modo si può incorrere molto facilmente nello scrivere equazioni

dipendenti tra loro, in quanto misure effettuate in uno stesso punto possono risultare correlate tra loro e quindi non contribuiscono a fornire nuove informazioni, il problema risulta comunque mal condizionato. Qualora si riuscisse ad ottenere una soluzione per il sistema così scritto, verrebbe a mancare l'attendibilità della soluzione stessa.

L'applicazione dei metodo espliciti ha dei limiti, ad esempio come oltre a quello di dover scrivere ogni volta il sistema di equazioni, anche di non tenere conto degli errori delle misure di quote piezometriche e portate (che infatti sono assunte accurate al 100%) e di non poter quantificare l'incertezza sui parametri della calibrazione stimati (Kapelan, 2002).

I primi ad utilizzare una tecnica di questo tipo sono stati Shamir e Haward (1968), il loro algoritmo è indirizzato alla risoluzione di problemi progettuali e permette di calcolare, per assegnati valori della pressione in alcuni nodi e della portata in alcuni lati, i diametri delle condotte o i coefficienti di resistenza. Seguono, poi, altri autori come ad esempio Rahal et al. (1980) che utilizzano l'espressione della sensitività delle variabili pressioni e/o portate rispetto ai coefficienti di scabrezza e portate erogate in base alla quale ricavano un termine correttivo per i parametri incerti, scabrezze e portate erogate. Dopo la fase di correzione, sono calcolate nuovamente le pressioni e/o le portate, se le differenze con le loro rispettive misure sono al di sotto di limiti fissati allora il modello si può ritenere calibrato, nel caso contrario il procedimento si itera.

Ormsbee e Wood (1986) invece considerano un algoritmo attraverso il quale, effettuando la calibrazione rispetto alle sole scabrezze, vengono aggiunte una o più equazioni del moto o di continuità al sistema base, così da ottenere un serie di variabili aggiuntive (scabrezza dei tratti e i loro fattori correttivi) pari proprio al numero di equazioni introdotte. Con un processo iterativo il sistema è risolto di volta in volta in modo esplicito rispetto alle portate circolanti, alle scabrezze e ai fattori correttivi delle scabrezze, e quindi sono corretti ad ogni iterazione.

Un approccio completamente diverso è quello che si basa su tecniche di ottimizzazione

(metodi impliciti), in cui si ricerca il minimo della funzione obiettivo che è rappresentata dallo scarto tra le misure (di quote piezometriche nei nodi e/o di portate circolanti nei tratti) rilevate dai sensori presenti nella rete e quelle ricavate da un programma di simulazione per ciascuna condizione di funzionamento.

Questi metodi consentono di determinare sia i coefficienti di resistenza che le erogazioni ai nodi, così da soddisfare sia le equazioni del moto e di continuità sia le equazioni relative ai vincoli. Queste ultime equazioni impongono i limiti entro cui possono variare i valori dei parametri da calibrare (coefficienti di resistenza e portate erogate) ma anche i limiti delle portate circolanti e delle quote piezometriche nei nodi così da avere grandezze plausibili ed accettabili (intervalli di ammissibilità per le variabili decisionali). Il problema di ottimizzazione è non lineare perché alcune di queste equazioni sono non lineari.

Uno dei primi ad applicare una tecnica di ottimizzazione per la risoluzione del problema della calibrazione di un modello di simulazione di reti idriche è Shamir (1974). Egli giunge alla risoluzione del problema con una tecnica basata su una combinazione del metodo del gradiente generalizzato e di metodi che introducono delle penalità.

L'autore, inoltre, propone di ottimizzare non solo la fase di calibrazione ma anche quelle di progetto e di gestione della rete.

Anche Ormsbee (1989) propone una tecnica di calibrazione in cui si ricerca il minimo della funzione obiettivo scritta come la somma delle differenze tra valori misurati direttamente in rete, nei punti in cui sono presenti i sensori per la misura di portata o di pressione, e valori calcolati tramite il modello di simulazione, nelle differenti condizioni di funzionamento considerate, in particolare prevede due fasi: la prima per la calibrazione delle scabrezze, la seconda per la calibrazione delle portate erogate.

Il problema di ottimizzazione come già detto è non lineare in quanto le grandezze calcolate sono funzioni non lineari nelle variabili decisionali. I vincoli cui è soggetta la funzione obiettivo possono essere divisi in tre gruppi: nel primo gruppo rientrano i vincoli impliciti costituiti dalle equazioni idrauliche che governano il funzionamento della rete per



le diverse condizioni di carico; nel secondo gruppo rientrano i vincoli espliciti che impongono l'appartenenza delle pressioni ai nodi e delle portate circolanti nei tratti a determinati intervalli di ammissibilità, cosicché i risultati siano rappresentativi di un buon funzionamento della rete; infine, nel terzo gruppo rientrano gli intervalli di ammissibilità specificati per ciascun parametro (cioè i coefficienti di scabrezza delle condotte, le portate erogate ai nodi, la quota piezometrica dei serbatoi in una certa condizione di carico).

Nel ambito del metodo proposto viene fatta una combinazione tra un modello di simulazione della rete e l'algoritmo di ottimizzazione opportunamente modificato per aumentare la quantità di informazioni utilizzabili. In effetti, ad ogni iterazione è generato un set di valori dei parametri prima elencati che vengono trasmessi al modello di simulazione, il quale fornisce i valori delle grandezze attraverso cui può essere valutata la funzione obiettivo e verificato il rispetto dei vincoli.

Per la risoluzione del problema di ottimizzazione l'autore utilizza un metodo di ricerca diretta e non il metodo del gradiente ed inoltre a causa della complessità del problema e il gran numero di parametri da correggere si ha che sono possibili molte soluzioni per cui non è detto che l'algoritmo porti ad individuare un solo minimo assoluto; tuttavia l'autore ritiene sufficiente l'individuazione anche di un minimo relativo. E' importante considerare che all'aumentare delle condizioni di funzionamento, il numero di potenziali soluzioni si riduce molto, quindi è necessario studiare quante più condizioni di carico diverse.

Un approccio simile, alla risoluzione del problema della calibrazione, è proposto da Lansey e Basnet (1991). Il problema di ottimizzazione è strutturato in maniera analoga a quello proposto da Ormsbee, con la differenza che in questo caso si sono utilizzate condizioni diverse ed si è potuto utilizzare il metodo del gradiente in quanto gli autori sono riusciti a ridurre il numero delle variabili decisionali, trattando alcune come funzioni di altre ed ottenendo così una riduzione delle dimensioni del problema. Il modello così ottenuto si è rivelato uno strumento molto importante per la risoluzione di problemi anche molto complicati, relativi ai parametri che necessitano di correzione.

Recentemente Bascià e Tucciarelli (2000, 2003) propongono una procedura che si basa sulla contemporanea zonazione e calibrazione della rete rispetto ai coefficienti di resistenza.

La procedura riduce i parametri di tutte le condotte ad un minor numero in base alle zone e vincola a mantenere la differenza tra le quote piezometriche calcolate e misurate al di sotto di un'assegnata tolleranza. Sono proposti due criteri a seconda se la rete è a maglia chiusa o ramificata, per questo caso la metodologia conduce a risolvere un problema di minimizzazione lineare.

Altri autori come Pudar e Liggett (1992) presentano una tecnica per la calibrazione di un modello di simulazione di un sistema per le reti idriche in condizioni steady che ha anche lo scopo di quantificare le perdite. Anche qui la funzione obiettivo è scritta in modo da minimizzare le differenze tra quote piezometriche e/o portate misurate e calcolate. Essi sostengono che la qualità dei risultati dipenda dal numero di misure e dalle posizioni in cui sono prese.

Le tecniche di calibrazione fino ad ora presentate risolvono il problema della calibrazione minimizzando le differenze tra i valori misurati delle grandezze (quote piezometriche nei nodi e/o portate circolanti nei tratti) e quelli calcolati e inoltre non considerano la possibilità di aumentare il numero delle informazioni a disposizione utilizzando stime dei parametri ricavate ad esempio da tabelle dei manuali ingegneristici.

Greco e Del Giudice (1999), sviluppando un'idea di Veltri et al. (1994), propongono una nuova tecnica di calibrazione in cui viene data importanza proprio alla stima iniziale dei parametri (che nel particolare caso dagli autori esaminato sono le scabrezze) ricavati in base ad indicazioni dedotte dalla bibliografia, manuali ingegneristici e dalla esperienza degli operatori. Assunto noto un set di scabrezze iniziali  $\varepsilon^*$ , il problema di ottimizzazione consiste nel ricercare i valori che rendano minima la funzione obiettivo, espressa come somma del quadrato delle differenze tra i coefficienti di scabrezza non noti (variabili decisionali) e le stime iniziali di questi parametri:

$$\min f(\varepsilon_i) = \sum_{i=1}^L B_i (\varepsilon_i - \varepsilon_i^*)^2$$

dove  $L$  è il numero dei tratti della rete;  $\varepsilon_i$  rappresenta la scabrezza del tratto  $i$ -esimo mentre  $\varepsilon_i^*$  la corrispondente scabrezza iniziale. le  $B_i$  sono delle costanti di “peso” che devono essere assegnate unitarie per le applicazioni di paragrafo 2.6, anche se in altri studi ( Greco e Di Cristo, 1999 ) sono state considerate espressioni che le legano all'intervallo di confidenza della stima iniziale o alla sensitività delle variabili.

I vincoli alla quale è sottoposta la funzione obiettivo impongono che i valori di output del modello di simulazione,  $p_{cj}$ , differiscano da quelli misurati dai sensori,  $p_{mj}$ , non più di una certa tolleranza:

$$\frac{p_{mj} - p_{cj}}{p_{mj}} \leq K_j \quad (1)$$

con  $j = 1, \dots, M$ , essendo  $M$  il numero dei misuratori di pressione presenti in rete e  $K_j$  la prefissata soglia di tolleranza relativa al  $j$ -esimo nodo.

Nella definizione delle equazioni di vincolo, non si ricorre direttamente al sistema di equazioni idrauliche, che in questo modo può rimanere una struttura esterna al problema di ottimo. Tuttavia si impone ugualmente alle variabili decisionali di rispettare tali equazioni, adottandone una approssimazione al primo ordine.

Infatti poiché il sistema di equazioni idrauliche, il quale governa il funzionamento della rete, è un sistema di equazioni non lineari nelle variabili decisionali, le pressioni ai nodi sono funzioni non lineari dei coefficienti di scabrezza. Tuttavia se ne possono considerare gli sviluppi in serie di Taylor, trascurando i termini di ordine superiore al primo:

$$p_j(\varepsilon_i) = p_j(\varepsilon_i^0) + \frac{\partial p_j}{\partial \varepsilon_i} (\varepsilon_i - \varepsilon_i^0) \quad (2)$$

essendo  $j = 1, \dots, M$ , con  $M$  pari al numero di misuratori di pressione presenti in rete;  $\varepsilon_i$  e  $\varepsilon_i^0$  i valori assunti dai coefficienti di scabrezza nel tratto  $i$ -esimo, rispettivamente alle iterazioni  $t$  e  $(t-1)$ . Osservando che le derivate prime parziali che compaiono al secondo membro della ( 2 ), non sono altro che i coefficienti di sensitività già calcolati (con il metodo perturbativo), è possibile scrivere:

$$p_{cj} = p'_{cj} + \sum_{i=1}^L a_{ij} (\varepsilon_i - \varepsilon'_i)$$

$\varepsilon_i$  è la variabile decisionale;  $\varepsilon'_i$  è il valore assunto, alla iterazione ( t-1 ), dal coefficiente di scabrezza del tratto i-esimo;  $p_{cj}$  è la pressione calcolata al j-esimo nodo, in corrispondenza delle  $\varepsilon_i$ ;  $p'_{cj}$  è la pressione calcolata al j-esimo nodo, in corrispondenza delle  $\varepsilon'_i$ .

Pertanto l'espressione (1) può essere linearizzata scrivendo:

$$(p_{mj} - p_{cj}) - \sum_{i=1}^L a_{ij} (\varepsilon_i - \varepsilon'_i) \leq K_j$$

Il problema della calibrazione è quindi formulato attraverso una funzione obiettivo quadratica soggetta a vincoli non lineari, cioè rappresentati da una funzione implicita non lineare delle variabili decisionali. Nell'algoritmo usato dagli autori, i vincoli sono poi linearizzati valutando le sensitività rispetto alle scabrezze delle pressioni e delle portate circolanti rispettivamente nei nodi e nei lati muniti di sensore.

L'insieme della funzione obiettivo e del sistema di vincoli costituisce la formulazione di un problema di programmazione quadratica, che risolto ad ogni iterazione fornisce i nuovi valori dei coefficienti di scabrezza, che minimizzano il problema posto.

Il processo di calibrazione termina quando i valori osservati di pressione nei nodi sono sufficientemente prossimi a quelli calcolati con il modello di simulazione, in corrispondenza dei valori assunti all'ultima iterazione dalle variabili decisionali. Per stabilire quando il processo debba fermarsi, ad ogni iterazione viene fatto eseguire dal programma un test di convergenza che controlli se la maggiore delle differenze tra pressioni osservate e calcolate sia inferiore ad una fissata soglia.

Per la risoluzione dei problemi di programmazione non lineare, il programma prevede l'utilizzo opzionale di tre algoritmi:

- GINO ( Gradient Interactive Optimizer ) metodo di programmazione non lineare; in cui per la risoluzione del QPP si usa direttamente il gradiente, ma è richiesto un buon punto iniziale per ottenere la convergenza ed è risultato affidabile per reti di limitata estensione.
- LINDO ( Linear Interactive Discrete Optimizer ) metodo di programmazione lineare; dove attraverso l'algoritmo del simplesso il QPP è ridotto ad un problema lineare
- Lemke

Nel paragrafo 2.6 sono presentati i risultati ottenuti applicando la tecnica di calibrazione di Greco e Del Giudice (1999) utilizzando il metodo basato sulla risoluzione dell'algoritmo di Lemke.

Le tecniche di ottimizzazione si basano sulla scrittura di funzioni obiettivo soggette a vincoli, la scelta di questi vincoli è data generalmente dall'ammissibilità fisica dei parametri. L'introduzione dei vincoli di per sé non rende il problema determinato, ma è la risoluzione del problema di ottimizzazione non lineare che rende minimo lo scarto tra predizione del simulatore e osservazioni e contemporaneamente soddisfa le condizioni di vincolo. Altre tecniche introducono delle penalità, in altre parole i coefficienti di resistenza e le portate ai nodi non devono discostarsi da certi fissati valori (Greco e Di Cristo, 2000). Esistono altri criteri che introducono differenti penalità e che trovano la soluzione che si scosta meno da quella concettualmente assegnata.

Come detto prima la calibrazione è un problema per sua natura indeterminato. La soluzione non è unica, infatti, altri procedimenti possono portare a soluzioni diverse. Allora date un certo numero di calibrazione concettualmente diverse, come faccio ad affermare che una calibrazione sia migliore dell'altra? In realtà questo è un problema ancora aperto per cui non c'è una risposta definitiva. È necessario trovare uno strumento che consenta di rispondere esaurientemente alla domanda prima posta. Nella maggioranza dei lavori sul problema calibrazione, vengono usate reti non reali o comunque le misure e i "valori veri" dei parametri si ottengono con il simulatore.

Gli indicatori che vengono poi usati sono idonei per quelle situazioni, ma non potranno essere usati al di fuori del "laboratorio" delle rete virtuale di cui è tutto noto. Anche se uno strumento potrebbe essere quello di considerare più scenari di domanda, resta il fatto che, comunque, lo strumento non è unico.

Inoltre, si aggiunge il problema delle scelta dei punti in cui effettuare le misure ai fini della calibrazione della rete. Una volta fissati i punti, un'ulteriore passo è lo stabilire quando e come fare le misure (progettazione delle misure). Il problema del sampling design è però strettamente legato ad un fattore economico che porterà alla scelta di avere delle stazioni di misura fisse o fare delle campagne di misura ad hoc (utilizzando ad

esempio strumentazione portatile). In ogni caso ci possono essere problematiche legate alla gestione (se ad esempio si volessero fare delle misure in condizione all'incendio,...).

Ma in ogni caso, anche la scelta del criterio per il posizionamento dei sensori è condizionata dall'algoritmo di calibrazione utilizzato.

## 2.5 POSIZIONAMENTO DEI SENSORI PER LA CALIBRAZIONE DI UNA RETE IDRICA

Nel paragrafo 2.3 è introdotto il problema del posizionamento sei sensori in una rete idrica al fine di ottenere la combinazione di misure che consentano di calibrare il modello della rete al meglio. Qui si vogliono richiamare all'attenzione alcuni lavori che negli ultimi anni hanno introdotto questo tipo di tecniche.

Molti autori hanno affrontato il problema del posizionamento dei sensori al fine di calibrare le scabrezze delle condotte, attraverso la valutazione delle matrici di sensitività delle variabili di stato, pressione nei nodi,  $p$ , e portate circolanti nelle condotte,  $q$ , rispetto alle scabrezze delle condotte  $\varepsilon$ . Quanto più grandi sono in modulo i termini delle matrici di sensitività tanto maggiore è l'influenza del parametro scabrezza nella valutazione delle quote piezometriche e delle portate circolanti. Ciò permette di utilizzare le due matrici di sensitività per ricavare informazioni utili ad individuare i nodi e i lati su cui effettuare misure di pressione e di portata circolante, rispettivamente, per avere una più corretta valutazione delle scabrezze.

Tra i primi ad utilizzare questo tipo di approccio ci sono Pudar e Liggett ( 1992 ), il cui studio è finalizzato alla individuazione di eventuali perdite in rete. Gli autori osservano che la qualità dei risultati dipende dalla disposizione dei sensori usati. Tale dipendenza risulta più o meno significativa al variare della configurazione della rete, dell'accuratezza nella valutazione della domanda idrica e dalle caratteristiche del sistema, quali scabrezze delle condotte.

Le perdite in rete sono considerate come delle portate incognite che per semplicità vengono localizzate in corrispondenza dei nodi. Le equazioni utilizzate sono quelle del moto e di continuità.

Il metodo che propongono per il sensor location, detto "Max-Sum", consente di classificare i nodi in cui posizionare i sensori al fine di ottenere il maggior numero di informazioni possibili sullo stato della rete. in base alla maggiore sensitività delle quote piezometriche rispetto alle scabrezze. Tale metodo verrà dettagliatamente mostrato nel paragrafo 2.5.1.



Anche Ferreri et al. ( 2001 ) propongono un metodo di localizzazione dei sensori, finalizzato alla calibrazione delle scabrezze basato sulle matrici di sensitività delle quote piezometriche e delle portate circolanti rispetto alle scabrezze.

Dalle analisi svolte, gli autori convengono che conviene localizzare i misuratori di pressione nei nodi più “sensibili” ai coefficienti di scabrezza incogniti meno “influenti”, ed analogamente i misuratori di portata nei lati più “sensibili” alle scabrezze meno “influenti”, in modo che la calibrazione risulti efficace nei confronti delle scabrezze meno “influenti” e di conseguenza sia più accurata. Gli autori hanno valutato i risultati per alcune condizioni di carico, non molto diverse tra loro, giungendo alla conclusione che non si riscontra una apprezzabile differenza, in termini di sensitività, tra i vari casi analizzati.

Anche lo studio condotto da Bush e Uber ( 1998 ) utilizza la pianificazione delle misure al fine di migliorare la calibrazione delle scabrezze. I punti più idonei al posizionamento dei sensori di misura risultano quelli in cui si riscontra una maggiore sensitività al cambiamento dei valori dei parametri da stimare. Tra i vari metodi che propongono, c'è anche una variazione al metodo Max-Sum. Questa procedura, indicata come Min-Max, sarà mostrata in dettaglio nel paragrafo 2.5.1 in quanto sarà utilizzata nelle applicazioni alla fine di questo capitolo. Gli autori considerano anche un altro metodo detto “Weighted-Sum”. Esso è di tipo iterativo come il Min-Max, ma la differenza sta nella valutazione delle sensitività tenendo conto di un certo “peso” il cui scopo è di enfatizzare le misure sui parametri scarsamente stimati con il precedente metodo.

Lansey et al. ( 2001 ), hanno sviluppato una procedura per stabilire se la calibrazione delle scabrezze ottenuta è qualitativamente accettabile. In caso contrario si devono considerare altre misure, eseguite ad esempio in diverse condizioni di funzionamento oppure inserendo un nuovo sensore. Nel primo caso, gli stessi autori forniscono anche un metodo per stabilire la condizione di carico più adatta in cui effettuare le misure. La procedura proposta, presentata considerando solo la presenza di misuratori di pressione nei nodi, prevede preliminarmente la valutazione della matrice di covarianza delle scabrezze,

mediante la relazione:

$$Cov(\varepsilon) = S_h \sigma_h^2 S_h^T \quad (3)$$

in cui  $S_h$  è la matrice di sensitività delle quote piezometriche nei nodi rispetto ai coefficienti di scabrezza;  $\sigma_h$  è lo scarto quadratico medio delle misure, ovvero una grandezza che caratterizza l'errore degli strumenti e che, in mancanza di altre indicazioni, può essere assunto pari  $J / (S-L)$ , in cui  $J$  è il valore della funzione obiettivo alla fine della calibrazione,  $S$  il numero dei sensori presenti in rete e  $L$  il numero dei parametri da calibrare. La funzione obiettivo è data dalla somma dei quadrati delle differenze tra i valori misurati e quelli simulati nei nodi (quote piezometriche) e/o nei tratti (portate circolanti), (Lansey e Basnet, 1991). Per valutare la qualità della calibrazione, è stimata la matrice di covarianza dei parametri in uscita dal modello di simulazione nel quale sono state inserite le scabrezze calibrate, tramite la relazione:

$$Cov(H) = (S_h^T)^a Cov(\varepsilon) (S_h)^a \quad (4)$$

in cui  $(S_h)^a$  è la stessa matrice di sensitività presente nella (3), ma valutata a partire da una condizione di funzionamento, "a", diversa da quella precedentemente utilizzata per la calibrazione. Per quantificare la qualità della calibrazione con un unico valore, è considerata la sommatoria dei termini della diagonale principale della matrice (4),

$$A = Tr [Cov(H)].$$

Se  $A$  è maggiore di un valore di soglia prefissato, è necessario ridurre l'incertezza dei valori di uscita dal modello considerando ulteriori misure. Per valutare la condizione di funzionamento sotto la quale si abbia la migliore calibrazione, si considera quella per cui è massima la seguente differenza:

$$\Delta A_i = Tr [Cov(H)] - Tr [Cov(H_i)] \quad (5)$$

con  $i = 1, \dots, N_q$ , essendo  $N_q$  il numero di condizioni di carico considerate.

Come esempio viene considerata una rete ipotetica di sedici nodi nella quale siano

inizialmente presenti quattro misuratori di pressione. Sono considerate cinque diverse condizioni di carico e le condotte sono divise in otto gruppi di scabrezze. Dall'applicazione del metodo si evince che la condizione di carico con la quale si ha la maggiore diminuzione di  $Tr [Cov (H_a)]$  risulta essere una condizione all'incendio.

Il problema di questo metodo risiede nel fatto che viene selezionata la soluzione migliore rispetto a quelle inizialmente individuate, la quale non risulta necessariamente la migliore tra tutte quelle possibili.

Del Giudice e Di Cristo ( 2002 ), hanno adattato lo stesso metodo al fine di individuare il nodo più adatto all'installazione di un nuovo misuratore di pressione.

Di recente sono state sviluppate una serie di tecniche basate sulla risoluzione di problemi di ottimizzazione attraverso l'uso di algoritmi "genetici". I primi a presentare un metodo di questo tipo, per la scelta della localizzazione delle misure in una rete idrica, sono stati Meier e Barkdoll ( 2000 ). L'obiettivo è di individuare dei tratti in cui effettuare misure indirette di scabrezza. In questo caso le scabrezze non sono determinate mediante una calibrazione di tipo "classico". Ogni misura consiste nel dedurre il coefficiente di scabrezza di una tubazione facendo scorrere in essa una portata nota e misurando le pressioni nei nodi alle estremità. Il numero di misure da effettuare deve essere maggiore o uguale al numero di tratti in cui si vogliono determinare le scabrezze. Una volta fissato il numero di misure da realizzare la procedura consente di determinare su quali tratti effettuare le misure.

Kapelan et al. ( 2003 ) propongono una procedura in cui il posizionamento dei misuratori di pressione è espresso come un problema di ottimo multi-obiettivo in cui si massimizza la qualità della calibrazione e si minimizza il costo dell'installazione dei sensori. Anche in questo caso sono usati algoritmi risolutivi di tipo genetico.

Gli autori assumono che l'unica fonte di errore sia da attribuire alle imprecisioni connesse alla fase di raccolta delle misure. Ciò implica che i parametri del modello idraulico sono considerati tutti privi di errori, tranne le scabrezze nelle condotte che sono da calibrare. Si vogliono installare solo misuratori di pressione, di cui si conosce già il

numero. Si assume inoltre che tutti i misuratori hanno la stessa accuratezza espressa mediante la deviazione standard  $\sigma_h$ ; perciò, la matrice di covarianza dei parametri da stimare è analoga alla (3). Gli unici parametri sono le scabrezze delle condotte e del modello di predizione interessano solo i valori di pressione nei nodi, in quanto, calcolando gli elementi della matrice di covarianza (  $Cov_z$  ), è possibile valutare le incertezze del modello, in termini di pressione ad ogni nodo, al variare della pianificazione delle misure scelta.

Nel caso specifico sono proposte tre funzioni obiettivo, al fine di ottenere la migliore calibrazione possibile. Le prime due basate su una stima indiretta delle incertezze dei parametri ( seguendo l'approccio utilizzato da Bush e Uber ), la terza si fonda direttamente sulla stima delle incertezze del modello di predizione da calibrare ( vedi Lansey et al.2001, in cui si considera la matrice di covarianza data dalla 4 ).

La risoluzione del problema è possibile in due modi. Il primo prevede la trasformazione delle due funzioni obiettivo in un'unica funzione mediante l'uso di opportuni pesi; il secondo consiste nel valutare separatamente le due funzioni obiettivo. Scegliendo il primo approccio è possibile risolvere il problema utilizzando gli algoritmi genetici di tipo classico già visti in precedenza. Il problema è risolto applicando le tecniche degli algoritmi genetici multi-obiettivo ( MOGA ).

Reis et al. ( 1997 ) si occupano del problema dell'individuazione del posizionamento delle valvole di regolazione delle portate all'interno di una rete di distribuzione idrica. Anch'essi fanno ricorso ad algoritmi genetici per la risoluzione del problema di ottimizzazione. L'obiettivo è di localizzare le condotte in cui inserire tali valvole, le quali rappresentano le variabili decisionali del problema, in modo da minimizzare: le perdite nei nodi erogatori e la variabilità del livello idrico del serbatoio.

### **2.5.1 Dai metodi di posizionamento dei sensori analizzati a quelli proposti**

In questo lavoro per lo studio dal Sensor Location per le reti di distribuzione idrica si

sono confrontati quattro diversi metodi; ognuno dei quali fornisce una classifica dei nodi della rete in cui andare ad installare i sensori, stabilendo così quali sono i nodi in cui è possibile trarre un maggior contenuto informativo. I metodi di sensor location sono stati applicati alle diverse reti di distribuzione idrica ed in particolare ci si è riferiti ad un problema di posizionamento di soli misuratori di pressione, anche se questi metodi possono essere usati per posizionare sensori misuratori di portata.

Si è considerato che le misure siano usate per la calibrazione, in cui per semplicità si sono assunti quali parametri incerti da correggere solo le scabrezze dei tubi. In queste ipotesi, con ognuno dei metodi, si è ottenuto una classifica dei punti in cui installare i sensori.

La qualità di ciascun metodo è stata valutata considerando l'accuratezza delle successive calibrazioni delle scabrezze,.

I metodi proposti sono tutti basati sulla valutazione delle sensitività delle variabili di stato (in particolare le pressioni) rispetto ai coefficienti di scabrezza delle condotte. Per conoscere i valori dei coefficienti di sensitività bisogna assegnare dei valori alle scabrezze, ciò parrebbe una contraddizione in quanto la localizzazione delle misure deve essere effettuata prima della calibrazione.

I primi due metodi utilizzati sono quelli proposti da Pudar e Liggett (1992) e da Bush e Uber (1998). Il primo, detto Max-Sum, si basa semplicemente sulla valutazione delle sensitività globali dei nodi della rete posizionando i sensori seguendo l'ordine decrescente di questo parametro; il secondo metodo, detto Min-Max, prevede una procedura iterativa ma solo dopo aver posizionato il primo sensore con il metodo Max-Sum, che per semplicità sarà indicato come metodo 1.

Il metodo della massima somma o Max-Sum è il più semplice tra quelli proposti per la localizzazione dei misuratori di pressione e si basa sul fatto che un nodo può presentare una sensitività elevata rispetto ad uno dei coefficienti di scabrezza e più modesta rispetto ad un altro. Per valutare la sensitività globale di ciascun nodo è possibile sommare i valori assoluti delle sensitività della pressione nel nodo in esame rispetto a tutti i coefficienti di scabrezza.

Per quanto accennato in precedenza è necessario valutare preventivamente la matrice di sensitività delle pressioni nei nodi rispetto alle scabrezze,  $Sp$ , di dimensione  $[L \times N]$ , il cui generico termine è espresso dalla derivata:

$$sp_{ij} = \frac{\partial P_j}{\partial \varepsilon_i} \quad \text{con } i = 1, \dots, L \text{ e } j = 1, \dots, N,$$

essendo  $N$  in numero dei nodi e  $L$  il numero dei lati della rete.

La sensitività globale del nodo  $j$ -esimo è ottenuta sommando i valori assoluti dei termini del corrispondente rigo della matrice di sensitività,  $Sp$ :

$$Msp_j = \sum_{i=1}^L |sp_{i,j}|$$

Secondo tale criterio, i nodi in cui è più conveniente effettuare le misure sono quelli ai quali corrispondono i valori maggiori della somma  $Msp_j$ , cioè quei punti in cui si riscontra una maggiore sensibilità al cambiamento dei valori del parametro stimato. In effetti, si tratta di un metodo molto semplice ed intuitivo, tuttavia proprio per questo, ha lo svantaggio di non considerare nel calcolo della sensitività globale il contributo relativo alla sensitività dei singoli parametri.

Alla luce di questo svantaggio nasce il secondo metodo o Min-Max (che sarà indicato per comodità di confronto come metodo 2), anch'esso basato sulla matrice di sensitività e che consente di classificare i nodi dalla seconda posizione in poi.

È un metodo incrementale nel senso che ad ogni iterazione viene aggiunto un punto di misura fino a raggiungere l'individuazione della posizione di tutti i sensori da collocare. Il nodo in cui posizionare il primo punto di misura (il primo posto del ranking), iterazione 0, è selezionato con il criterio della massima somma (metodo 1) ed è cioè il nodo per il quale si ha:

$\text{Max}( Msp_j ),$  con  $j = 1, \dots, N.$

Alla generica iterazione  $t$  tutti i nodi della rete sono divisi in due gruppi: quello dei punti precedentemente selezionati,  $R_t$ , e quello dei punti fino a quel momento scartati,  $U_t$ . Le iterazioni successive alla scelta del primo nodo, per ciascun parametro scabrezza  $\varepsilon_i$ , viene valutata la somma :

$$Msp_i = \sum_{j \in R_t} |sp_{i,j}| \quad \text{con } i = 1, \dots, L.$$

$Msp_i$  non è altro che la somma dei coefficienti di sensitività delle pressioni dei nodi precedentemente selezionati relativi ad uno stesso parametro e indica la qualità della stima, in base alle misure considerate, di tale parametro rispetto agli altri. Il parametro  $i$  corrispondente al coefficiente con il valore più basso è quello stimato in maniera peggiore. Pertanto, individuato il parametro  $i$ , corrispondente a  $\text{Min}( Msp_i ),$  dall'insieme dei nodi non ancora scelti  $U_t$  viene selezionato il punto di misura a cui corrisponde la massima sensitività rispetto a tale parametro,  $\text{Max} |sp_{i,j}|$ . Si procede iterativamente fino a quando non sono stati selezionati tutti i punti in cui collocare i sensori.

Utilizzando il metodo 2, anche se viene risolto il limite del primo metodo, c'è la possibilità di ricavare un ranking in funzione dei parametri meno sensitivi; se ad esempio ci si trovasse con una rete in cui coefficienti di sensitività di ogni nodo presentano valori minori rispetto ad uno stesso parametro  $i^*$ , allora per tutte le fasi di iterazione necessarie alla scelta delle successive posizioni del ranking ci si baserà sul parametro  $\varepsilon_{i^*}$  che ha meno influenza, in quanto il valore  $\text{Min}( Msp_i )$  capiterà sempre nella stessa riga  $i^*$ .

Per ciò si è apportata una modifica al metodo del Min-Max ottenendone così un terzo metodo detto "2B". Anche questo metodo è quindi basato sulla matrice di sensitività e assegna il primo posto del ranking utilizzando il primo metodo (Max-Sum), prendendo la colonna  $j^*$  (cioè il nodo) che presenta una maggiore sensitività globale [  $\text{Max}( Msp_j ),$  con  $j$

= 1, ..., N ].

Anche qui per la determinazione dei successivi punti la procedura è incrementale; infatti, ad ogni iterazione viene aggiunto un punto di misura fino a raggiungere l'individuazione della posizione di tutti i sensori da collocare, con la differenza però che ad ogni iterazione si va ad escludere la riga corrispondente al più piccolo elemento della colonna  $j^*$  andando così a valutare la somma:

$$Msp_i = \sum_{j \in R_i} |sp_{i,j}| \quad \text{con } i = 1, \dots, L.$$

$Msp_i$  è, in pratica, la somma dei coefficienti di sensitività delle pressioni dei nodi precedentemente selezionati relativi ad uno stesso parametro. Tra queste somme prendo il  $\text{Min}(Msp_i)$  escludendo però il valore della riga già selezionata nell'iterazione precedente. A questo valore minimo corrisponderà un pedice di riga tra i cui elementi appartenenti a  $U_t$  viene selezionato il punto di misura a cui corrisponde la massima sensitività rispetto a tale parametro,  $\text{Max}|sp_{i,j}|$ .

L'ultimo criterio proposto è indicato come Metodo 3. In questo metodo si considera ancora la matrice di sensitività e si calcolano le somme degli elementi di ogni colonna e, prendendo il valore massimo tra le somme ottenute, si individua il nodo cui compete maggiore sensitività e quindi, come per il metodo 1, la posizione del primo sensore (quella corrispondente alla colonna  $j^*$  con la massima somma).

Per la scelta di ogni successiva posizione viene costruita una nuova matrice ottenuta dalla precedente sottraendo la colonna  $j^*$  a tutte le altre colonne e sostituendo il valore nullo a quelli negativi.

L'algoritmo si arresta o quando si ottiene una matrice con tutti zeri, oppure quando saranno posizionati i sensori in tutti i nodi della rete.

Per meglio chiarire, quindi, se si considerano i termini  $a_{i,j^*}$  relativi alla colonna selezionata con il metodo 1, si ha:



$$b_{i,j} = a_{i,j} - a_{i,j}^*$$

$$\text{se } b_{i,j} < 0 \rightarrow b_{i,j} = 0$$

Il fatto di sottrarre alle varie colonne quella già selezionata significa che in ogni colonna si va ad eliminare l'influenza della colonna  $j^*$ , in questo modo è possibile tener conto, almeno in parte, della correlazione tra i nodi.

Si è proceduto alla calibrazione e alle verifiche di alcune condizioni di funzionamento anche con questo metodo per i diversi tipi di reti considerati.

L'ordinamento dei sensori trovato con questo nuovo metodo è diverso dal metodo 1, metodo 2 e metodo 2B, in particolare nei casi esaminati la matrice che si ottiene con i passaggi visti prima diventa nulla ancor prima di aver posizionato i sensori in tutti i nodi. Ciò può essere interpretato come l'aver trovato un numero di nodi con sensori oltre il quale risulta poco utile allocarne degli altri, in quanto il contenuto informativo non è ulteriormente incrementato o comunque non è significativo.

## 2.6 APPLICAZIONI

Nei paragrafi successivi si confrontano i risultati ottenuti dall'applicazione dei metodi di *sensor location* descritti nel paragrafo 2.5.1 per le reti schematicamente rappresentate in Figura 1 e Figura 3, la cui caratteristiche topologiche sono schematizzate in Tabella 1.

Si sono considerate 2 reti di diverse dimensioni per cercare di dare una interpretazione più significativa possibile ai risultati, senza però pretendere di giungere a conclusioni generalizzabili ad ogni tipo di rete.

Per semplicità, si è fatto riferimento ad un problema di posizionamento di soli misuratori di pressione, anche se tutte e quattro le procedure possono anche essere applicate al caso di misuratori di portata. Lo scopo della ricerca degli ordinamenti delle posizioni dei sensori in rete è quello dell'ottenimento di misure da utilizzare per la calibrazione, in cui per semplicità si sono assunti quali parametri incerti da correggere solo

le scabrezze delle condotte. Gli ordinamenti più convenienti saranno quelli che forniscono una migliore calibrazione delle scabrezze.

RETE	N° NODI	N° TRATTI	N° MAGLIE	N° SERBATOI	Verif. Incendio	
					NODO	Q <sub>Inc</sub> [l/s]
R-10	9	14	4	1	10	200
R-30	30	46	16	1	26	170

Tabella 1- Rete da dieci nodi (R-10) e da trenta (R-30)

Come già accennato in precedenza, nello stabilire l'ordine delle posizioni in cui installare i sensori si è fatto riferimento a quattro metodi che si basano sulla valutazione delle sensitività delle pressioni nodali al variare dei coefficienti di scabrezza. Tuttavia, per poter calcolare i valori dei coefficienti di sensitività occorre assegnare una stima delle scabrezze. Ad ognuna delle reti generate, quindi, si è assegnata una distribuzione dei coefficienti di scabrezza necessaria a determinare il ranking per tutti i metodi.

La valutazione della qualità di ciascuna procedura è compiuta raffrontando i risultati ottenuti dalla calibrazione del modello di simulazione. Si procede considerando dieci calibrazioni per ogni metodo:

- la prima delle quali si ottiene nel caso in cui sia presente un unico misuratore di pressione posizionato nel nodo corrispondente alla prima posizione della classifica;
- la seconda si ottiene in modo analogo considerando il contributo di due misuratori;
- si prosegue allo stesso modo fino alla decima calibrazione, ricavata assumendo i sensori posizionati ai nodi corrispondenti ai primi dieci posti del ranking.

Così facendo, per ogni metodo di sensor location, si realizzano dieci calibrazioni, ottenendo dieci diverse distribuzioni di scabrezze “calibrate”.

Nelle applicazioni dei paragrafi successivi per calcolare la matrice di sensitività e valutare i valori delle pressioni ai nodi, è stato usato il modello di simulazione WATERNET (1997), realizzato presso il Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Ambientale “Girolamo Ippolito”, dell’Università di Napoli.

Nell’applicazione del metodo di calibrazione (Greco et al.,1999), introdotto nel paragrafo 2.4.1, si è fatto riferimento alla stessa stima dei coefficienti di scabrezza utilizzata per ottenere gli ordini di posizionamento dei sensori come stima iniziale prevista dal metodo.

Le misure utilizzate durante la calibrazione sono generate con il modello di simulazione assegnando dei valori rappresentativi delle vere scabrezze.

La bontà di ciascuna calibrazione è valutata impiegando il relativo set di scabrezze calibrate per simulare il comportamento della rete in condizioni diverse da quella considerata in fase di calibrazione. Ciò in accordo con quanto affermato da Walski ( 1983), secondo cui, un modello può considerarsi ben calibrato se predice il funzionamento della rete per diverse condizioni di carico. In particolare si è considerata una condizione di portate erogate “normale” durante le calibrazioni del modello di simulazione e condizioni di “stress”, quali “picco” e “incendio” per le successive simulazioni.

Per ciascuna simulazione è stato valutato il parametro:

$$\mu_t = \frac{\sum_{i=1}^N |p_{cj} - p_{mj}|}{N} \quad \text{con } j = 1, \dots, N$$

essendo N pari al numero dei nodi della rete in esame; t è il numero progressivo dei sensori installati ( quindi varia da uno fino a dieci );  $p_{mj}$  è la pressione misurata al nodo j-esimo;  $p_{cj}$  è la pressione calcolata mediante il modello di simulazione.

Per ciascun metodo si ottengono quindi dieci valori di  $\mu_t$ .

Si noti che nella espressione della  $\mu_t$  si considerano le differenze in tutti i nodi della

rete e non solo in quelli monitorati. Questo pur non essendo realizzabile in una situazione reale, consente di poter fare delle considerazioni sulla disposizione dei sensori. Infatti, dato che tutte le calibrazioni sono effettuate nelle stesse condizioni, le differenze riscontrate, tra i risultati sono attribuibili solo alla diversa disposizione dei sensori, ovvero al metodo utilizzato.

Nelle tabelle 2 e 4 sono indicate, rispettivamente per la rete da trenta nodi e per quella da dieci, le distribuzioni di portate in condizioni “normal” e “peak” (avendo considerato una portata di picco circa quattro volte maggiore di quella ordinaria).

Per quanto riguarda la condizione di funzionamento all'incendio, in tabella 1 sono indicati i nodi, generalmente posizionati lontano dai serbatoi, in cui si prevede di dover fornire la richiesta idrica,  $Q_{inc}$ , allo scopo di intervenire in modo adeguato nel caso si sviluppi un incendio. In questa condizione si prevede una distribuzione di portata nulla in tutti i nodi tranne che in uno solo in cui vi è una portata erogata pari a circa il doppio di quella totalmente erogata dalla rete.

### **2.6.1 Applicazione dei metodi ad una rete da trenta nodi**

In figura 1 è riportato lo schema geometrico della rete utilizzata per la prima applicazione (rete da trenta nodi)

L'applicazione dei quattro metodi di posizionamento dei sensori porta a definire 4 diversi ordinamenti (ranking) di nodi in cui installare i misuratori di pressione.

L'ordine dei nodi per ciascun metodo è riportato in Tabella 3, in cui ovviamente il primo nodo per tutti ranking è in comune.

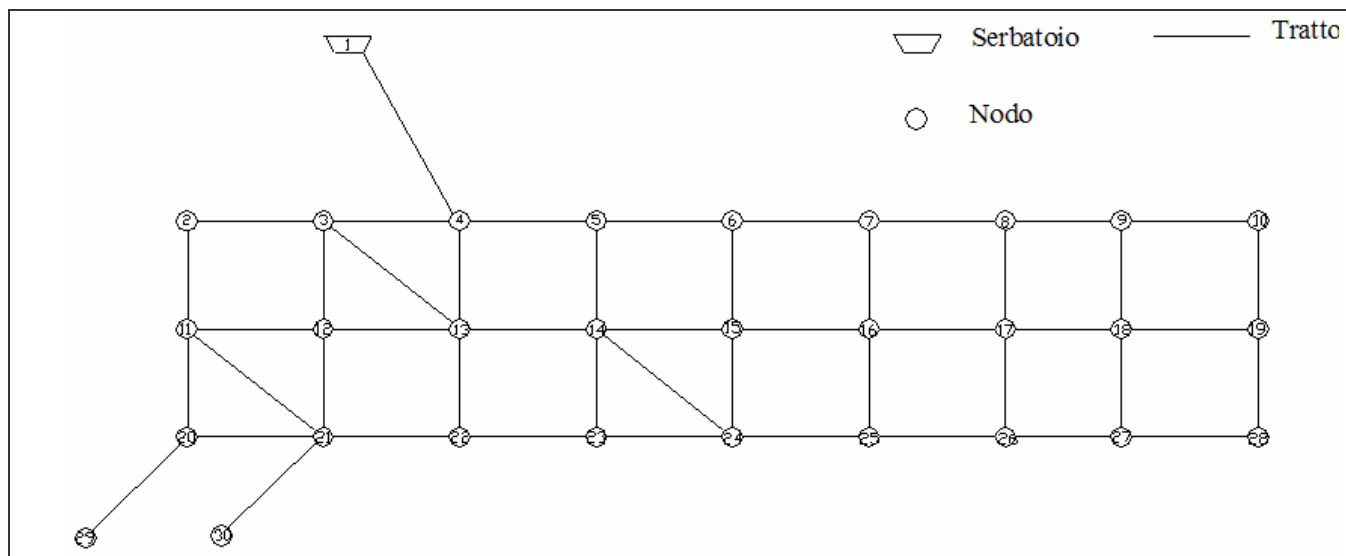


Figura 1 - Schema rete da 30 nodi

n°Nodo	$Q_n$ (l/s)	$Q_p$ (l/s)	n°Nodo	$Q_n$ (l/s)	$Q_p$ (l/s)
			16	9.848	39.000
2	0.000	0.000	17	8.260	32.000
3	3.923	12.000	18	0.000	0.000
4	11.345	44.000	19	0.000	0.000
5	0.000	0.000	20	0.000	0.000
6	0.000	0.000	21	0.000	0.000
7	0.000	0.000	22	14.914	59.000
8	6.669	25.000	23	0.000	0.000
9	0.000	0.000	24	0.000	0.000
10	0.000	0.000	25	11.595	44.000
11	0.000	0.000	26	1.203	4.000
12	0.000	0.000	27	4.586	16.000
13	0.000	0.000	28	2.924	12.000
14	0.000	0.000	29	2.934	12.000
15	0.000	0.000	30	2.604	10.000

Tabella 2 - Portate erogate in condizioni ordinarie ( $Q_n$ ) e di picco ( $Q_p$ ) (R-30)

N. progress.	Ranking			
	Met. 1	Met. 2	Met. 2B	Met. 3
1	26	26	26	26
2	25	30	30	28
3	17	27	29	22
4	9	29	24	7
5	24	28	2	9
6	8	24	3	27
7	16	3	10	13
8	28	12	13	8
9	27	5	5	4
10	18	16	11	15

Tabella 3 – prime 10 posizioni degli ordinamenti dei sensori ottenuti con i 4 metodi per la rete da trenta nodi

Dall'esame degli ordinamenti ottenuti (tabella 3) con i quattro metodi si ha che, ad eccezione della prima posizione del sensore scelta sempre con lo stesso criterio, il metodo 2 modificato (2B) risulta abbastanza diverso dal metodo 2 non solo per l'ordinamento ma anche per alcuni ID dei nodi contenuti. Invece, il metodo 3 fornisce un ordinamento molto diverso dagli altri tre, introducendo dei nodi non comuni a nessuno delle tre precedenti colonne, come ad esempio il nodo 7, il nodo 22, il nodo 4 e il nodo 15.

Per confrontare la bontà dei metodi di *sensor location* si valuta la qualità della calibrazione utilizzando i rispettivi ordinamenti, considerando l'esame di tre diverse condizioni di funzionamento: ordinaria, all'incendio e al picco.

Nei grafici di fig. 2.a, 2.b, 2.c è diagrammato il parametro che rappresenta la media delle differenze tra le pressioni misurate e calcolate di tutti i nodi man mano che si incrementa di uno il numero dei sensori posizionati nei diversi nodi della rete.

In particolare, le pressioni calcolate sono state ricavate attraverso il modello di simulazione considerando le scabrezze calibrate ottenute con il contributo di un sensore, poi due sensori, ..., fino a dieci. Siccome tutte le calibrazioni sono effettuate nelle stesse condizioni, le differenze tra i risultati sono attribuibili alla particolare disposizione dei

sensori considerata, vale a dire al metodo utilizzato.

Nei diagrammi di fig. 2.a, 2.b, 2.c è riportato il grafico ottenuto con il metodo3 in cui sono presenti anche i risultati ottenuti con i metodi visti precedentemente. Dal confronto il metodo 3 sembra dare un risultato migliore; infatti, dopo l'inserimento del terzo sensore si ha una maggiore diminuzione degli scarti. In dettaglio dai grafici si evince che sia nella condizione di picco (Figura 2a) sia in quella ordinaria (Figura 2.c) il metodo 3 è quello con cui si raggiunge il valore medio più basso prima degli altri, infatti si ha uno "scalino" e poi il diagramma prosegue con andamento quasi costante. Ciò avviene in corrispondenza del quarto sensore disposto, aggiungendo un ulteriore sensore da quella posizione in poi la calibrazione non cambia molto.

Dal diagramma 2c (condizioni ordinarie) evince che il metodo2 fornisce buoni risultati già a partire da due sensori installati, mentre il metodo 1 solo a partire da sette sensori. Analoghi risultati nella condizione di picco, infatti se non si tiene conto delle scale in ordinata (ovviamente differenti), l'andamento dei grafici in figura 2.a è analogo a quello relativo alla figura 2.c. La condizione all'incendio prevede di fornire una portata pari a 170 l/s al nodo 26. Si nota che le curve (figura 2.b) variano tutte all'interno di un intervallo ristretto.

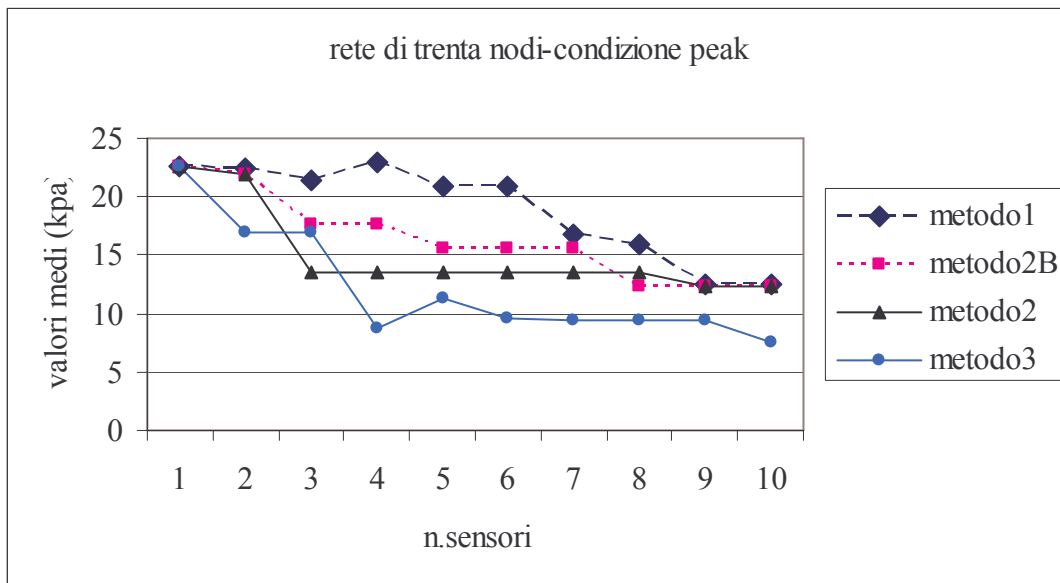


Figura 2 a – condizione di picco

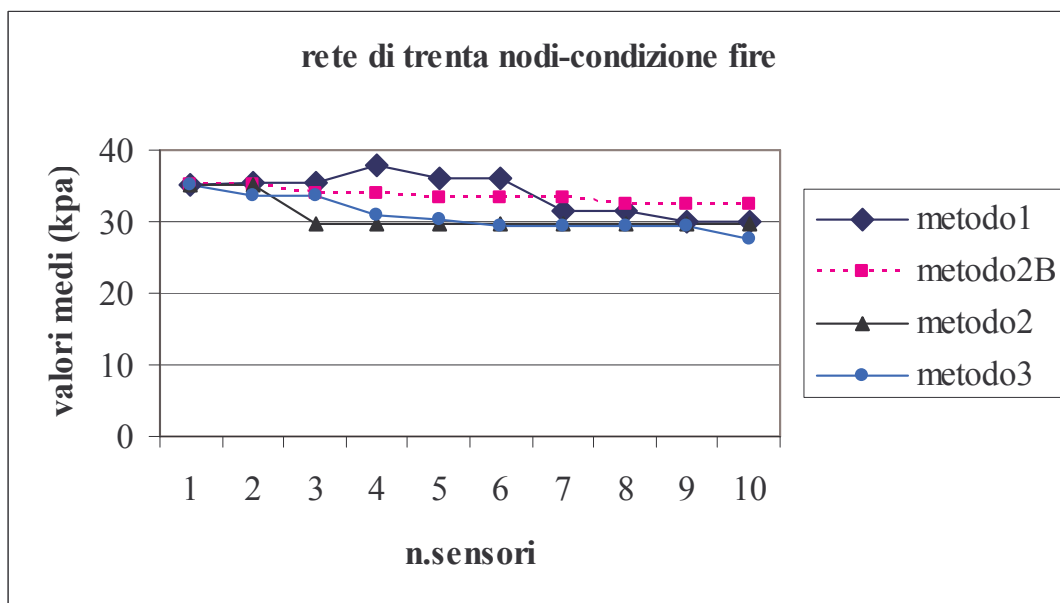


Figura 2 b – condizione all'incendio



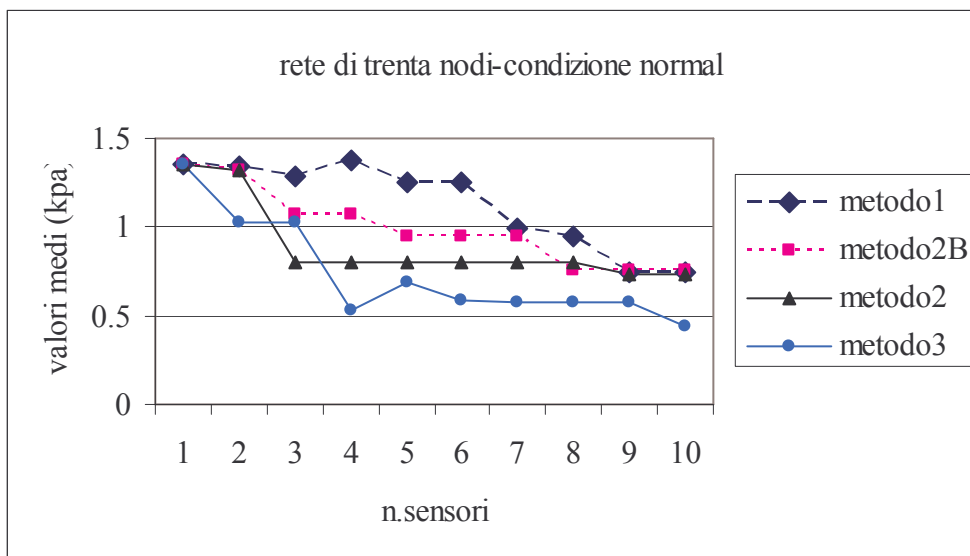


Figura 2 c – condizione di funzionamento ordinario

## 2.6.2 Applicazione dei metodi ad una rete da dieci nodi

Un'altra applicazione proposta utilizza una rete da dieci nodi, schematicamente rappresentata in Figura 3.

L'applicazione dei quattro metodi di posizionamento dei sensori portata a definire 4 diversi ordinamenti (ranking) di nodi in cui installare i misuratori di pressione.

L'ordine dei nodi per ciascun metodo è riportato in Tabella 5, in cui si osserva che i primi due ranking hanno le prime cinque posizioni in comune.

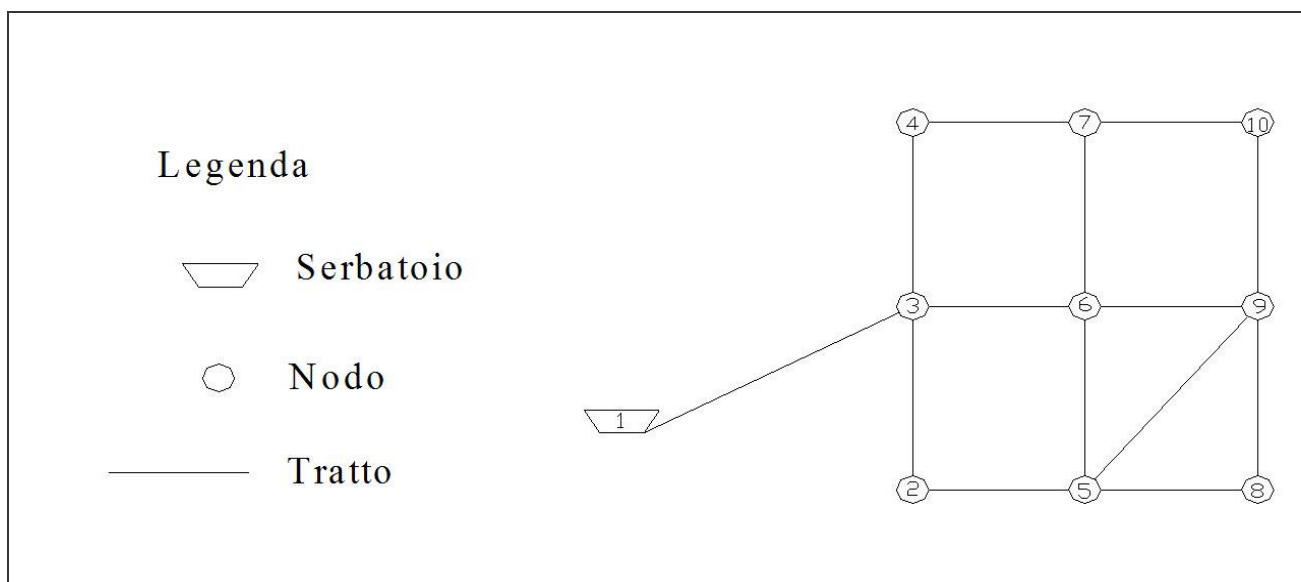


Figura 3- Schema rete da 10 nodi

n°Nodo	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Q<sub>n</sub>(l/s)</b>	26	65	0	0	0	0	0	0	12
<b>Q<sub>p</sub>(l/s)</b>	100	220	0	0	0	0	0	0	55

Tabella 4 - Portate erogate in condizioni normal (Q<sub>n</sub>) e peak (Q<sub>p</sub>) ( R-10 )

N. progress.	Ranking			
	Met. 1	Met. 2	Met. 2B	Met. 3
1	10	10	10	10
2	9	9	9	2
3	8	8	5	6
4	5	7	4	9
5	7	5	8	7
6	6	2	7	4
7	2	6	6	8
8	4	4	2	(5)
9	3	3	3	(3)

Tabella 5 .

Dall'esame degli ordinamenti ottenuti (tabella 5) con i quattro metodi si ha che, ad eccezione della prima posizione del sensore scelta sempre con lo stesso criterio, il metodo 2 modificato (2B) risulta abbastanza diverso da entrambi i primi due metodi, che invece presentano più posizioni coincidenti; mentre il metodo 3 fornisce un ordinamento diverso dagli altri tre ed in particolare la matrice, che si ottiene con il procedimento descritto nel paragrafo 2.5.1, diventa nulla dopo aver individuato il settimo nodo in cui allocare il sensore (perciò l'ottava e nona posizione, non individuate dal metodo 3, sono indicate in parentesi); tra l'altro, il metodo 3 esclude il nodo numero 5 classificato, invece, nelle prime posizioni negli altri metodi.

Per confrontare la bontà dei metodi di *sensor location* si valuta la qualità della calibrazione utilizzando i rispettivi ordinamenti, considerando l'esame di tre diverse condizioni di funzionamento: ordinaria, all'incendio e al picco.

Nei grafici di figure 4.a, 4.b, 4.c è diagrammato il parametro che rappresenta la media delle differenze tra le pressioni misurate e calcolate di tutti i nodi man mano che si incrementa di uno il numero dei sensori posizionati nei diversi nodi della rete.

Analogamente a quanto fatto per la rete da trenta nodi, le pressioni calcolate sono state ricavate attraverso il modello di simulazione considerando le scabrezze calibrate ottenute con il contributo di un sensore, poi due sensori, ..., fino a dieci. Siccome tutte le

calibrazioni sono effettuate nelle stesse condizioni, le differenze tra i risultati sono attribuibili alla particolare disposizione dei sensori considerata, vale a dire al metodo utilizzato.

Nelle figure 4.a, 4.b, 4.c sono riportati i grafici ottenuti con il metodo3; nelle stesse figure sono presenti anche i risultati ottenuti con gli altri tre metodi visti in precedenza. In particolare per il metodo 3 gli ultimi due sensori, non previsti nel relativo ranking, sono stati aggiunti senza utilizzare alcun particolare criterio, in quanto la loro introduzione non cambia il contenuto informativo come verificato dalla costanza dell'ultimo tratto in tutti e tre i grafici delle condizioni di verifica, ma anche dal fatto che per tutti i metodi si ha coincidenza degli ultimi due valori. In ogni caso dal confronto con gli altri andamenti, il metodo 3 sembra dare un risultato migliore. Infatti, dopo l'inserimento del quinto sensore si ha una maggiore diminuzione degli scarti. In dettaglio dai grafici si evince che sia nella condizione di picco (Figura 4a) sia in quella ordinaria (Figura 4.c) il metodo 3 è quello con cui si raggiunge il valore medio più basso prima degli altri, infatti si ha uno "scalino" e poi il diagramma prosegue con andamento costante. Ciò avviene in corrispondenza del sesto sensore disposto, aggiungendo un'ulteriore sensore da quella posizione in poi la calibrazione non migliora più.

Per i metodi Max-Sum (met.1) e il Min-Max (met.2), in tutte e tre le condizioni di verifica, i diagrammi hanno un andamento sostanzialmente analogo, infatti: vi è un primo tratto costante (fino a quando si considerano tre sensori installati); poi una lieve diminuzione del valore diagrammato (in questa fase i due diagrammi si intrecciano), fino ad un improvviso abbattimento delle curve all'inserimento dell'ottavo sensore, dopodiché per tutti e quattro i metodi si ha coincidenza e costanza dei valori.

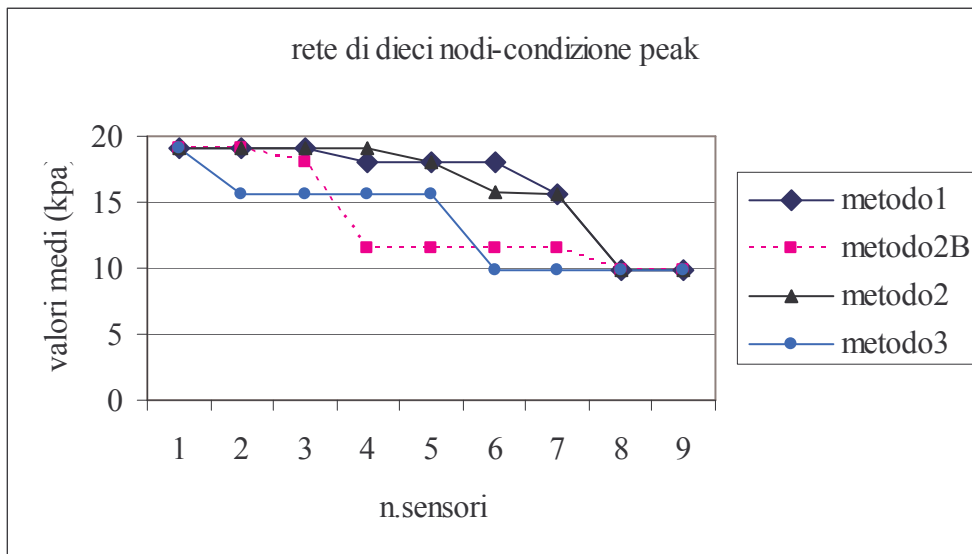


Figura 4 a – condizione di picco

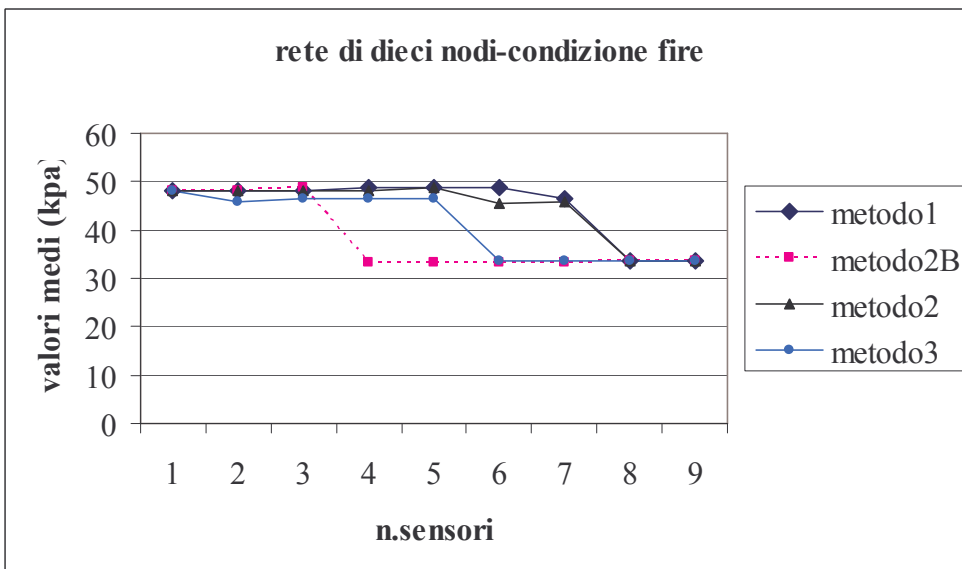


Figura 4 b – condizione all'incendio

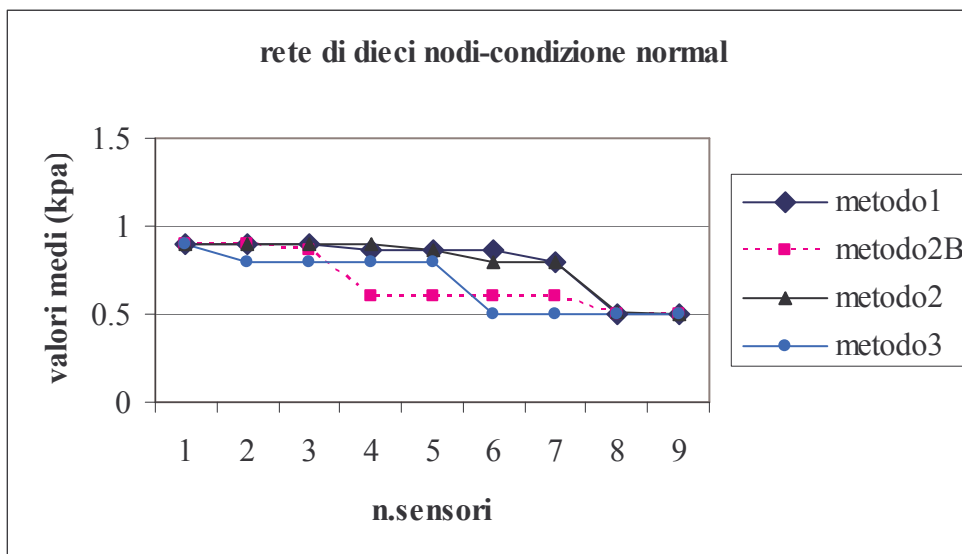


Figura 4 c - condizione di funzionamento ordinario

**APPLICAZIONE DEL METODO 3 SCEGLIENDO IL PRIMO NODO ARBITRARIAMENTE.**

In questa applicazione si procede ad un'analisi degli ordinamenti che si ottengono con il metodo 3. Fino ad ora il primo nodo del "ranking" è stato scelto con il metodo Max-Sum (met.1). Ora si vuole vedere quanto incide sulla calibrazione il non utilizzo di questo metodo per la scelta del primo nodo. Il primo punto di misura è scelto quindi casualmente senza alcuno specifico criterio. In particolare, in Tabella 6 sono riportati tutti gli ordinamenti che si possono avere per la rete di 10 nodi (R-10 Figura 3) prendendo, a turno come primo, ogni nodo della rete.

Il primo ordinamento è quello che si ottiene scegliendo il primo nodo con il metodo Max-Sum (colonna I di Tabella 6). Come previsto dal metodo Max-Sum, il nodo 10 è un nodo molto sensibile.

<b>N. Progr.</b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>IX</b>
<b>1</b>	10	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>2</b>	2	7	9	9	7	2	2	7	7
<b>3</b>	6	10	10	10	10	10	10	10	10
<b>4</b>	9	4	2	2	2	7	9	2	2
<b>5</b>	7	9	6	6	9	9	6	6	6
<b>6</b>	4	6	7	7	6	4	4	9	4
<b>7</b>	8	8	4	8	4	8	8	4	8
<b>8</b>	(5)	(5)	8	(5)	8	(5)	(5)	(5)	(5)
<b>9</b>	(3)	(3)	(5)	(3)	(3)	(3)	(3)	(3)	(3)

Tabella 6 – Confronto tra i 9 ordinamenti dei sensori ottenuti con il metodo 3 per la rete da 10 nodi avendo scelto il punto iniziale arbitrariamente tra i nodi della rete.

Indipendentemente dal metodo per la scelta del primo sensore, con il metodo 3 si individuano delle posizioni ai nodi che servono meno o per nulla rispetto agli altri. Osservando tutte le colonne in tabella 6, si può notare che i nodi meno sensibili sono sempre i nodi 5 e 3 (ad eccezione ovviamente dei casi in cui sono scelti come primo nodo), ciò significa che il loro posizionamento non fornisce nessuna nuova informazioni. Si può inoltre osservare che:

- Il nodo 10 si trova sempre in terza posizione (ad eccezione del caso in cui è primo).
- Le posizioni individuate nelle terza e quarta colonna sono essenzialmente quasi uguali.
- Indipendentemente dal nodo scelto come posizione iniziale, si nota come si mantenga costante la successione di posizioni 10–2–6, nodi che corrispondono a punti distanti dello schema della rete (Figura 3), così da coprire la maggior parte delle informazioni in rete.

Questa successione di nodi è importante, ma non è sufficiente ad avere una buona qualità della calibrazione (come si evince dalle figure 4 a - 4b - 4c le prime tre posizioni

non portano al minimo dei valori medi in ordinata).

In figure 5a e 5b, analogamente a quanto fatto per le figure 2 e 4, sono confrontati i risultati della calibrazione in due diverse condizioni (di picco e all'incendio) per tutte le classifiche di posizionamento dei sensori ottenute con il metodo 3 (in legenda il secondo numero del nome della serie indica il nodo scelto come prima posizione). Cambiare il punto iniziale non migliora la qualità della calibrazione, ma consente di raggiungere lo stesso risultato con un minore numero di sensori (serie 3.3 e 3.4 di Figura 5), comportando una situazione economicamente più vantaggiosa.

Il metodo 3, se da un lato consente di inserire un minore numero di sensori, perché quando la matrice si annulla (paragrafo 2.5.1) non è necessario aggiungere altri sensori, dall'altro per le reti di piccole dimensioni esaminate fa sì che il numero delle localizzazioni rimanga comunque grande rispetto agli altri metodi.

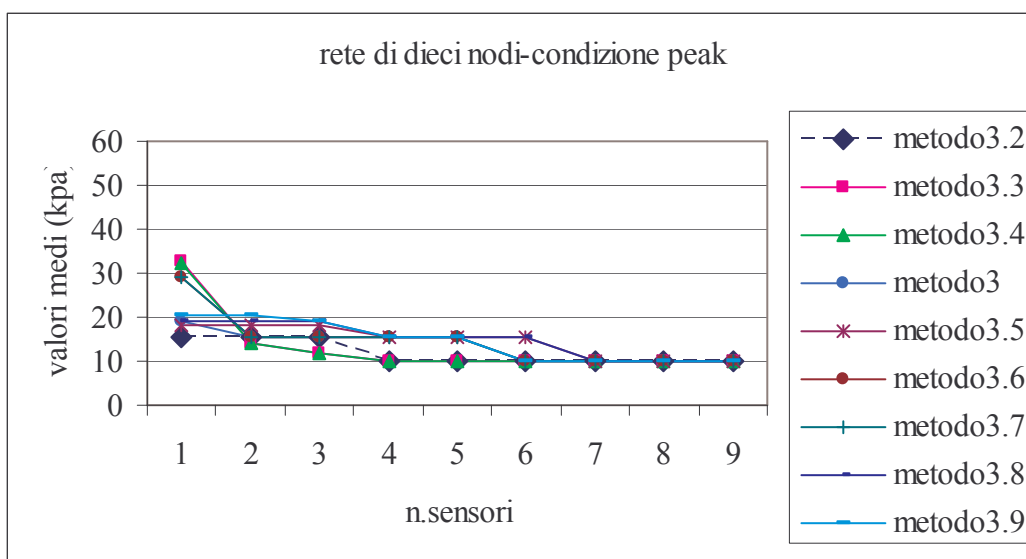


Figura 5 a – condizione di picco



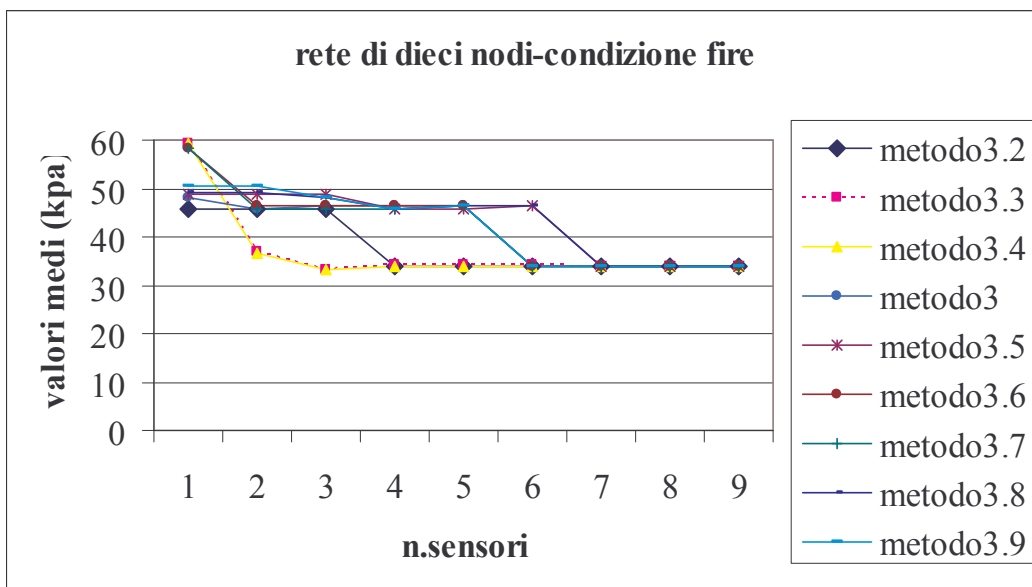


Figura 5 b – condizione di funzionamento all'incendio

In conclusione, il confronto tra i metodi analizzati è basato sulla valutazione della qualità delle calibrazioni (in diverse condizioni di funzionamento) ottenute impiegando gli ordinamenti che si hanno per ogni metodo di posizionamento dei sensori. nelle applicazioni proposte il metodo 3 è quello con cui si raggiunge una migliore qualità della calibrazione.

In effetti, con il metodo proposto si tiene conto della sensitività dei singoli parametri, evitando così a differenza degli altri metodi di considerare solo la sensitività globale del nodo; in aggiunta però si cerca anche di non ricavare l'ordinamento dei sensori in funzione dei parametri meno sensitivi. L'intento è, almeno in parte, eludere dal ranking quei nodi che non forniscono ulteriore contenuto informativo rispetto ai nodi precedentemente selezionati nell'ordinamento (cercando di tener conto di eventuali legami tra punti di misura).

Per la rete esaminata inoltre si è visto che la scelta del primo punto non cambia molto il risultato della calibrazione e che quindi il metodo della massima somma è un metodo plausibile per la scelta del primo punto.

## **CAPITOLO 3**

---

## **3. CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE**

### **3.1 INTRODUZIONE**

La gestione di un sistema idrico, complesso o meno, ad uso potabile deve assicurare non solo il buon funzionamento dell'impianto ma anche la ricerca di eventuali punti di vulnerabilità in esso e deve provvedere la capacità e gli strumenti necessari a reagire a disservizi causati da eventi dannosi; questi eventi possono avere le più disparate origini che vanno dalle calamità naturali, a cause accidentali, fino a quelle volontarie del terrorismo.

Il servizio idrico - potabile deve essere in grado di assicurare adeguati livelli sia di quantità che qualità. Il requisito di qualità delle acque potabili è di fondamentale importanza affinché la popolazione possa godere di una condizione "dignitosa" di benessere.

È noto che, la contaminazione dell'acqua potabile è sempre stato un problema nella storia umana, sia nel normale svolgimento della vita cittadina che in tempi di guerre (è infatti risaputo come nel corso della storia la "tecnica di contaminazione delle acque" sia stata più volte utilizzata per sconfiggere o ritardare il cammino del nemico).

Inoltre, nell'ultimo decennio la percezione del rischio di disservizi causati da fenomeni terroristici è notevolmente aumentata sia a causa delle continue minacce di utilizzo di armi

chimiche, biologiche, radioattive sia a causa di attacchi reali perpetrati ad altre reti infrastrutturali.

Tutto ciò comporta l'esigenza di fornire ai gestori dei servizi idrici integrati strumenti che agevolino la verifica dell'efficienza e robustezza di una rete idrica attraverso la ricerca di efficaci misure difensive, soprattutto preventive, di eventi forieri di contaminazione del sistema idrico potabile.

Per ridurre il rischio di contaminazione di una rete di distribuzione idrica i gestori devono effettuare un'analisi di vulnerabilità del sistema, attraverso essa è, infatti, possibile ottenere una caratterizzazione del sistema in esame, l'identificazione delle possibili fonti di pericolo e l'individuazione di punti a maggior rischio di intrusione di sostanze contaminanti e/o da cui possa avvenire una più facile alterazione dell'acqua.

Nella normativa nazionale italiana, in particolare nel D.L. n. 31/2001, si precisano i canoni per la determinazione del livello di qualità delle acque destinate al consumo umano al fine di proteggere la salute dei cittadini dagli effetti negativi derivanti dalla contaminazione delle stesse, assicurando la salubrità e la pulizia dell'acqua. A tal fine nel decreto sono riportati i limiti di accettabilità delle caratteristiche chimiche, fisiche, microbiologiche

Nel testo sono inoltre specificati i punti e le modalità con cui devono essere effettuati i controlli in funzione dell'uso al quale l'acqua è stata destinata.

Sono forniti anche utili strumenti decisionali nel caso i limiti di accettabilità imposti non vengano rispettati e gli standard di qualità non raggiunti, indicando i provvedimenti e le competenze spettanti ai gestori ed alle Regioni.

In queste situazioni le ASL e i gestori devono provvedere tempestivamente al ripristino delle condizioni di accettabilità, mentre alle Regioni spetta il compito di fornire un approvvigionamento idrico di emergenza e di attuare i piani di intervento per il miglioramento della qualità delle acque destinate al consumo umano.

Anche se in maniera indiretta e senza riferimento ad atti terroristici, la normativa italiana permette di desumere valide informazioni a riguardo della vulnerabilità dei sistemi idrici ed di individuare le fase operative ad opera dei gestori al fine di contenere le nefaste

conseguenze di questi specifici eventi, nonostante non siano previste norme specifiche per il rischio di contaminazione volontaria delle risorse idriche.

Quindi, per la protezione della popolazione dal rischio di contaminazione delle reti idriche è fondamentale una fase di prevenzione con l'obiettivo di eliminare e/o ridurre la diffusione dei contaminanti nelle riserve idriche; qualora, invece, l'evento di contaminazione si sia già verificato è importante una corretta la gestione dello stesso.

Alla base di questi studi ed analisi è necessario effettuare un buon monitoraggio degli impianti e delle infrastrutture sia per poter pianificare delle misure contro l'intrusione e sia per controllare la qualità dell'acqua. In fase di gestione è opportuno pianificare le operazioni da eseguire nel caso di emergenze come può essere la rilevazione di uno stato di alterazione della qualità dell'acqua o addirittura livelli di contaminazione superiori ai limiti. Ma per poter intervenire tempestivamente è opportuno aver già realizzato delle analisi di vulnerabilità della rete alla contaminazione così si potranno stabilire gli impatti sulla popolazione. Una volta che la contaminazione è stata rilevata al fine di tamponare i danni è auspicabile applicare delle tecniche di identificazione della sorgente di contaminazione. Queste le problematiche che saranno trattate nel capitolo, attraverso un percorso dello stato dell'arte sui metodi proposti.

### **3.2 CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE**

In molti paesi, ancora oggi, desta preoccupazione il problema della qualità dell'acqua potabile da fornire alla popolazione, proprio a causa dell'intrinseca vulnerabilità dei sistemi di consegna della risorsa. A questo poi si aggiunge che le analisi eseguite non sono sufficienti a garantire il mantenimento dei valori di alcuni parametri al disotto dei limiti durante e fino al trasporto agli utenti. È ampiamente noto come la contaminazione, accidentale o deliberata, dell'acqua potabile rappresenti un elevato rischio per la salute pubblica. Ma ad eventi accidentali e volontari si aggiungono quelli di tipo naturali, quali terremoti, frane, incidenti, alluvioni, cicloni, uragani, siccità. In letteratura sono segnalati

diversi esempi di questo tipo di contaminazione. Tra questi si richiama alla mente un'alluvione relativamente recente in Iowa (USA) che distrusse nel 1993 un acquedotto che serviva 250000 utenti; a Sydney (Australia) nel 1998 è stata più volte individuata nel sistema di distribuzione un'elevata concentrazione di *Cryptosporidium oocysts* e di *Giardia cysts*.

Una contaminazione di tipo accidentale, invece, si può presentare quando in particolari punti (connessioni) nel sistema di distribuzione si verificano basse pressioni. Siccome le reti di distribuzione sono progettate per soddisfare le condizioni di portate all'incendio, pressioni molto basse sotto particolari scenari di domanda sono associati con eventi quali rotture o interruzioni di funzionamento in relazione ad insufficienza della risorsa (distribuzioni turnate). Molto frequentemente la presenza di basse pressioni è indicata tra le più grandi cause potenziali di intrusione di agenti patogeni, accidentali e derivanti da contaminazione con acque fognarie disperse nel suolo dalla concomitante rottura anche parziale di un manufatto fognario.

Un'alterazione o contaminazione accidentale dall'esterno può essere dovuta anche ad altre cause come:

- l'ingresso di agenti inquinanti attraverso le discontinuità come giunti, pozzetti;
- la contaminazione indotta per effetto dei ritorni in rete di acqua contaminata dagli utenti;
- l'aggiunta di reattivi chimici in alcune fasi degli impianti di potabilizzazione;
- miscelazione di acque prelevate da diverse fonti di approvvigionamento;
- sversamenti a seguito di incidenti di inquinanti nelle fonti di approvvigionamento.

Mentre altri tipi di contaminazione accidentale possono essere dovuti a processi

all'interno delle condotte come:

- lo sviluppo in colonie di microrganismi in adesione alle pareti delle condotte e dei serbatoi con formazione di una pellicola biologica,
- il decadimento o crescita dei costituenti non conservativi, che presentano caratteristiche variabili nel tempo durante il processo di trasporto,
- il rilascio di elementi o composti presenti nei materiali costituenti le infrastrutture a causa dei processi di corrosione.

Alcuni casi particolarmente significativi di contaminazione accidentale sono stati ad esempio lo sversamento di carbonio tetracloruro nel fiume Kanawha nel 1978 che provocò la contaminazione dei rifornimenti dal fiume Ohio (USA). Ancora negli Stati Uniti, nel 1993 a Milwaukee, si riscontrò la presenza di *Cryptosporidium* nel sistema di fornitura d'acqua. Questo evento, la cui causa fu imputata all'inadeguatezza degli impianti di trattamento, portò un contagio diffuso a più di 400000 persone (Castorani et al., 2004).

Dall'altra parte vi è, però, una contaminazione deliberata, come quella vandalica e quella del bio-terrorismo, che desta ancora più timore in quanto è un'azione di un attacco terroristico ad una rete idrica.

Una contaminazione di tipo intenzionale, a differenza del caso precedente, non può essere statisticamente associata con un particolare evento legato al sistema di pressioni. Le strategie alla base di queste intrusioni sono progettate in modo tale da colpire la maggior parte della popolazione o un nutrito gruppo di essa. Generalmente, la contaminazione intenzionale può avvenire in qualsiasi punto della rete, e la sua forza e durata è limitata solo da problemi di tipo pratico. Da questa prospettiva, un attacco intenzionale rappresenta uno scenario peggiore rispetto al caso di intrusione accidentale.

Per quanto riguarda questo problema le reti di distribuzione idrica risultano particolarmente vulnerabili ad attacchi chimici e biologici proprio a causa della vasta area

occupata dai sistemi idrici e dai numerosi punti di accesso presenti in essi; infatti, punti di sbocco come gli idranti o i rubinetti delle abitazioni degli utenti costituiscono dei facili punti di intrusione di sostanze contaminanti, così come i serbatoi, raramente protetti in maniera adeguata rispetto a contaminazioni intenzionali.

Tra i punti possibilmente soggetti a contaminazione, nell'ambito dei sistemi acquedottistici, si potrebbe pensare che i serbatoi siano punti poco temibili a causa dell'elevata quantità di agenti necessari per la contaminazione dei notevoli volumi di liquidi stoccati. In realtà, gli effetti di alterazione di alcuni dei fenomeni prima richiamati possono esaltarsi nei serbatoi a causa dei lunghi tempi di permanenza dell'acqua al loro interno, a differenza delle condotte; ed, inoltre, potendo considerare il serbatoio come un sistema aperto, è in generale facile lo scambio tra acqua ed ambiente esterno e quindi è facile che si possa avere l'introduzione di sostanze contaminanti all'interno di essi.

La contaminazione può anche non avvenire direttamente nel serbatoio, ma può provenire da impianti intermedi o da punti di captazione o ancora dal mescolamento di correnti idriche provenienti da più fonti di approvvigionamento. Ciò rende il serbatoio un punto particolarmente vulnerabile per il mantenimento delle caratteristiche di qualità dell'acqua.

Inoltre, nei casi reali, non è sempre possibile garantire condizioni di isolamento, che sono necessarie a questi ambienti di accumulo dell'acqua per evitare possibili contaminazioni, a causa sia della presenza di porte che, non sempre adeguatamente protette, rendono possibile un certo scambio con l'ambiente esterno e sia dell'inevitabile ingresso di addetti ai lavori durante la normale gestione dell'impianto. Proprio per le condizioni strutturali ed idrauliche che li caratterizzano, i serbatoi possono rappresentare un sito privilegiato per lo sviluppo di comunità biologiche.

Pochi sono i lavori che affrontano lo studio della contaminazione dei serbatoi delle reti idriche, tra questi gli studi di Caravello et al. (2003) ed Amblard et al. (1996) ne sottolineano la criticità per il fatto che in essi si instaurano dei veri e propri ecosistemi caratterizzati da comunità ben strutturate e legate tra loro da stretti legami trofici.



Un excursus storico sull'uso della tecnica di contaminazione delle acque potabili per ritardare o sconfigger il nemico è riportato in Castorani et al. (2004); di seguito si vogliono menzionare i principali atti terroristici di contaminazione dell'acqua per sottolineare l'importanza di questo problema che esiste da sempre, ma che solo negli ultimi anni si sta cercando di risolvere. Infatti, dopo gli avvenimenti dell'11 settembre 2001, i servizi di sicurezza non escludono la possibilità di eventuali attacchi terroristici a bersagli civili come le reti acquedottistiche.

Nell'antichità gli Assiri avvelenavano i pozzi dei nemici con la segala cornuta; Solone di Atene avvelenò le riserve idriche dei suoi rivali con l'elloboro, durante l'assedio di Krissa. Gli Zeoliti, operanti in Palestina nel 60-70 d.C. avvelenarono pozzi e sabotarono l'acquedotto di Gerusalemme. Gli antichi Romani usavano carcasse di animali per inquinare le riserve dei nemici.

Nel 1860-1865 i soldati confederati americani infettavano i pozzi gettandovi carogne di animali.

Nel 1945 vennero contaminate durante la guerra le riserve idriche nella Boemia nord-occidentale con reflui di fognatura.

Tra gli anni 50 e 70 furono studiati nuovi agenti chimico-biologici anche se la produzione e detenzione di questo tipo di armi fu vietata dalla Convenzione sulle armi biologiche e tossiche del 1972.

Nella storia più recente si citano tantissimi avvenimenti di tentativi di contaminazione dell'acqua potabile, fortunatamente sventati (1970 in USA fu accusato un gruppo estremistico; 1972 un altro gruppo fu arrestato per il tentativo di contaminazione delle riserve idriche a St. Louis e Chicago; 1982 a Los Angeles). E nelle guerre degli ultimi anni in molti paesi del mondo, si tenta ancora di danneggiare il nemico con queste tecniche, altri esempi sono arrivati dal Kosovo (1999) e nel 2000 in Cecenia, in Turchia e in Palestina. Le cronache riportano anche l'arresto di persone sospettate di preparare un attacco con sostanze tossiche all'alimentazione idrica dell'ambasciata degli Stati Uniti a Roma nel 2002.

Interventi atti ad assicurare la sola sicurezza fisica dei sistemi di distribuzione dell'acqua potabile possono essere considerati solo come una limitata parte di un efficiente sistema di protezione.

In termini di contenimento degli effetti, e per le contaminazioni con agenti patogeni o sostanze biologiche, l'intervento possibile è affidato soprattutto alla capacità del disinfettante di neutralizzare o ridurre il rischio, poiché i tempi operativi di tipo diretto, come l'allontanamento dell'acqua contaminata dalla rete stessa, sono di complessa e, comunque, non rapida esecuzione.

Il disinfettante residuo è di importanza fondamentale nella gestione e controllo delle reti di distribuzione potabile: una diminuzione della sua concentrazione o addirittura la sua scomparsa sono normalmente associati alla presenza di una qualche forma di inquinamento in rete.

La maggior parte dei modelli di simulazione consente di simulare l'andamento della concentrazione del cloro residuo.

Monitorare tale parametro è sicuramente più semplice che rivelare la presenza di una qualche sostanza non convenzionale. Tuttavia l'efficacia del disinfettante residuo è funzione non solo del tempo trascorso dall'immissione dello stesso in rete, ma anche di altri fattori quali il tempo di permanenza in circolo, il tipo specifico di disinfettante utilizzato e la sua cinetica di decadimento ecc. Inoltre sono noti i problemi legati all'uso del cloro sia per l'integrità delle strutture che per la conservazione delle caratteristiche di qualità dell'acqua.

Nel caso vi sia il sospetto di una contaminazione, il primo intervento necessario è certamente quello di isolare l'area contaminata ed evitare che il contaminante possa diffondersi nella rete.

Attraverso strumenti quali i modelli di simulazione è possibile simulare condizioni di emergenza e la potenziale estensione del contaminate così da attuare i piani previsti per la gestione delle stesse situazioni.

Ovviamente nel caso di una rete molto estesa i possibili scenari e le strategie da adottare possono essere molteplici, resta così utile procedere a simulare le diverse situazioni e valutare le più efficaci, ma anche le più rapide soluzioni adottabili e quelle che consentano di eliminare il più velocemente possibile il contaminante dai percorsi in rete.

Alcuni rimedi possono essere la diluizione del contaminante con acqua fino a raggiungere concentrazioni dello stesso non dannose per la salute umana, altre legate a processi di disinfezione ad hoc.

Altro modo di procedere è quello di eliminare il contaminante attraverso gli idranti o gli scarichi, tuttavia questa procedura può essere pericolosa nel momento in cui non si conosce con assoluta certezza se l'acqua che fuoriesce da uno scarico proviene da un punto piuttosto che da un altro, a tale scopo può essere utile utilizzare traccianti per appurare che l'acqua che si intende eliminare sia in effetti quella contaminata o meno (Balocco et al., 2005).

Alla base comunque di una buona gestione in riferimento al problema della contaminazione di una rete idrica risultano essenziali strategie che prevedano un buon sistema di monitoraggio e controllo con l'applicazione di apparecchi di rilevamento delle sostanze nocive nell'acqua, ma anche l'impiego di tecniche che consentano di ottenere informazioni sulla natura dell'agente inquinante, dei punti di provenienza e delle cause di intrusione dei contaminanti in rete.

### **3.3 RISCHIO DI CONTAMINAZIONE PER UN SISTEMA DI DISTRIBUZIONE IDRICA**

Recentemente l'attenzione di molti ricercatori si è concentrata su studi relativi alla vulnerabilità dei sistemi di fornitura d'acqua rispetto ad attacchi terroristici e questo tipo di vulnerabilità è stata fortemente sottolineata da Haimes et al. (1998) specialmente in termini di facile accessibilità alle infrastrutture idriche. Infatti, in generale non ci sono misure di sicurezza molto restrittive per i sistemi di fornitura d'acqua e nella maggior parte dei casi,

i sistemi non presentano neanche dei recinti tali da garantire l'accesso al loro interno solo al personale autorizzato, ed inoltre quando questi recinti sono presenti sono facilmente violabili (come spesso accade con atti vandalici).

Dato che quindi la sicurezza delle infrastrutture idrauliche può essere facilmente violata, non ci si può effettivamente aspettare che ci sia sicurezza nei confronti di atti terroristici. Secondo Kunze (1997), i sistemi di distribuzione dell'acqua sono più vulnerabili ad attacchi terroristici rispetto ad altre strutture (telecomunicazione, banche, ecc.). Gli attacchi terroristici possono essere minacce di tipo fisico, chimico e biologico, cibernetico. La minaccia di tipo fisico si riferisce all'uso di esplosivi, utilizzati direttamente contro componenti fisici (che potrebbe comportare inondazioni o comunque una riduzione della distribuzione dell'acqua necessaria all'utenza) e centri di controllo dei sistemi di distribuzione idrica. Gli agenti chimici e biologici sono indirizzati direttamente a danneggiare la qualità dell'acqua così da mettere a repentaglio la salute pubblica. La minaccia cibernetica, invece, è generalmente legata alle cosiddette guerre informatiche (introduzione di virus nei software o di erronee informazioni attraverso la rete di computer per compromettere la capacità di gestione a regolare e controllare la distribuzione d'acqua).

Con riferimento a concetti ormai consolidati in discipline che si occupano della valutazione del rischio ambientale, il rischio  $R$  di un generico evento può essere determinato come il prodotto tra la vulnerabilità  $V$  e la probabilità  $P$  di accadimento:

$$R = V \cdot P$$

La probabilità di accadimento viene definita come la probabilità che un determinato fenomeno dannoso, sia esso di tipo naturale o causato dall'attività antropica, riguardi un sistema idrico potabile in un determinato intervallo di tempo.

La vulnerabilità  $V$  è rappresentata dalla facilità con cui un sistema può essere messo in crisi da un evento critico in atto; essa può essere stimata:

$$V = D_a \bullet E$$

dove  $D_a$  è il danno atteso ed  $E$  rappresenta un parametro di esposizione che valuta in che misura un elemento costitutivo del sistema può essere coinvolto da un evento critico.

Il rischio proveniente dalla contaminazione dei sistemi di fornitura d'acqua potabile include (OCMS, 2004):

- Il rischio legato alla salute pubblica proveniente dall'uso di acqua contaminata.
- Il rischio economico per gli utenti.
- Il rischio economico per i servizi a causa della perdita nella vendita di acqua; perdita di acqua per l'industria, per l'agricoltura; perdita di fiducia da parte degli utenti; costi legati alle operazioni di pulizia e di riparazione.

Inoltre, nello stesso *report*, sono definiti i tre passi necessari per la valutazione del rischio sulla salute pubblica: l'identificazione del contaminante; la valutazione dell'esposizione; la determinazione della risposta alla dose ingerita o inalata o con cui gli utenti sono stati a contatto.

La valutazione di vulnerabilità può essere realizzata, in maniera esplicita, elaborando una serie di informazioni utilizzando una checklist accompagnata da un protocollo ed una procedura; qualunque approccio si scelga questo costituisce il punto di partenza per poter affrontare il problema della gestione del rischio.

In ogni caso, una precisa valutazione del rischio non è possibile. Molti dei fattori chiave che influiscono sul calcolo non sono quantificati. Inoltre, alcuni importanti fattori sono soggettivi o fortemente incerti.

Ezell et al. (2000) propongono una procedura per effettuare un'analisi di rischio per un sistema di distribuzione idrica, basata sulla decomposizione del sistema di distribuzione

nelle varie componenti (strutture e lo loro stato, vulnerabilità, aspetti politici economici e possibilità di minacce) e nella loro analisi. La vulnerabilità del sistema è analizzata valutandola in termini di *esposizione*  $\gamma_i$  and *accesso*  $\alpha_i$  e minaccia. La vulnerabilità dei diversi componenti o parti di essi viene definite come  $v_i = \alpha_i \gamma_i$  e cioè come il prodotto di  $\alpha_i$  ed  $\gamma_i$  prima enunciate e che variano tra  $0 < \alpha_i < 1$  ed  $0 < \gamma_i < 1$ . Alla fine, valori bassi di vulnerabilità per un componente rappresentano un vantaggio. La vulnerabilità totale del sistema è poi valutata come la:

$$V = \sum_{i=1}^n v_i$$

Da quanto fino ad ora esposto, si può constatare che una parte significativa della letteratura si è preoccupata specialmente della vulnerabilità della infrastruttura stessa. L'approccio presentato nel capitolo successivo, invece, è riferito essenzialmente alla vulnerabilità dell'utenza servita, la cui valutazione risulta ancora più importante, specie con riferimento ai problemi derivanti dalla contaminazione dell'acqua.

Con specifico riferimento alla vulnerabilità rispetto alle contaminazioni microbiologiche e tra i contributi più recenti, Murray et al.,(2006) propongono un modello per la stima degli impatti gravi sulla salute pubblica dovuti al consumo di acqua contaminata, fornendo l'estensione della contaminazione nello spazio e nel tempo su di una popolazione di persone. Nel lavoro è presentato un modello di trasmissione delle malattie collegato a metodi di simulazione di flusso e di trasporto per i sistemi di distribuzione idrica, in modo da avere informazioni circa la distribuzione spaziale e temporale dei rischi sulla salute pubblica. La stessa metodologia può poi essere usata ugualmente per la pianificazione di strategie di intervento e mitigazione contro eventi di contaminazione attraverso l'isolamento e l'allontanamento delle acque contaminate, e considerando in alcuni casi l'eventualità di trattamenti in sito. Si potrebbe, inoltre, sempre attraverso gli stessi metodi, svolgere delle indagini "a ritroso", cioè far risalire all'approvvigionamento d'acqua potabile, eventuali scoppi di epidemie nella popolazione

Nonostante sia focalizzata su agenti patogeni e batteriologici, tale struttura può essere applicata anche nel caso di agenti chimici.

Risulta quindi evidente, in base a quanto detto, che lo scoppio di un'epidemia nella popolazione rappresenta uno scenario da cui ci si vuole tenere il più lontano possibile: numerosi ricercatori hanno mostrato che la diffusione di malattie infettive attraverso i sistemi di distribuzione dell'acqua, può essere prevenuta, o perlomeno minimizzata in presenza di un disinfettante residuo.

Tra questi Propato et al. (2004) sviluppano un semplice approccio per valutare il valore ottimale di mantenimento del disinfettante residuo in rete.

Infatti, attraverso l'utilizzo di un sistema di analisi della vulnerabilità delle infrastrutture idrauliche in termini generali si passa a valutare, sistematicamente e quantitativamente, la vulnerabilità del sistema di distribuzione rispetto alle intrusioni di sostanze microbiologiche. I risultati che essi presentano suggeriscono l'opportunità di un bilanciamento razionale tra il rischio chimico o microbiologico per la salute e l'impiego del disinfettante.

Un disinfettante residuo può controllare la ricrescita di microrganismi che permangono alla disinfezione primaria, e può minimizzare le interazioni microbiche con i rivestimenti delle pareti delle condotte, le quali, infatti, offrono uno sviluppo adatto alla sopravvivenza dei batteri ed alla riproduzione dei patogeni. L'effettivo livello di disinfettante residuo dovrebbe essere deciso bilanciando i benefici alla salute pubblica per la disattivazione dei patogeni e gli svantaggi derivanti dalla presenza di un residuo di disinfettanti in rete, tra cui deve considerarsi anche il costo dei disinfettanti stessi.

Anche parte del lavoro di Tesi è stata dedicata all'analisi del rischio connesso con la contaminazione dei sistemi idrici, sviluppando una metodologia con alcuni elementi innovativi. Di tale metodologia, e delle innovazioni concettuali da cui essa discende si darà conto in dettaglio nel capitolo successivo (4).

### 3.4 TECNICHE DI LOCALIZZAZIONE DELLE STAZIONI DI MONITORAGGIO

La contaminazione accidentale o intenzionale delle reti di distribuzione idrica può causare un grosso pericolo per la salute pubblica ma ha anche forti conseguenze economiche. Al fine di controllare la qualità dell'acqua potabile è necessario disporre di metodi per la rilevazione di sostanze contaminanti e quindi di stazioni di monitoraggio da installare in particolari punti della rete di distribuzione

Nel paragrafo precedente si è discusso di come diverse tecniche siano impiegate, attraverso analisi di vulnerabilità, per la valutazione dei più pericolosi scenari di rischio. Così l'applicazione di queste tecniche consente la pianificazione degli interventi da compiere qualora un evento di contaminazione sopraggiunga, ma ovviamente occorre disporre di sistemi di rilevamento della contaminazione che indichino l'esistenza di una contaminazione in atto. Tra questi rivestono particolare rilevanza i sistemi di Allarme della Contaminazione detti anche di *early warning*; essi sono generalmente costituiti dalle seguenti parti: un sistema di sensori distribuiti nella rete e collegati on-line; sistemi di comunicazione e controllo in remoto, strumenti di analisi dei dati raccolti.

Questi sistemi di Allarme della Contaminazione (USEPA, 2005), distribuiti sull'area delle reti idriche sono stati sviluppati per monitorare la qualità dell'acqua di questi vasti sistemi idropotabili, rilevando autonomamente la qualità dell'acqua e cercando di determinare con sufficiente accuratezza se è effettivamente presente una contaminazione con la maggiore rapidità possibile dal momento in cui si è verificato l'evento.

Questi sistemi forniscono un valido supporto per le successive operazioni; infatti in presenza di un evento di contaminazione confermato, si dovrà procedere ad attuare i piani precedentemente predisposti dai soggetti gestori per ridurre e minimizzare gli impatti sulla salute degli utenti e sull'economia.

Diversi sono i lavori aventi ad oggetto le tecniche di *early warning*. Ultimamente Propato (2006) ha proposto un modello matematico per identificare la localizzazione ottimale, nelle reti di distribuzione dell'acqua potabile, di sensori capaci di fornire un allarme tempestivo contro contaminazioni accidentali ed intenzionali.

L'utilità del modello è rappresentata dal fatto che, di solito, il rilevamento del



deterioramento della qualità dell'acqua è principalmente effettuato attraverso *routine* di monitoraggio nei sistemi di distribuzione. Tale metodologia, risulta però inadeguata per due motivazioni principali: la prima riguarda l'incertezza della rappresentatività dei campioni di qualità dell'acqua rispetto all'intero sistema, la seconda è che, nonostante le contaminazioni siano eventi con bassa probabilità di verificarsi, il loro impatto sulla popolazione potrebbe essere grave.

Il metodo presentato dall'autore, può essere applicato a condizioni idrauliche stazionarie e non stazionarie e può essere adattato a differenti obiettivi di progetto, le cui formulazioni variano solo attraverso i coefficienti della funzione costo, mentre le variabili decisionali ed i vincoli lineari rimangono identici.

Inoltre, è da sottolineare che la maggior parte della ricerca scientifica si è occupata di individuare e posizionare i sensori all'interno di un sistema di distribuzione ed anche di formulare algoritmi per differenziare le normali variazioni del segnale dei sensori da quelle causate da eventi di contaminazione esterni (e.g., Kessler et al., 1998; Ostfeld et al., 2004; Uber et al., 2004; USEPA, 2005; Berry et al., 2006; Propato, 2006; Murray et al., 2006; Janke et al., 2006). Un siffatto sistema di monitoraggio tenta di determinare rapidamente e affidabilmente la presenza della contaminazione e permette di eseguire azioni correttive al fine di ridurre l'esposizione dell'utenza alle sostanze inquinanti.

Rilevanti contributi sono quelli di altri autori come Ostfeld e Salomons (2004; 2005), che sviluppano degli algoritmi tesi ad ottimizzare la scelta del posizionamento dei sensori raggiungendo diversi obiettivi simultaneamente, mentre Uber et al. (2004) cercano di individuare la localizzazione dei sensori per minimizzare gli impatti sulla salute pubblica. Altri studi invece propongono tecniche tese alla rilevazione dei contaminanti in rete (Kessler et al., 1998) attraverso l'ottimale posizionamento di stazioni di monitoraggio, cercando di assicurare la massima copertura con il minimo numero di sensori (Lee et al., 1992).

Lee e Deininger (1992) propongono un metodo per il posizionamento delle stazioni di monitoraggio basato sul concetto della domanda di copertura; il loro metodo si basa sull'idea che lo stato di qualità dell'acqua di un nodo monitorato fornisce informazioni

sulla qualità dei nodi a monte (dei nodi che rientrano nel dominio di copertura del nodo monitorato). Il dominio di copertura del nodo  $j$  rappresenta il gruppo di nodi che possono contaminare il nodo  $j$ .

Al fine di ricavare informazioni utili sui nodi in cui non sono presenti stazioni di misura, sono considerati i nodi “controcorrente” e quelli “a favore di corrente”. I primi sono quei nodi in cui l'acqua transita prima di arrivare ad un altro nodo in cui è presente un misuratore; i secondi sono quelli in cui arriva acqua che in precedenza è transitata per una stazione di misura. Per individuare tali nodi occorre analizzare i flussi d'acqua in rete.

Intuitivamente, se in un nodo campionato arriva una portata proveniente da un nodo controcorrente è possibile desumere che la qualità dell'acqua non sia molto diversa ( a meno che la portata in arrivo dal nodo controcorrente non sia piccola, rispetto alle altre in arrivo al medesimo nodo campionato ). In particolare, se nel nodo di misura arriva solo la portata proveniente dal nodo controcorrente la qualità dell'acqua in quest'ultimo è nota. Quindi se un nodo controcorrente ha una buona copertura ( per gli autori maggiore del 50% ) si ipotizza che la qualità dell'acqua sia la stessa di quella ottenuta analizzando un campione prelevato dal nodo di misura.

Viene costruita la matrice delle frazioni d'acqua i cui elementi  $w_{ij}$  rappresentano la frazione d'acqua proveniente dal nodo  $j$  che contribuisce al campionamento della stazione  $i$ . Da questa, ponendo pari a zero gli elementi aventi valore inferiore ad una fissata soglia, è possibile determinare i nodi in cui installare le stazioni per analizzare la qualità dell'acqua. Si affronta il problema ricercando l'ottimo, con l'individuazione di quei nodi aventi una copertura superiore al 50%.

La posizione delle stazioni è poi ottenuta quando si raggiunge la massima copertura con un numero fissato di sensori installati.

Questi concetti saranno ripresi più avanti, in quanto su di essi si basa il metodo di identificazione della sorgente di contaminazione in una rete idrica proposta nel capitolo 7

### **3.5 PROBLEMA INVERSO PER LA CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE**

Nel caso in cui si riscontrino attraverso misure di concentrazione o perfino direttamente da parte degli utenti o, in ogni caso, allorché sistemi di monitoraggio rilevino uno stato di alterazione della qualità dell'acqua in uno o più sensori, le azioni da intraprendere per tamponare gli effetti dovrebbero essere tese ad identificare le possibili posizioni della sorgente. In questo paragrafo si indicano le difficoltà che alla base delle metodologie di identificazione della sorgente di contaminazione, sottolineando però le motivazioni e l'importanza del loro utilizzo. Di seguito si riportano alcune delle principali motivazioni da cui nasce l'esigenza di avvalersi di questo tipo di tecniche:

- Una delle prime ed importanti motivazioni che fa scaturire la necessità di avvalersi di queste tecniche di identificazione all'interno di una più efficiente e adeguata strategia di controllo, è legata all'esigenza di isolare idraulicamente dalla maggior parte della rete idrica la zona da cui ha avuto origine la contaminazione. Una tale azione comporterebbe di bloccare quanto prima l'intrusione delle sostanze rilevate o possibilmente di limitare la massa totale aggiunta.
- Una seconda motivazione riguarda la stima dell'estensione, potenziale, del contaminante; questa stima può essere ottenuta contemporaneamente all'espandersi dell'evento contaminante attraverso l'applicazione di modelli di simulazione per qualità dell'acqua in cui si assuma un'immissione proprio nelle posizioni identificate. Questo tipo di analisi potrebbe ridurre l'esposizione della popolazione ai contaminanti già presenti nel sistema, permettendo così l'allarme e localizzando i sistemi già in emergenza. Ma allorché la conoscenza dell'estensione del contaminante non aiutasse a ridurre l'esposizione, questo tipo di analisi potrebbe indicare dove rivolgere le, comunque scarse, risorse di intervento per la salute pubblica in special modo dove risultano indispensabili.

- Un'altra motivazione, invece, riguarda principalmente i casi di contaminazione accidentale, dove i danni alla salute pubblica sono meno gravi (nel senso che arrecano solo disagi, come ad esempio a causa della presenza, indotta dalla corrosione, di acqua rossiccia), o comunque dove gli impatti sono principalmente di natura economica. In questa situazione, l'identificazione dei punti possibili sorgenti può essere utile per progettare o eseguire operazioni atte ad eliminare o ancora a ridurre la severità del problema.

Da un punto di vista matematico, l'identificazione della sorgente rappresenta un problema inverso rispetto al classico problema della simulazione della qualità dell'acqua in una rete idraulica e può essere risolto in modo diretto o indiretto. Infatti, la tipica simulazione della qualità dell'acqua in una rete di distribuzione idrica costituisce un problema diretto, dove lo stato del sistema è determinato fornendo valori ai parametri del modello e le condizioni al contorno; cioè, si ottiene la zona di propagazione della sostanza in rete assumendo proprio di conoscere i punti di introduzione di sostanze estranee.

Invece per le tecniche inverse, si misura lo stato del sistema e si cerca di determinare i valori del parametro e le condizioni al contorno (dando origine però ad un parzialmente noto stato di uscita); nel problema dell'identificazione della sorgente si misura lo stato di qualità dell'acqua e si cercano le condizioni al contorno: il punto di intrusione e le quantità immesse sono le incognite del problema.

Un'importante questione è che questo problema, come molti problemi inversi riguardanti sistemi spazialmente estesi, è mal posto e così possiede più soluzioni o almeno molte quasi-soluzioni. Infatti, la soluzione numerica dipende fortemente dai dati di ingresso (Polis e Goodson, 1976) e risulta sensibile agli arrotondamenti e agli errori di misura dei sensori. Questo è un punto cruciale per le reti idrauliche, dove i dati di input come le portate erogate possono essere stimate solo con un alto livello di incertezza, mentre sarebbe necessario conoscere le vere portate erogate proprio agli istanti in cui si prendono le misure di concentrazione da utilizzare per l'individuazione dell'origine di contaminazione.

I problemi inversi, dal punto di vista matematico, sono quasi sempre mal-condizionati e quindi di difficile risoluzione e ciò comporta che piccole incertezze sui dati di ingresso sono tali da dar luogo anche a grossi errori sui risultati finali.

Di conseguenza le tecniche inverse devono mostrarsi robuste rispetto alle incertezze sui dati disponibili altrimenti non potranno mai essere applicati a casi reali. Quindi, per la pratica applicazione è necessario che queste tecniche funzionino anche in presenza di dati conosciuti con imprecisione. Il principale intento dei metodi risolutivi dei problemi inversi è proprio quello di alterare il problema così da ottenere una soluzione unica dal punto di vista matematico.

Come già sottolineato nel paragrafo precedente, è necessario disporre in rete di stazioni di monitoraggio della qualità dell'acqua per controllare la eventuale presenza di sostanze inquinanti o comunque il deterioramento della qualità dell'acqua. Molti sono gli studi in cui sono proposti metodi per il posizionamento ottimale di un certo numero di stazioni di monitoraggio, mentre il problema della identificazione della posizione della fonte contaminate fino ora non era stato ancora ben affrontato eccetto che nel caso delle falde acquifere (Atmadja e Bagtrogrou, 2001).

Tra i primi lavori sulla ricerca dell'origine delle contaminazione nel caso di falde acquifere si ricorda, ad esempio, quello di Gorelick et al. (1983), che formulano il problema come un problema di ottimizzazione linearizzato con la "response matrix", calcolata con un modello di simulazione.

Ancora, Aral et al. (2001) hanno risolto il problema con una formulazione di ottimizzazione non-lineare. Altri come Skaggs e Kabola (1994) hanno identificato la fonte inquinante in una falda analizzando la storia del percorso di rilascio della sostanza.

Singh et al. (2004) hanno proposto un metodo per la caratterizzazione della fonte di inquinante incognita attraverso l'uso combinato sia delle reti neurali artificiali che di un modello di simulazione del trasporto di soluto.

Proprio partendo dall'analisi di questi lavori, sia sulla contaminazione delle falde che sulla scelta delle posizioni di monitoraggio nelle reti idriche, si è sviluppata una metodologia per l'identificazione del nodo fonte inquinate nel caso di una rete di

distribuzione idrica, utilizzando le misure di concentrazione a disposizione. Nel capitolo 7 è riportata una dettagliata spiegazione della metodologia proposta ed i risultati di alcune applicazioni.

Solo di recente, in particolare negli ultimi due anni, alcuni ricercatori hanno, con i loro studi, focalizzato l'attenzione del mondo della ricerca sul problema della conoscenza dei punti da cui ha avuto origine la contaminazione di acqua destinate ad uso potabile nelle reti di distribuzione idrica e investigato vari criteri per la sua risoluzione (Laird et al., 2005; Ostfeld et al., 2005; Uber, 2005).

Questi sforzi hanno lo scopo di identificare esattamente la posizione della sorgente e i tempi di immissione, utilizzando un numero discreto di misure sparse nello spazio di concentrazione di contaminate rilevate dai sensori di qualità dell'acqua. Questo problema è difficile per due motivi. In primo luogo, come menzionato in precedenza, il problema è in generale mal posto. In secondo luogo, siccome la sorgente di intrusione può avere origine in un qualsiasi punto dell'area del servizio a qualsiasi istante, il numero delle variabili decisionali può essere molto grande per gli algoritmi numerici; si pensi, infatti, che considerando il numero dei nodi della rete i tempi e il numero degli step temporali facilmente si raggiunge un ordine di grandezza di milioni di variabili. Per questo è stata sviluppata una tecnica di identificazione dei nodi candidati ad essere possibili sorgenti di contaminazione. L'intento è proprio quello di ridurre il numero delle variabili in gioco; il capitolo 6 è dedicato alla presentazione di questo metodo.

I criteri attualmente presenti in letteratura, formulano e risolvono un problema ai minimi quadrati assumendo una relazione lineare tra il quantitativo immesso alla sorgente e la qualità dell'acqua in uscita al sensore; questa linearità è sicuramente vera quando si hanno dinamiche lineari delle reazioni chimiche ma comunque può essere un'utile approssimazione in altri casi.

In particolare, Laird et al. (2005, 2004) hanno proposto una tecnica di programmazione non lineare per stimare il tempo e la posizione delle sorgenti di contaminazione in una rete di distribuzione idrica utilizzando misure di concentrazione al variare del tempo, il

problema è risolto utilizzando la tecnica dei minimi quadrati imponendo il rispetto di condizioni di vincolo algebriche e differenziali.

# **CAPITOLO 4**

---

---



## **4. VULNERABILITÀ ALLA CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE**

### **4.1 INTRODUZIONE**

Nel valutare la vulnerabilità di una rete alla contaminazione tramite un agente tossico, anche dopo aver prestabilito il punto di immissione e le modalità della stessa, non si è, generalmente, in grado di determinare in maniera deterministica e precisa la popolazione che risulterà esposta all' agente nocivo. Infatti, in rete avranno luogo fenomeni di diluizione della sostanza tossica, che possono rendere le sue concentrazioni inefficaci, e comunque i volumi di acqua contaminata possono essere consegnati in zone diverse della rete in dipendenza dei flussi che, al momento della contaminazione, sono effettivamente presenti in rete. Proprio la determinazione istantanea della distribuzione dei flussi non è generalmente determinabile, in quanto altrettanto indeterminata è l'erogazione che si effettua ai nodi di consegna della rete. Questa può essere stimata, ma solo come valori medi su tempi abbastanza lunghi, ed anche in questo caso con notevoli incertezze. A questo si aggiunge che le scabrezze effettive delle condotte sono anche esse note solo in maniera approssimativa, eppure anche da esse dipende la ripartizione dei flussi idrici tra i diversi tratti e percorsi che una rete idrica offre. Fissando, quindi, i valori ritenuti più probabili per le scabrezze e per le portate erogate, si può procedere ad una simulazione deterministica

del trasporto dell'inquinante, ma è difficile asserire che questa rappresenti anche la situazione più probabile di distribuzione dell'inquinante, e tanto meno che essa sia una simulazione "a vantaggio di sicurezza", che individui cioè uno scenario di massima vulnerabilità.

In questo capitolo si vuole valutare l'incidenza dei dati di input sui risultati della simulazione dell'immissione di una massa contaminata in una rete di distribuzione idrica. In particolare si tiene conto dell'incertezza nella determinazione delle portate erogate all'utenza e nell'assegnazione delle scabrezze delle tubazioni. L'obiettivo di questo lavoro è proprio di mostrare le eventuali differenze che si possono avere nello studio degli effetti di una contaminazione, nel caso in cui l'analisi sia effettuata in maniera stocastica, considerando l'incertezza dei parametri di input, o deterministica.

In particolare assegnando delle distribuzioni di probabilità alle variabili affette da incertezza, è stata utilizzata la tecnica Monte Carlo (e.g Mooney, 1997) per la generazione di un numero sufficientemente elevato di scenari possibili, eseguendo per ognuno di essi una simulazione del trasporto dell'inquinante.

Nelle applicazioni proposte di seguito si valutano, separatamente e congiuntamente, gli effetti legati all'incertezza delle portate erogate e delle scabrezze alle tubazioni, che si determinano nella stima delle concentrazioni di contaminate presente nei nodi della rete per un periodo di tempo di alcune ore ma anche altri parametri che sembra possano meglio rappresentare la vulnerabilità delle diverse zone della rete e il relativo effetto delle incertezze su di essi.

Un indice indiretto per la valutazione della popolazione esposta ad una contaminazione, che possa essere pericolosa per la salute pubblica, può essere il volume di acqua contaminato distribuito all'utenza con valori di concentrazione superiori ai livelli di tollerabilità (De Sanctis e Greco., 2006).

In particolare, in questo capitolo si vuole mostrare come in un'analisi di vulnerabilità alla contaminazione di una rete di distribuzione idrica il non considerare la variabilità dei dati di input, quali portate e scabrezze, possa portare alla valutazione di un volume di acqua contaminata che non sia rappresentativo del maggior rischio possibile per la salute

della popolazione servita.

## 4.2 PROCEDURA PER L'ANALISI DI VULNERABILITÀ

Lo studio dell'effetto dell'immissione di una massa contaminata in una rete di distribuzione idrica è inizialmente realizzato in maniera deterministica, senza cioè considerare le incertezze dei dati di input del modello di simulazione del trasporto di un soluto. In particolare, per ogni tubazione, o gruppo di tubazioni, viene assegnato un valore di scabrezza, stimato mediante considerazioni dedotte dall'esperienza, e a ogni nodo, o gruppo di nodi, viene assegnato un andamento temporale della portata erogata (pattern di domanda) per tutta la durata della simulazione.

Successivamente, a partire dallo scenario deterministico considerato, i valori di scabrezza e i pattern di domanda vengono perturbati in base a distribuzioni statistiche, preventivamente assegnate, rappresentative dell'incertezza nella valutazione delle scabrezze e nella determinazione dei fattori moltiplicativi della domanda. Per ogni scenario così ottenuto, viene effettuata una simulazione del trasporto dell'inquinante. In dettaglio, l'analisi dell'incertezza, mediante una tecnica del tipo Monte Carlo, può essere schematicamente descritta nel modo seguente:

- Assegnazione di uno scenario deterministico e delle distribuzioni statistiche che descrivono l'incertezza dei parametri di input, nel caso specifico portate e scabrezze;
- Generazione di uno scenario perturbato mediante l'estrazione di un set di pattern di domanda e di un set di scabrezze, a partire da tali distribuzioni statistiche preventivamente assegnate;
- Simulazione del trasporto del contaminante immesso con lo scenario generato, in modo da valutare la concentrazione dell'inquinante presente in ogni nodo per un adeguato periodo di osservazione;

- Reiterazione degli ultimi due punti un numero sufficientemente elevato di volte;
- Valutazione dei principali parametri stocastici e le distribuzioni di probabilità dei valori di concentrazione di inquinante presente nei nodi.

Per valutare il numero minimo di simulazioni da effettuare affinché le informazioni fornite dall'applicazione del metodo Monte Carlo siano significative è sufficiente verificare la convergenza dei risultati effettuando prove con un numero crescente di scenari. È ben noto che uno svantaggio di questo metodo è proprio l'onere computazionale, che è crescente all'aumentare della dimensione della rete in studio e del numero di parametri incerti. Nelle applicazioni presentate nei paragrafi successivi si sono considerate reti di piccole dimensioni in cui è sufficiente l'uso di un approccio semplice, basato come si è detto più volte, sul metodo Monte Carlo.

I parametri utilizzati per confrontare i due diversi approcci (deterministico e stocastico) per la valutazione della vulnerabilità alla contaminazione di una rete idrica sono: le concentrazioni nei nodi a fissati istanti durante la simulazione, un indice definito Tempo di contaminazione ed in fine un altro indice di volumi d'acqua erogata.

Nel lavoro, infatti, si vuole sottolineare una particolare considerazione. Il rischio dipende dalla vulnerabilità, come si è già detto; una valutazione della vulnerabilità non è sempre semplice, e la letteratura ha spesso omesso di considerare i parametri corretti per valutare la vulnerabilità in questo genere di situazioni. Visto che esiste una concentrazione, per il contaminante considerato, che esplica gli effetti tossici, si osserva che concentrazioni superiori alla soglia di tossicità non esplicano un effetto peggiore, e che pertanto non è la concentrazione il parametro fondamentale da considerare. Né, d'altronde, l'esposizione può assumersi coincidente con la popolazione totale servita da un nodo in cui la soglia sia superata, ma si propone che sia il volume d'acqua erogato, ad ogni nodo, con concentrazioni superiori alla soglia a rappresentare la vulnerabilità.

Siccome la popolazione esposta alla contaminazione è proporzionale al quantitativo di acqua usata, il volume di acqua contaminata rappresenta proprio l'aliquota di popolazione effettivamente esposta al pericolo derivante dall'avvenuta contaminazione.

Inoltre, l'altro indice considerato è il tempo di contaminazione  $T_c$ , valutato come la durata in cui la concentrazione risulta maggiore di un valore soglia sulla intera durata della simulazione. Si è osservato come anche in questo caso la valutazione con procedura deterministica non consente una stima attendibile del valore probabile di tale tempo.

### 4.3 APPLICAZIONI E RISULTATI

Vengono di seguito presentate delle applicazioni a due reti di piccole dimensioni (figura 1 e figura 14), ciò non toglie però che tutte le procedure presentate in questo capitolo possano essere applicate a rete di maggiori dimensioni. Tale scelta rinviene dal fatto che con questo lavoro si vuole proporre una metodologia definendo le procedure di applicazione; di conseguenza, "l'ostacolo" dell'onere computazione legato all'applicazione della tecnica di campionamento di tipo Monte Carlo può essere superato avvalendosi di tecniche più sofisticate, come ad esempio la tecnica dell'Ipercubo Latino (McKay et al., 1979). Questa consente così l'applicazione dell'approccio proposto anche a casi ben più complessi. In ogni modo, indipendentemente dal metodo stocastico usato, qui si vuole discutere e sottolineare l'importanza di uno studio stocastico nella valutazione degli effetti di una contaminazione.

Il codice utilizzato per la simulazione del funzionamento idraulico e del trasporto dell'inquinante è Epanet2 (Rossman, 2000) e la durata della simulazione è di 24 ore con inizio all'ora 0:00; i passi temporali della simulazione idraulica e del trasporto sono rispettivamente di 30 minuti e 5 minuti.

Nelle simulazioni di tipo stocastico, per ogni scenario i valori dei parametri incerti sono determinati in base ad una distribuzione statistica. In particolare, si è assunto che sia le scabrezze sia le portate erogate siano distribuite gaussianamente (Lansey et al., 1989; Pasha

et al., 2005), con valori medi pari ai corrispondenti valori usati per il caso deterministico e coefficiente di variazione pari a  $CV_{\text{eps}} = CV_q = 0.3$ . Secondo quanto mostrato da De Marinis et al. (2003), l'assunzione che le portate erogate seguano una legge gaussiana appare accettabile in condizioni di funzionamento ordinario della rete, con l'esclusione delle condizioni di punta. A tal proposito, si noti che questa assunzione ha influenzato anche la scelta del passo temporale della simulazione idraulica. Infatti, a simulazioni con minore passo temporale si può ammettere che corrisponda una più dettagliata ricostruzione delle concentrazioni all'erogazione ed in particolare dei valori massimi. Tuttavia, impiegando un passo temporale piccolo, l'evoluzione della domanda istantanea, che tanta parte ha nel determinare la propagazione del contaminante, non può più considerarsi come una perturbazione distribuita secondo la legge gaussiana intorno al valore medio tipico. Su piccole scale temporali si dovrebbero utilizzare modelli più sofisticati di domanda, basati su processi statistici poissoniani (Buchberger et al., 1995), che ricostruiscono probabilisticamente i singoli eventi di utilizzo dell'acqua. La perdurante carenza di dati affidabili sui consumi istantanei di piccoli aggregati di utenze, ancora attualmente oggetto di intensa ricerca, ha portato a preferire per questo lavoro un approccio più semplice. Naturalmente la metodologia rimarrebbe valida se per le erogazioni si adottasse un diverso modello probabilistico, adeguato alle scale temporali scelte.

Per ogni caso analizzato si sono effettuate un numero significativo di simulazioni, certamente sufficiente per la significatività dei risultati verificando appunto la convergenza dei risultati effettuando prove con un numero crescente di scenari. Come osservato recentemente da Shang et al. (2005) su uno schema leggermente più grande di quello qui considerato ma trattando un problema simile, un campionamento con 100 estrazioni indipendenti è sufficiente a derivare delle statistiche significative.

Per le applicazioni proposte di seguito si valutano, separatamente e congiuntamente, gli effetti legati all'incertezza delle portate erogate e delle scabrezze alle tubazioni.

Diversi sono i parametri qui utilizzati al fine di confrontare l'efficienza dei due diversi approcci (deterministico e stocastico) per la valutazione della vulnerabilità alla contaminazione di una rete idrica. Concisamente i parametri stimati che meglio possono

rappresentare la vulnerabilità delle diverse zone della rete e il relativo effetto delle incertezze su di essi: le concentrazioni nei nodi a fissati istanti durante la simulazione, un indice definito tempo di contaminazione ed un altro indice di volumi d'acqua contaminata.

I primi risultati forniti dalla simulazione deterministica mostrano per l'intera durata della simulazione la concentrazione massica dell'inquinante immesso  $C$ , espressa in mg/l, presente in ogni nodo e serbatoio della rete; mentre quelli delle simulazioni stocastiche forniscono per ogni nodo o serbatoio la distribuzione di probabilità delle concentrazioni. A partire da tali valori di concentrazione si sono valutati i parametri statistici fondamentali (media, scarto quadratico medio) delle concentrazioni dopo un certo numero di ore dall'immissione (ad esempio a 2 e a 6 ore dalla fine dell'immissione).

Come già espresso nel paragrafo 4.2, per la valutazione della vulnerabilità delle diverse zone della rete sembrerebbe molto interessante analizzare anche due altri parametri. Il primo è rappresentato dal tempo in cui la concentrazione risulta maggiore di un'eventuale soglia limite di pericolosità dell'inquinante durante un periodo di osservazione prescelto. In particolare nella prima applicazione per un periodo ( $T$ ) pari all'intera durata della simulazione per ogni nodo e serbatoio è stato valutato il tempo ( $T_c$ ) in cui la concentrazione risulta maggiore di zero, questo è stato indicato come tempo di contaminazione  $T_c/T$ .

Il secondo indice è rappresentato dal  $\frac{W_c}{W_T}$ , che fornisce una valutazione indiretta della popolazione esposta al rischio, in quanto rappresenta l'aliquota del volume d'acqua contaminato totalmente erogato in una giornata.

Pertanto, dall'analisi dei valori in ogni nodo di concentrazione del contaminante, ottenuti sia per le simulazioni stocastiche sia per quella deterministica, si è calcolato per tutti i nodi della rete l'indice  $\frac{W_c}{W_T}$  prendendo in esame le portate erogate nell'intera giornata con una concentrazione di contaminante maggiore di quella ammissibile.

### 4.3.1 Simulazioni Numeriche per la I Applicazione

In figura 1 è rappresentato lo schema della rete Anytown (Walski et al., 1987) scelta per le prime applicazioni; la rete è costituita da 34 lati, 16 nodi interni, 1 serbatoio a livello costante, 2 serbatoi a livello variabile ed una stazione di pompaggio.

I valori delle scabrezze delle tubazioni sono espressi mediante il coefficiente di Hazen William (tabella 2); sia le caratteristiche della rete in esame che le stesse scabrezze delle condotte e la distribuzione di portate medie assegnate ai nodi sono riportate in Walski et al. (1987).

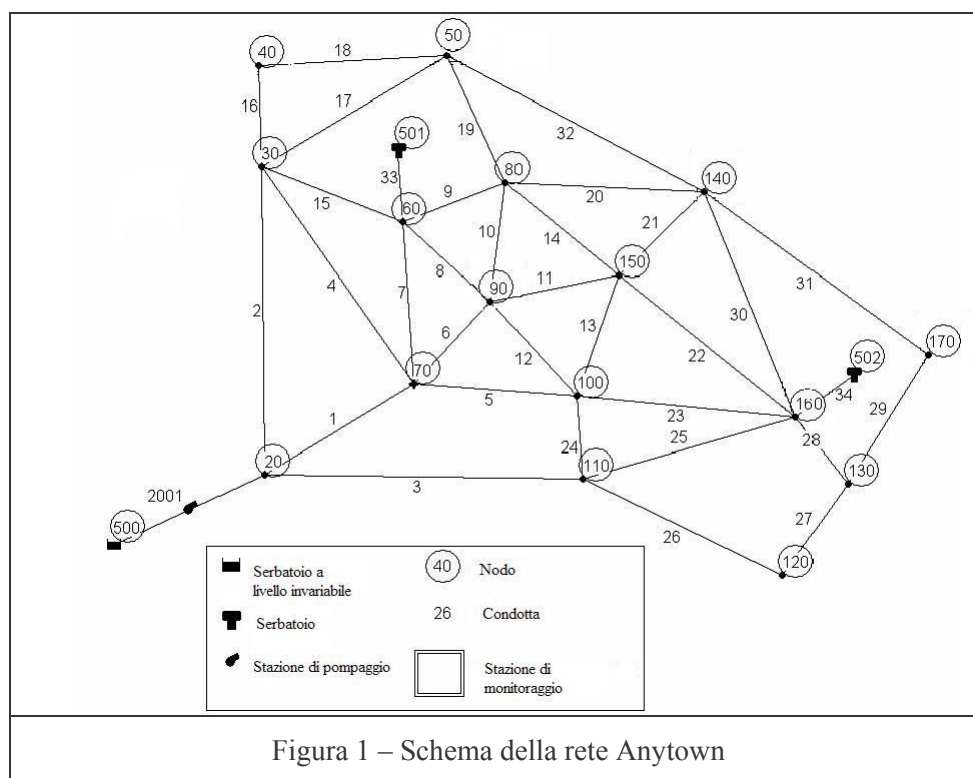


Figura 1 – Schema della rete Anytown

L'intento è quello di valutare la risposta della rete in esame a differenti situazioni di contaminazioni. Si riportano i principali risultati di due differenti casi di immissione:

- Esempio 1 - immissione nel serbatoio a livello invariabile di una massa di una sostanza conservativa a portata costante di 100 g/min per 2 ore



- Esempio 2 - immissione in un nodo interno di una sostanza conservativa a concentrazione costante per 4 ore

In tabella 1 sono indicate le tre serie di moltiplicatori della portata media e ciascuna serie è assegnata ad un gruppo di nodi della rete.

Per la simulazione deterministica si è assegnato lo stesso moltiplicatore per tre ore consecutive, anche se il passo temporale del pattern è fissato ad 1 ora.

<b>Tempo (h)</b>		<b>0:00-3:00</b>	<b>3:00-6:00</b>	<b>6:00-9:00</b>	<b>9:00-12:00</b>	<b>12:00-15:00</b>	<b>15:00-18:00</b>	<b>18:00-21:00</b>	<b>21:00-24:00</b>
<b>Nodi</b>	20,60,70,80,90,100,140,150	0.7	0.6	1.2	1.3	1.2	1.1	1.0	0.9
	110,120,130,160,170	0.7	0.8	1.3	1.0	1.2	0.9	1.2	0.9
	30,40,50	0.6	0.7	1.4	1.0	1.1	0.9	1.3	1.0

Tabella 1 – Moltiplicatori della portata media assegnati ai corrispondenti nodi

<b>ID Condotte</b>	<b>Coefficienti H-W</b>
1,2,3,5,15,16,17,18,19	120
4,6,7,8,9,10,11,12,13	70
14,22,23,24,25,26	90
20,21,27,28,29,30,31,32	130
33,34	110

Tabella 2 – Coefficienti di Hazen-William assegnati a gruppi di condotte

Nelle simulazioni stocastiche sono perturbati i moltiplicatori per ogni singola ora del pattern e così, anche se nella deterministica il moltiplicatore cambia solo ogni tre ore, le portate erogate varieranno ogni ora.

Per quanto riguarda l'analisi degli effetti legati alle incertezze sulle scabrezze delle condotte si ha che nella simulazione deterministica i coefficienti di Hazen –William, riportati in tabella 2, sono assegnati a cinque gruppi di condotte, mentre nelle simulazioni stocastiche sono perturbati i coefficienti di ogni singola condotta cosicché i coefficienti a variare saranno 34 (numero totale di condotte).

### **ESEMPIO 1: IMMISSIONE NEL SERBATOIO 500**

La prima applicazione presentata riguarda l'immissione di contaminante nel serbatoio 500 di figura 1. Come accennato nel paragrafo 3.2 i serbatoi sono considerati punti sensibili in quanto possibili bersagli di una contaminazione volontaria. I grandi volumi di acqua interessati e l'espansione in tempi modesti di acqua contaminata, fanno sì che la loro contaminazione rappresenti la forma più efficace di contaminazione della rete

Si è scelto un contaminante conservativo come inquinante introdotto, perché ciò corrisponde a simulare il caso più pericoloso in quanto la sostanza tossica immessa nel sistema non viene ossidata dal disinfettante; questa caratteristica fa sì che rimanga invariata nel tempo la capacità del costituente di arrecare danno alla salute pubblica.

I costituenti di tipo conservativo, infatti, sono caratterizzati da parametri di qualità che non presentano fenomeni di autodecadimento; e siccome generalmente non reagiscono con altre sostanze presenti in acqua, ne risulta che la loro "intensità" non è mitigata dalle cinetiche di reazione; quindi sono solo i processi convettivi e dispersivi in seno alla massa fluida che inducono la variabilità spaziale e temporale del costituente.

L'immissione è modellata con l'opzione mass booster di Epanet e la massa totale immessa è di 12000 g equivalenti a all'immissione di una portata costante di 100 g/min per 2 ore.

L'inizio dell'immissione di contaminante per tutti gli scenari, deterministico e stocastici, è fissato alle ore 04:00 e l'immissione prosegue per una durata di due ore.

Per l'analisi stocastica sono eseguite 1000 simulazioni (numero certamente sufficiente

per la significatività dei risultati, come verificato dalla convergenza dei risultati all'aumentare del numero di simulazioni). I 1000 scenari sono generati assumendo che le portate erogate siano distribuite gaussianamente, con valori medi pari ai corrispondenti valori usati per il caso deterministico, e coefficiente di variazione  $CV_q = 0.3$ . Analogamente si è fatto per tener conto dell'incertezza sui coefficienti di scabrezza utilizzati nella simulazione deterministica: scabrezze distribuite gaussianamente intorno alla media (valore deterministico) con coefficiente di variazione  $CV_{eps}=0.3$ .

In figura 2 e in figura 3 sono riportati i confronti tra i valori di concentrazione calcolati, per ogni nodo della rete, rispettivamente dopo quattro e dopo otto ore dall'inizio dell'immissione con l'approccio deterministico e quello stocastico. La simulazione deterministica fornisce per l'intera durata della simulazione la concentrazione massica dell'inquinante immesso  $C$  espressa in mg/l; dal complesso di quelle stocastiche si sono estratte le statistiche primarie delle diverse concentrazioni previste in ogni istante ed in ogni nodo. Nei grafici è riportato sia l'andamento dei valori di concentrazione  $C$  media ottenuti come media su 1000 casi esaminati per ogni nodo, sia l'andamento del parametro ottenuto sommando alla concentrazione media il suo scarto quadratico medio:  $C$  media +  $\sqrt{C}$  (media+sqrt). In entrambi i grafici è da evidenziare come il valore di concentrazione attesa al nodo calcolata con il procedimento stocastico risulta quasi sempre superiore a quello ottenibile dalla simulazione deterministica, appare quindi chiaro che l'approccio deterministico non operare a vantaggio di sicurezza.

In figura 3, dopo 8 ore dall'inizio dell'immissione, le concentrazioni risultano basse in tutti i nodi della rete. Sia a 4 ore che a 8 ore dall'immissione non si verificano rilevanti differenze tra la concentrazione deterministica e quella media. In alcuni casi però a concentrazioni deterministiche uguale a 0, non corrispondo altrettanto nulle concentrazione media

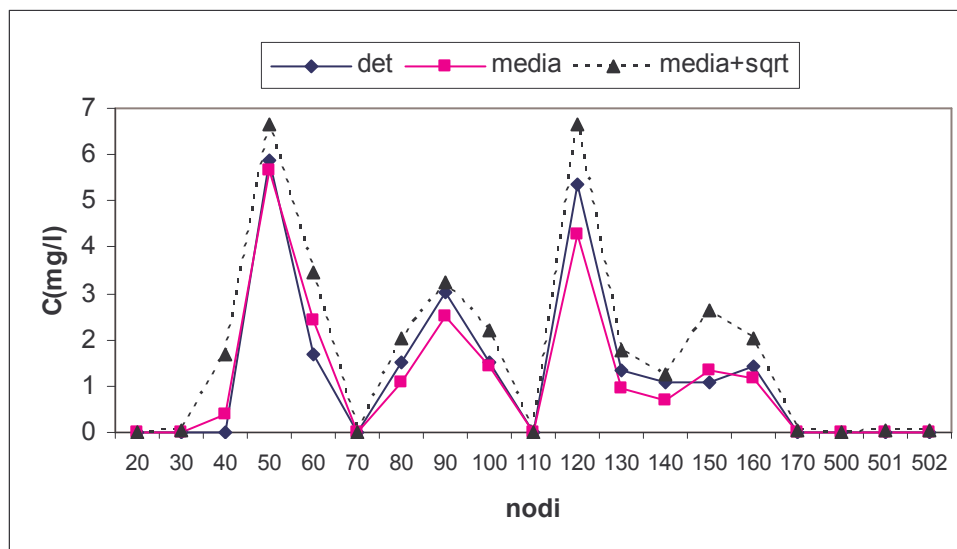


Figura 2 – Confronto tra la concentrazione valutata in maniera deterministica (det), la concentrazione media (media), e la grandezza concentrazione media + scarto quadratico medio (media +sqrt) in tutti i nodi della rete al tempo  $T=8$  h nel caso di  $CVq=0.3$  e  $CVeps=0$

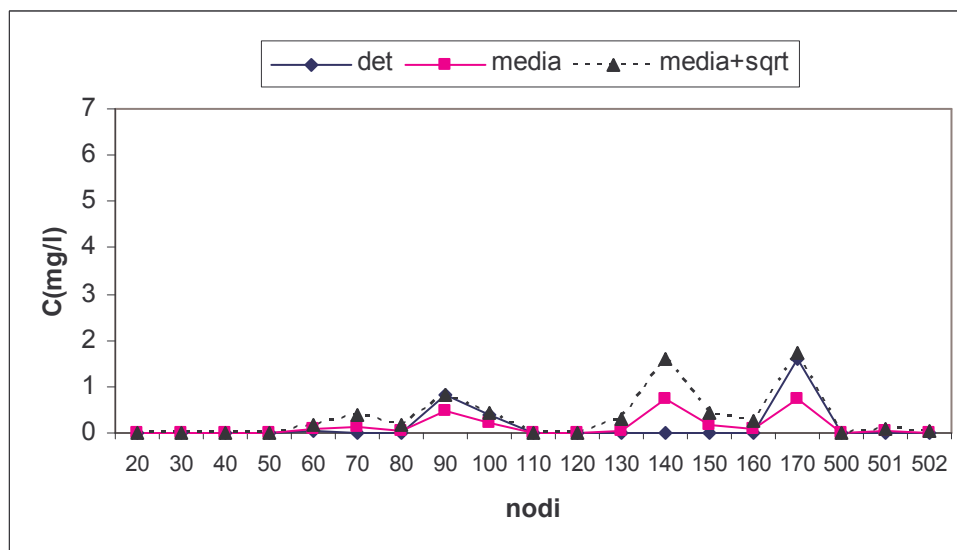


Figura 3 -- Confronto tra la concentrazione valutata in maniera deterministica (det), la concentrazione media (media), e la grandezza concentrazione media + scarto quadratico medio (media +sqrt) in tutti i nodi della rete al tempo  $T=12$  h nel caso di  $CVq=0.3$  e  $CVeps=0$

I valori del parametro concentrazione media più lo scarto quadratico medio di C sono

sempre maggiori della  $C$  deterministica, ciò evidenzia proprio che si verificano concentrazioni maggiori di quelle predette dall'indagine deterministica. Ovviamente questo parametro, data la non gaussianità delle distribuzioni di concentrazione (come per l'esempio riportato in figura 4), non rappresenta la probabilità di un assegnato percentile ma da un'idea delle concentrazioni raggiunte con maggiore probabilità.

In figura 4 è riportato solo un esempio di distribuzione di probabilità delle concentrazioni nel nodo 60, divise in 10 classi, a 4 ore dall'immissione ( $T=8$ ); si nota come la distribuzione risulta asimmetrica ed che inoltre il valore medio non risulta rappresentativo dei valori di concentrazione che si hanno negli scenari in cui il contaminante è presente.

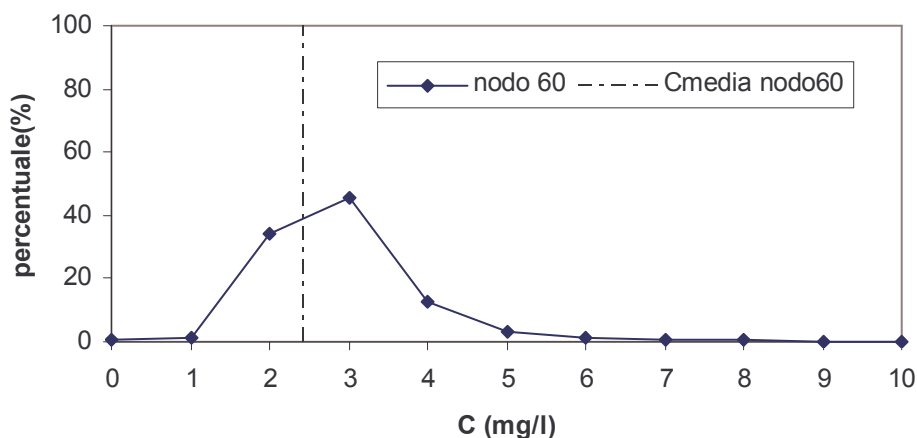


Figura 4 – concentrazione media e distribuzione di probabilità per il nodo 60 a  $T=8$  h con  $CV_q=0.3$  e  $CV_{eps}=0$

Inoltre in alcuni nodi (ad esempio si vedano le figura 2 e 7) le concentrazioni deterministiche risultano maggiori di quelle medie e ciò è conseguenza del fatto che le medie sono fatte considerando anche i valori nulli di concentrazione che quindi ne riducono il valore; a questo si aggiunge però anche la variabilità dei tempi di arrivo e di permanenza dell'inquinante nei nodi.

Ma nel lavoro si presenta, come già anticipato, anche un'altra considerazione che si ritiene rilevante. Il rischio dipende dalla vulnerabilità; ma una valutazione della vulnerabilità non è sempre semplice e non ci si può basare solo sul parametro concentrazioni per l'analisi della vulnerabilità. Infatti, visto che esiste una concentrazione minima, per il contaminante considerato, che esplica gli effetti tossici, si osserva che concentrazioni superiori alla soglia di tossicità non esplicano un effetto peggiore, e che pertanto non è la concentrazione il parametro fondamentale da considerare. Né, d'altronde, l'esposizione può assumersi coincidente con la popolazione totale servita da un nodo in cui la soglia è superata, ma si propone che sia il volume d'acqua erogato, ad ogni nodo, con concentrazioni superiori alla soglia limite a rappresentare la vulnerabilità.

A tal riguardo in figura 5 è riportato, per l'esempio qui considerato, l'andamento del volume d'acqua contaminata erogata da un nodo con concentrazione maggiore del valore limite (in questo caso posto a 0 mg/l) su tutto il volume di acqua erogato dal nodo durante il periodo di osservazione.

Dai grafici 5 e 9 si evince come le incertezze da cui le simulazioni deterministiche sono affette potrebbero comportare una notevole sottostima di tale valore e quindi una sottovalutazione del rischio. Siccome la popolazione esposta alla contaminazione è legata al volume di acqua erogato, una sottostima del parametro volume di acqua contaminata  $W_c$  fornirebbe un'indicazione erronea della popolazione probabilmente esposta al pericolo e ai danni della contaminazione.

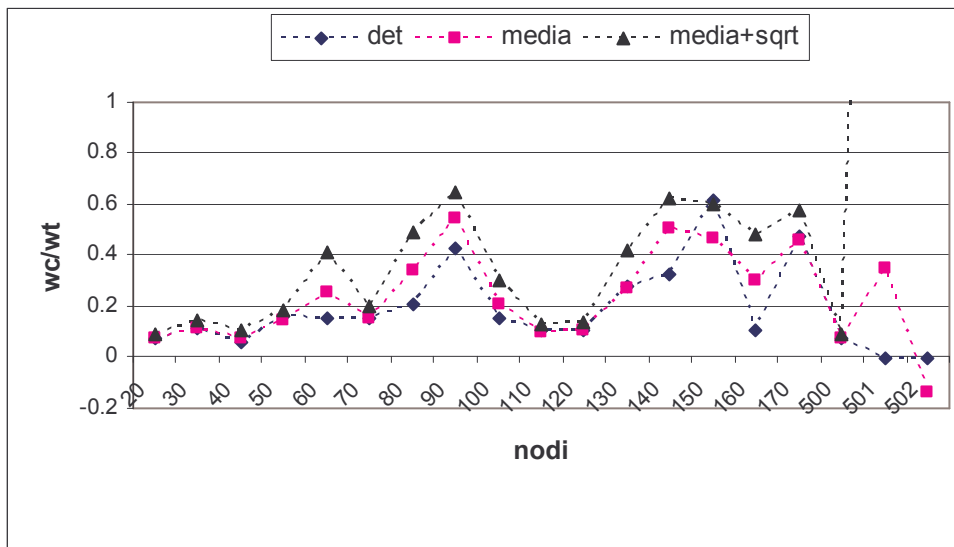


Figura 5 – Confronto tra l'indice di volume di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $wc/wt$  + il relativo scarto quadratico medio ( $media + \sqrt{}$ ) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CV_q=0.3$   $CV_{eps}=0$  –  $W_c$  volume giornaliero nel nodo erogato con  $C > 0$  mg/l

Invece in figura 6 sono riportati i valori del tempo di contaminazione  $T_c$ , valutato come la durata in cui la concentrazione risulta maggiore di un valore soglia (0 mg/l), che nel caso specifico è stato fissato a zero, sulla intera durata della simulazione  $T$ . Si osserva come anche in questo caso la valutazione con procedura deterministica non consente una stima attendibile del valore probabile di tale tempo. Analogo risultato in figura 10, dove il valore  $(T_c/T)$  medio + lo  $\sqrt{}$  ( $T_c/T$ ) è generalmente molto maggiore del valore atteso e del valore deterministico.

Di seguito sono riportati i grafici (figura 7 e 8) corrispondenti a quelli di figura 2 e figura 3, ma i nuovi grafici si riferiscono a simulazioni stocastiche in cui si è tenuto conto congiuntamente dell'effetto delle incertezze sia sulle portate erogate che sulle scabrezze ( $CV_q=CV_{eps}=0.3$ ).

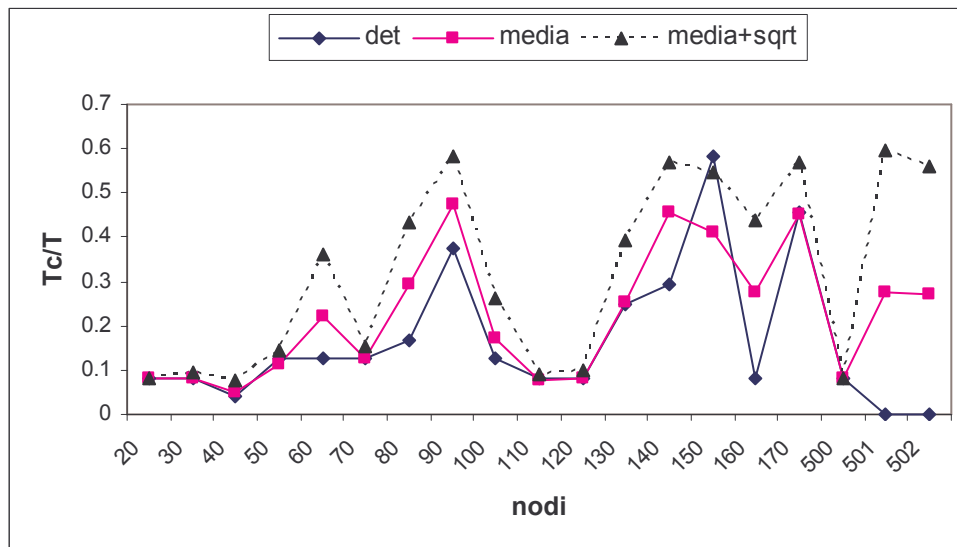


Figura 6 – Confronto tra l'indice tempo di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $T_c/T$  + il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $cv_q=0.3$   $cv_{eps}=0$  –  $T_c$  durata giornaliera per la quale nel nodo si ha  $C>0$  mg/l

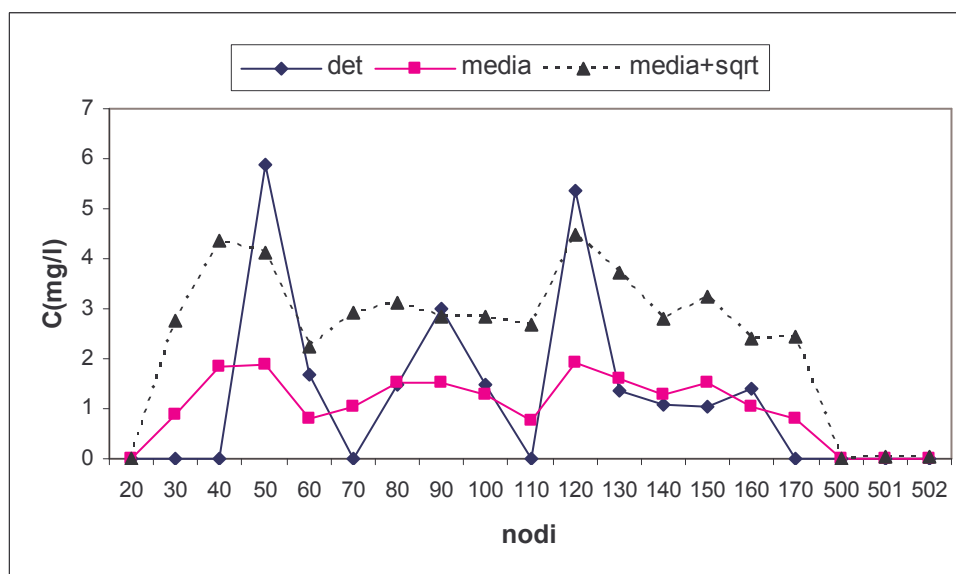


Figura 7 – Confronto tra la concentrazione valutata in maniera deterministica (det), la concentrazione media (media), e la grandezza concentrazione media + scarto quadratico medio (media + sqrt) in tutti i nodi della rete al tempo  $T=8$  h nel caso di  $CV_q=0.3$  e  $CV_{eps}=0.3$



Anche in figura 8, come in figura 3, dopo 8 ore dall'inizio dell'immissione, le concentrazioni risultano basse in tutti i nodi della rete ed in alcuni casi a concentrazione deterministica uguale a 0 non corrisponde un'altrettanto nulla concentrazione media. Ciò è particolarmente evidente per i nodi 120, 130, 140, 150 e 160, che si trovano in una zona della rete non vicina all'immissione e non di estremità in cui l'acqua arriva attraverso differenti percorsi. Proprio per questo gli effetti della variabilità sui tempi di arrivo e di allontanamento dell'inquinante risultano significativi. Questo risultato evidenzia che in rete ci sono zone in cui la contaminazione potrebbe probabilmente arrivare prima e/o finire dopo il tempo dedotto dalla simulazione deterministica.

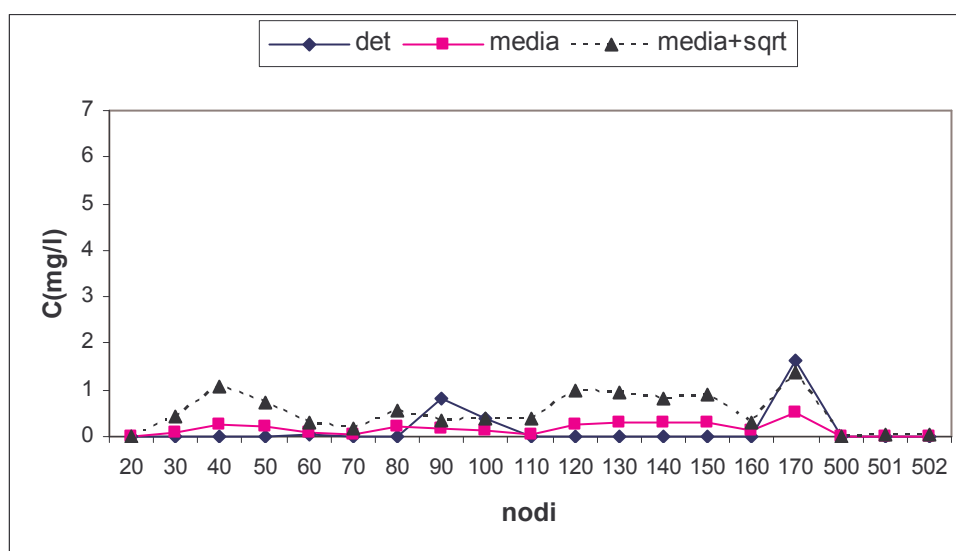


Figura 8 — Confronto tra la concentrazione valutata in maniera deterministica (det), la concentrazione media (media), e la grandezza concentrazione media + scarto quadratico medio (media + sqrt) in tutti i nodi della rete al tempo  $T=12$  h nel caso di  $CV_q=0.3$  e  $CV_{eps}=0.3$

In fine nella figura 9 e figura 10 sono riportati, rispettivamente per l'indice di volume contaminato giornaliero e l'indice di tempo di contaminazione, i confronti tra il parametro valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media del parametro + il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso di analisi dell'effetto concomitante delle incertezze sulla distribuzione delle portate e delle scabrezze. I risultati delle simulazioni stocastiche cambiano leggermente

rispetto al caso di variabilità delle sole portate. Ciò è avvalorato dai confronti dei valori medi di  $\frac{W_C}{W_T}$  per ogni nodo (figura 11), dove la predominanza dell'uno o dell'altro effetto di incertezza cambia con il nodo esaminato, e dai confronti della grandezza media di  $\frac{W_C}{W_T} + \text{sqrt}(\frac{W_C}{W_T})$  (figura 12), dove invece l'effetto combinato delle due variabilità comporta una stima leggermente maggiore della grandezza in quasi tutti i nodi rispetto alla variabilità delle sole portate.

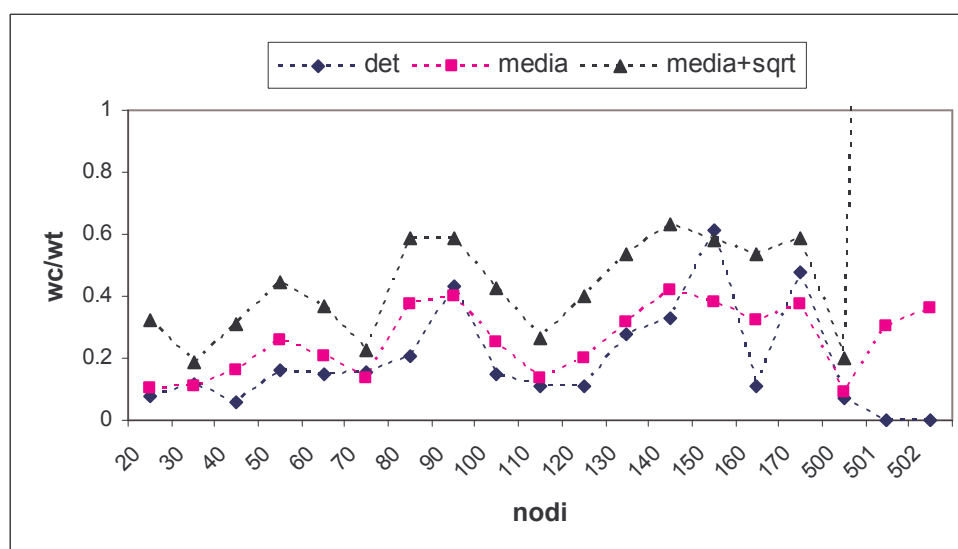


Figura 9 - Confronto tra l'indice di volume di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $wc/wt +$  il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CVq=0.3$   $CVeps=0.3$  –  $Wc$  volume giornaliero nel nodo erogato con  $C>0$  mg/l

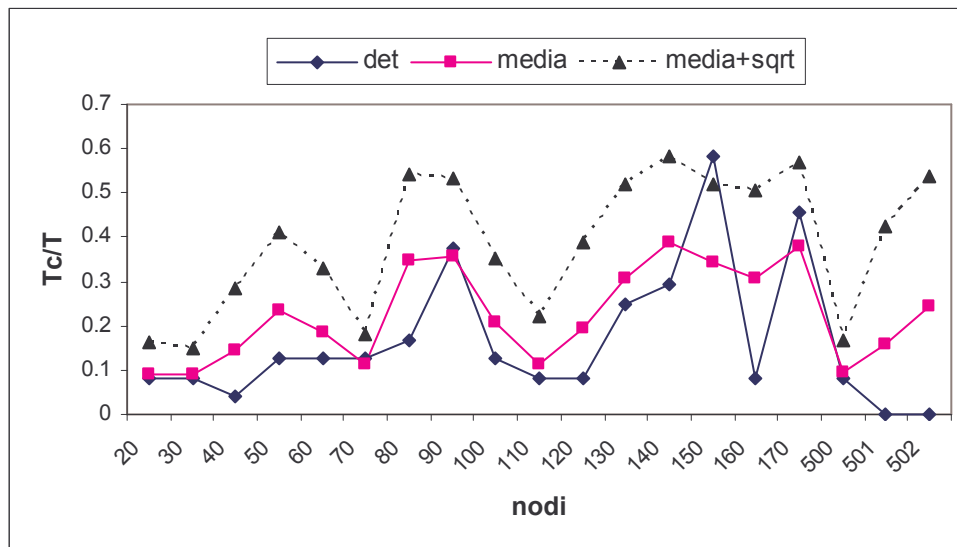


Figura 10 - Confronto tra l'indice tempo di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $T_c/T$  + il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CV_q=0.3$   $CV_{eps}=0.3$  -  $T_c$  durata giornaliera per la quale nel nodo si ha  $C > 0$  mg/l

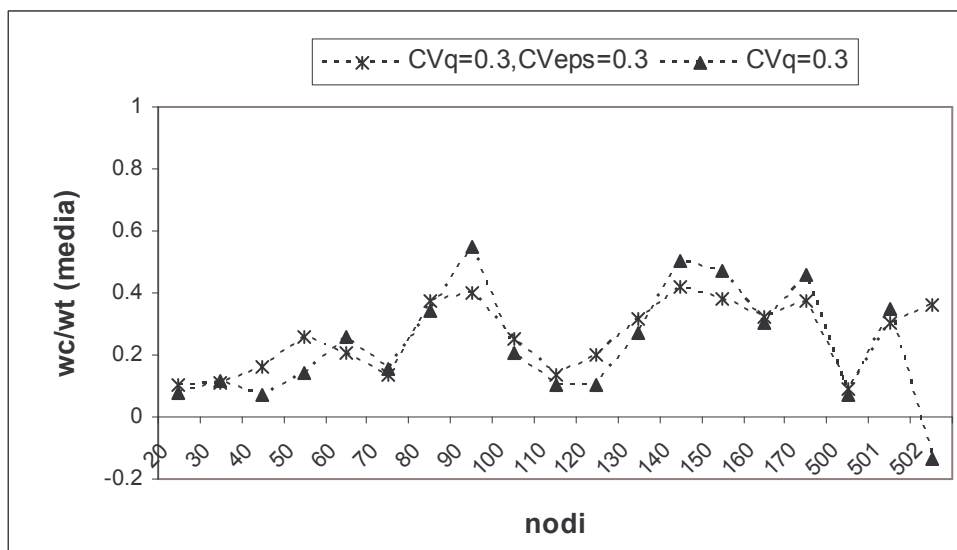


Figura 11 - Confronto tra l'indice di volume di contaminazione medio  $w_c/w_t$  per ogni nodo e serbatoio nel caso di variabilità solo sulle portate ( $CV_q=0.3$ ) e nel caso della variabilità delle portate e delle scabrezze ( $CV_q=0.3, CV_{eps}=0.3$ )

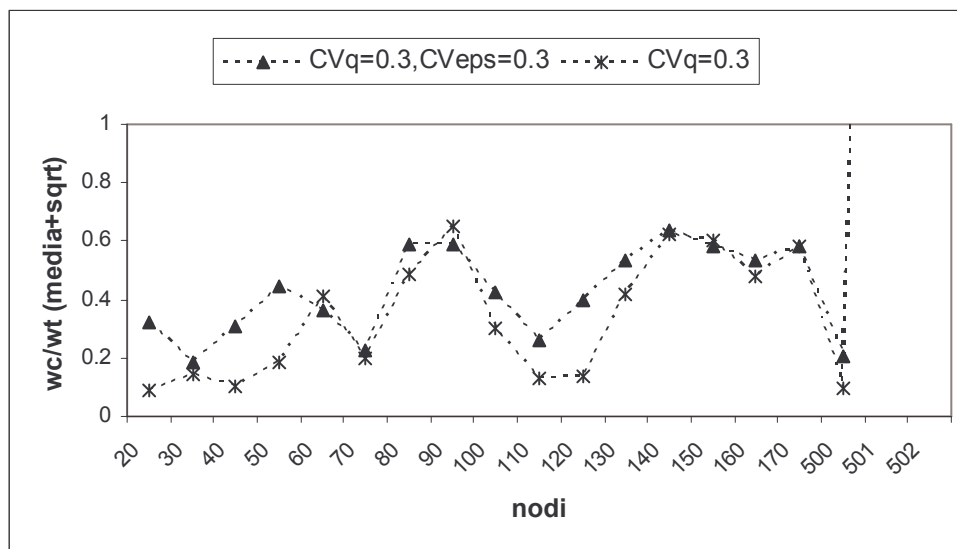


Figura -12 Confronto tra l'indice di volume di contaminazione valutato con la grandezza media di  $wc/wt +$  il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso di variabilità solo sulle portate ( $CVq=0.3$ ) e nel caso della variabilità delle portate e delle scabrezze ( $CVq=0.3, CVeps=0.3$ )

### ESEMPIO 2: IMMISSIONE NEL NODO 70

In questo secondo esempio si vuole valutare cosa accade immettendo nel nodo 70 della rete idrica una concentrazione di contaminante circa cento volte più grande di quella considerata ammissibile in base ai valori di normativa (DPR n° 236 del 24.5.1988).

Come asserito in Balacco et al. (2005) se da un lato i serbatoi rappresentano potenzialmente i punti più efficaci per la contaminazione della rete idrica, dall'altro però le ingenti quantità di contaminate richieste per efficaci effetti di contaminazione ne limitano la scelta. Anche se gli effetti della contaminazione sono variabili con le caratteristiche idrauliche della rete, l'immissione in un nodo interno comporta tempi di diffusione dell'inquinante più rapidi e quantità inferiori di materiale e più facilmente reperibili.

Il contaminante si scelto è l'arsenico (As), in quanto, essendo un metallo pesante, nel trasporto in acqua si comporta come una sostanza conservativa, non presentando fenomeni di autodecadimento; siccome non reagisce con altre sostanze presenti in acqua, ne risulta

che la sua azione non è limitata dalle cinetiche di reazione. Di conseguenza, le sue proprietà dinamiche sono governate esclusivamente dai flussi d'acqua, dalla diluizione e dalla miscelazione che avviene dal nodo di immissione fino ai nodi di distribuzione.

Lo scenario così individuato risulta inoltre dei più pericolosi in quanto prevede la concomitanza di due fenomeni: un immissione di tipo intenzionale in un nodo della rete ed intrusione di un contaminante conservativo

Inoltre la scelta è stata dettata anche dal fatto che l'arsenico, come tutti gli altri elementi presenti nei minerali e nelle rocce delle nostre montagne, viene sciolto in piccole quantità dall'acqua piovana che percola nel terreno e raggiunge la falda. Nella maggior parte dei casi, però, la quantità sciolta nell'acqua è così bassa da non essere rilevabile nemmeno dalla più moderne analisi. L'organizzazione mondiale per la sanità ha proposto di limitare il più possibile l'assunzione di arsenico da parte dell'uomo; nella normativa vigente il livello ammissibile di arsenico nell'acqua destinata a consumo umano si è abbassato a 10 mg/l .

Nelle simulazioni si è immessa una concentrazione di arsenico molto più grande, come precedentemente detto, e precisamente pari a 1000 mg/l modellando la condizione di immissione come Set-Point Booster. L'inizio dell'immissione di contaminante per tutti gli scenari è fissato alle ore 04:00 e l'immissione prosegue per una durata di quattro ore.

Per l'analisi stocastica sono eseguite 1000 simulazioni, dove i 1000 scenari sono stati generati da quello deterministico assumendo che solo le portate erogate siano distribuite gaussianamente, con valori medi assegnati e coefficiente di variazione  $CV_q = 0.3$ .

Si riportano solo i risultati corrispondenti all'indice  $\frac{W_C}{W_T}$ , che fornisce una valutazione indiretta della popolazione esposta al rischio, in quanto rappresenta l'aliquota del volume d'acqua contaminato totalmente erogato in una giornata.

Quindi a partire dai valori di concentrazione del contaminante, si è calcolato per tutti i nodi della rete, sia per le simulazioni stocastiche sia per quella deterministica, l'indice

$\frac{W_c}{W_T}$ , prendendo in esame le portate erogate nell'intera giornata con una concentrazione di

contaminante maggiore di quella ammissibile (10 mg/l)

Oltre a ciò, per le 1000 simulazioni stocastiche, sono stati valutati i parametri statistici fondamentali, quali la media e lo scarto quadratico medio.

In figura 13  $W_c/W_t$  (det.) rappresenta il valore assunto dall'indice nella simulazione deterministica;  $W_c/W_t$  (media) rappresenta, invece, la media di tale indice su 1000 simulazione; infine  $W_c/W_t$  (media+sqrt) sta ad indicare la media sulle 200 simulazioni più lo scarto quadratico medio. Anche per questa applicazione i valori dell'indice sono maggiori considerando la grandezza media + scarto quadratico medio.

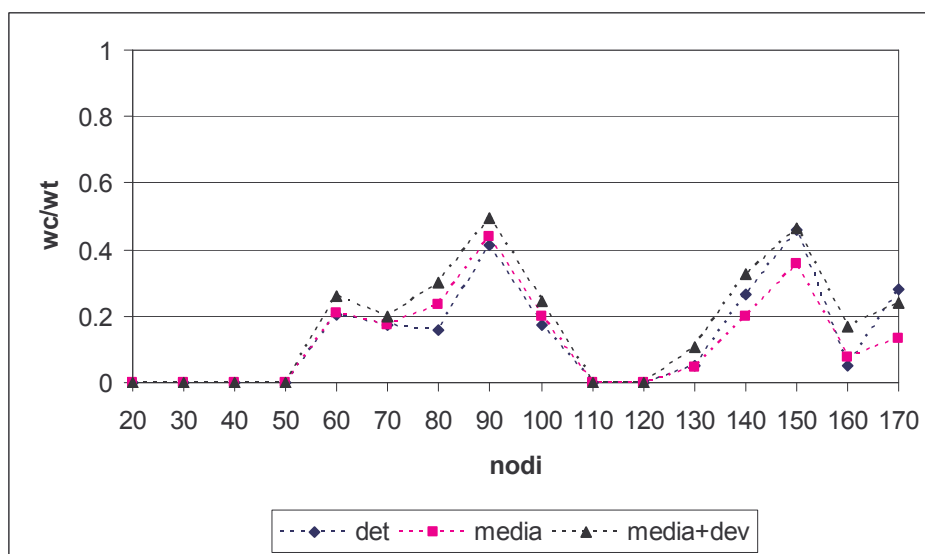


Figura 13 - Confronto tra l'indice di volume di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $w_c/w_t$  + il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CV_q=0.3$  –  $W_c$  volume giornaliero nel nodo erogato con  $C \geq 10$  mg/l

### 4.3.2 Simulazioni Numeriche per la II Applicazione

In questo paragrafo si presentano i principali risultati dell'applicazione dell'approccio stocastico ad un'altra rete di piccole dimensioni.

La rete di distribuzione scelta per illustrare la procedura è schematicamente rappresentata in figura 14; è costituita da 17 lati, 11 nodi interni ed un serbatoio a livello variabile collegato alla rete tramite una condotta di avvicinamento.

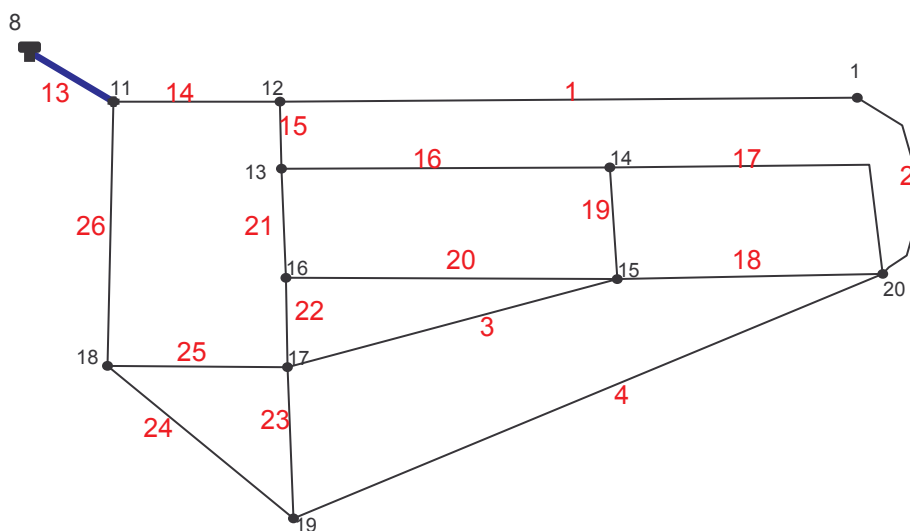


Figura 14 -Schema della rete idrica

In tabella 3 sono riportati i coefficienti del time pattern per le portate erogate, unico per tutti i nodi della rete e utilizzati per la simulazione deterministica. I coefficienti moltiplicativi per ogni ora rispecchiano la richiesta generica dell'utenza nell'arco di una giornata.

I coefficienti delle scabrezze delle tubazioni sono ricavati dalla letteratura in funzione del materiale utilizzato per la costruzione delle tubazioni e la legge delle perdite di carico utilizzata è quella di Darcy-Weisbach, a differenza dello schema (figura 1) usato precedentemente. Per tutti i lati della rete, nella simulazione deterministica, la scabrezza risulta pari a 0,26 mm.

<b>Tempo (h)</b>	<b>0:00-1:00</b>	<b>1:00-2:00</b>	<b>2:00-3:00</b>	<b>3:00-4:00</b>	<b>4:00-5:00</b>	<b>5:00-6:00</b>	<b>6:00-7:00</b>	<b>7:00-8:00</b>	<b>8:00-9:00</b>	<b>9:00-10:00</b>	<b>10:00-11:00</b>	<b>11:00-12:00</b>
	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	1,9	2	2	1,8	0,7	0,8	0,9
<b>Tempo (h)</b>	<b>12:00-13:00</b>	<b>13:00-14:00</b>	<b>14:00-15:00</b>	<b>15:00-16:00</b>	<b>16:00-17:00</b>	<b>17:00-18:00</b>	<b>18:00-19:00</b>	<b>19:00-20:00</b>	<b>20:00-21:00</b>	<b>21:00-22:00</b>	<b>22:00-23:00</b>	<b>23:00-24:00</b>
	0,7	1	0,6	0,7	0,8	0,9	1,6	2	1,8	1,1	1	0,8

Tabella 3 – Moltiplicatori della portata media assegnati ai nodi della rete

Le modalità dell'immissione sono le stesse dell'applicazione precedente di immissione nel nodo 70 della rete in figura 1; in questo caso il punto di immissione è il nodo 11. si è scelto questo punto perché è il nodo a valle del serbatoio di testata che quindi fornisce acqua a tutta la rete; perciò in caso di contaminazione proveniente da questo punto il danno causato può essere maggiore rispetto ad altri punti della rete.

La simulazione deterministica effettuata fornisce per l'intera durata della simulazione e in ogni nodo la concentrazione massica dell'inquinante. Le simulazioni stocastiche effettuate sono state in numero pari a 200, numero risultato sufficiente per la convergenza dei risultati.

Anche in questa applicazione si è assunto che le portate erogate siano distribuite gaussianamente, con valori medi pari ai corrispondenti valori usati per il caso deterministico e coefficiente di variazione  $CV_q = 0.3$ . Analogamente per l'analisi stocastica sugli effetti delle incertezze sulle scabrezze, i 17 coefficienti sono perturbati indipendentemente utilizzando distribuzioni gaussiane con media assegnata e coefficiente di variazione  $CV_{eps} = 0.3$ .

Ogni simulazione inizia alle ore 00:00 e termina alle ore 24:00; l'immissione di contaminante, invece, è stata scelta analogamente a quella dell'esempio 2 del paragrafo 4.3.1, dalle ore 04:00 per una durata di quattro ore.

Le simulazioni stocastiche forniscono la distribuzione di probabilità delle concentrazioni per ogni nodo; a partire dai valori di concentrazione del contaminante, è



stato calcolato, sia per le simulazioni stocastiche sia per quella deterministica, l'indice  $\frac{W_C}{W_T}$ , prendendo in esame le portate erogate nell'intera giornata con una concentrazione di contaminante maggiore di quella ammissibile (10 mg/l).

Oltre a ciò, per le 200 simulazioni stocastiche, sono stati valutati i parametri statistici fondamentali, quali la media e lo scarto quadratico medio.

I risultati a cui si giunge tramite le simulazioni sono riportati nel grafico di figura 15; per ogni nodo della rete è mostrato il confronto tra i valori di  $\frac{W_C}{W_T}$  calcolati con l'approccio deterministico e quello stocastico e cioè il valore medio di  $\frac{W_C}{W_T}$  su 200 simulazioni (indicato come media) e il valore di  $\frac{W_C}{W_T}$  calcolato come la somma tra il valore medio e lo scarto quadratico medio dei valori di  $\frac{W_C}{W_T}$  per i 200 scenari.

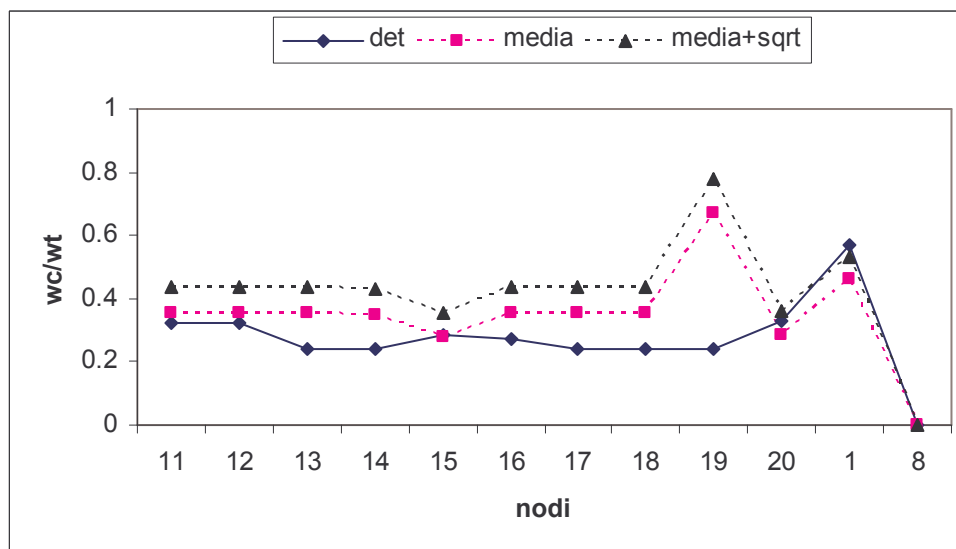


Figura 15 - Confronto tra l'indice di volume di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $wc/wt$  + il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CV_q=0.3$  e  $CV_{eps}=0$  -  $W_c$  volume giornaliero nel nodo erogato con  $C \geq 10$  mg/l

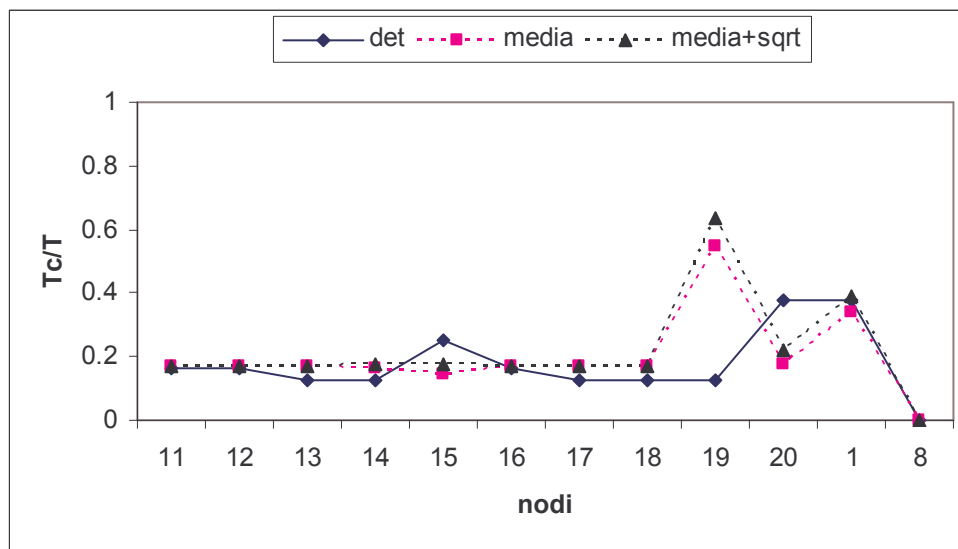


Figura 16.- Confronto tra l'indice tempo di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $T_c/T$  + il relativo scarto quadratico medio (media + sqrt) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CV_q=0.3$  e  $CV_{eps}=0$  –  $T_c$  durata giornaliera per la quale nel nodo si ha  $C \geq 10$  mg/l

I risultati ottenuti, mostrano come il valore del volume contaminato atteso ai nodi, calcolato con il procedimento stocastico, risulta essere quasi sempre superiore a quello ottenibile dalla simulazione deterministica, la quale, quindi, non opera a vantaggio di sicurezza.

Tali risultati sono di grande interesse, dove l'indice  $\frac{W_C}{W_T}$  rappresenta l'aliquota del volume erogato in una giornata con una concentrazione maggiore di un valore che rappresenta la soglia di pericolosità del contaminante, fornendo così una valutazione indiretta della popolazione esposta al rischio. Per tale motivo  $\frac{W_C}{W_T}$  risulta più rappresentativo nella valutazione della vulnerabilità rispetto ad altre grandezze, come la concentrazione massima di contaminante, dato che la pericolosità di una sostanza tossica non varia al di sopra della propria soglia limite. Dalle figure risulta evidente che le incertezze da cui le simulazioni deterministiche sono affette, potrebbero comportare una

notevole sottostima di  $\frac{W_C}{W_T}$ , e di conseguenza una pericolosa sottovalutazione della vulnerabilità di una rete di distribuzione idrica.

In maniera analoga, l'analisi della vulnerabilità effettuata attraverso simulazioni stocastiche tenendo conto della variazione dei coefficienti di scabrezza, porta alla valutazione sia dei valori del volume d'acqua giornaliero contaminato ai nodi che del tempo di contaminazione giornaliero. Dal confronto di questi indici per ogni nodo con il caso deterministico e quello stocastico non si evince una sostanziale differenza e perciò non sono riportati nel capitolo.

Lo stesso risultato si arguisce dal confronto dei grafici in figura 15 e figura 16 con i seguenti in figura 17 e 18, dove i valori di  $\frac{W_C}{W_T}$  e  $\frac{T_C}{T}$  sono ottenuti con l'approccio stocastico in cui si considera l'effetto congiunto dell'incertezza sulle scabrezze delle condotte e sulle portate erogate ai nodi assegnando i coefficienti di variazione CVq e CVeps uguali entrambi a 0.3.

Infatti i valori media ( e media più scarto quadratico medio) ottenuti considerando la variabilità delle sole portate sono praticamente uguali a quelli ottenuti considerando entrambe le variabilità.

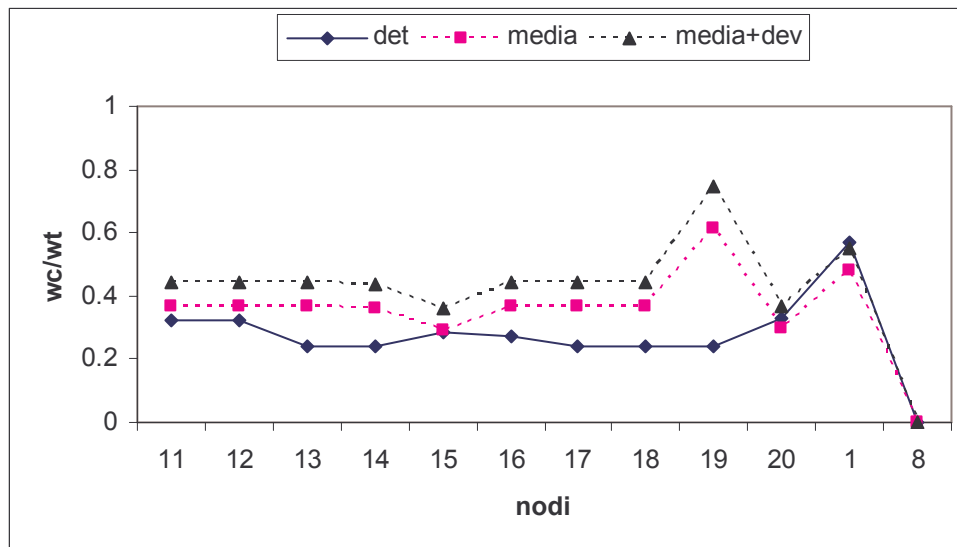


Figura 17 - Confronto tra l'indice di volume di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $wc/wt$  + il relativo scarto quadratico medio ( $media + \sqrt{q}$ ) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CVq=0.3$  e  $CVeps=0.3$  –  $wc$  volume giornaliero nel nodo erogato con  $C \geq 10$  mg/l

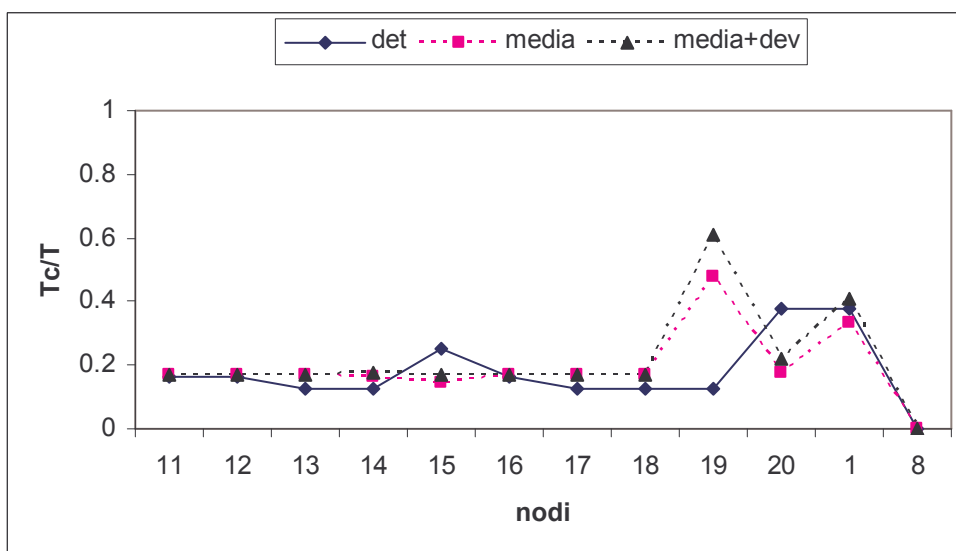


Figura 18 – Confronto tra l'indice tempo di contaminazione valutato in maniera deterministico (det) e il valore medio (media) e la grandezza media di  $Tc/T$  + il relativo scarto quadratico medio ( $media + \sqrt{q}$ ) per ogni nodo e serbatoio nel caso  $CVq=0.3$  e  $CVeps=0.3$  –  $Tc$  durata giornaliera per la quale nel nodo si ha  $C \geq 10$  mg/l

Si sono discussi i problemi relativi al rischio associato alla contaminazione dell'acqua in una rete idropotabile, sia di origine casuale che volontaria. In particolare si è messo in evidenza che il rischio dipende dalla vulnerabilità della rete, e che tale vulnerabilità non è determinabile a priori.

La simulazione della propagazione dell'inquinante in una rete di distribuzione idrica è sicuramente uno strumento essenziale per la previsione delle aree a maggior rischio e per la predisposizione di piani di emergenza in caso di contaminazione. Inevitabilmente però l'affidabilità delle previsioni di tali simulazioni è compromessa dalle incertezze con cui sono ordinariamente note sia le scabrezze delle condotte che le portate erogate.

In questo capitolo, quindi, si è presentato un metodo per valutare la vulnerabilità, in una prospettiva nuova dal punto di vista della definizione stessa di tale vulnerabilità. Si suggerisce di sostituire alle simulazioni deterministiche (in cui i parametri scabrezze e portate sono assunti noti) le simulazioni stocastiche in cui si ricostruisca la distribuzione di probabilità delle variabili di interesse a partire dall'assegnazione non di un singolo valore ma di una distribuzione di probabilità per i parametri incerti.

Si è evidenziato inoltre che, non utilizzando la metodologia stocastica, si potrebbe avere una pericolosa sottostima dei parametri  $\frac{W_C}{W_T}$  e  $\frac{T_C}{T}$ , che rappresentano un'importante misura dell'esposizione dell'utenza alla contaminazione, e di conseguenza una pericolosa sottovalutazione della vulnerabilità di una rete di distribuzione idrica.

Tali risultati sono di grande interesse, in quanto l'indice  $\frac{W_C}{W_T}$ , rappresentando l'aliquota del volume erogato in una giornata nel nodo con una concentrazione maggiore di un valore che rappresenta la soglia di pericolosità del contaminante, fornisce una valutazione indiretta della popolazione esposta al rischio. Per tale motivo  $\frac{W_C}{W_T}$  risulta un parametro più rappresentativo della vulnerabilità rispetto ad altri (come ad es. la concentrazione massima

di contaminante) dato che la pericolosità di una sostanza tossica non varia al di sopra della propria soglia limite.

Nonostante si siano utilizzati dei coefficienti di variazione molto elevati, i risultati ottenuti mostrano come l'analisi della vulnerabilità, effettuata attraverso simulazioni stocastiche tenendo conto delle incertezze solo sui coefficienti di scabrezza, portano generalmente a scenari di eventi di contaminazione molto più vicini al caso deterministico di quelli ottenuti considerando la variazione dei moltiplicatori delle domande.

La loro determinazione dei coefficienti di scabrezza risulta come ben noto alquanto difficile e le loro variazioni non sono così forti nel tempo, come assunto nelle applicazioni presentate (coefficienti di variazione utilizzati); in ulteriori applicazioni in cui sono stati utilizzati coefficienti di variazione inferiori a quelli fin qui adottati, la conclusione precedente risulta ancora più evidente.

L'approccio stocastico, sembra comunque potersi suggerire anche quando gli effetti della variabilità delle sole scabrezze delle tubazioni sono abbastanza contenuti.

Dalla determinazione della vulnerabilità segue la necessità di prevedere piani di emergenza in caso di contaminazione, e di installare sistemi di monitoraggio che consentano una tempestiva identificazione di una contaminazione in atto.

Questi sistemi di allarme tempestivo (early warning) devono ovviamente utilizzare un ridotto numero di sensori, collocati nella maniera più opportuna; la corretta identificazione delle vulnerabilità relative delle diverse parti della rete può rappresentare un metodo per meglio localizzare questi sensori, in alternativa ad altri metodi finora proposti. Ma una volta che si sia rilevata la presenza di contaminazioni, si possano usare delle metodologie semplici, recentemente introdotte, per determinare almeno in maniera approssimata la posizione da cui ha origine la contaminazione; a questo riguardo si presenteranno nei capitoli successivi i metodi sviluppati per l'identificazione della sorgente di contaminazione in una rete di distribuzione idrica.

# **CAPITOLO 5**

---

---

## **5. COMPUTER MODELS**

The late 1960s and early 1970s were a fertile period for the development of many network analysis algorithms. In the 1980s, many of these research programs were converted into commercial software that were either marketed through universities or through small firms and/or large corporations.

With the advent of computer models of water distributions systems, it is possible to analyze more complex network components of the water distribution system as well as to investigate more complex issues associated with their design and operation. Some applications are included, such as the extend period simulations, the transient analysis, the water quality analysis, the optimal model calibration and design, the optimal operations, the optimal sampling plans, etc.

Recently, several computer programs running on personal computers have been created and made available. Some of these are Haestad Methods (Cybernet), EPANET, WADISO, U, KYPIPE, MIKE NET.

In this chapter two water distribution models are briefly described, since they are used for the applications in this thesis work.



## 5.1 EPANET

EPANET is a public-domain, water-distribution-system modeling package developed by the U.S. Environmental Protection Agency's Water Supply and Water Resources Division. It performs extended-period simulation of hydraulic and water-quality behaviour within pressurized pipe networks and is designed to be a research tool that improves the knowledge of the movement and fate of drinking-water constituents within distribution systems. The first version of EPANET appeared in 1993 (Rossman, 1993; Rossman, 1994), then the most recent version is EPANET2 (Rossman, 2000). The program can be downloaded from the website of USEPA at the link:

<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/wswrd/epanet.html>

Here a summary of EPANET Software is described by using Rossman (2000) and Mays (2000) publications.

EPANET models a distribution system using different objects as following: Junctions (where pipes connect and water consumption occurs); Reservoirs (which represent fixed-head boundaries); Tanks (which are variable-volume storage facilities); Pipes (which can contain either shutoff valves or check valves); Pumps (which can include fixed-speed, variable-speed, and constant-horsepower pumps); Control valves (which can include pressure-reducing valves, pressure-sustaining valves, flow control valves, and throttle-control valves).

In addition to these physical objects, the following informational objects also can be used to represent a distribution system:

- Time patterns (sets of multipliers used to model diurnal water demands): EPANET assumes that water usage rates, external water supply rates, and constituent source concentrations at nodes remain constant over a fixed period time, but these quantities can change from onetime period to another.
- Curves (x-y data used to represent head-discharge curves for pumps and water level-volume curves for tanks)
- Operational controls (rules that change link status depending on such conditions as tank levels, nodal pressures, and time)

- Hydraulic analysis options (choice of headloss formula, flow units, viscosity, and specific gravity)
- Water-quality options (choice of type of water-quality analysis, type of reaction mechanism, and global reaction rate coefficients)
- Time parameters (simulation duration, time steps for hydraulic and water-quality analyses, and time interval at which output results are reported)

In addition to steady-state or extended-period hydraulic analysis, EPANET can be used to run the following kinds of water-quality analyses:

- tracking the propagation of a non-reactive constituent ( like a tracer study or a reconstruction of a contamination event);
- determining what percentage of water from a particular source is received by each location in a network;
- estimating the age of water received at various locations in the network;
- modelling the fate of chlorine and chloramines, which decay with time and can react both in the water phase and at the pipe wall;
- modelling the growth of certain disinfection by-products, such as trihalomethanes, which grow with time up to a limiting value.

EPANET consists of two modules. One is a network solver that performs the hydraulic and water-quality simulation; the other is a graphical user interface that serves as a front-and- back end for the network solver. In the next section (§ 5.1.1) a brief summary of the solver module (hydraulic and water quality models) is described, while it is skipped the description of the user interface.

The solver also can be run as a stand-alone executable, receiving its input from a text file and writing its results to a formatted text-report file or an unformatted, binary-output file. Besides, the solver exists as a Toolkit that contains a library of functions that can be called and used in other customer's codes. The provided libraries are written to be used in different environments, such as C++, Visual Basic, Matlab.

### 5.1.1 Solver Module

EPANET's solver program is written in American National Standards C with separate code modules for input processing, hydraulic analysis, water-quality analysis, sparse matrix/linear-equation analysis, and report generation.

The method used in EPANET to solve the flow continuity and headloss equations that characterize the hydraulic state of the pipe network at a given point in time can be termed a hybrid node-loop approach. This is the so called "Gradient Method", a procedure first proposed by Todini and Pilati (1987) and then an extensions, as described in Salgado et al. (1988). A special procedure is implemented on top of this to keep track of changes in status that can occur in pumps and valves as the iterations of the gradient method unfold.

The minimum-degree node reordering method is used to minimize fill-ins in the system of linear equations solved via Cholesky factorization. The coefficient matrix for these equations is stored in a sparse row-wise matrix format. Simple Euler integration is used to update water levels in storage tanks between hydraulic time steps.

The governing equations for EPANET's water quality solver are based on the principles of conservation of mass coupled with reaction kinetics. The following phenomena are represented in Rossman et al., (1993) and Rossman and Boulos (1996).

Reactions in both the bulk fluid and at the pipe wall can be modelled using the approach described in Rossman et al. (1994). General nth-order reactions with a limiting growth or decay potential can be modelled in the bulk phase, whereas either zero or first-order, mass transfer- limited reactions can be modelled at the pipe wall. Storage tanks can be modelled as completely mixed, plug-flow, or two-compartment reactors.

The water-quality solution method used by the solver is based on a time-driven, lagrangian transport scheme described in Rossman and Boulos (1996). It tracks the fate of discrete parcels of water as they move along pipes and mix together at junctions between

fixed-length time steps. These water quality time steps are typically much shorter than the hydraulic time step (e.g., minutes rather than hours) to accommodate the short times of travel that can occur within pipes. As time progresses, the size of the most upstream segment in a pipe increases as water enters the pipe while an equal loss in size of the most downstream segment occurs as water leaves the link. The size of the segments in between these remains unchanged.

Initially each pipe in the network consists of a single segment whose quality equals the initial quality assigned to the upstream node.

The following process is repeated for every water-quality time step. At the start of the next hydraulic time step the order of segments in any links that experience a flow reversal is switched.

The following steps occur at the end of each such time step:

- 1. The water quality in each segment is updated to reflect any reaction that may have occurred over the time step.
- 2. The water from the leading segments of pipes with flow into each junction is mixed to compute a new water quality value at the junction. The volume contributed from each segment equals the product of its pipe's flow rate and the time step. If this volume exceeds that of the segment then the segment is destroyed and the next one in line behind it begins to contribute its volume.
- 3. Contributions from outside sources are added to the quality values at the junctions. The quality in storage tanks is updated depending on the method used to model mixing in the tank.
- 4. New segments are created in pipes with flow out of each junction, reservoir, and tank. The segment volume equals the product of the pipe flow and the time step. The segment's water quality equals the new quality value computed for the node.

Comparing the quality in the node and the last segment in the outflow pipe can reduce the number of the segments, if the assigned tolerance is greater than their difference then the size of the current last segment in the outflow pipe is simply increased by the volume flowing into the pipe over the time step

Generally the processing steps of the solver module can be summarized as follows:

From the input file (the data file “.inp”) the processor module of the solver receives a description of the network.

Then, the hydraulics module carries out a complete, extended-period hydraulic simulation, with the results obtained at every time step written to an external, unformatted (binary) hydraulics file, which extensions is “.hyd”.

If a water-quality simulation was requested, the water-quality module accesses the flow data from the hydraulics file as it computes substance transport and reaction throughout the network over each hydraulic time step. During this process, it writes instead either the hydraulic results or the water-quality results for each pre-set reporting interval to binary output file which extensions is “.out”.

If requested by the input file, a report writer module reads back the results of the computed simulation from the binary output file (.OUT) for each reporting period and writes out selected values report file (“.rpt”). In this report it writes also error or warning messages generated during the run.

## 5.2 PARTICLE BACKTRACKING ALGORITHM

In this section the description of an input- output model is summarized. The new algorithm is the *Particle Backtracking Algorithm*: PBA.

PBA provides information not available using traditional simulation approaches, where the internal details of the links between the input and output are not shown to the users.

Generally the models can be divided into Eulerian and Lagrangian: Eulerian Models divide the network into a series of fixed control elements and record changes at the boundaries and within these elements; while the Lagrangian Models track changes of discrete parcels of water as they travel through the network.

The central idea behind the PBA can be traced back to a paper by Zierolf et al. (1998).

In this work, it is used to develop an input- output model (I-O model) for the design of a chlorine concentration controller in a drinking water distribution system (DWDS). This algorithm, which tracks the travel of water parcels in reverse time, can find all the paths from input to the output with the corresponding delays. Shang et al. (2002) extend this concept further by considering the existence of tanks and allowing multiple water sources and quality inputs.

The PBA actually tracks a large number of water parcels backwards in time simultaneously, resulting in an efficient algorithm.

Starting from the outline of the I/O model of substance transport in a DWDS, due to Zierolf et al. (1998), then a summary of the PBA is discussed.

Given the junction, at which substance is arriving at the present time, the back-track methodology answers the following three questions:

- Which input(s) did the substance originate at?
- What route(s) did the water take through the pipes to reach the output junctions?

- How long did the water spend in each of those pipes, defined as the detention time  $T_d$ , or the time delay,  $t_j$ .

The first solution to the problem is divided into two parts; the first one finds the upstream node and the detention time while the second one backtracks through the DWDS to find the input nodes.

To calculate the current concentration at the given output the following expression is used for a single pipe:

$$C(x, t) = \begin{cases} C(x - \mu t, 0) \exp(kt) & x - \mu t > 0 \\ C(0, t - \frac{x}{\mu}) \exp(k \frac{x}{\mu}) & x - \mu t < 0 \end{cases} \quad (1)$$

where  $\mu$  is the flow velocity and 'k' the first order decay constant.

The tracking of water back through a pipe with flow reversal is depicted below (Figure 1 a).

In the figure below (Figure 1 b), the hydraulic time step  $t_h$  is assumed constant for simplicity and  $\mu(n)$  is the velocity of water after the  $n^{\text{th}}$  hydraulic event. The node at the extreme left is the upstream node (i) while that at the extreme right is the downstream node (j). In figure 1(b) an example of tracing the distances the water has travelled back through the pipe. The  $t_h \mu(n-2)$ , for i.e., is the distance travelled by water during the previous hydraulic time step. In this example when the total distance ( $x_d$ ) travelled within the pipe exceeds the length of the pipe the upstream node is identified as i., the detention time is given by the relation 2:

$$T_d = \tau + t_h + t_h + \frac{L - [\tau\mu(n) + t_h\mu(n-1) + t_h\mu(n-2)]}{\mu(n-3)} \quad (2)$$

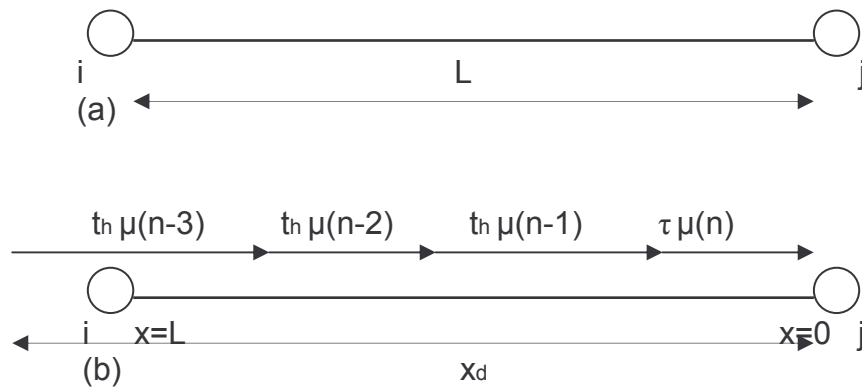


Figure 19 - Tracking water flow back through a pipe

A more complicated situation arises when the water arriving at a node originated at that node itself due to a flow reversal (Figure 2), which occurs when the water velocity direction changes at a hydraulic event (in this case the upstream node can be the same as the downstream node); for instance, such as when a storage tank changes from filling to emptying. In such cases when the total distance travelled within the pipe becomes negative, the detention time is given by relation 3:

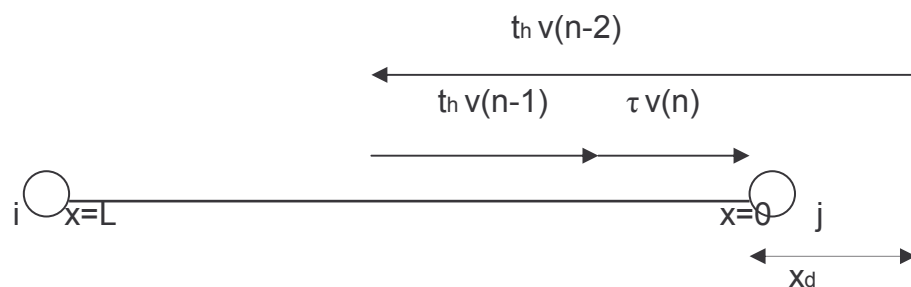


Figura 20 - Tracking water flow back through a pipe with flow reversal



$$T_d = \tau + t_h + \frac{[\tau\mu(n) + t_h\mu(n-1)]}{-\mu(n-2)} \quad (3)$$

The procedure sketched above is the essence of Algorithm 1 of Zierolf et al. (1998) for the case only one particle is backtracked (particle = water parcel) for one single pipe.

The second algorithm model tracks chlorine through multiple pipes and assume that chlorine completely mixes at the pipe junctions, so the chlorine concentration in node  $j$  at time  $t$  is an average of the chlorine contribution from each pipe  $l$ ,  $C_{l,j}(t)$ :

$$C_{l,j}(t) = C_l(t - T_{d_l}) \exp(K_l T_{d_l})$$

where  $K_l$  is the reaction rate for pipe  $l$ .

If the upstream node shown in the figure 1 is not an input node a time  $t'$  is defined  $t' = t - T_d$ . In this case the problem is to solve to obtain the new  $C_{l,j}(t')$  and so a second algorithm is used to backtrack through the water distribution system to find input nodes.

The total chlorine concentration at node  $j$  at output time  $t$ , and a recursive solution to the closed form expression for  $C_j(t)$  given by

$$C_j(t) = \sum_{p \in P} \gamma_{j,s,p}(t) C_{s,p}(t - T_{d_{s \rightarrow j}}) \quad (4)$$

where  $\gamma_{j,s,p}(t)$  denotes the effect of the input  $C_{s,p}$  on the node  $j$  at time  $t$  by the way of path  $p$ . It can be shown that

$$\gamma_{j,s,p}(t) = \prod_{l \in p} \left( \frac{q_l(t - T_{d_{i \rightarrow j}}) \exp(k_l T_{d_l} (t - T_{d_{i \rightarrow j}}))}{Q_i(t - T_{d_{i \rightarrow j}})} \right) \quad (5)$$

where

$P$  = set of all paths from substance inputs to node  $j$   
 $p$  = is an individual path,  
 $l$  = a specific pipe in path  
 $i=i(l)$  = the downstream node associated with pipe  $l$  in path  $p$   
 $q_l$  = the volumetric flow  
 $Q_i$  = the total flow into the downstream node  $i$  of pipe  $l$   
 $k_l$  = the reaction rate for pipe  $l$   
 $T_{ds \rightarrow j}$  = the total travel time from node  $s$  to node  $j$ ,  
 $T_{dl}$  = the detention time in pipe  $l$   
 $T_{di \rightarrow j}$  = the total travel time from downstream node of pipe  $l$  to node  $j$

As seen from relation 5, the impact coefficient is a link between the chlorine input and the output. It is a function of chlorine reaction and the mixing effect at nodes encountered from the input node  $s$  to node  $j$ , it depends on the pipe flow values that vary over time due to water demand changes, so the system is time-varying. It can show how an output junction is affected by a particular chlorine input.

### 5.2.1 Outline of PBA

The work of Shang et al. (2002), (Particle Backtrack Algorithm) the PBA presented now, extends the work of Zierolf et al. (1998) to consider the existence of tanks and to allow multiple water sources and quality inputs. Unlike Zierolf et al. (1998), who tracked each parcel individually and sequentially from output to input, the PBA tracks a large number of water parcels simultaneously, moving them simultaneously, along their paths in reverse time.

The algorithm time ( $T_a$ ) is set to zero at the beginning of the PBA and runs opposite to the hydraulic simulation time ( $T_s$ ), so that  $T_a = t_0 - T_s$ . The water parcel reaching the output at time  $t_0$  is backtracked, dividing it into sub parcels at junctions until all of those arrive at

the water source.

### 5.2.2 PBA without storage tanks

First the PBA is described for networks without storage tanks. Within each hydraulic period (the duration during which the status of water demands, pumps or valve status remain unchanged) the following quantities are known for each pipe.

- The upstream node and the downstream node
- The Length  $L$
- Flow velocity  $\mu$  from the upstream to the downstream node.
- Composite first order decay coefficient  $k$ .

Each water parcel has four characteristic quantities associated, the pipe containing it, its position along the pipe  $0 \leq x \leq L$  measured from the upstream node, its path travel time  $t$ , and impact coefficient  $\gamma$ .

The procedure outlined below is can be logically divided into three separate algorithms:

- Algorithm 1: To backtrack particle within pipe during a single hydraulic period
- Algorithm 2: Split particle at the upstream node, when the upstream node is not a source
- Algorithm 3: Particle backtrack algorithm

In this process, two lists of particles are stored: the active list  $A$ ; the completed list  $C$ .

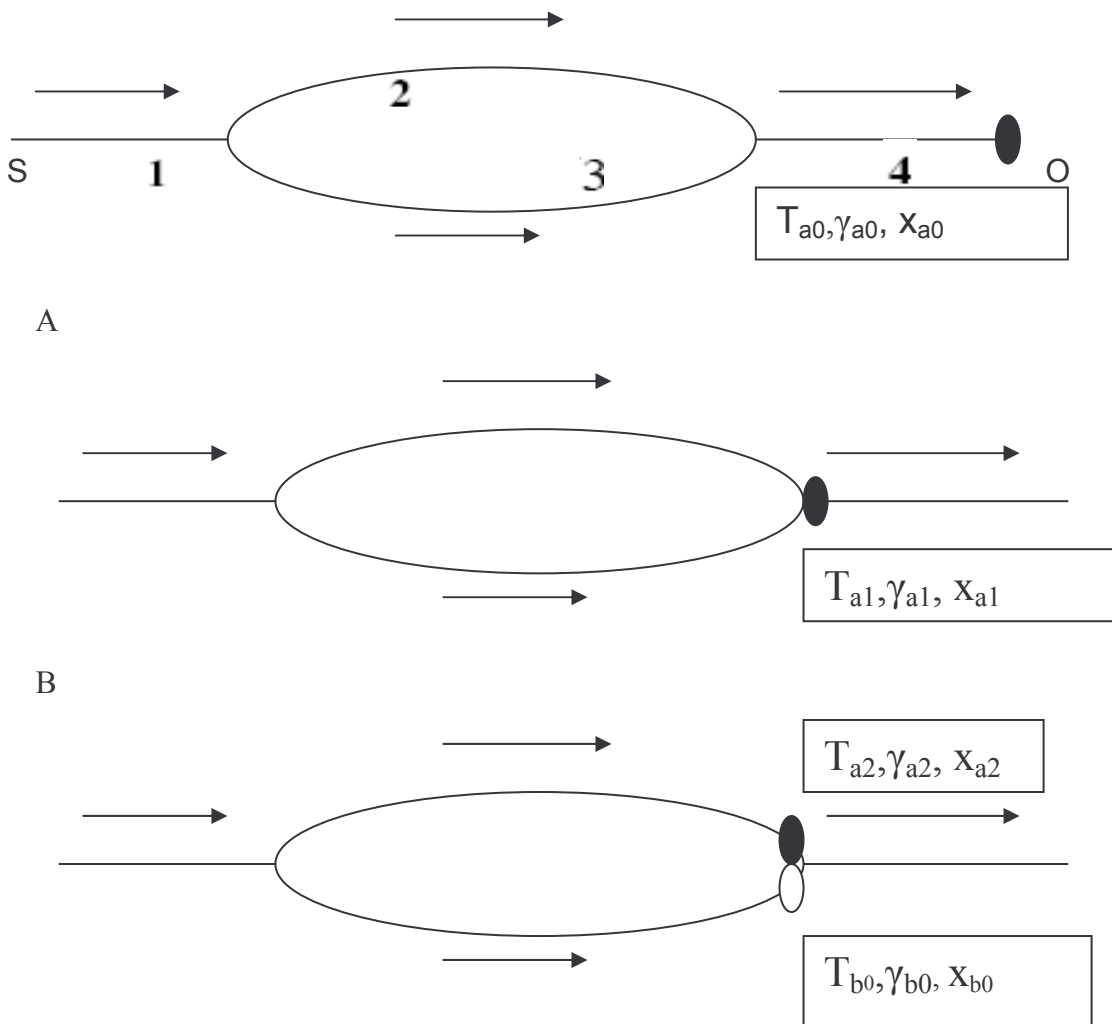
The active list  $A$  containing particles on their way to the upstream source while  $C$  includes those particles that have reached the source.

The algorithm time  $T$  corresponds to the simulation time at the beginning of the current

hydraulic period. Algorithm 1 propagates the particle upstream with an accompanying update of the characteristics  $t$  and  $\gamma$  until any one of the following conditions are satisfied:

- the particle reaches the upstream node
- the algorithm time equals  $T$ (the beginning of hydraulic period).

In the former case, if the upstream node is not the source then it is split among all inflows (this is being achieved by algorithm 2), while if the beginning of the hydraulic period is reached then the pipe flow conditions are updated to reflect the new hydraulic solution (this is being achieved by algorithm 3).



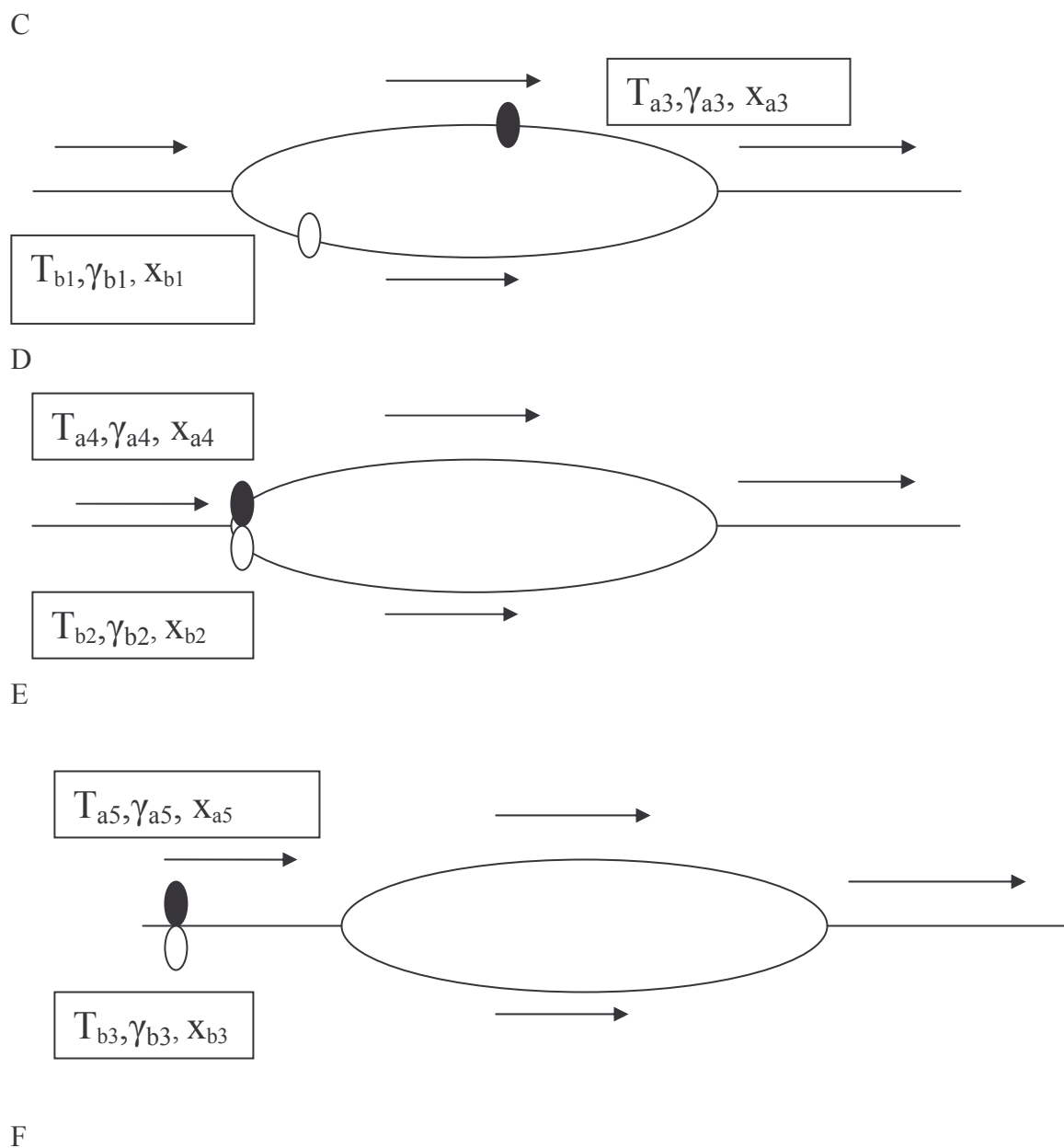


Figure 21 - Figures (A) through (F) depict a PBA example for a network without tanks

The figure above illustrates the PBA applied to a simple network without tanks, with 4 pipes, being  $O$  the output node and  $S$  the source node. The hydraulic simulation has been divided into two hydraulic periods and the output time is the end of hydraulic period 2; thus hydraulic changes occur at algorithm time 2. In Figure 3 A, black particle (particle  $a$ )

is generated and added to the active list  $A$ . In Figure 3 B, Algorithm 1 transports particle  $a$  upstream to its upstream node and updates the particle characteristics  $\gamma$ ,  $t$  and  $x$ . In Figure 3 C, Algorithm 2 splits the particle  $a$  into two (the black and the white spots, the black is named particle  $b$ ) and updates the particle characteristics. In Figure 3 D, the hydraulic conditions change. Algorithm 1 transports particle  $a$  upstream in pipe 2 and  $b$  in pipe 3 until the beginning of the second hydraulic period and updates the particle characteristics. Pipe flow rates, velocities and decay constants are updated to show the altered hydraulic conditions in period 1. Figure 3 E shows algorithm 1 transporting a particle  $a$  in pipe 2 to its upstream node while algorithm 2 splits each particle. The net effect of this is to change the characteristics of both  $a$  and  $b$ . Finally Figure 3 F illustrates the transportation of particles  $a$  and  $b$  in pipe 1 by algorithm 1 to the upstream node and update of the characteristics.

For the given example, once PBA has run, the output concentration at time  $T_o$  can be calculated as:

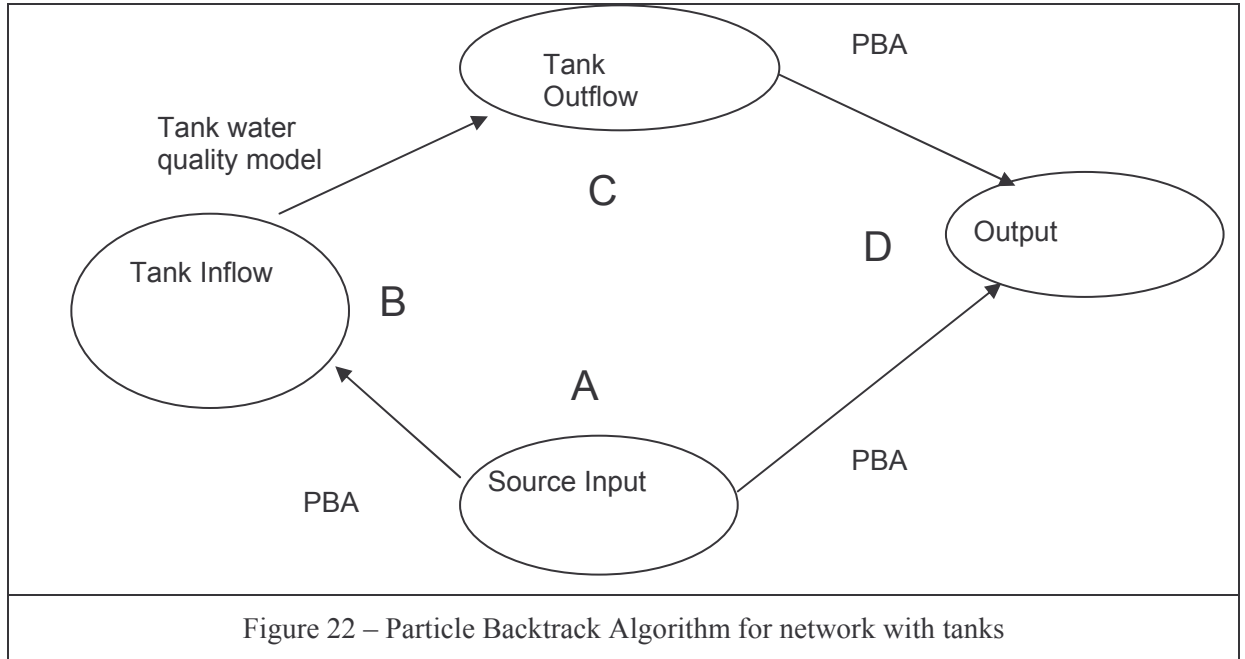
$$C_o(t_o) = \gamma_a C_i(t_o - T_{a5}) + \gamma_b C_i(t_o - T_{b3}) \quad (6)$$

### 5.2.3 PBA with storage tanks

Figure 4 illustrates how PBA can be used in combination of a tank water quality model to formulate the I/O relation in the presence of tanks. The version of PBA described before can model the I/O relation among all flow paths that do not include storage tanks (between A and D). The PBA, in its original form, can provide I/O information between source and tank inflow (A to B) and between tank outflow and output [C to D] if tank inflow is taken as output and tank outflow as the input, provided that the I/O relationship between tank outflow and inflow concentration are known. [B to C].

To derive the I/O relation between the completely mixed tank concentration and water source new particles are generated to represent the discrete time tank inputs which are then backtracked to the source. Particle generation stops when impact of the tank concentration

on the output is insignificant.



In the algorithm for a system with one storage tank (algorithm 4), one starts with a new particle list,  $S$ , to store those particles reaching the tank during drain period. The stored particle characteristics are time delay and impact coefficient. Upon the update of hydraulic conditions, the algorithm first checks the status of the storage tank. If it is draining and  $S$  is not empty time delay and impact coefficient for each particle in  $S$  are updated according to the following equation:

$$C_S(T_S + \Delta t_q) = C_S T_S [\exp(-K_S \Delta t_q)] \quad (7)$$

When filling, new particles are generated to represent the influence of discrete time inputs on the particles in  $S$  and the particle characteristics are updated according to

$$C_S(T_S + \Delta t_q) = \frac{C_{Si}q_{Si}}{k_S v(T_S + \Delta t_q)} [1 - \exp(-K_S \Delta t_q)] + \frac{C_S(T_S)v(T_S)}{v(T_S + \Delta t_q)} [\exp(-K_S \Delta t_q)] \quad (8)$$

where

$C_S$  = completely mixed species concentration in the storage tank;

$v$  = tank water volume;

$q_{Si}$  = tank inlet flow;

$K_S$  = tank first order decay rate coefficient;

$T_S$  = simulation time;

$\Delta t_q$  = water quality time step;

During the filling period the inflow rate  $q_{Si}$  and concentration  $C_{Si}$  are assumed to be constant during a water quality time step.

Algorithm 3 is revised in the case of storage tank and it is necessary to call the algorithms 1 , 2 , 4. Algorithm 3 checks which is the output. If the output is the tank then calls algorithm 4 (to know the status of the storage tank and to update the characteristic); then it calls the algorithm 1 (to understand if the particle has reached or not the source input and if the simulation period is finished –the beginning time is reached-). If the particle is in a junction, algorithm 3 calls algorithm 2 to split the particle in a number of particles equals to the number of pipes discharging into the reached node, and to calculate the characteristics (time delays and impact coefficients). If the beginning time is reached, algorithm 3 updates the analysis time to reflect the new hydraulic conditions and algorithm 1 starts again.

The PBA can considers multiple water sources, which can be modelled as fixed head reservoirs or known input flow rates (each associated with a water quality input) and secondary water quality inputs that are not associated with a water source (i.e, booster chlorination).



The expression of the concentration for multiple water sources (without secondary water quality inputs) is:

$$C_j(t) = \sum_{s=1}^M \sum_p^{Ps} \gamma_{j,s,p}(t) C_{s,p}(t - T_{d_{s \rightarrow j}})$$

M= number of water sources;

Ps= number of path between source s and the output.

One completed list C is kept for each water source and the appropriate list is modified whenever a particle reaches a water source. If the water source has zero inflow links (such as a reservoir node), the particle is removed from the active list; otherwise the particle is split among the source and other input flows and the impact coefficient associated with the source flow is added to the appropriated list C.

Secondary water quality inputs, like for EPANET, are defined as: known mass rate addition (“Mass”), flow proportional mass rate (“Flow”), local feedback control of mass input rate to achieve a desired concentration (“Set point”). Each of these models obeys the same mass balance at the secondary input node:

$$C_0 = \left( \frac{1}{\sum_{l \in IN} q_l} \right) \dot{m} + \sum_{l \in IN} \left( \frac{q_l}{\sum_{l \in IN} q_l} \right) C_l$$

C0= completely mixed concentration leaving the secondary input node;

IN= set of all pipes incident to the secondary node and flowing into the node at the time the particle arrives;

$q_l$  = flow rate in the pipe  $l \in IN$ ;

$C_l$  = concentration in pipe l adjacent to the node;

$\dot{m}$  = mass rate of addition by the secondary water quality input.

#### 5.2.4 Utility of the I/O model

Numerous are the application of the particle backtracking algorithm (PBA). Generally the I/O information is required to explain the water quality transformation processes that are path-dependent. Uber et al. (2003) describe some different goals for the use of the I/O

model, such as an analysis-oriented input –output water quality modelling to characterize the input – output information for a specified output node and time, given prior specification of water usage rates and other system information. Another goal is to provide a needed relationship between chlorine input and output concentration that is particularly amenable for use with feedback control approach.

In the next chapter, the PBA is used in the source identification problem, which is a path dependent problem. In particular, it is used to determine the water flow paths leading to each monitoring station in which the water quality is known; and to determine the travel time from the junctions along the flow paths to the sensor node. An algorithm is proposed then to identify all the possible candidate source node using on-line monitoring stations and the PBA results.

## **CAPITOLO 6**

---

## **6. DETERMINING POSSIBLE CONTAMINANT SOURCES THROUGH FLOW PATH ANALYSIS**

### **6.1 IDENTIFICATION OF POSSIBLE CONTAMINATION SOURCES: INTRODUCTION**

The development of water quality sensors and sensor technologies makes it feasible to establish water quality monitoring networks in drinking water distribution systems. The collected water quality data can be used to determine the location and time of the source contamination in the case of terrorist attack or accidental contamination intrusion. If the contaminant reaction can be modeled reliably within the pipe network and the sensors can measure water quality quantitatively, minimization of the difference between modeled and measured water quality is one approach to solution of the contaminant source determination problem. The underlining mathematical problem is, however, inherently ill-posed, due to the shortage of measurements compared to source parameters, and regularization methods are required to force identification of a unique solution (see chapter 3). Further, it is usually the case that the contaminant reaction dynamics are unknown, and/or the sensor can only detect the presence or absence of the contaminant and not the quantitative concentration. Even if the source determination problem can be formulated

mathematically and optimization algorithms can be applied to solve the problem, the decision variable dimension can be huge since contamination can happen anywhere and anytime in the network. For this reason the number of decision variables can be large by the standards of modern numerical algorithms (roughly the number of network nodes times the number of historical time steps considered – easily on the order of millions of source variables). All previous approaches (see section 3.5 ) formulate and solve a linear least squares problem, by assuming a linear relationship between source input strength and sensor output water quality; linearity is strictly true given linear chemical reaction dynamics, and may be a useful approximation in other cases. Since large, but well-posed, linear least squares problems can be solved by robust techniques for solving the associated normal equations, it would seem that ill-posedness presents the more severe difficulty for practical source identification.

The traditional approach to address an ill-posed inverse problem is through some type of mathematical “regularization.” Regularization in this context implies the addition of terms to the least squares objective function that will create a mathematically unique solution. These regularization terms are usually simple and non-informative, such as a sum of squares term involving the source variables to be estimated. Thus in this example, the source variables would be driven to zero in the inverse problem solution, absent significant contrary information reflected in the data. Different mathematical forms for the regularization terms have different properties that may be important depending on the problem context. For example, some regularization terms tend to smooth the solution (in space and time), while others attempt to allow sharp boundaries. Each choice of regularization term will in general lead to a different solution to an ill-posed problem.

Furthermore, the regularization term requires weights that trade off the importance of the data (i.e. the least squares part of the objective function) with the need for a unique solution. In the absence of statistical information with which to choose the regularization term and its parameters, one can not necessarily regard the solutions generated as being the most likely, or endowed with any other particular statistical property.

Paradoxically, when solving the source identification problem as a formal inverse

problem with regularization terms, part of the price of obtaining “the” unique solution is the possibility that it may be wrong, even if one correctly identifies the mathematically optimal solution. This unavoidable consequence draws into question the utility of spending great computational effort to solve the inverse problem uniquely. Rather it may be important to acknowledge the limitations inherent in the sparse sensor data set, and consider source identification methods that prune out impossible solutions, leaving only those sources that are consistent with the data. These possible sources could then be analyzed using other methods or data (including informal methods, or heuristics).

An alternative practical method is developed in this chapter to identify all possible locations and times that explain contamination incidents detected by the water quality sensors and preliminary results are presented in De Sanctis et al. (2006a) . It is assumed that contaminant injections occur at network junctions and over discrete time intervals. The method only requires the positive/negative sensor status over time, and knowledge of network hydraulics. In particular, the methodology is based on an Input/Output (I/O) water flow path analysis model and real-time monitoring stations detecting the presence or absence of contamination in the drinking water distribution network. This Input/Output model, known as the “particle backtracking algorithm (PBA)” (Zierolf et al., 1998; Shang et al., 2002), has been reviewed in the chapter 5. The I/O model is used to determine the water flow paths leading to each sensor measurement and the travel time from the junctions along the flow paths to the measurement.

This new methodology to identify the possible contamination source locations and times is named Contamination Status Algorithm (CSA) and is designed for real-time implementation. The CSA, that uses results from the PBA, is described below in section 6.3.

Concisely, the locations and times that are connected to positive sensor measurements – and are not connected to negative measurements – are the possible sources, assuming no false positive/negative readings and an accurate hydraulic model. Then the CSA is used to update the contamination possibility status of all candidate source nodes and time intervals,

recording whether such a contamination event is consistent with the sensor data. Hence this updating is achieved iteratively using new sensor information about the presence or absence of contamination events.

The resulting set of possible sources may be large or small, depending on the sensor network design and the contamination event characteristics. If the set is large then considerable effort may be required to reduce or adapt to this uncertainty; if the set is small then chance may dictate a different result the next time. Either way, the size of the possible source set is a feature of the inverse problem, as well as a practical measure of the degree to which the problem is ill-posed. Thus the method described here can be regarded as either a pruning technique for subsequent analysis, or an inverse problem solution technique in its own right – a peculiar one that avoids regularization and “solves” the problem while leaving intact its inherent ill-posed nature, by only reducing the number of decision variables by eliminating locations and times that are inconsistent with the sensor responses. The method also forms the basis for incorporating important concerns about hydraulic and sensor uncertainty, which are likely to enlarge the set of possible sources, but in this work they are not taken into account.

The chapter is organized as follows: after having given the previous introduction to the proposed method, an overview of the particle backtracking algorithm that forms the core computational step of the method is given, followed finally by the detailed algorithm illustrated by example calculations. The chapter concludes with simulation results of applications to synthetic and real networks, and study of the influence of the number of monitoring stations.

## **6.2 IMPACT COEFFICIENTS AND THE PARTICLE BACKTRACKING ALGORITHM FOR THE IDENTIFICATION PROBLEM**

This section gives a brief summary of the hydraulic model (chapter 5) applied for the

identification method presented in this chapter and highlights the main concepts drawn on .

The PBA tracks a large number of water parcels simultaneously, transporting them upstream from the output (sensor) locations in reverse time with respect to the hydraulic simulation, and dividing them at junctions according to the inflows. The algorithm stops when all water parcels reach a water source, or the time equals the beginning of the simulation.

The PBA provides information that is not available from traditional simulation models. In particular, the Input/Output information includes the number of flow paths contributing to an output node and time. For each such path, its time delay and *path impact coefficient* are calculated. The path impact coefficient expresses the linear relationship between output (sensor) and input (contamination source) water quality, and reflects dilution at junctions and tanks, and chemical reaction within pipes and tanks (if appropriate). Using the flow paths, and their time delays and impact coefficients, the PBA defines an exact closed form expression that relates source water quality at input nodes at previous times to the current water quality at an output node (this is exact in the case of linear reaction kinetics). For practical source identification, however, we discretize the contamination source terms in time, assuming that any source addition is continuous over a finite analysis time interval; thus it is not the individual flow paths and impacts that are important, but rather the *total* impact over all flow paths that leave a source node within an analysis time interval, and then arrive at a sensor location at a particular sampling time.

Straightforward modification of the PBA allows accumulation of the *total impact coefficients*, which quantify the linear relationship between a continuous source addition at an input node acting over an analysis time interval, and the water quality at a monitoring location and time – integrated over all acting flow paths. More specifically, the PBA calculates total impact coefficients  $0 \leq \gamma_{ijk}(t) \leq 1$ , corresponding to input node  $i$  (possible source), output node  $j$  (monitoring location), and the  $k$ th most recent analysis period ( $k \geq 1$ ), necessarily dependent on sampling time  $t$ ; their values represent the fraction of the



continuous input source concentration at node  $i$ , acting over time interval  $(t_k, t_k + \Delta t]$ , that appears at output monitoring node  $j$  at sampling time  $t$ . The time  $t_k$  is the start of analysis period  $k$ , and analysis periods are indexed *backward* in time, so that  $t_1$  corresponds to the most recent analysis period with time step  $\Delta t$ ,  $t_2$  immediately precedes  $t_1$ , and so on. The use of such indexing is convenient for the real-time CSA algorithm. The magnitude of  $\gamma_{ijk}(t)$  quantifies the strength of the hydraulic transport pathways between distinct network nodes separated by a time delay. In particular, if  $\gamma_{ijk}(t) = 0$  then no transport paths exist, while if  $\gamma_{ijk}(t) = \epsilon$  where  $\epsilon$  is “small,” then one or more transport paths exist, but are weak due to dilution or chemical reaction. We use these impact coefficients in the CSA algorithm described below to determine, for a positive monitoring state, the possible source locations and historical times. Similarly, we use them to determine, for a negative monitoring state, the source locations and historical times that are not possible, and that *must be excluded*.

### 6.3 CSA ALGORITHM DESCRIPTION

Given a network with  $nn$  nodes and  $m$  monitoring stations, the following specific assumptions are made when calculating the possible sources:

1. Network hydraulics are known.
2. The contamination source strength is continuous over an analysis time step  $\Delta t$ .
3. Each network junction is a potential source of contamination, and contamination can occur simultaneously at any number of nodes and time intervals (not necessarily contiguous).
4. Monitoring stations sample water quality at a subset of network junctions at arbitrary sampling times, and associated event detection algorithms calculate a binary event status: positive (contamination event detected), or negative (non-detect).
5. Monitoring station sensors and event detection algorithms are assumed to accurately describe the water quality status, and to continue their sampling and data processing functions throughout the duration of an event (e.g., a positive status may be followed

by a negative status at the same monitoring station, if the contamination event has passed the sensor).

A detailed CSA algorithm is described later in this section; first, we explain the key computations and data structures. The CSA iteratively processes sequential sets of real-time monitoring results (positive/negative status), polled during analysis intervals of duration  $\Delta t$ . During each new analysis interval, monitoring results will in general have varying sampling times, due to random factors that affect the polling frequency in real-time communications systems. If monitoring station  $j$  has sampling time  $t$  during the most recent analysis interval, the PBA is used to calculate the  $(nn \times nk)$  total impact matrix,  $I_j(t)$ , where  $nk$  is the number of backtrack analysis intervals (i.e.,  $nk \times \Delta t$  defines the historical analysis time frame). The  $i$ th row and  $k$ th column of  $I_j(t)$  contains the total impact coefficient  $\gamma_{ijk}(t)$ , as described above. Alternatively, the  $i$ th row contains the total impact coefficients that quantify the effect of a source at node  $i$  on monitoring station  $j$  at sampling time  $t$ , starting with the most recent analysis interval, and proceeding backwards in time.

The monitoring station results and the PBA analyses are used to update an  $(nn \times nk)$  total source status matrix,  $S$ , during each analysis interval. The  $i$ th row and  $k$ th column of  $S$  codes the status of the source at node  $i$  during the  $k$ th most recent analysis period, as one of the following mutually exclusive states: G (green), R (red) or W (white). G indicates a “safe” state that can not be a contamination source, R indicates an “unsafe” state that can be a contamination source, and W indicates an “unknown” state, and thus may be safe or unsafe; the W state would occur whenever water from a candidate source does not pass any sensor location up through the current sampling interval.

Whereas  $S$  reflects contamination status and flow path information for all monitoring stations during the most recent  $nk$  analysis intervals, we define an analogous *station source status matrix*,  $S_j$ , that only reflects information from monitoring station  $j$  during the current analysis interval. The information in the matrices  $S_j$  will be used to update information in  $S$  during each analysis interval. The cells of  $S_j$  are obtained in a straightforward way from

the values in the total impact matrix  $I_j(t)$  and the monitoring station status. Specifically, the status  $S_j(i,k)$  for each potential source node  $i$  and analysis period  $k$  is computed using the following algorithm (here we use  $I_j(i,k)$  to represent the  $i$ th row and  $k$ th column of  $I_j(t)$ ):

```

If  $I_j(i,k) \geq \varepsilon$  (Significant flow paths)
    If monitoring status is Positive,  $S_j(i,k) = R$  (unsafe; possible source)
    Else  $S_j(i,k) = G$  (safe; not source)
Else
     $S_j(i,k) = W$  (unknown)
    
```

Given the station source status matrices,  $S_j$ , it only remains to describe how they are used to update the total source status matrix  $S$ , during each analysis period. The associated logic is summarized in Table 1, whose entries are the updated states of  $S$ , depending on the current state and that from an  $S_j$ . These rules can be summarized simply: G dominates R, which dominates W. Thus if the current total state is R, it can only change to G, and then only if the station state is G. If the current total state is G then the updated state will always be G, while if it is W then the updated state is governed by the station state. The logic behind this updating rule is that an R state indicates only the possibility of a source (one of many, in general), and can thus be overridden, whereas a G state indicates that at least one significant path was connected to a negative contamination state, and thus must not be a source (unless there is error in flow path or contamination state – which we disallow in this initial approach).

$S(i,k)$	$S_j(i,k)$		
	R	G	W
R	R	G	R
G	G	G	G
W	R	G	W

Table 1. Updating Rule to update the state ('G', 'R', 'W') of each cell in the total source status matrix,  $S$ , based on its current state and the related state from a station source status matrix,  $S_j$ .

The procedure is written in C and integrates the Input – Output Model Programmer’s Toolkit (Uber, Polycarpou et al., 2003).

Following are the main steps of the CSA:

0. Initialize  $S(i,k) = W, i=1,\dots,nn, k=1,\dots,nk$ .
1. Obtain new monitoring station status (positive/negative) and associated sampling times, for all samples collected and analyzed during the current analysis period ( $\Delta t$ ).
2. For each new monitoring station status and associated sampling time, calculate  $S_j$  (PBA), and update  $S$  as shown in Table 1.
3. Shift entries in  $S$  for next analysis period:  $S(i,k) = S(i,k-1), i=1,\dots,nn, k=nk,\dots,2; S(i,k) = W, i=1,\dots,nn, k=1$ .
4. Go to 1.

## 6.4 EXAMPLE CALCULATIONS

Here we illustrate the CSA using hand calculations and the simple network in Figure 1. Two paths exist between the upstream (U) and downstream (D) nodes, with time delays of 2 hours and 3 hours.

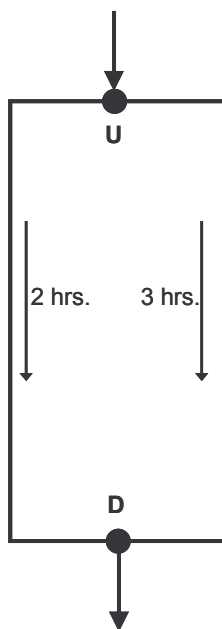


Figure 1 – Simple Network for Example Calculations

The flows in each path are such that each provides a “significant” flow path (total impact coefficient) between nodes U and D, with the indicated time delays. Node D, is the only monitoring station, and collects samples every hour at half-past the hour (1:30, 2:30,...). The analysis interval,  $\Delta t = 1$  hour, beginning at the top of each hour (1:00, 2:00,...). Thus at the beginning of each new 1 hour analysis period, one sample at D is available for analysis, collected 30 minutes ago. The historical analysis time frame is 6 hours ( $nk = 6$ ). A contaminant is injected at node U starting at time 6:00 and ending at time 8:00. The CSA computations are summarized in Table 2, beginning with the analysis period that ends at 6:00 – the start of contamination. For simplicity we assume that U is the only potential source node (so that  $S$  is a vector), and that the CSA algorithm is initiated at analysis time 6, so that the initial state  $S$  is unknown (W).

$T$	$S$						$M$	$S_D$										
6				W	W	W	W	W	N			W	W	G	G	W	W	
7				W	W	W	G	G	W	N			W	W	G	G	W	W
8				W	W	W	G	G	G	N			W	W	G	G	W	W
9				W	W	W	G	G	G	P			W	W	R	R	W	W
10				W	W	W	R	G	G	P			W	W	R	R	W	W
11				W	W	W	R	R	G	P			W	W	R	R	W	W
12				W	W	W	R	R	R	N			W	W	G	G	W	W
13				W	W	W	G	G	R	N			W	W	G	G	W	W

Table 2 – Summary of CSA Example Computations

The first column in Table 2 shows the analysis time in hours; the CSA would iteratively process all samples collected and analyzed in the hour immediately preceding the analysis time (in the example, the one sample at D collected on the half-hour). The second column shows the total source status matrix  $S$ , at the beginning of the analysis interval, before the update step. In this example  $S$  is a vector and indicates the status of node U. Note that  $S$  has 6 elements ( $nk = 6$ ), indicating that the historical analysis time frame is 6 hours, measured relative to the current analysis time; as the analysis time increases  $S$  is displayed

in a staggered fashion in the Table, so that any sub-column shows the state of U for the same analysis interval. The third column labelled  $M$  shows the accurate monitoring status at node D (P = positive, N = negative), consistent with the time delays of 2 and 3 hours. The fourth column shows the station source status matrix for monitoring station D, reflecting only the sample taken at D during the current analysis interval as well as the flow paths and travel times between U and D.

The computations proceed as follows, using analysis time  $t=6$  as an example.  $S$  is initialized to  $W$  as this is the initial CSA iteration. The leftmost  $W$  in the table is the state for the current analysis interval ( $k=1$ , or the time from 5:00 to 6:00), while subsequent  $W$ 's apply to previous analysis intervals. Thus the rightmost  $W$  is the state of the analysis interval for  $t=1$  (time 0:00 to 1:00). At  $t=6$ , there was one sample analysis at D during the analysis period, at time 5:30, which was negative. The PBA will calculate a significant path impact coefficient originating at node U at time  $5:30 - 2:00 = 3:30$ , and another originating at node U at time  $5:30 - 3:00 = 2:30$ . Since 2:30 and 3:30 fall in different analysis intervals, these path impact coefficients will generate two distinct total impact coefficients, corresponding to analysis periods  $t=4$  and  $t=3$ . Thus the station source status matrix  $S_D$  includes a G status for analysis periods  $t=4$  and  $t=3$ . Using the Table 1 updating rule,  $S = [W W W W W W]$  and  $S_D = [W W G G W W]$  yields an updated  $S = [W W G G W W]$ . This updated  $S$  becomes  $S$  at the next analysis interval ( $t=7$ ), after dropping the status for analysis interval  $t=1$  and adding a new unknown status for analysis interval  $t=7$ , to accommodate the rolling 6 hour historical analysis time frame. The computations for subsequent iterations are similar.

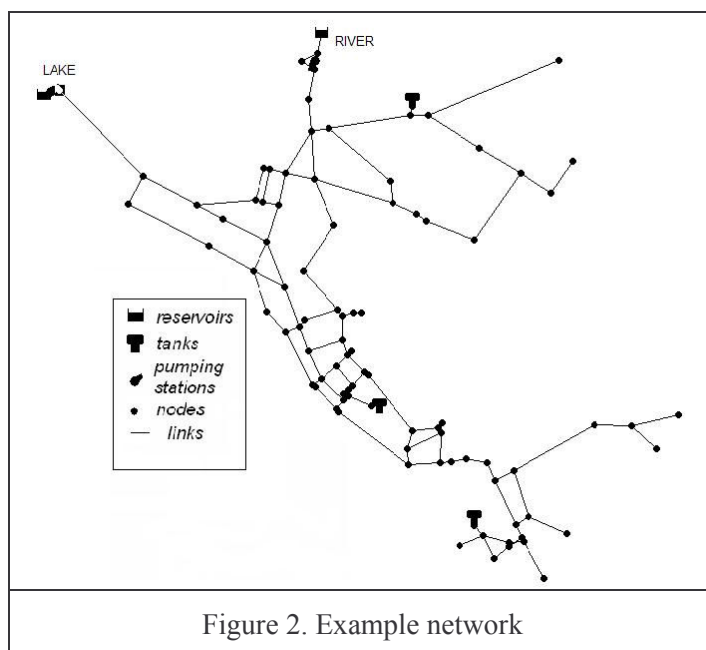
Analysis period  $t=9$  records the first positive sensor status, and thus  $S_D$  assigns an R state to analysis periods  $t=7$  and  $t=6$ . Analysis period  $t=6$  does not contain the true source (time 5:00 to 6:00), but using only the positive sensor measurement at  $t=6$  it is impossible to know that fact, and  $t=6$  is appropriately marked as a possible source. Note that when  $S$  is updated, however, the  $t=6$  status is G, since previous negative measurements have guaranteed a safe state during that interval. The number of possible sources rises to a

maximum of three time intervals during analysis period  $t=12$ , yet in this very simple example the CSA identifies the exact solution in the end, suggesting that the source identification problem is well posed in this case (as discussed above, such is certainly not the case for practical problems). Taking the final state for each analysis interval as the bottom entry in each sub-column for  $S$ , the R state is identified for analysis periods  $t=8$  and  $t=7$ , or times 6:00 through 8:00.

## 6.5 APPLICATIONS AND RESULTS

To demonstrate the CSA methodology for more practical applications, in this section two examples are analysed: a small network, well known in literature, and a larger real network the identity of which is concealed for privacy. Analysis of the influence of the number of monitoring stations used is carried out with the first network; while the real network is considered to demonstrate the real time application of the CSA methodology.

For the first applications an example is developed using a water distribution system published in the literature and shown in Figure 2. The network includes 2 reservoirs, 3 storage tanks, 92 nodes, 117 pipes, and 2 pumping stations. This network is widely distributed as the “Net 3” example problem included with the standard Epanet distribution (Rossman, 2000).



A set of perfect monitoring stations measure water quality each hour, and detect contamination events with a zero detection threshold. The method described in Uber et al. (2004) is used to locate the sensors. This method ranks sensor locations according to their benefit to public health protection; their approach can be viewed as a greedy heuristic solution to a maximum set covering formulation that seeks to maximize public health protection. The top 20 ranked sensor locations are shown in Table 3; the number of sensors used for the CSA applications ranged from 1 to 20

<b>Rank</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>
<b>Node ID</b>	35	203	111	247	15	185	147	213	101	191
<b>Rank</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>
<b>Node ID</b>	109	209	217	229	251	103	3	215	253	179

Table 3. Sensors ranking

We assume that the temporal demand pattern is cyclical with a 24 hour period, using the demand pattern factors assigned in the original Epanet model description. Synthetic



measurements of presence or absence of concentration are generated by simulating hydraulics and solute transport through the application of the particle backtracking algorithm. The contamination scenario includes a single source modelled using the set-point booster source type; with a constant concentration boundary condition from simulation time 25h to 32h. To investigate in a preliminary way the statistical effects of source location, 60 different analyses are conducted for random contamination source locations, chosen with equal probability from among all network nodes (junctions, tanks, reservoirs). The start of CSA analysis is 25h and continues through 44h, with an analysis interval  $\Delta t = 1h$  and a 24 hour historical analysis time window ( $nk = 24$ ).

The first application uses 8 sensors. Figure 3 shows the cumulative distribution function of the number of nodes identified as possible sources (candidate group) at the end of the CSA analysis period (44h). A node is counted as a possible source if at least one analysis period has an R state, and the cumulative distribution function is approximated using the 60 random contamination locations.

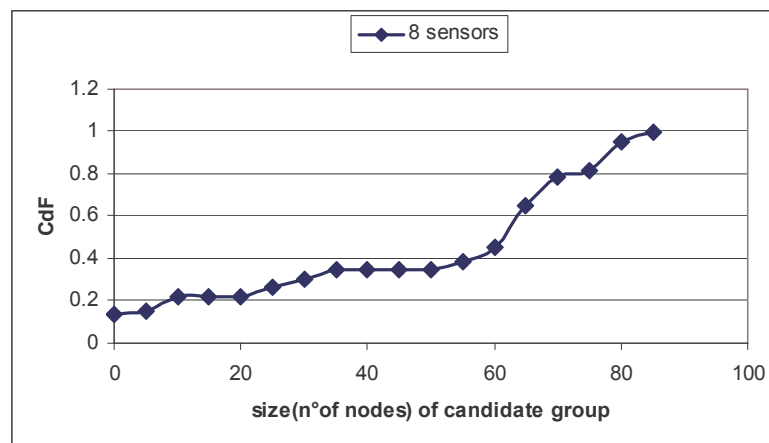


Figure 3. Cumulative density function for the sizes of the group of candidate nodes in the case of 8 sensors used

Approximately 15% of cases result in zero candidate nodes, because the real source detection field can not be identified by the 8 sensors at the sampling times (from 25h to 32h). In fact, it is clear that the coverage domain of the monitoring stations does not

include the entire network, and thus some contaminant locations are not detected by any sensors. As an extreme case, some contamination sources are dead end nodes, which by definition have no downstream nodes; any set of sensor locations that does not include a sensor at the particular dead-end, will be ineffective at identifying the event and the source. Further analysis of the results shows that the real source location and analysis intervals are always part of the candidate group whenever the candidate group size is non-zero.

Figure 4 shows the size of the candidate node group as a function of sensor network size, for a single source at node ID 173. For this particular source location, the size of the candidate group is non-monotonic. This is not unexpected; if only one sensor is present but located near (but downstream) to the source, the size of the candidate group may be small, and one can make arguments that additional sensors may increase or decrease the candidate group size. Although perhaps illustrative, such an analysis based on a single source would never be used to judge a sensor design or a source identification method. It would always be important to understand the statistical performance of the sensor network and source identification approach, relative to uncertainty and variability in source location and other factors.

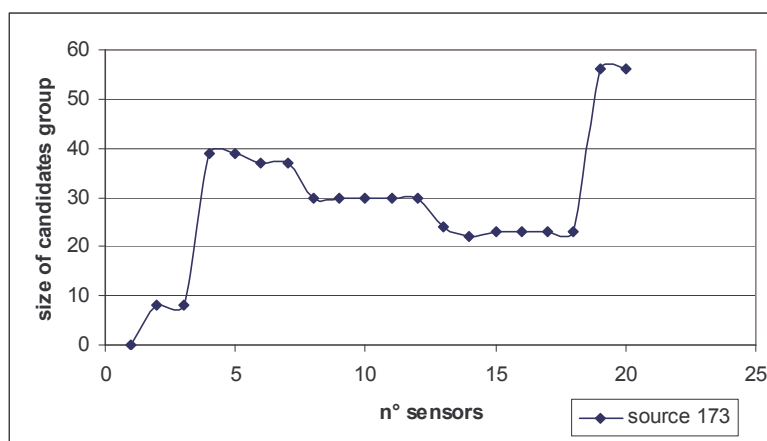


Figure 4. Number of candidate nodes vs. number of sensors for source 173.

Figure 5 is similar to Figure 3, except each curve corresponds to a particular sensor

network size. It is interesting that for this example the influence of the number of sensors is weak, indicating that for source identification purposes, above 6 sensors, one may not derive significant benefits. If such a conclusion held up for practical problems with a wide range of characteristics and variability and uncertainty in source terms, it would be significant due to the economic implications. These results can not suggest such a general conclusion, however, and many reasons for the observation are possible. It may be a network-specific feature, or a function of how the sensor locations were chosen (they were not chosen with source identification in mind as an objective). And it may be that uncertainty and variability in network hydraulics, sensor performance, and event detection performance would bias the results to benefit from a greater number of sensors, if those uncertainties were incorporated into the CSA methodology.

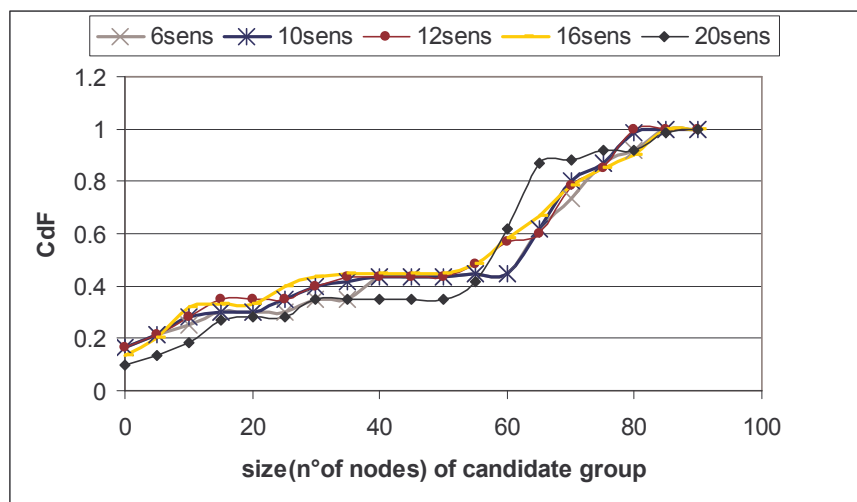


Figure 5. The C.D.F. respect to the size of candidates group and increasing the number of sensors used

These first results are one (possibly biased) way to illustrate the size of the candidate group. In particular, the number of possible sources over time is obscured, yet may be important; if a node had one or 10 analysis intervals identified as a possible source, those would be counted the same in Figures 3 and 5. To take simultaneously into account either locations or time intervals new results are obtained. Specifically, in the following analyses

the number of all the red states is counted in the historical analysis time frame, since each red is the potential source at node  $i$  and analysis period  $k$ .

The network example is still Epanet Net3 and input data are assumed the same as well as the first application in this section. Synthetic measurements of presence or absence of concentration are generated by simulating hydraulics and solute transport through the application of the particle backtracking algorithm. The contamination scenario still includes a single source modeled using the set-point booster source type. Instead, this source maintains a constant concentration boundary condition from simulation time 6:00 hr to 10:00 hr so that the injection duration is 5 hours.

To investigate in the statistical effects of source location, different analyses are conducted considering each different contamination source locations, chosen from among all the network nodes (junctions, tanks, reservoirs). The CSA analysis starts at hour 0:00 and continues through hour 24:00 with an analysis interval  $\Delta t = 1\text{h}$  and a 25 hour historical analysis time window ( $nk = 25$ ); the sampling time starts from hour 1:00 to hour 24:00.

The statistical effects of the source location are now investigated. For the rest of this discussion the term “candidate” will be used to denote all the possible locations and times identified during the CSA analysis. The results presented below have been obtained by conducting 97 different analyses for each contamination source node location, so that each node is in turn used as a real source. For each simulation the conditions at the contamination source are assumed to remain the same.

The first application uses 6 sensors. Figure 6 shows the cumulative distribution function of the percentage of all the possible locations (nodes) and times (hours) identified as possible sources (candidate group) at the end of the CSA analysis period (24:00 h).

Then, the percentage of the candidate sources is calculated by considering the total number of red states presented at the end of CSA analysis period for each simulation, where each red state represents the possible source at the location  $i$  and at the time  $k$  (as explained in section 6.3). Then the cumulative distribution function is approximated using the 97 contamination locations.

From Figure 6, for example, it is possible to infer that about the 60% of the cases have less than 6% of red status and this means that in the majority of the cases the CSA is very

effective in reducing the number of the possible candidates.

On the other hand, approximately 16% of cases result in zero candidates (locations and times) because the real source detection field cannot be identified by the 6 sensors at the sampling times (from 1:00 h to 24:00h). Since the coverage domain of the monitoring stations does not include the entire network, some contaminant locations are not detected by any sensor. As already mentioned for the previous application, some contamination sources are dead end nodes, which by definition have no downstream nodes; any set of sensor locations that does not include a sensor at the particular dead-end will be ineffective in identifying the event and the source. Further analysis of the results shows that the real source location and analysis intervals are always part of the candidate group whenever the candidate group size is non-zero.

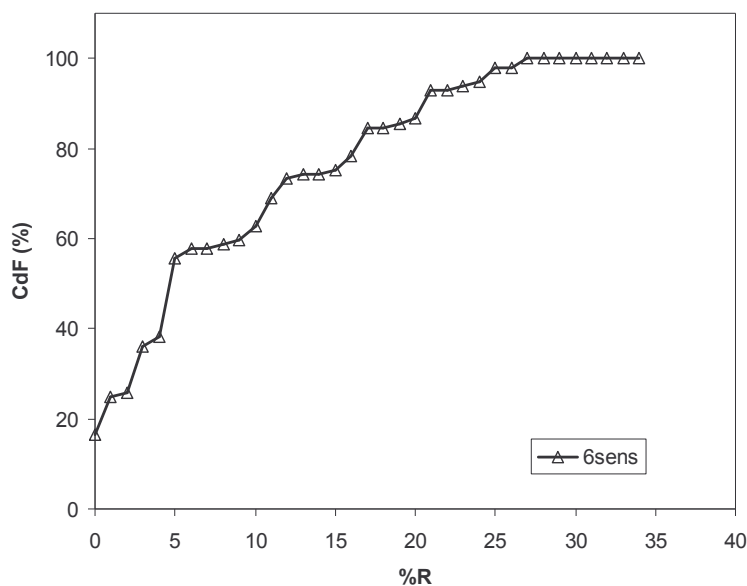


Figure 6. Cumulative distribution function for the percentage of the candidate locations and times using 6 sensors

In Figure 7, the diagram shows the influence of increasing the number of monitoring stations used in applying the CSA methodology; the curves represent the cumulative distribution function of all the possible sources over the time. These curves are divided into

two groups: the first (on the left side) concerns only the percentage of the possible unsafe states while the second (on the right side) the percentage of the possible unsafe and unknown states.

First the results related to the group on the left side are presented. In particular, these curves are similar to the ones of Figure 6, except that each one is for a particular sensor network size. The curve with the asterisks (\*) corresponds to 2 sensors, the one with triangles ( $\Delta$ ) to 6 sensors (as in figure 3) and the third one to 20 sensors.

In particular, the number of possible sources over time is considered as explained in the CDF in Figure 6.

Other analyses were conducted by increasing the number of sensors from 6 to 20 and the corresponding CDF curves are all included between the CDF curve for 6 sensors and the one for 20 sensors. It is interesting to note that for this example the influence of the number of sensors is weak, indicating that for source identification purposes raising the number of sensors above 6 may not produce significant benefits.

Thus, increasing the number of sensors does not result in reducing the possible candidates over the time but lowers the number of instances that lead to the conclusion of a zero candidate; in fact the percentage of zero candidate cases goes from 49.5% for one sensor, 41.23% with 2 sensors to 10.33% when 20 sensors are installed.

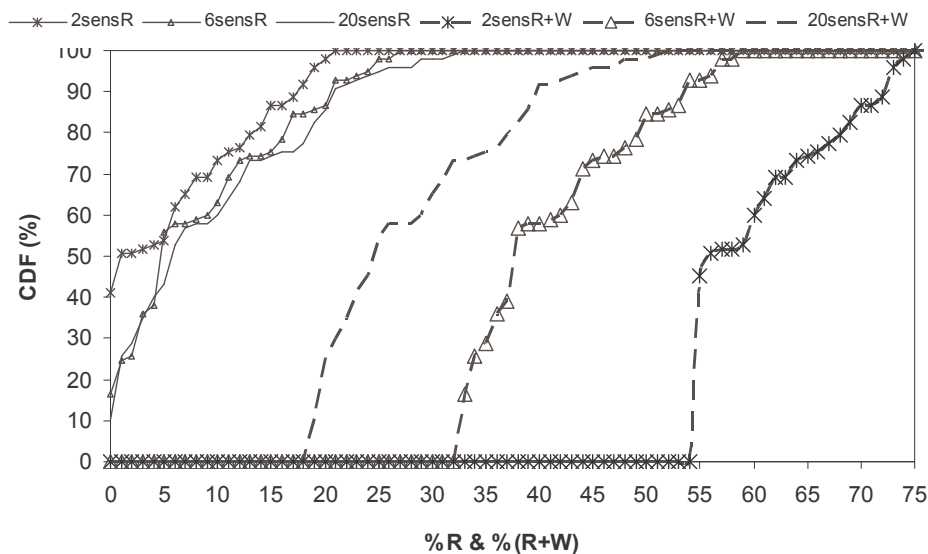


Figure 7. The C.D.F. respect to the size of candidates group and increasing the number of sensors used

Furthermore, each curve of the group on the right side of Figure 7 is similar to the curve of the left side except that the CDF curve is constructed considering the sum of red states and white states. As explained in the section 6.3, the white status represents an unknown condition because there isn't enough information from the sensors; therefore the white status could be considered as a possible source as well.

It appears from the diagram that the influence of the number of sensor is stronger in this case than in the one of only red states; in fact increasing the number of sensors from size 2 to 20 results in a very strong reduction of the percentage of possible locations and times. For example, considering 50 % of the simulated analyses in the case of 2 sensors there is less than 56% of possible candidates, in the case of 6 sensors there is 38% and then with 20 sensors the percentage is about 24%. This means that the number of the safe states largely increases when more monitoring stations are used.

Then, further graphic (Figure 8) highlights the main trend either for the group of green or for the group of red; in fact Figure 8 shows the mean size of the candidate group over 97 cases as a function of sensor network size.

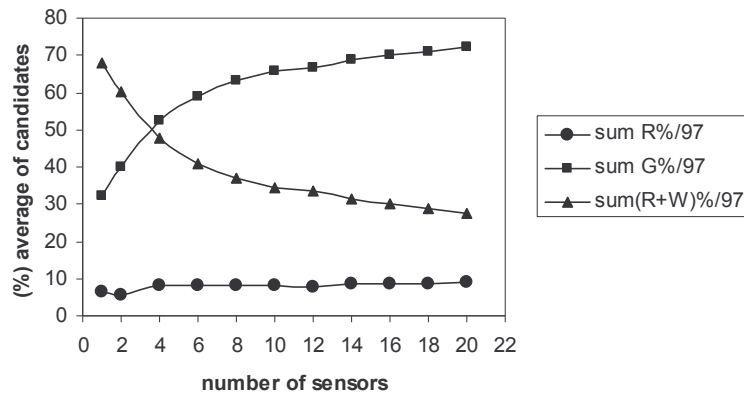


Figure 8 - Mean size of the candidate group over 97 cases as a function of sensor network size.

In particular, the trend line with circular dots represents the average number of candidates. The average is counted on the 97 simulations and as it is shown the percentage does not change after increasing the number of sensors and it is 6.4% for one sensor used in the network and 8.9% for using 20 sensors. The small increase of the percentage of candidates is due to the fact that increasing the number of sensors results in the availability of more information, as known by figure 7. So increasing the number of sensors has no effect in terms of identification.

The second curve (the one with the triangles) represents the combination of white and red results, in particular the percentage of the average of the sum of the total number of red status and the total number of the white status at the end of the CSA analysis. The number of possible candidates decreases with the number of sensors used.

At the reduction of possible candidates (unknown and unsafe status) corresponds the increasing of the safe locations and times. In fact the new information, obtained by adding further sensors, allow to update some states from unknown (white) to safe (green); the trend line (still in Figure 8) with square dots represents the average number of safe states increasing the number of sensors.



Impiego dei metodi di simulazione di una rete idrica per una più efficiente gestione e per una efficace risposta alle emergenze derivanti da contaminazione.

---

### 6.5.1 Case of study: application to a real network

In this section to demonstrate the real time application of the CSA methodology, an application to a real network is presented.

Some examples are developed using a large water distribution system shown in Figure 9, the identity of which is concealed for privacy. Since data about the network in Figure 9 are not published yet, we could not improve the quality of the image and show the details.

The network includes 12000 nodes and for the following application 80 monitoring stations spread out all over the network are used (see red spots in Figure 9).

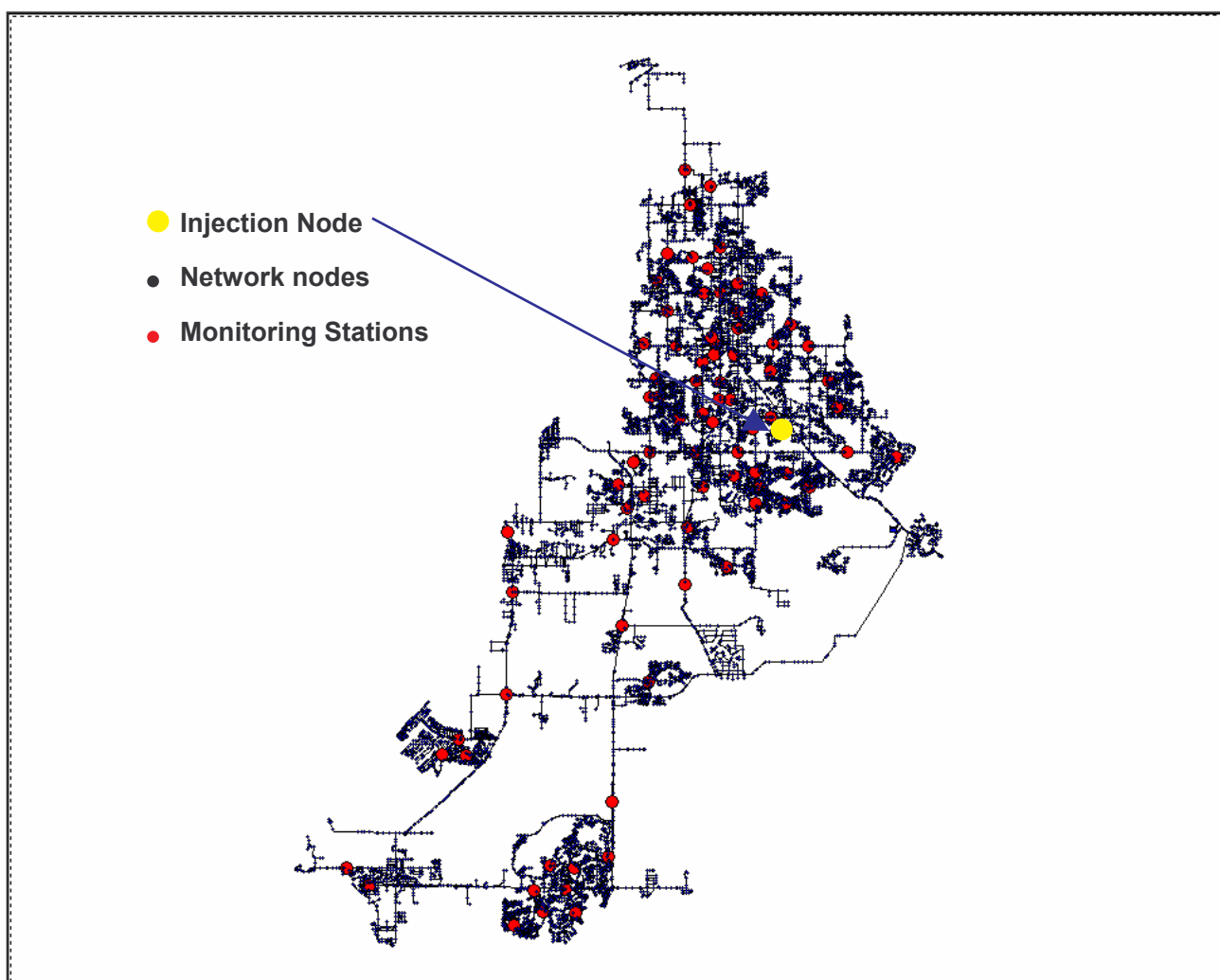


Figure 9 – Real water distribution network scheme

The conditions for the injection are:

- injection of a conservative pollutant;
- only one injection point, node Id 4062, (the yellow spot in Figure 9);
- injection duration is 5 hours (hour 6 to hour 10).

The sampling interval is every hour becoming from the simulation start time (00:00 hour) and the observed duration is 80 hours.

Synthetic measurements of presence or absence of concentration are generated by simulating hydraulics and solute transport through the application of the particle backtracking algorithm. Then the CSA procedure is applied.

At the first analysis times, there are no possible source because all measures are negative since the injection starts at time 6:00. Then, once the injection has stopped, the contaminant is transported over the network and so after the injection the sensors still detect contamination and the CSA identifies the area of the possible sources and among them there is the true source. The last time during which the contamination is still detected is the 75 hr.

The size of the candidate can be large because the injection happens to the main pipe and so there are many nodes, all the possible source are upstream nodes connected to the sensors. In particular, at the end of the observed period there are the following results:

- 850 positive sensor measurements
- Numerous nodes are hydraulically connected to one or more positive sensor measurements.
- Only a few nodes are hydraulically connected to majority of positive sensor measurements:
- 6% of the nodes (660 nodes) are connected to more than 10% of the positive sensor measurements.
- Only 0.1% of the nodes (11 nodes) are connected to more than 90% of the positive sensor measurements.

There is only one node that is connected to all the positive sensor measurements detected by the sensors during the simulation time. This node is the true injection source.

Explicitly considering the node connected to the 100% of the positive measures means to assume that there is only one true source.

In figure 10 the state of the identification in two different instant (8:00 hr and 28 hr) is depicted.

On the left side indicates the sensor locations: the green spots are negative measurements and the red spots are the positive measurements at time 8:00 (or 28:00 for the second image). While on the right side of the picture, we see all the possible source locations identified by the CSA which are connected to 100% of positive measurement until the simulation time 8:00 (or 28:00 for the second image). It should be noted that the first time is during the injection period, while in the second picture since the contaminant is already transported through the network more sensors detect its presence.

Note that the size of the spots for the sensor and source locations is much bigger than the size of the node. So for example on the right side of the second picture (Figure 10) the red correspond to only one node (the real source).

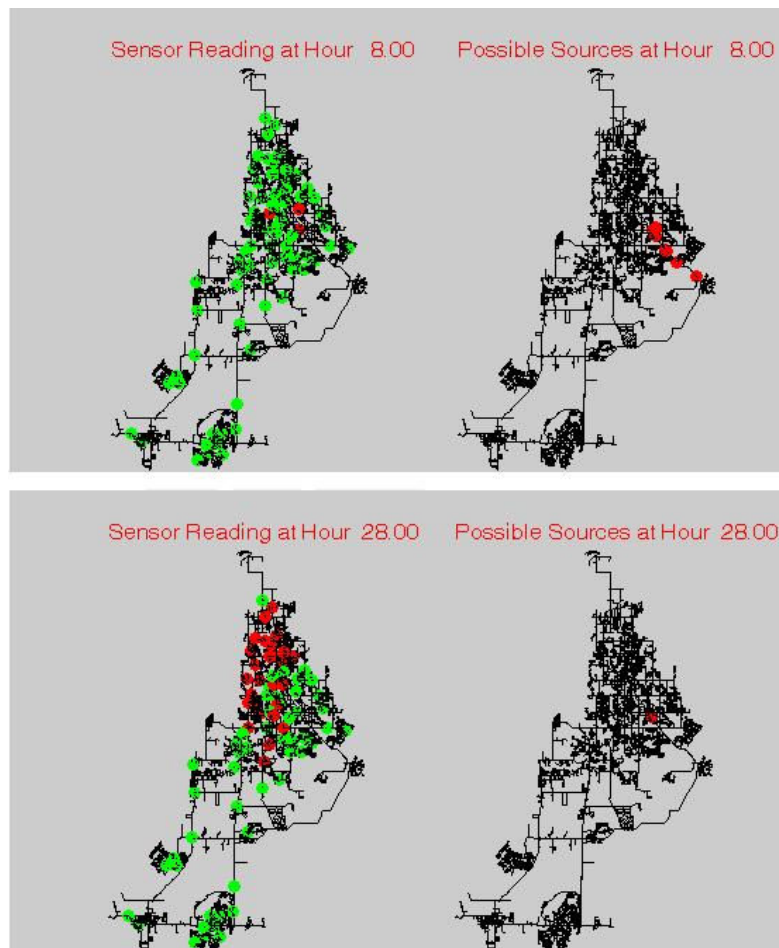


Figure 10 – positive/ negative readings for the sensors (left side) and The corresponding possible source locations (right side) at two different times.

The same injection conditions are considered for the second application except for the number of the true source: two different points (node 215 e node 7090) depicted in yellow in figure 11.

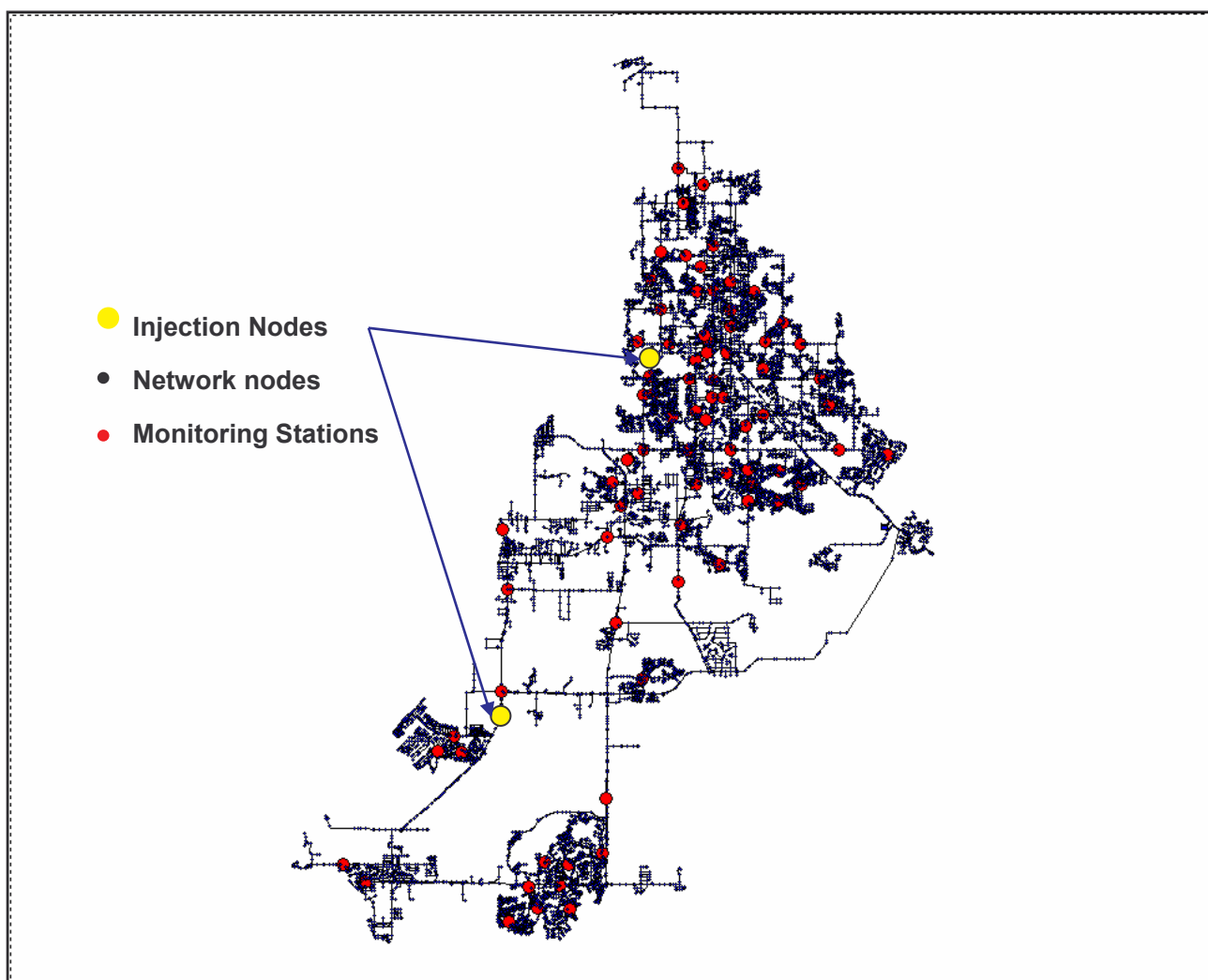


Figure 11- Source locations and Sensor locations on the network scheme

The results show the identification of two distinct areas just around the true source. This result depends strictly on the particular structure of the network (like a tree) and on the choice of the true source location (upper and lower side). Following some results:

- Numerous nodes are hydraulically connected to one or more positive sensor measurements.
- There is no node that is connected to all the positive sensor measurements: we can say there are more than one contaminant injection locations.

The last application, still concerning the real network in Figure 9, is described as follow. The contamination scenario includes a single source and the source node id is 5186 (still in the upper side of the network). The injection source is modeled using the mass source type option and the injection strength is 20000 mg/minute. This source maintains a constant concentration boundary condition from simulation time hour 95:00 to 100:00, so that the injection duration is 6 hours. The number (80) and the locations of the perfect monitoring stations are the same of the previous applications, but respect to the first application the sampling frequency is increased (every 0.5 hour).

As mentioned for the application concerning Figure 10, to reduce the number of candidates we do not consider all the possible candidate source locations related to all the positive measurements, detected during the simulation time. Particularly in the second column of Table 4 there are the total numbers of nodes that are connected to more than 50%, 75% and 99% of positive measurements respectively during the simulation time. For example, only the four nodes - 5185, 5186, 5189 and 5250 - are connected to more than 75% of positive measurements. The number of the corresponding positive measurements is in the range 280-368, where 368 is the total number of positive measurements at all the sampling times.

Instead, only one node is connected to more than 99% of positive measurements: the node id 5186, which is exactly the true injection node. In particular, all the 368 positive measurements are connected to this node.

<b>Percentage</b>	<b>No. nodes</b>	<b>Range of the num. of positive measurements</b>
50%	31	194-368
75%	4	280-368
99%	1	368

Table 4

In details, in Table 5, Node IDs (column 4) are listed if these nodes are connected to more than 50%, 75% or 99% of the positive measurements. Column 3 is the number of positive measurements at the nodes that are connected to the node in the 4<sup>th</sup> column.

If we consider, for example, the first row:

- the node 590 is connected to more than 50% of positive measurements, in particular 231 positive measurements.



<b>Progressive Number</b>	<b>Percentage (%)</b>	<b>No. positive measurements</b>	<b>Node ID</b>
1	50	231	590
2	50	238	591
3	50	211	605
4	50	197	2760
5	50	210	2812
6	50	342	5185
7	50	368	5186
8	50	316	5189
9	50	225	5223
10	50	217	5224
11	50	228	5225
12	50	221	5226
13	50	242	5227
14	50	234	5228
15	50	268	5229
16	50	233	5230
17	50	210	5231
18	50	270	5232
19	50	203	5233
20	50	262	5237
21	50	252	5238
22	50	266	5239
23	50	252	5240
24	50	240	5241
25	50	237	5242
26	50	245	5243
27	50	210	5244
28	50	224	5245
29	50	194	5246
30	50	236	5248
31	50	205	5249
32	50	280	5250
<hr/>			
1	75	342	5185
2	75	368	5186
3	75	316	5189
4	75	280	5250
<hr/>			
1	99	368	5186

Table 5

Similar at the last application in section 6.5, in figure 12, the ratio of possible contamination sources is plotted against the time. The ratio represents the number of red status over the total number of status (R, G, W) for the backward window built at the sampling time. In particular, in this application the backward window is for 72 hours.

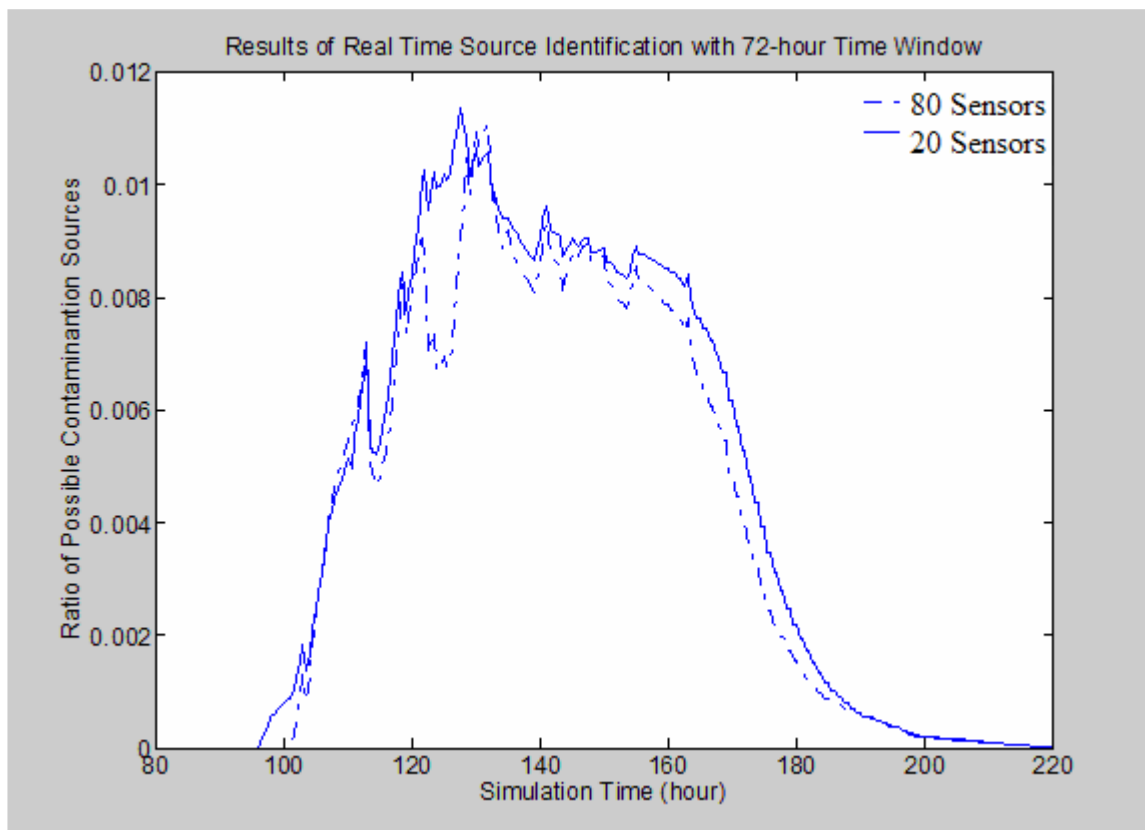


Figure 12 - ratio of the possible contamination sources (red states) respect to the time.

The time on the x-axis starts from time 80 hr since the sensors detected no contamination so only the W status or the G one are presented (in fact the injection starts at time 95:00); while the simulation period is 220 hours. For the curve for 80sensors (dash line), the ratio starts to be different from zero after time 100:00 when the injection is stopped. After 120 hours the ratio of possible contamination sources is about 0.009, this means that in the window from the time 49 to 120 there is 0.9% of possible sources (location and time)

Comparing the results for the case with 80 sensors and the case with only the first 20 sensor of previous rank of 80, the ratio value is generally bigger for 20 sensors since there is less information.

In figure 13, the ratio of the impossible contamination sources is plotted over the time considering a backward window of 72 hours.

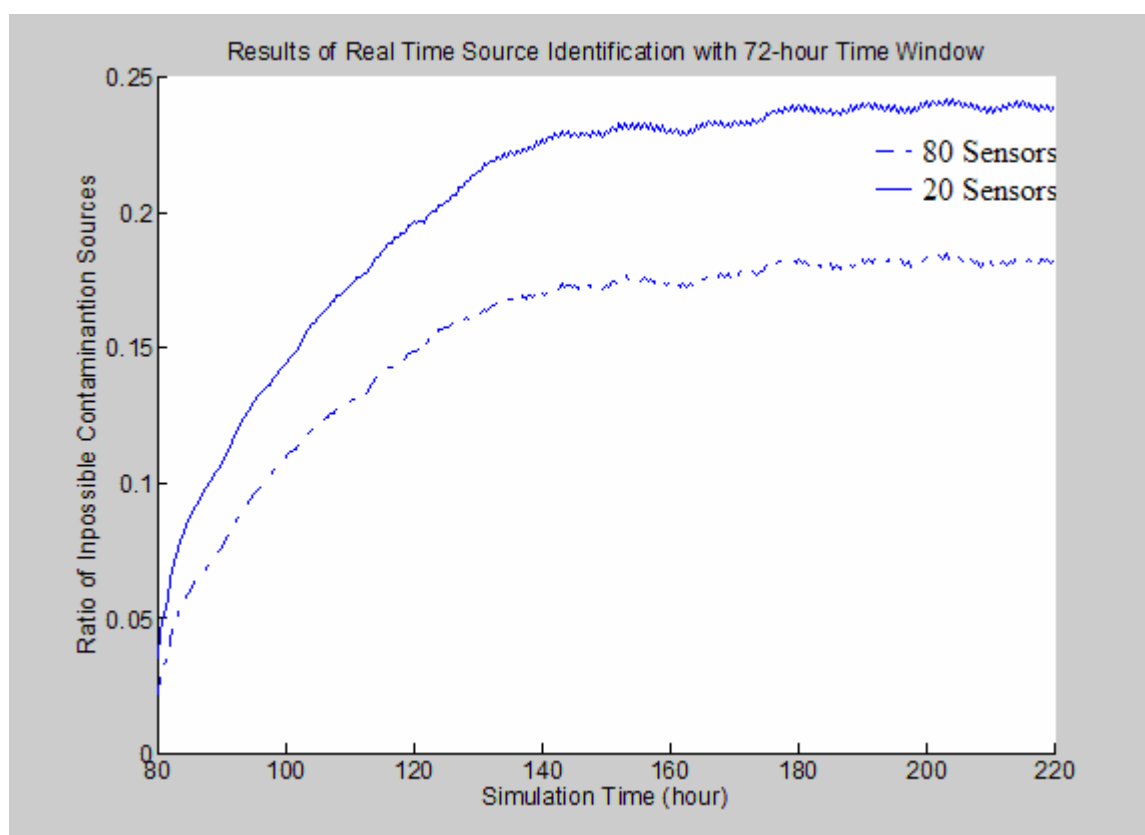


Figure 13 - the ratio of the impossible contamination sources (green states) respect to time (hour)

The impossible sources correspond to the green states (section 6.3). The curves do not start from zero ratio value at time 80 such as the CSA analysis started at time zero since the sampling time. After time 140 the number of green increase slowly since the contamination detected is less.

This example is to demonstrate the practical applicability of the CSA using on-line monitoring stations, since the results of the CSA procedure are in real time.

## 6.6 REMARKS

This paper develops a new methodology to identify all possible locations and times of contamination sources using information about the network hydraulics and contamination state at distributed sensor locations. The methodology could apply to accidental and intentional contamination scenarios. A particle backtracking algorithm is used to identify the water flow paths and travel times influencing each monitoring station and sampling time. Using this information along with sensor information determining the presence or absence of pollutants, a simple rule determines if a node and time interval is “safe” (not a possible source), “unsafe” (possible source), or “unknown” (insufficient data to determine – could be safe or unsafe).

This updating rule is well suited to real-time application, as would be required for use as part of a contamination warning system.

In fact, from the online monitoring stations positive/negative measurements are obtained. These act as inputs to water flow path analysis model (the backtrack simulator). The later directly feeds CSA, which in turn gives the possible source locations. Once the possible sources are known, proper steps can be taken to minimize the risk.

In this section we briefly highlight a few issues regarding the application of the CSA methodology to practical problems. In fact, as well as it is presented, the CSA is based on some assumptions that require careful consideration before it can be applied to real scenarios.

On the subject of the results in the previous section concerning the applications either to a synthetic or a real network, the algorithm shows that the number of possible source nodes can vary considerably depending on the true location of the source. But it has to show up that the method efficiently identifies the area of the network where contamination

could have originated, consistent with hydraulic and sensor network information. Nevertheless the influence of number of sensors does not have a strong effect on decreasing the number of the possible candidate sources. If such a conclusion held up for practical problems with a wide range of characteristics and variability and uncertainty in source terms, it would be significant due to the economic implications. These results cannot suggest such a general conclusion, however, and many reasons for the observation are possible. It may be a network-specific feature, such as for the presented networks having a particular tree-shape; it may be a function of how the sensor locations were chosen, such as in the applications they were not chosen with source identification in mind as an objective. And it may be that uncertainty and variability in network hydraulics, and event detection performance would bias the results to benefit from a greater number of sensors, if those uncertainties were incorporated into the CSA methodology.

In addition to all these uncertainties, the sensor performance may be included. In fact, CSA uses the results from the contamination detection system in the network. From the sensors, only events that are likely to be possible contamination incidents are signaled. So it is possible that sensors can give false positive or false negative measurements. The CSA methodology assumed to use perfect sensors, and so a false positive will be considered like an exact contamination event. Instead, for a practical application this problem should be taken into account considering a probabilistic approach.

Finally, the preliminary results presented in the previous section are a way to illustrate the size of the candidate group. And, of course, the uncertainty and variability in the network hydraulics and the possibility of wrong detection by the monitoring stations, the candidate group changes. Every location and every time of the group may have a different likelihood to be a candidate.

Other additional brief remarks on the CSA algorithm are warranted. While not investigated here, it may be possible to further reduce the number of possible sources using the hypothesis that contamination originates from a limited number of locations, or is contiguous in time. The state matrix also presents information that may be useful for location of sensors, in terms of increasing the domain of coverage (reducing the  $W$  states) or reducing the number of possible sources.

Furthermore, this method could also be used as a pruning step for optimization algorithms that attempt to solve the source identification problem uniquely. Presumably those algorithms would be much more efficient if focused on only the subset of nodes and time intervals that are possible sources, eliminating the others from analysis.

## **CAPITOLO 7**

---

## **7. PROBLEMA INVERSO PER LA CONTAMINAZIONE DELLE RETI IDRICHE**

### **7.1 INTRODUZIONE**

La contaminazione accidentale o intenzionale dell'acqua potabile in una rete di distribuzione idrica può essere causa di grande pericolo per la salute pubblica (capitolo 3). Sono quindi necessari metodi per la rilevazione di contaminazione e per la localizzazione della sorgente di contaminazione. Solo recentemente, ed in particolare nel corrente anno, sono stati pubblicati studi con l'obiettivo dell'identificazione della sorgente di contaminazione in una rete di distribuzione idrica (cfr. § 3.5).

In questo capitolo viene presentata una procedura capace di identificare la sorgente di un'intrusione accidentale di inquinante in una rete idrica usando misure discrete di concentrazione nel tempo e nello spazio. La metodologia è pensata per essere uno strumento di semplice utilizzo per i gestori dei servizi idrici e si basa su ipotesi semplificate e comporta, inoltre, un basso onere computazionale.

La procedura risolve il problema inverso in un modo indiretto ed è basata su di un'analisi dei percorsi della rete e sul concetto della domanda di copertura.

La procedura individua inizialmente un gruppo di nodi candidati ad essere potenziale



sorgente di contaminazione e, poi, tra tutti nodi candidati la sorgente è identificata risolvendo un problema di ottimizzazione linearizzato, che incorpora un modello di simulazione idraulica delle reti.

Siccome i problemi inversi di identificazione della sorgente sono generalmente mal-posti, i loro risultati dipendono fortemente dai dati di ingresso (Polis e Goodson, 1976).

Questo problema può essere specialmente critico nei problemi inversi della qualità dell'acqua, nei quali sono richieste le misure di concentrazione e le domande nodali durante gli istanti di campionamento. Infatti, siccome le domande nodali reali non possono essere conosciute, un pattern temporale medio della domanda è generalmente assegnato in ogni nodo. Questo pattern della domanda può essere valutato in modi differenti, ma comunque non può fornire agli istanti di misura le istantanee portate erogate all'utenza che sono incognite. A questa incertezza, si aggiunge che le misure possono essere affette da errori.

Così, tra i dati di ingresso al problema inverso, le domande nodali e le misure di concentrazione hanno un alto livello di incertezza. La conoscenza dell'influenza dell'incertezze sui dati di ingresso è necessaria, così come anche confermato da Graymann (2005), Per questo motivo solo una procedura di identificazione della sorgente robusta rispetto a queste incertezze può essere applicata ad una rete reale.

Come soluzione diretta dei problemi inversi, la metodologia indiretta proposta richiede la conoscenza delle portate d'acqua richieste dall'utenza in ogni nodo durante le misure di concentrazione. Al fine di verificare la robustezza della metodologia proposta rispetto alle incertezze prima menzionate sono eseguite diverse analisi basate su una tecnica Monte Carlo. In particolare, si considerano separatamente o simultaneamente le incertezze sulle domande e gli errori di misura.

Data la complessità delle situazioni inerenti alla pratica applicabilità della metodologia se né verificata l'efficacia una volta rimosse alcune delle ipotesi alla base. I risultati rappresentano una buona prospettiva per la risoluzione di un problema di tale rilevanza per

la sicurezza degli utenti e la salvaguardia delle strutture economico-sociali.

## **7.2 TECNICA DI IDENTIFICAZIONE DELLA SORGENTE CONTAMINATE: IPOTESI E PROCEDURA**

Questa tecnica è tesa ad identificare il punto di origine dell'intrusione di un contaminante (in particolare il nodo a valle più vicino al punto di immissione) all'interno di una rete di distribuzione idrica, una volta che sia stata rilevata, dai appositi sensori misuratori di parametri di qualità e/o dagli utenti, la presenza di una contaminazione in atto. Un primo lavoro pubblicato su questa tecnica è riferito in bibliografia (Di Cristo et al., 2005a) in cui ho riportato oltre alla descrizione del metodo anche dei risultati preliminari su un'analisi di robustezza.

La tecnica, che risolve il problema inverso in maniera indiretta attraverso un'analisi dei percorsi dell'acqua in rete, necessita della conoscenza di misure di concentrazione al variare del tempo in punti fissati della rete e si basa sul concetto di dominio di copertura proposto da Lee e Deininger (1992). E proprio da un'idea di questi ricercatori che nasce questa metodologia, cioè si assume che lo stato di qualità di un nodo campionato fornisce informazioni sulla qualità dei nodi a monte (dominio di copertura di un nodo); ma l'utilizzo del concetto di dominio di copertura di un nodo sarà meglio chiarito nel seguito.

La procedura di identificazione, scritta in Visual Basic, incorpora un modello di simulazione idraulica e della qualità. Il modello utilizzato è Epanet 2.0 (Rossman, 2000) che è stato integrato nella procedura utilizzando il Toolkit di Epanet.

Di seguito sono elencate sinteticamente le assunzioni e ipotesi alla base della metodologia di identificazione:

- Conoscenza delle caratteristiche della rete in esame.
- Intrusione in un unico punto della rete di un contaminante.
- Contaminante di tipo conservativo.
- Immissione continua e costante.
- Disponibilità di misure di concentrazione al variare del tempo.
- Almeno due misure diverse da zero in ogni istante di tempo in cui le misure sono raccolte, altrimenti la soluzione diviene indeterminata.
- Tutta l'acqua che attraversa il nodo-fonte risulta contaminata.
- Misure prese un certo tempo dopo l'inizio della contaminazione così che la fase transitoria di diffusione del soluto si possa considerare conclusa. Condizioni quasi-stazionarie. Su questa ipotesi ci si soffermerà nel paragrafo 7.2.2.
- Distribuzione delle portate erogate assegnata, anche se si ammette la possibilità di una variazione casuale delle stesse rispetto ai valori assegnati.

La procedura è stata applicata solo al caso di contaminante conservativo perché questa rappresenta una caratteristica più pericolosa per la salute degli utenti, di fatto in questa categoria rientrano i parametri di qualità che non presentano fenomeni di autodecadimento, né tanto meno tendono a reagire con altre sostanze presenti in acqua; ne consegue che la variabilità spaziale e temporale risulta unicamente provocata dai processi convettivi e dispersivi in seno alla massa fluida.

Invece un contaminante non conservativo tende a ridurre la propria concentrazione a seguito di reazioni chimico - fisiche con altre sostanze disciolte in acqua o con il materiale costituente la tubazione e quindi ha tempi di permanenza in acqua meno lunghi rispetto ai primi.

Quindi nella tecnica proposta non si considerano le cinetiche di reazione dei contaminanti.

Inoltre, la metodologia può essere applicata solo se sono noti e diversi da zero almeno due dati riguardanti le misure di concentrazione per la valutazione della qualità dell'acqua

in rete ad ogni istante di tempo considerato, altrimenti la risoluzione del problema sarebbe indeterminata ammettendo infinite soluzioni.

### **7.2.1 La procedura di identificazione**

La metodologia proposta può essere suddivisa in due parti principali:

1 - Individuazione di un gruppo di nodi candidati ad essere punti di intrusione del contaminante.

2 - La selezione tra tutti i nodi candidati del più probabile nodo-sorgente e la stima della concentrazione di ingresso in esso.

Nella prima parte, l'obiettivo della procedura è quello di ridurre il numero di nodi che devono essere considerati come possibili candidati ad essere sorgenti di contaminazione così da ridurre il costo computazionale e la probabilità di fallimento.

L'intera procedura è ripetuta ad ogni istante di tempo in cui sono raccolte le misure di concentrazione.

Siccome ad ogni passo la procedura richiede i risultati di un'analisi dei percorsi, viene eseguita una simulazione quasi-stazionaria al tempo in cui sono disponibili le misure di qualità dell'acqua.

La procedura, quindi, nella prima parte identifica il gruppo di nodi candidati ad essere possibili sorgenti di contaminazione utilizzando le misure di concentrazione prese in punti fissati della rete in esame e calcolando la matrice delle frazioni d'acqua [W] (Kumar et al, 1997) e la matrice di contaminazione [P] (Kessler et al. 1998). Ogni elemento  $w_{ij}$  della matrice delle frazioni d'acqua rappresenta la frazione di acqua nel nodo  $i$  che passa dal nodo  $j$ -esimo ;  $w_{ij}=0$  significa che nessuna parte di acqua dal nodo  $i$ -esimo è arrivata al nodo  $j$ -esimo. Una volta noti i dati di input, le frazioni d'acqua  $w_{ij}$  possono essere determinate usando una tecnica di analisi dei percorsi in condizioni stazionarie (Boulos and Altman 1993). La presenza di un'analisi dei percorsi nella procedura richiede la conoscenza dello schema completo della rete e delle portate erogate ad ogni istante in cui

sono campionate le misure.

La matrice di contaminazione [P] è poi ottenuta dalla matrice [W]. In particolare, la [P] è una matrice  $N \times N$  di coefficienti 0-1 (dove N è il numero di nodi, serbatoi inclusi) ed è ottenuta ponendo uguale ad 1 tutti i coefficienti corrispondenti a valori delle frazioni d'acqua diversi da zero. La matrice di contaminazione così ottenuta contiene informazioni sul comportamento idraulico della rete, in particolare i nodi della j-esima colonna che hanno valore 1 rappresentano sorgenti di contaminazione che possono contaminare il nodo j (dominio di copertura del nodo j).

Le informazioni contenute nella matrice di contaminazione sono usate al fine di individuare un numero di nodi che possono essere sorgente di contaminazione. Infatti se, in un nodo in cui è installata una stazione di monitoraggio per la qualità, è letta una misura di concentrazione non nulla, tutti i nodi del suo dominio di copertura rappresentano una possibile sorgente di contaminazione e devono essere inclusi nel gruppo dei nodi candidati.

Considerando tutti i nodi in cui si è avuta una lettura non nulla, solo i nodi nell'intersezione tra i loro domini di copertura possono essere sorgente di contaminazione e devono quindi essere considerati come nodi candidati.

Al contrario, una misura nulla di concentrazione indica che quei nodi devono essere esclusi.

Ovviamente il gruppo di nodi candidati deve essere ricalcolato ad ogni istante in cui si hanno le misure di concentrazione, in quanto le matrici [W] e [P] variano nel tempo a seconda dei valori della domanda nodale.

Considerando tutte le letture dei sensori, solo i nodi che per tutte le misure sono possibili sorgenti di contaminazione devono essere considerati come candidati. Questo passo preliminare riduce il numero dei nodi che la procedura di identificazione deve considerare, avendosi così una diminuzione del costo computazionale e della probabilità di fallimento della procedura nell'individuare il corretto nodo sorgente.

Nella seconda parte, il problema di identificazione della sorgente di contaminazione è formulato come un problema di ottimizzazione, che incorpora un modello di simulazione del trasporto di soluto in una rete di distribuzione idrica.

Tra tutti i nodi candidati identificati e risolvendo il problema di ottimizzazione, viene selezionata la potenziale sorgente in modo tale che i valori delle concentrazioni simulate siano i più vicini ai dati forniti dalle misure effettuate dai sensori.

Per far ciò è calcolato il valore della funzione di fitness (1), che esprime la somma dei quadrati delle differenze tra valori di concentrazione simulati e misurati.

$$f_j^t = \sum_{k=1}^M (C_k^t(j, Cs_j^t) - Cm_k^t)^2 \quad \text{con } j=1 \dots Nc \quad (9)$$

dove

- M è il numero di sensori installati
- NC è il numero di nodi candidati
- t è il tempo
- $f_j^t$  è il valore della funzione di fitness in corrispondenza della sorgente di contaminazione nel j-esimo nodo calcolata al passo temporale t
- $Cm_k^t$  è la concentrazione misurata dal k-esimo sensore al tempo t
- $C_k^t(j, Cs_j^t)$  rappresenta la concentrazione di contaminate stimata dalla procedura al tempo t nel nodo in cui è installato il sensore k-esimo (essa è una funzione non lineare della posizione j della sorgente di contaminazione e della concentrazione di contaminate in ingresso  $Cs_j^t$  nel nodo j).

La funzione di fitness (1) è stata linearizzata usando la matrice delle frazioni d'acqua [W], precedentemente introdotta, così come proposto da Gorelick et al. (1983). Infatti, ipotizzando che si abbia una miscelazione completa (ipotesi) in ogni nodo e che non si abbia dispersione di contaminante (ipotesi), la concentrazione in un nodo in cui è installato un sensore può essere espressa in questo modo (Bocelli et al. 1998):

$$C_k^t(j, Cs_j^t) = Cs_j^t w_{kj} \quad \text{con } k=1 \dots M \quad (10)$$

così l'equazione (1) diventa:

$$f_j^t = \sum_{k=1}^M (Cs_j^t w_{kj}^t - Cm_k^t)^2 \quad \text{con } j=1 \dots N_C \quad (11)$$

Imponendo la condizione di minimo

$$\partial f_j^t / \partial Cs_j^t = 0$$

si può valutare il valore della concentrazione di ingresso all'istante di tempo t fissato :

$$Cs_j^t = \frac{\sum_{k=1}^M w_{kj}^t Cm_k^t}{\sum_{k=1}^M w_{kj}^t{}^2} \quad \text{con } j=1 \dots N_C \quad (12)$$

il valore di  $Cs_j^t$  calcolato con al relazione 4 corrisponde ad un minimo globale per la funzione di fitness del nodo j siccome la  $f_j^t$  è una funzione convessa di  $Cs_j^t$ .

Si mette in evidenza che entrambe le matrici della contaminazione e delle frazioni d'acqua dipendono da i valori delle domande ai nodi, che sono funzioni variabili nel tempo e quindi le matrici devono essere ricalcolate ad ogni istante di tempo fissato (o meglio in tutti gli istanti di tempo in cui sono disponibili le misure di concentrazione)

Ad ogni istante di tempo si ottiene un gruppo di nodi candidati, per essi è calcolato il valore della funzione di fitness e stimato il corrispondente valore di concentrazione di ingresso. Dopo di che, dall'intersezione dei gruppi di nodi individuati nei diversi istanti si ottiene il gruppo globale di nodi candidati e per ognuno di essi si calcola il valore della funzione di fitness  $f_j$ , corrispondente alla sorgente nel nodo j, come media aritmetica dei valori ottenuti ai diversi istanti di tempo.

Tra il gruppo globale di nodi candidati la sorgente è identificata come quel nodo cui

corrisponde il più basso valore della funzione di fitness.

In fine nel caso di concentrazione di ingresso costante, la concentrazione immessa in ogni nodo candidato è valutata come media pesata:

$$CS_j = \frac{\sum_{t=1}^{N_T} \frac{1}{f_j^t} CS_j^t}{\sum_{t=1}^{N_T} \frac{1}{f_j^t}} \quad \text{con } j=1 \dots N_C \quad (13)$$

dove  $N_T$  è il numero di istanti di tempo.

Per quanto richiamato prima nelle ipotesi alla base della metodologia, la soluzione di questo problema di identificazione è indeterminata se ho solo un valore di concentrazione diverso da zero in un nodo in un fissato istante di tempo, in quanto è sempre possibile trovare un valore di concentrazione di input che soddisfi questa relazione  $CS_j^t w_{kj}^t = Cm_k^t$ .

È per questo che nell'applicazione della procedura devono essere disponibili almeno due misure di concentrazione non nulle per ogni istante di tempo considerato, altrimenti possono essere individuati solo i nodi candidati.

### 7.2.2 Osservazioni su alcune ipotesi

Ci si vuole ora soffermare brevemente sulla penultima ipotesi alla base della metodologia enunciata nel paragrafo 7.2 (De Sanctis et al. 2005b).

Assegnata la distribuzione di domanda e fissata la concentrazione di contaminante immesso in rete, si raggiungeranno le condizioni di regime per il sistema di distribuzione idrico dopo un certo lasso di tempo, che si assume sia già intercorso prima di prendere le misure, almeno pari al tempo necessario affinché sia stato effettuato il percorso più lungo di distribuzione di contaminante nel sistema idrico. Alternativamente questa ipotesi può



formularsi come l'assunzione che la convezione e diffusione del contaminate nelle condotte della rete avvenga in maniera istantanea.

Per l'applicazione della procedura di identificazione della fonte contaminante, quando si voglia valutare il comportamento della rete attraverso simulazioni di periodo esteso all'intera giornata nel caso che ad ogni nodo della rete siano assegnati differenti coefficienti di domanda nell'arco temporale stabilito, è necessario quindi supporre che l'avvezione e diffusione del contaminate nelle condotte della rete avvenga in modo istantaneo. Si assume cioè che pur avendo delle variazioni della domanda nel periodo di tempo simulato e una eventuale variabilità della concentrazione di contaminante immesso si possa considerare un moto quasi-stazionario, considerando una fase transitoria, prima di andare a regime, di breve durata o meglio istantanea.

Ciò comporta che per una migliore efficienza dell'algoritmo le misure, che devono essere disponibili in fissati istanti di tempo per consentire alla procedura di identificare la posizione in rete della sorgente di contaminazione, devono essere prese un certo tempo dopo l'inizio della contaminazione così che la fase transitoria di diffusione del soluto si possa considera conclusa.

Per le condizioni richieste all'applicazione della metodologia, e soprattutto per quella di cui si è appena discusso, la sua applicazione sembra essere maggiormente plausibile nel caso di contaminazione accidentale in quanto sono difficilmente soddisfatte nel caso di contaminazione intenzionale.

Inoltre a questo si aggiunge che la non corrispondenza delle ipotesi assunte con le condizioni in cui si deve operare nella pratica che rende indispensabile verificare che la procedura, esatta qualora le ipotesi suddette risultino verificate, sia di qualche utilità anche quando esse non sono verificate; di seguito si esporrà sommariamente il problema dell'incertezza dati di input alla metodologia.

Avendo stabilito (cfr. § 7.2, settima ipotesi) che tutta l'acqua che attraversa il punto di immissione risulta contaminata e conoscendo la distribuzione delle portate in rete, è possibile ricavare attraverso un'analisi dei percorsi la matrice [W] (Kumar et al., 1997), il

cui elemento  $w_{ij}$  rappresenta la frazione di acqua nel nodo  $i$  che proviene dal nodo  $j$ ; attraverso questo tipo di matrice la procedura individua il gruppo di nodi candidati ad essere la potenziale fonte di contaminazione.

La conoscenza delle matrici  $[W]$  è strettamente legata a quella della distribuzione di portate erogate all'utenza in ogni nodo della rete nei diversi istanti di tempo in cui sono eseguite le misure di qualità dell'acqua necessarie nella procedura di identificazione.

Nei casi reali, però, non è possibile conoscere esattamente la distribuzione delle portate erogate agli istanti considerati, in quanto la richiesta dell'utenza varia casualmente e perciò possono essere stimati indirettamente solo i parametri statistici.

Si è quindi verificata la robustezza della metodologia di identificazione nel caso di incertezza sull'andamento temporale della domanda. Il procedimento applicato per effettuare questa analisi è descritto nel paragrafo 7.4 ed ad esso seguono i risultati di alcune applicazioni.

### 7.3 APPLICAZIONI (SIMULAZIONI DI PERIODO SINGOLO)

Per mostrare l'efficacia della metodologia proposta sono state eseguite diverse applicazioni utilizzando dei dati di misure di concentrazione sintetici. Nel seguito saranno presentati i casi applicati ad una rete ben nota in letteratura e già utilizzata per le applicazioni nel capitolo 4: la Anytown U.S.A. (in Walski et al, 1987 sono riportate tutti i dati relativi alle caratteristiche della rete di distribuzione).

In Figura 1 è rappresentata schematicamente la rete di distribuzione idrica Anytown U.S.A, composta da 1 serbatoio a livello invariabile, 2 serbatoi di accumulo, 16 nodi, 34 condotte.

Il software impiegato per la simulazione idraulica e del trasporto di soluto necessario per ottenere le misure sintetiche di concentrazione è *Epanet 2.0* (Rossman, L.A., 2000), fornito dalla *Environmental Protection Agency*. Con questo programma è possibile effettuare una simulazione di qualità avendo scelto la condizione di immissione del

contaminante.

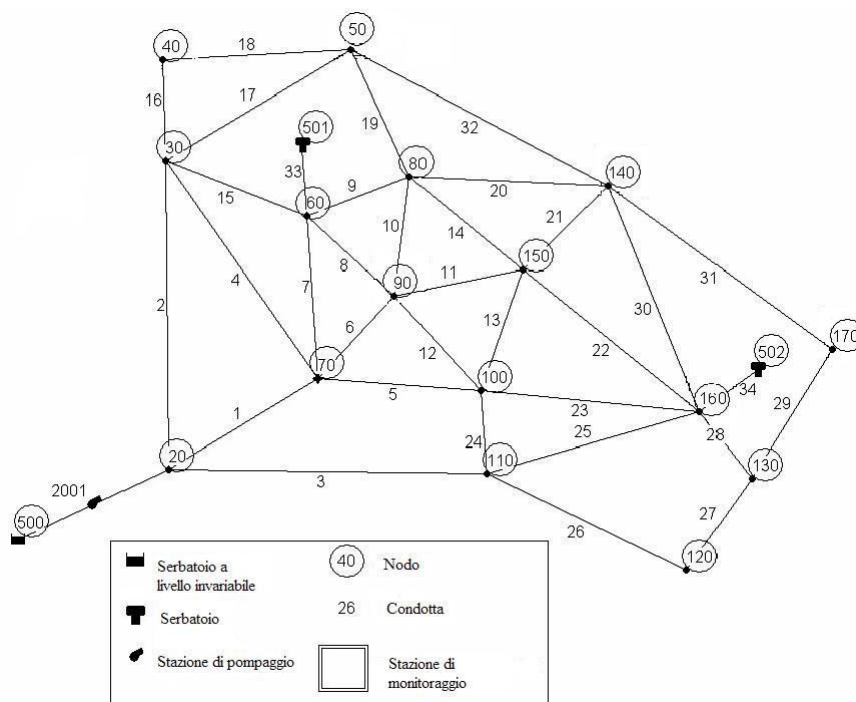


Figura 23 – Schema della rete di distribuzione idrica Anytown

I dati delle misure di concentrazione sono stati generati attraverso una simulazione idraulica e di diffusione del soluto usando Epanet 2.0 avendo fissato l'opzione "setpoint booster" e assegnato la sorgente di contaminazione. Negli esempi di seguito riportati si è considerata l'introduzione di una concentrazione costante di 2.55 mg/l di un contaminante conservativo in un fissato nodo della rete (70).

La durata della simulazione è stata stabilita così che la fase transitoria dopo l'ingresso del soluto si possa ritenere conclusa. In tabella 1 sono riportate le misure nelle stazioni di monitoraggio nei nodi 50, 140, 160 e 130 misure campionate ogni 6 ore nell'arco di una giornata (ottenendo per ogni stazione misure in quattro istanti diversi del periodo considerato).

Node	50	140	160	130
6:00	0	0.37	0.69	0

<b>12:00</b>	0	0.49	0.55	0.40
<b>18:00</b>	0	0.49	0.67	0.37
<b>24:00</b>	0	0.57	0.77	0.23

Tabella 4. Misure di concentrazione del contaminante (mg/l)

Nelle prime quattro verifiche di seguito descritte si considerano simulazioni di periodo singolo.

### VERIFICA I

Per la prima verifica si assume di avere a disposizione le misure di concentrazione solo nei nodi 50, 140 e 160 ai quattro istanti di tempo prima fissati. L'applicazione della metodologia fornisce i seguenti risultati: ad ogni istante di tempo viene individuata una serie di nodi candidati ad essere potenziale fonte di intrusione, alla fine la procedura individua un'unica serie di nodi potenziali fonti di contaminazione proprio in base alle serie ottenute per ogni istante di misura; nella serie finale sono individuati 10 nodi su un totale di 19 e l'area individuata dai candidati è delineata in Figura 2 (linea continua).

In Tabella 2 sono riportati valori della funzione di fitness finale e le stime dei valori di concentrazione di ingresso per ogni possibili nodo candidato. Alla fine la fonte di contaminazione è individuata con esattezza nel nodo 70, essendo appunto il nodo tra i vari candidati cui compete il valore più basso della funzione di fitness. Anche il valore di concentrazione di ingresso è stimato molto bene presentando un errore del solo 0.4% rispetto al reale valore (2.55 mg/l) e cioè di 2.54 mg/l.

<b>Node</b>	<b>60</b>	<b>70</b>	<b>80</b>	<b>100</b>	<b>110</b>	<b>140</b>	<b>150</b>	<b>160</b>	<b>501</b>	<b>502</b>
<b>Fitness</b>	0.38	1.8 10-4	0.40	2.21 10- 2	0.12	0.42	0.33	0.15	0.27	9.32 10- 2
<b>Cs (mg/l)</b>	11.5	2.54	3.98	1.86	1.00	0.50	3.19	0.67	481	18.7

Tabella 5. Valori della funzione fitness e della concentrazione di ingresso dei nodi candidati (verifica 1).

### VERIFICA 2

In questa seconda verifica si reduce il numero di misure utilizzabile per l'applicazione della procedura di identificazione. Tenendo fissati gli istanti di misura il campionamento viene fatto solo nei nodi 140 e 160, in pratica si vuole vedere quanto influisca sull'identificazione della fonte l'utilizzo di misure in un nodo in cui non si è rilevata la presenza del contaminante (per il nodo 50 tutti i valori di concentrazione misurati sono nulli, tabella 1). Da un'analisi dei risultati si evince che il nodo fonte di contaminazione è ancora individuato correttamente ed ad esso corrispondono gli stessi valori della verifica 1 sia per la funzione *fitness* sia per la stima della concentrazione. Questo risultato conferma che l'informazione contenuta in misure di concentrazione tutte nulle in un nodo non influenza il calcolo della funzione di fitness né la stima della concentrazione, ma unicamente l'individuazione dei nodi ad essere possibili candidati.

In particolare, i nodi individuati sono 5 in più rispetto al totale dei nodi candidati individuati nella precedente verifica 1; infatti, ad essi si aggiungono i nodi 20, 30, 40, 50, 500.

Questo tipo di verifica mostra quindi che utilizzare le misure tutte nulle di un nodo monitorato consente di restringere l'area dei nodi candidati localizzando il problema solo in una zona della rete.

### VERIFICA 3

In questa verifica si utilizzano sempre tre stazioni di monitoraggio ma invece di prendere le misure nel nodo 160 si è scelto il nodo 130. Al primo istante temporale la procedura fornisce un'area di nodi candidati maggiori che negli istanti successivi passando da 10 nodi a 7, cioè si è ottenuta una più piccola area di nodi candidati rispetto alla verifica 1. La fonte di contaminazione è ancora correttamente individuata nel nodo 70 ma la stima

del valore di concentrazione in esso ha una percentuale di errore rispetto al valore vero leggermente maggiore (9%) riportando una concentrazione pari a 2.31 mg/l (Tabella 3)

Node	70	80	100	140	150	160	502
Fitness	2.34	7.40	6.91	7.10	7.10	0.14	3.27
	10-3	10-2	10-3	10-2	10-2		10-2
Cs (mg/l)	2.31	2.84	2.31	2.70	2.70	7239	68256

Tabella 6 – Valori della funzione fitness e della concentrazione di ingresso dei nodi candidati (verifica 3).

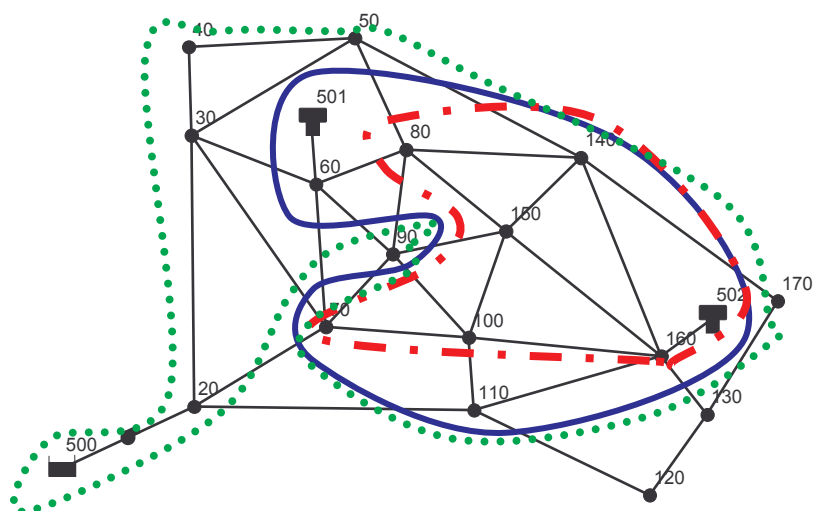


Figura 24. Area dei nodi candidati per le verifica 1 (linea continua), verifica 2(punti), e verifica 3 (tratto e punto)

#### VERIFICA 4

Considerando le misure nei nodi 50 e 160, la procedura individua gli stessi 10 nodi candidati della verifica 1, ma la funzione fitness è zero per tutti i nodi. Infatti, siccome nel nodo 50 la concentrazione è zero per tutte le osservazioni considerate, ad ogni istante temporale e per ogni nodo candidato esiste un valore iniziale di concentrazione, che fornisce esattamente l'unico valore misurato non nullo e la  $C_{sjt}$  (4) diviene nulla.

Questo spiega che la procedura di identificazione necessita di almeno due letture di misure di due distinte stazioni di monitoraggio diverse da zero in almeno ogni istante temporale considerato, altrimenti la sorgente di contaminazione non può essere individuata tra i nodi candidati.

## 7.4 ANALISI DI INCERTEZZA SULLE PORTATE EROGATE: PROCEDURA

La conoscenza delle matrici  $[W]$  è strettamente legata a quella della distribuzione di portate erogate all'utenza in ogni nodo della rete nei diversi istanti di tempo in cui sono campionate le misure di qualità dell'acqua, necessarie per l'applicazione della procedura di identificazione.

Nei casi reali, però, non è possibile conoscere esattamente la distribuzione delle portate erogate agli istanti considerati, in quanto la richiesta dell'utenza varia casualmente e perciò possono essere stimati indirettamente solo i parametri statistici di tale distribuzione.

Per ottenere delle misure sintetiche è necessario assegnare una distribuzione dei valori della domanda nel tempo, ciò è fatto fissando dei coefficienti di domanda medi nell'arco di una giornata, anche se essa rappresenta una condizione di domanda media che è ovviamente differente dalla reale (incognita) distribuzione della domanda negli istanti in cui sono prese le misure.

Al fine di verificare la robustezza della metodologia di identificazione considerando l'incertezza sull'andamento temporale della domanda sono stati generati un numero elevato di serie di coefficienti di domanda, proprio per tenere conto della componente aleatoria legata alla natura casuale della domanda.

In particolare, questi coefficienti, utilizzati nella metodologia per indicare la variazione media nell'uso giornaliero dell'acqua, sono stati perturbati assumendo una variabilità della domanda intorno al valore medio secondo una distribuzione gaussiana con assegnata varianza. Poi da queste serie, così generate, di coefficienti sono state ricavate a mezzo di un modello di simulazione le misure sintetiche di concentrazione di contaminante.

La procedura per effettuare un'analisi di incertezza si basa sull'applicazione del metodo Montecarlo e si può schematicamente riassumere secondo i passi di seguito riportati:

- in ogni nodo si è assegnata una distribuzione di coefficienti di domanda;



- si è poi generato un nuovo scenario di domanda perturbato estraendo le domande nodali da una distribuzione gaussiana assunta in ogni nodo della rete;
- lo scenario di domanda perturbato è utilizzato per generare delle misure di concentrazione sintetiche;
- la metodologia di identificazione è applicata utilizzando le misure sintetiche e la distribuzione di portate erogate assegnata;
- l'intera procedura è ripetuta un gran numero di volte.

In questo modo può essere analizzato l'effetto dell'incertezza sulla domanda sulla capacità di identificazione della sorgente di contaminazione della metodologia.

I risultati di questa analisi di robustezza della metodologia sono riportati nel paragrafo seguente; inoltre si è valutato l'effetto combinato della rimozione di alcune ipotesi di base con il problema dell'incertezza sui dati di input sulla capacità di identificazione della tecnica.

#### **7.4.1 Applicazioni nel caso di incertezza sulla domanda (simulazioni di periodo esteso)**

Le applicazioni di seguito riportate considerano sempre lo schema di distribuzione Anytown (Figura 1). Per poter applicare la procedura sono state generate delle misure sintetiche di concentrazione eseguendo delle simulazioni idrauliche di periodo esteso e di trasporto di soluto, utilizzando il software Epanet2 e avendo fissato una condizione di immissione del contaminante (*setpoint booster option* di Epanet2), che consiste nel fissare la qualità dell'acqua che lascia il nodo sorgente di contaminazione.

Nel caso specifico sono stati introdotti costantemente nel periodo simulato 2.55 mg/l di un contaminante conservativo nel nodo 70 (nodo-sorgente) ed è stata fissata la durata della simulazione così che la fase transitoria che si ha dopo l'immissione del contaminante si possa considerare conclusa, analogamente all'applicazione nel paragrafo 7.3. A tutti i nodi

della rete in esame è stata applicata una serie giornaliera di coefficienti di domanda (Walski et al., 1987), riportata in Tabella 4.

In tutte le prove qui effettuate si è immaginato che le stazioni di monitoraggio in rete siano poste in corrispondenza dei nodi 50, 140 e 160 in cui sono state raccolte le misure di concentrazione nei diversi istanti di tempo fissati, durante il periodo di osservazione considerato di 24 ore. Le tre stazioni di monitoraggio sono state scelte in modo tale da averne una (nodo 50) in cui non arriva contaminata, così da restringere l'area dei nodi candidati, e almeno due in cui si abbiano valori delle misure di concentrazione non nulli (per le ipotesi alla base della metodologia, cfr. § 7.2, e le verifiche cfr. § 7.3).

<b>Ore del giorno</b>	<b>06-09</b>	<b>09-12</b>	<b>12-15</b>	<b>15-18</b>	<b>18-21</b>	<b>21-24</b>	<b>24-03</b>	<b>03-06</b>
<b>Coefficienti di domanda</b>	1.2	1.3	1.2	1.1	1.0	0.9	0.7	0.6

Tabella 7 - Serie giornaliera dei coefficienti medi di domanda

In questo paragrafo sono riportate due tipi di applicazioni. La prima è stata realizzata assumendo lo stesso pattern di domanda giornaliero sia per la metodologia sia per generare le misure. La seconda riguarda un gruppo di simulazioni eseguite per analizzare l'effetto dell'incertezza sulle domande erogate sui risultati della metodologia.

#### **APPLICAZIONE 1: SENZA INCERTEZZA SULLE DOMANDE**

Durante il giorno si considerano quattro misure di concentrazione (cioè ogni sei ore) e i valori delle misure sono riportati in Tabella 5 (essi sono stati ottenuti applicando il pattern in Tabella 4).

	<b>Nodo</b>	<b>50</b>	<b>140</b>	<b>160</b>
<b>Tempo (h)</b>	<b>6:00</b>	0	0.61	0.51
	<b>12:00</b>	0	0.50	0.62
	<b>18:00</b>	0	0.53	0.71
	<b>24:00</b>	0	0.57	0.77

Tabella 8 - Misure di concentrazione (mg/l).

La procedura individua lo stesso gruppo di nodi candidate ad ogni istante di tempo, questo gruppo contiene 10 candidati su un totale di 19. In Tabella 6 sono riportati i valori della fitness totale e la stima della concentrazione per ogni nodo candidato. Alla fine la fonte di contaminazione è identificata nel nodo 70, per il quale si è avuto il valore più basso della funzione di fitness; invece la concentrazione di ingresso stimata è pari a 2.55 mg/l che corrisponde proprio al valore immesso durante tutto il periodo della simulazione.

<b>Nodi</b>	<b>60</b>	<b>70</b>	<b>80</b>	<b>100</b>	<b>110</b>	<b>140</b>	<b>150</b>	<b>160</b>	<b>501</b>	<b>502</b>
<b>Valori di Fitness</b>	0.38	2.62 E-06	0.39	2.73 E-02	0.21	0.41	0.32	0.25	0.27	0.21
<b>Concentrazione Stimata (mg/l)</b>	8.60	2.55	3.23	2.11	1.03	0.57	3.34	0.68	408.87	49.74

Tabella 9 - Nodi candidate e stima dei corrispondenti valori della funzione fitness e della concentrazione di ingresso

#### **APPLICAZIONE 2: ANALISI DI INCERTEZZA SULLE DOMANDE**

Al fine di stabilire l'effetto della non esatta conoscenza dello scenario di domanda sulla robustezza della metodologia sono state generate delle misure sintetiche con differenti serie temporali di coefficienti di domanda ottenuti da quella utilizzata nella procedura di identificazione come serie assegnata ( cfr. § 7.4).

Inizialmente sono stati generati 1000 serie di coefficienti di domanda ottenuti perturbando il pattern di base riportato in Tabella 4 usando un coefficiente di variazione CV=0.3. In questo modo sono stati generate 1000 gruppi di quattro misure di concentrazione al giorno.

La procedura è applicata ad ogni gruppo di misure assegnando il pattern medio di Tabella 4.

L'analisi mostra che su 1000 casi la sorgente di contaminazione è stata correttamente individuate con una percentuale del 96.9 %, nel restante 3.1 % dei casi la metodologia seleziona il nodo 100. Questo risultato indica che la procedura di identificazione è robusta

rispetto all'incertezza sulla conoscenza della domanda. Inoltre ci si è limitati a 1000 simulazioni in quanto si è verificata la convergenza dei risultati all'aumentare del numero di simulazioni eseguite.

L'errore medio sulla stima della concentrazione di ingresso su 969 casi nei quali la sorgente è stata identificata correttamente col nodo 70 è circa del 10% inferiore rispetto al valore vero.

Sebbene l'errore sulla concentrazione iniziale stimata aumenta rispetto al caso in cui sia noto lo scenario di domanda, l'ordine di grandezza della concentrazione è individuato ancora correttamente.

Altri test sono stati eseguiti assegnando differenti coefficienti di variazione,  $CV=0.1$ ,  $CV=0.5$  and  $CV=0.7$ , e generando per ognuno di essi 1000 serie di coefficienti di domanda e poi 1000 gruppi di quattro misure giornaliere. In Figura 3 (colonne con puntinato) è riportato l'istogramma che indica la frequenza di identificazione dell'esatto nodo contaminante, cioè il nodo 70, all'aumentare del coefficiente di variazione con cui sono stati ottenuti gli scenari di domanda.

La frequenza di identificazione del nodo 70 varia dal 99.9 % per un coefficiente di variazione di 0.1 al 87.8 % nel caso di un coefficiente di variazione pari a 0.7.

In Tabella 7 sono riportate i valori medi delle concentrazioni stimate immesse nel nodo 70 al crescere del coefficiente di variazione.

Le concentrazioni stimate medie hanno valori prossimi al quello reale della concentrazione nel nodo 70. In particolare però è a notare che il valore più alto si ottiene in corrispondenza di un coefficiente di variazione alto ( $CV=0.7$ ).

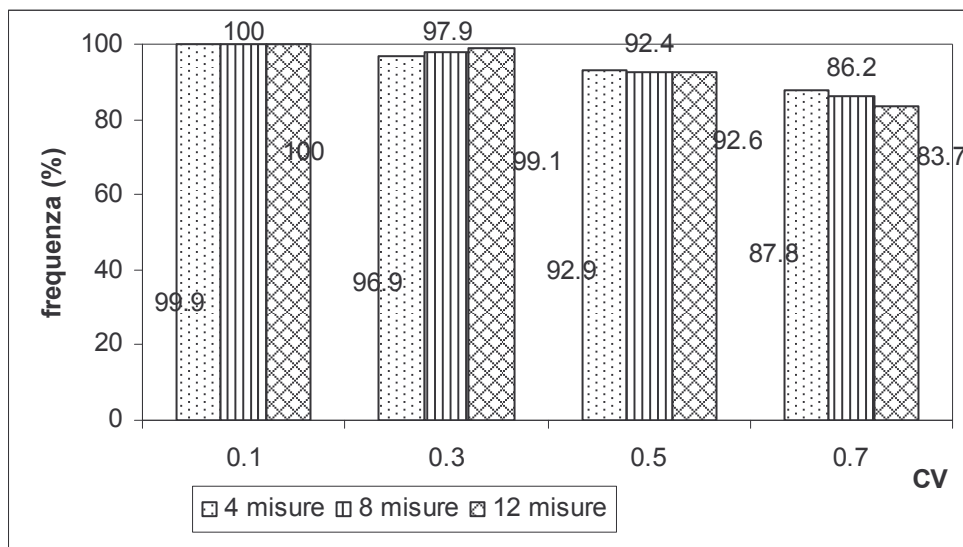


Figura 25 - Frequenza di identificazione del nodo 70 rispetto al coefficiente di variazione (CV) per la domanda.

Le stesse verifiche di identificazione con i quattro valori dei coefficienti di variazione precedentemente utilizzati sono state ripetute aumentando il numero giornaliero delle misure di concentrazioni. In particolare, le nuove verifiche considerano casi con otto misure di concentrazioni (ogni tre ore) e con dodici misure di concentrazioni (ogni due ore) al giorno. In Figure 3 è riportata anche la frequenza di identificazione del vero nodo 70 rispetto ai quattro coefficienti di variazione dei coefficienti di domanda per il caso di otto misure al giorno (colonne con linee verticali) e per il caso di dodici misure giornaliere (colonne con rombi). Per i casi con  $CV > 0.1$ , con otto misure i valori della frequenza di identificazione del nodo 70 sono leggermente maggiori dei corrispondenti casi con quattro misure, ad eccezione del caso  $CV = 0.7$ .

In particolare, la frequenza varia dal 100% per  $CV = 0.1$  al 86.2 % per  $CV = 0.7$ . Invece, con dodici misure non si osserva nessun miglioramento nell'identificazione rispetto agli altri casi (4 e 8 misure giornaliere) infatti per il caso  $CV = 0.7$ , è del 83.7%. Ciò denota che c'è una correlazione tra le misure che dovrebbe essere considerata nel fissare la frequenza delle misure.

	<b>CV</b>	<b>0,1</b>	<b>0.3</b>	<b>0.5</b>	<b>0.7</b>
<b>Cs (mg/l)</b>	<b>4 misure</b>	2.682	2.304	2.372	3.097
	<b>8 misure</b>	2.533	2.455	2.404	2.998
	<b>12 misure</b>	2.543	2.626	2.541	2.499

Tabella 10 - Valore medio delle stime della concentrazione di ingresso nel nodo 70 al crescere del coefficiente di variazione e del numero di istanti di campionamento giornaliero

In Tabella 7 sono riportate i valori medi delle concentrazioni stimate immesse nel nodo 70 al crescere del coefficiente di variazione per i casi con otto e dodici misure di concentrazione al giorno.

Le concentrazioni stimate medie ha valori molto prossimi al valore reale della concentrazione nel nodo 70. In particolare però è a notare che il valore più alto si ottiene in corrispondenza di un coefficiente di variazione alto ( $CV=0.7$ ).

Si nota un leggero miglioramento nella stima della concentrazione, specialmente nel caso di 12 misure giornaliere.

Con un coefficiente di variazione di 0.1, la metodologia individua in tutti i casi il nodo 70 come nodo da cui ha origine la contaminazione; per i rimanenti casi ( $CV>0.1$ ) vengono individuati altri nodi anche se con percentuali relativamente piccole. In Tabella 8 sono riportate le frequenze di identificazione dei principali nodi individuati dalla procedura per i casi con  $CV>0.1$ . Il nodo con una frequenza di occorrenza più alta dopo il nodo 70 è il nodo 100 mentre gli altri nodi presentano delle percentuali irrilevanti, tanto che alcuni non sono proprio riportati. È da sottolineare che il nodo 100 è proprio all'altra estremità di una delle condotte che partono dal nodo 70.

Nodi	4 misure			8 misure			12 misure		
	CV=0.3	CV=0.5	CV=0.7	CV=0.3	CV=0.5	CV=0.7	CV=0.3	CV=0.5	CV=0.7
<b>70</b>	96.9	92.9	87.8	97.9	92.4	86.2	99.1	92.6	83.7
<b>100</b>	2.2	3.7	4.3	1.1	3.3	4.6	0.4	1.8	2.8
<b>110</b>	0.1	1.1	1.6	0.8	1.9	3.5	0.5	3.7	5.1
<b>160</b>	0	0.6	2.9	0.2	1	3	1.3	1.3	4
<b>502</b>	0.4	0.9	1.6	0	0.1	0.9	0	0.7	0.7

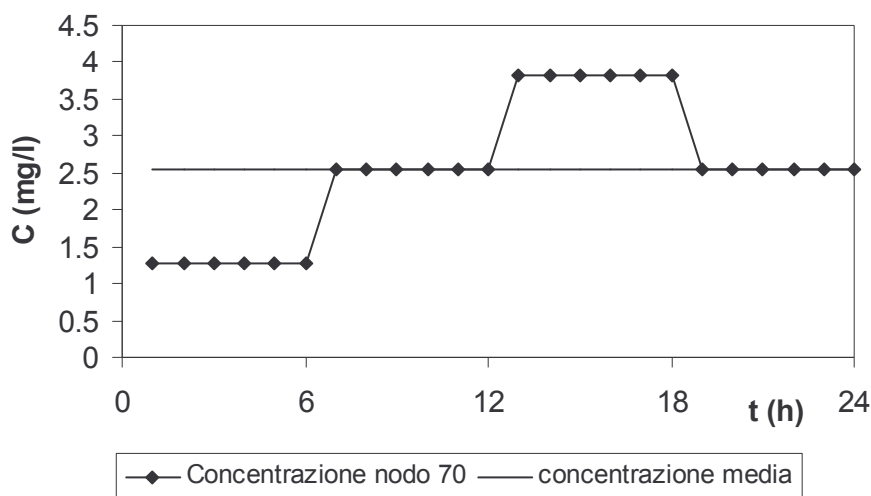
Tabella 11 - Frequenza di identificazione (%) dei principali nodi identificati

#### 7.4.2 Immissione di una concentrazione di inquinante non costante nel tempo

In questo paragrafo si vuole rimuovere un'ulteriore assunzione alla base della metodologia e cioè che la sostanza inquinante non sia più immessa con una concentrazione costante. In questo modo la concentrazione stimata con la procedura non sarà più una stima della concentrazione immessa ma bensì il valore medio della concentrazione del nodo-sorgente durante il periodo di simulazione.

Le stesse applicazioni del paragrafo 7.4.1 sono qui ripetute, considerando le stesse stazioni di monitoraggio (50, 140, 160) e gli stessi intervalli di campionamento (ogni 6 ore, ogni 3 ore, ogni 2 ore corrispondenti rispettivamente ad avere 4, 8 e 12 gruppi di misure nell'arco di una giornata).

Cambiano le condizioni di immissione usate per la generazione delle misure di concentrazione sintetiche; in particolare, l'immissione è sempre modellata con l'opzione *Setpoint Booster di Epanet* ma alla concentrazione fissata a 2.55 mg/l viene assegnato un patter che la rende variabile per l'arco della giornata. Il reale punto di contaminazione è ancora il nodo 70. In figura 4 è riportato l'andamento della concentrazione immessa e il valore della media giornaliera.



• Figura 26 - Andamento giornaliero della concentrazione nel nodo 70

Tempo (h)	0:00-3:00	3:00-6:00	6:00-9:00	9:00-12:00	12:00-15:00	15:00-18:00	18:00-21:00	21:00-24:00
C (mg/l)	1.275	1.275	2.55	2.55	3.825	3.825	2.55	2.55

Tabella 9 – Valori di concentrazione nel nodo 70

In Tabella 10 sono riportati i valori sintetici delle misure di concentrazione. La prima applicazione della procedura di identificazione è quella in cui si considera la stessa serie di coefficienti moltiplicatori della domanda ai nodi sia per la procedura che per ottenere le misure in Tabella 10.

Tempo (h)	Nodo	50	140	160
	6:00		0	0.49
12:00		0	0.34	0.40
18:00		0	0.61	1.07
24:00		0	0.72	0.81

Tabella 10 - Misure di concentrazione (mg/l).

La procedura individua il gruppo di nodi candidati riportato in Tabella 11: su un totale di 19 nodi, i candidati sono 10. In Tabella 11 sono anche riportati i valori della fitness



totale e la stima della concentrazione per ogni nodo candidato. La fonte di contaminazione è identificata nel nodo 70, per il quale si è avuto il valore più basso della funzione di fitness; cui corrisponde una concentrazione di ingresso stimata è pari a 2.53 mg/l che corrisponde circa al valore medio della concentrazione nel nodo 70 durante il periodo di simulazione (2.55 mg/l).

Nodi	60	70	80	100	110	140	150	160	501	502
Valori di		8.11								
Fitness	0.49	E-03	0.50	0.04	0.23	0.51	0.42	0.27	0.44	0.29
Cs (mg/l)	6.66	2.53	2.64	2.12	1.05	0.56	3.24	0.70	317	58.2

Tabella 11 - Nodi candidate e stima dei corrispondenti valori della Funzione fitness e della concentrazione di ingresso

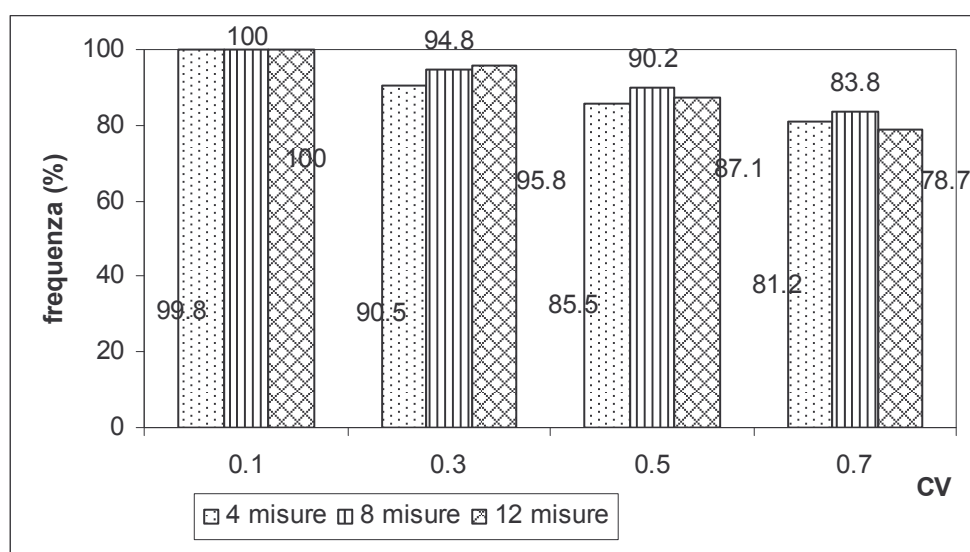


Figura 27 – Frequenza di identificazione del nodo 70 rispetto al coefficiente di variazione (CV).

Nell'istogramma di Figura 5 sono indicate le percentuali di identificazione della vera sorgente (nodo 70) nel caso di immissione di una concentrazione non costante al crescere del coefficiente di variazione delle domande ai nodi, analogamente a quanto spiegato nel paragrafo 7.4.1 per la valutazione della robustezza della metodologia nel caso di incertezza

sulla domanda. Le percentuali sono alte per tutte le condizioni esaminate. Analoghi risultati li ho descritti in Di Cristo et al. (2005b)

### **7.4.3 Influenza della scelta delle posizioni delle stazioni di monitoraggio**

La procedura di identificazione risulta dipendere sia dal numero che dalla posizione delle stazioni di monitoraggio. In questo paragrafo si vuole solo mettere in luce la veridicità dell'affermazione precedente, senza però voler fornire una procedura per la scelta delle posizioni delle stazioni di monitoraggio al fine di identificare la corretta sorgente di contaminazione. In ogni caso si vogliono citare i lavori, appena pubblicati, di alcuni ricercatori come Berry et al. (b-2006), Preis et al. (2006), Propato et al. b (2006) che propongono delle tecniche ad hoc per il problema dell'identificazione della sorgente di contaminazione in una rete idrica

A tal proposito si presentano i risultati dell'applicazione della tecnica di identificazione ripetendo l'analisi di incertezza per 4 differenti disposizioni di sensori. In particolare si confronteranno i risultati per la disposizione 50, 140, 160 già presentata con quella senza il nodo 50, in cui la misura di concentrazione rimane invariata ed uguale a zero per tutti gli istanti di campionamento.

Per la terza disposizione si ottiene dall'applicazione di un metodo per scegliere la posizione dei sensori può, il metodo scelto è quello della massima copertura proposto da Lee e Deininger (1992) in quanto anche la metodologia di identificazione presentata in questo capitolo si basa proprio sul concetto di domanda di copertura (cfr. 7.2.1). Utilizzando questo metodo Kessler et al. (1998) hanno valutato la migliore disposizione di tre sensori per la rete Anytown che consiste nei nodi 90, 140, 160 (terza disposizione utilizzata). Nell'ultima disposizione al nodo 90 si aggiungono altri due nuovi sensori nei nodi 170 e 110 che come il 50 è caratterizzato da avere concentrazioni tutte nulle.

Rispetto ai paragrafi precedenti cambiano le condizioni di immissione usate per la generazione delle misure di concentrazione sintetiche; in particolare, l'immissione è ora modellata con l'opzione Mass Booster di Epanet che consiste nel fissare la portata massica

entrante in un nodo della rete. È immessa una portata costante di 100 000 mg/min nel nodo 70 per tutta la durata della simulazione. A questa massa immessa corrisponde una concentrazione nel nodo 70 variabile durante la simulazione il cui valore medio giornaliero è pari a 11.14 mg/l. La Tabella 12 contiene i valori delle misure di concentrazione campionate ogni 6 ore nell'arco della giornata nei nodi in cui saranno poste a gruppi le stazioni di monitoraggio.

<b>Nodi</b>		<b>50</b>	<b>90</b>	<b>110</b>	<b>140</b>	<b>160</b>	<b>170</b>
<b>Tempo (h)</b>	<b>6:00</b>	0	5.02	0	2.58	2.16	0.66
	<b>12:00</b>	0	7.24	0	2.18	2.93	2.01
	<b>18:00</b>	0	7.66	0	2.23	2.89	1.65
	<b>24:00</b>	0	8.16	0	2.33	3.2	1.44

Tabella 12 - Misure di concentrazione (mg/l).

La Tabella 13 mostra il numero di nodi candidati (Nc) e il valore della concentrazione stimata (Cs) dalla procedura nel nodo a cui corrisponde il minore valore della fitness per ognuna delle quattro disposizioni di sensori. La procedura è stata applicata al caso in cui si assuma nota la distribuzione delle portate erogate. Le stime della concentrazione mediamente immessa durante le 24 ore è molto vicina al valore medio reale. Si noti come, invece, il numero dei nodi candidati diminuisca nei casi in cui vi è una stazione di monitoraggio con misure tutte nulle (cioè le disposizioni con il nodo 50 e il nodo 110 rispettivamente).

<b>Stazioni di monitoraggio</b>	<b>50-140-160</b>	<b>140-160</b>	<b>90-140-160</b>	<b>90-110-170</b>
<b>Nc</b>	10	15	15	10
<b>Cs (mg/l)</b>	10.87	10.87	9.88	9.70

Tabella 13 - numero di nodi candidati e della concentrazione di ingresso stimata nel caso di conoscenza della distribuzione di domanda

Inoltre, per ogni differente disposizione sono realizzati dei test con i coefficienti di variazione fino ad ora utilizzati (0.1, 0.3, 0.5, 0.7), indicati con CV per i moltiplicatori

delle domande.

Per ogni analisi sono state eseguite 1000 simulazioni indipendenti di tipo Monte Carlo, siccome esse riproducono gli stessi risultati ottenuti con 10000 simulazioni.

In Figura 6 sono riportate le percentuali di identificazione del nodo 70 per le 3 disposizioni di stazioni di monitoraggio assumendo differenti livelli di incertezza sulla distribuzione di portate erogate. Dal confronto di queste applicazioni si evince ancora che, per tutte le disposizioni, la procedura è robusta rispetto all'incertezza considerata, anche per CV alti.

In particolare, le ultime due disposizioni forniscono le percentuali di identificazione più alte rispetto alle prime due disposizioni di tabella 13 e ciò a conferma che la disposizione scelta con il criterio della massima copertura fornisce buoni risultati anche in presenza di incertezze. In particolare però la disposizione 140-160 fornisce risultati molto peggiori rispetto alle altre tre disposizioni e per ciò non è stata riportata.

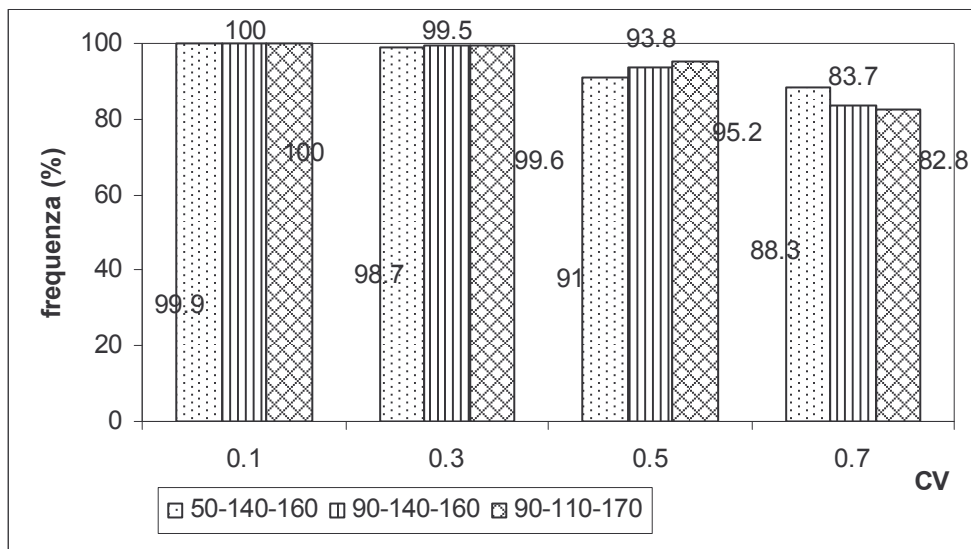


Figura 28 - Percentuale di identificazione dell'esatto nodo 70 nel caso di 4 istanti di misura giornalieri e assumendo livelli di incertezza differenti sulle portate (CV per le portate) e differenti disposizioni dei punti di misura

#### 7.4.4 Influenza degli errori di misura

Nell'ambito di un'analisi di robustezza della procedura nei confronti delle incertezze sui dati disponibili si riportano i risultati sulla capacità di identificare il corretto nodo – sorgente nel caso si abbiano errori sui valori di concentrazione delle misure utilizzate per l'applicazione della procedura. Sono state anche eseguite delle applicazioni per stabilire quanto incida sull'efficacia della metodologia l'effetto combinato di due tipi di incertezze sui dati disponibili; si è in effetti tenuto conto sia della variabilità della portata effettivamente erogata rispetto a quella ipotizzata sia dell'influenza del tipo e dell'entità dell'errore di misura di concentrazione (De Sanctis e Greco, 2005a).

Gli errori sulle misure di concentrazione possono essere classificati in:

- Letture false (così come discusso nel capitolo precedente sui falsi positivi o falsi negativi e che corrisponde ad avere un non zero quando il valore della concentrazione è zero o viceversa);
- Errore sistematico;
- Errore casuale.

Il primo tipo è connesso al valore minimo di concentrazione misurabile dallo strumento. Il secondo tipo riguarda essenzialmente la taratura dello strumento e perciò può essere eliminato eseguendo una calibrazione dello strumento. Per quanto riguarda il terzo tipo, invece, si tratta generalmente di un errore che è aggiunto alle misure e ciò può essere fatto utilizzando distribuzioni statistiche diverse.

In questo paragrafo per studiare l'effetto dell'utilizzo di misure errate si è considerato un errore sulle misure di concentrazione dipendenti dalle misure stesse e distribuito secondo due diverse distribuzioni statistiche.

In particolare, nell'ambito del terzo tipo di errore si è quindi analizzato sia il caso di un

errore variabile gaussianamente (applicazioni di tipo 1) sia il caso di un errore uniformemente distribuito in un fissato intervallo (applicazioni di tipo 2).

### **APPLICAZIONI DI TIPO 1**

Al fine di dimostrare l'efficacia della metodologia rispetto alle incertezze sulla domanda ai nodi e sugli errori di misura, si è eseguita un'analisi di incertezza basata sul metodo Monte Carlo.

Tra tutti i dati di input si è assegnata una serie di coefficienti di domanda in ogni nodo, al fine di stimare le domande erogate durante gli istanti in cui sono campionati i parametri di qualità. Nell'analisi di incertezza i coefficienti moltiplicatori delle portate e le concentrazioni misurate sono indipendentemente perturbate considerando che essi variano intorno ai valori medi assegnati secondo una distribuzione gaussiana a varianza assegnata. Procedendo in questo modo per l'errore sulle misure, si possono generare valori di concentrazione minore di zero: in questi casi viene fatto un troncamento a zero per le misure negative. Così facendo viene considerato anche l'effetto delle letture false (zero quando la vera concentrazione non è nulla).

La procedura Monte Carlo utilizzata è analoga a quella nel paragrafo 7.4 a cui si aggiunge la fase sull'errore di misura; per questo caso si può sinteticamente descrivere come segue:

- Generazione di scenari di domanda, perturbando la serie assegnata di coefficienti di domanda ipotizzata per l'applicazione della procedura, assumendo una dispersione del 10%, 30%, 50%, e poi 70% rispetto al valore assegnato secondo una distribuzione gaussiana;
- Si aggiunge un valore alle misure di concentrazione, variando le misure secondo una distribuzione statistica;
- La metodologia di identificazione è applicata usando i dati perturbati;

- La procedura è ripetuta un ampio numero di volte e tutti i risultati raccolti sono statisticamente elaborati.

In figura 7 sono riportati i risultati nel caso in cui si assuma di conoscere esattamente la distribuzione di portate erogate ( $CV_q = 0$ ) e assumendo che l'errore di misura vari gaussianamente con coefficienti di variazione ( $CV_m$ ) da 0.1 , 0.3 a 0.5. Per tutte le applicazioni di questo paragrafo la condizione di immissione considerata è sempre quella nel paragrafo 7.4.1 ed gli istanti di misura giornalieri sono 4 e le disposizioni delle stazioni di monitoraggio sono quelle presentate nel paragrafo 7.4.3.

Alle misure di concentrazione di Tabella 5 si aggiungono quelle nelle stazioni 90, 110, 170 per le applicazioni delle procedura proposte in questo paragrafo.

	<b>Nodo</b>	<b>90</b>	<b>110</b>	<b>170</b>
<b>Tempo (h)</b>	<b>6:00</b>	1.80	0	0.16
	<b>12:00</b>	1.73	0	0.47
	<b>18:00</b>	1.88	0	0.38
	<b>24:00</b>	1.97	0	0.34

Tabella 14 - Misure di concentrazione (mg/l).

Le differenze tra i vari risultati in figura 7 sono leggermente più evidenti rispetto a quelli di figura 6 e si evince ancora meglio come la disposizione ottenuta con il criterio della massima copertura sia utile per il problema dell'identificazione. In ogni caso per ogni coefficiente di variazione scelto, le differenze di percentuali di identificazioni tra le disposizioni 1, 3 e 4 sono piccole in quanto i nodi considerate nelle disposizioni sono più o meno nodi che forniscono un buon contenuto informativo.

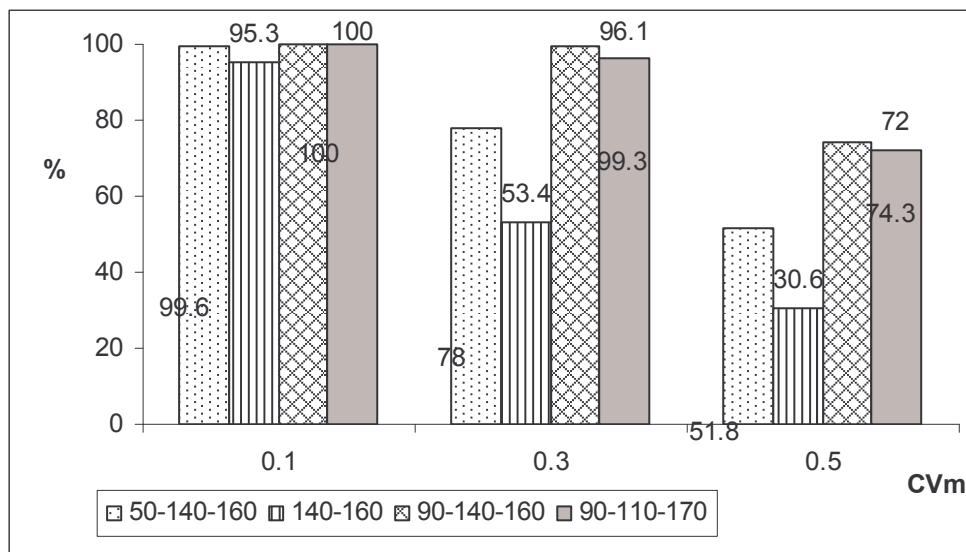


Figura 29 - Influenza della scelta delle stazioni di monitoraggio in funzione della variabilità delle misure- caso 4 misure CVm

Nelle figure 8, 9, 10 sono riportate le frequenze di identificazione dell'esatto nodo sorgente (nodo 70) per la disposizione di 3 sensori (le disposizioni 1, 3 e 4 prima considerate) assumendo diversi livelli di incertezza: sono confrontati i risultati ottenuti considerando simultaneamente le incertezze sulle domane e sulle misure.

Usando la prima disposizione (Figura 8), le percentuali di identificazione si abbassano notevolmente già per un coefficiente  $CV_m=0.3$ , ancora più basse le percentuali per  $CV_m=0.5$ , che comunque rappresenta una variazione molto alta.

Figura 9, per la disposizione 90-140-160, mostra che la procedura è abbastanza robusta rispetto alle incertezze considerate anche ad alti livelli di coefficienti di variazione. Figura 10, per la disposizione 90-110-170, mostra che la metodologia è sufficientemente robusta anche con l'ultima disposizione dei sensori, ma la qualità dei risultati è peggiore rispetto alla disposizione 90-140-160. Questa osservazione suggerisce che la posizione dei sensori ottenuta secondo il criterio della massima copertura fornisce i migliori risultati anche in presenza di incertezza sui dati di ingresso. Il criterio della massima copertura sembra un buon modo per scegliere la posizione dei sensori per questa tecnica di identificazione.



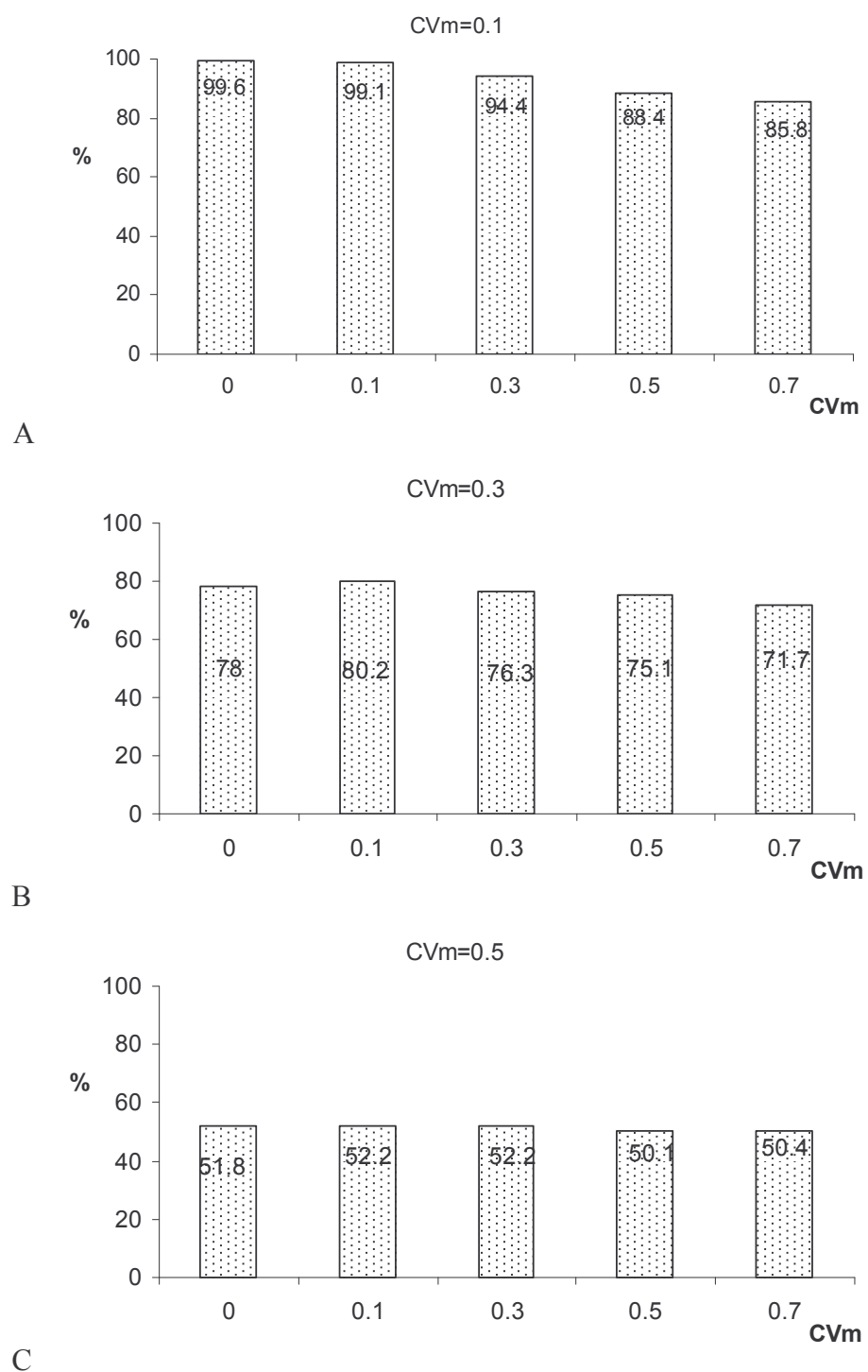


Figura 30 A, B, C– Percentuali di identificazione del nodo 70 assumendo differenti livelli di incertezza per il gruppo di sensori 50-140-160, (CVq per i coefficienti di domanda, CVm per l'errore di misura)

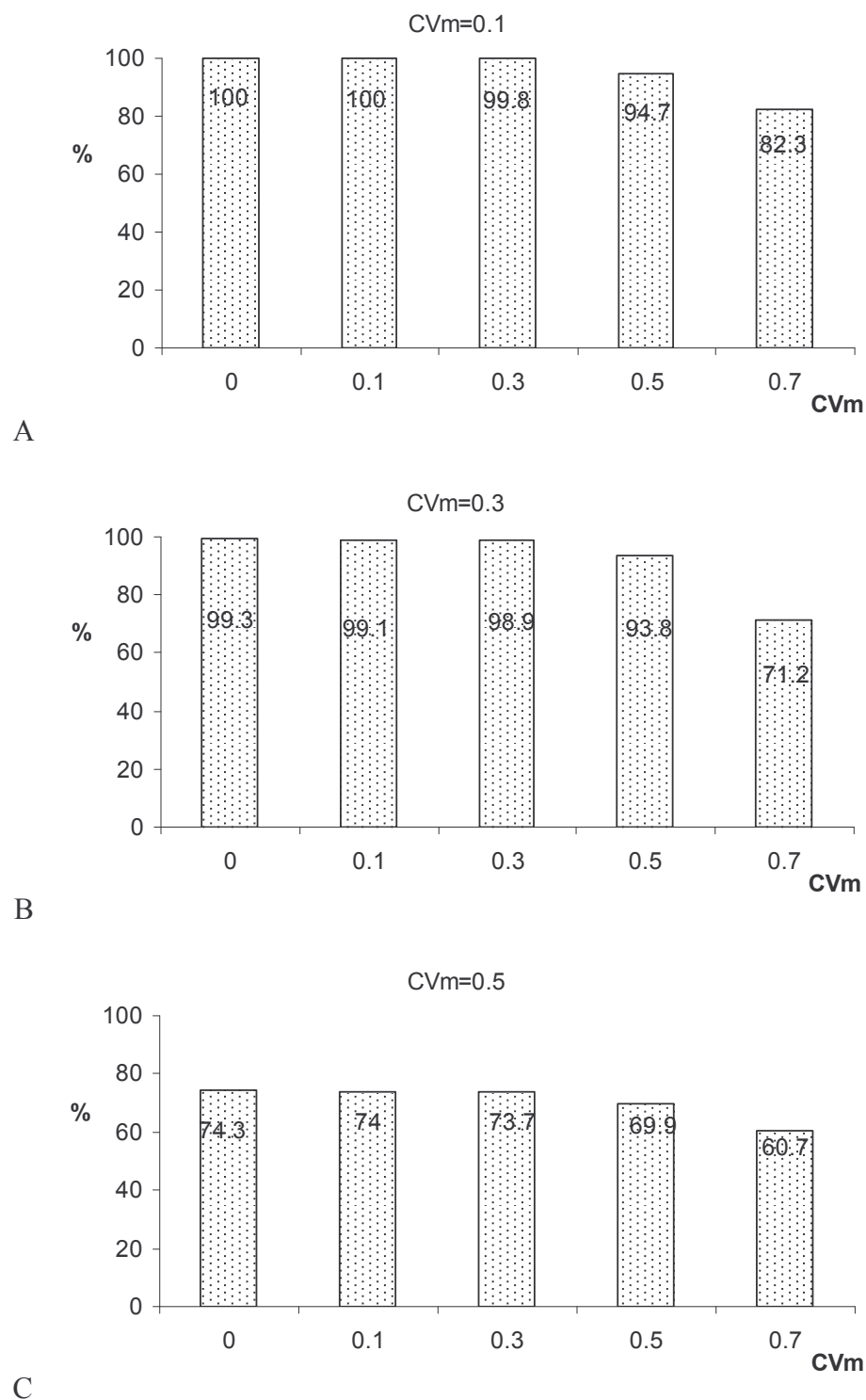


Figura 9 A, B, C – Percentuali di identificazione del nodo 70 assumendo differenti livelli di incertezza per il gruppo di sensori 90-140-160, (Cvq per i coefficienti di domanda, CVm per l'errore di misura)

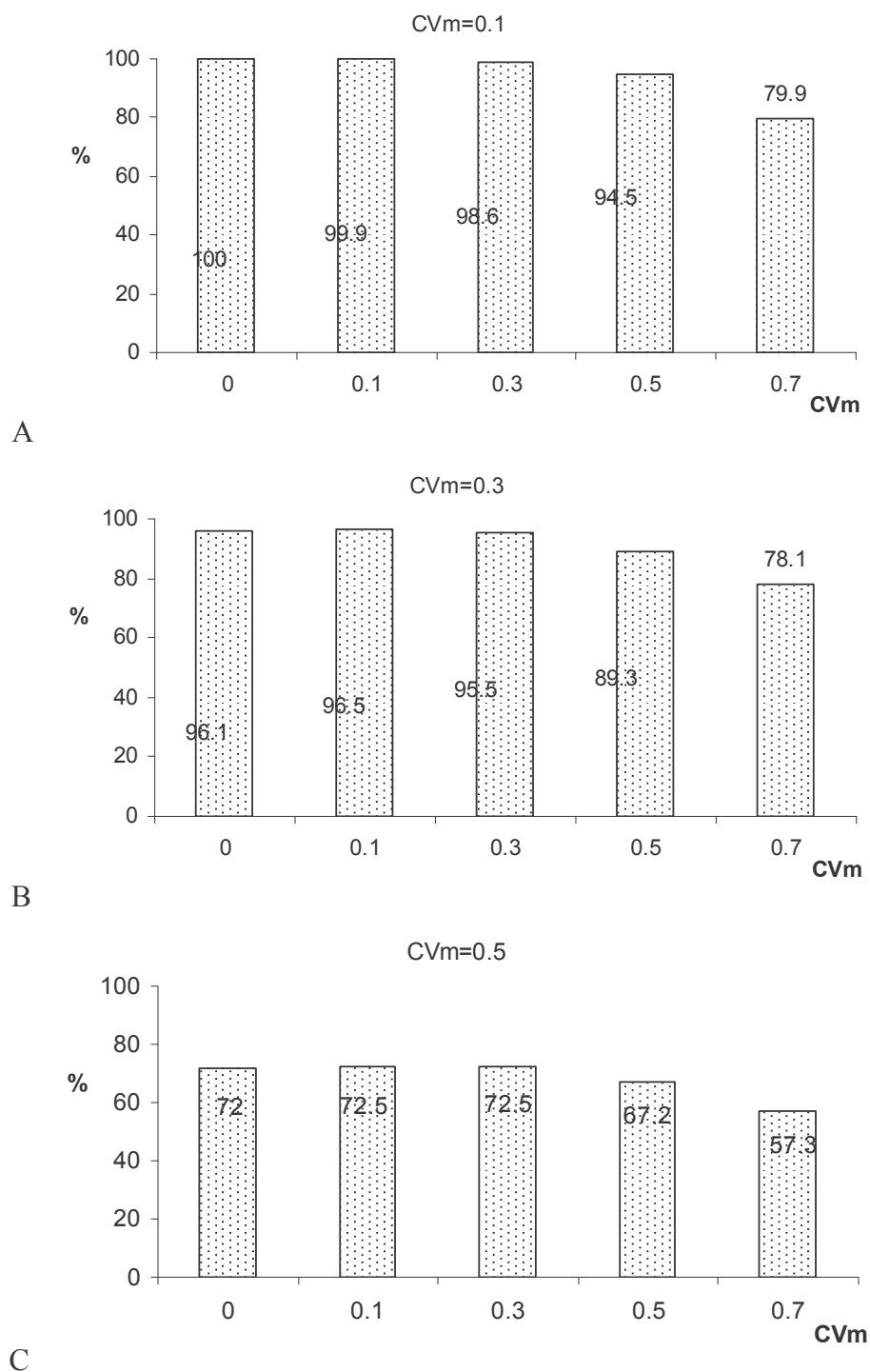


Figura 10 A, B, C - Percentuali di identificazione del nodo 70 assumendo differenti livelli di incertezza per il gruppo di sensori 90-110-170, (Cvq per i coefficienti di domanda, CVm per l'errore di misura)

Si noti che i risultati ottenuti con la prima disposizione (Figura 8) sono significativamente peggiori rispetto a quelli di Figure 9. Questo può essere spiegato come un più importante effetto delle false letture nella prima disposizione, dove il nodo 50 ha una concentrazione misurata imperturbata uguale a zero a tutti gli istanti (rappresenta la reale assenza di contaminate in questo nodo). Tuttavia, la misura nel nodo 50 contiene utili informazioni, siccome le percentuali dell'esatta identificazione sono basse quando questa misura non è considerata, e ciò è stato verificato con la disposizione dei soli sensori in 140 e 160 di cui però non sono riportati i risultati.

Ciò è anche confermato nell'applicazione del paragrafo precedente dove in tabella 13 il numero di nodi candidati è maggiore per la seconda disposizione.

Inoltre, tutti i test eseguiti mostrano che l'influenza degli errori di misura è più grande dell'influenza dell'incertezza sulla distribuzione delle domande ai nodi.

In conclusione si può affermare che la metodologia appare abbastanza robusta rispetto all'incertezza sui dati di input e può rappresentare un utile e semplice strumento per la delimitazione dell'area in cui la contaminazione è presente.

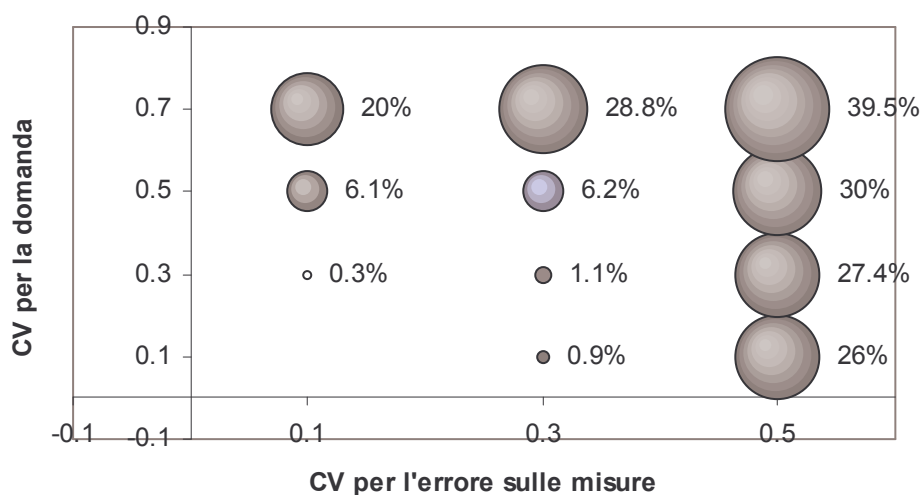


Figura 31 - Percentuali di identificazione dei nodi sbagliati in funzione della variabilità dei coefficienti di domanda e delle misure – caso 4 misure nei nodi 90-140-160

Il grafico di figura 11 riporta la percentuale di identificazione dei nodi non corretti e si nota come essa cresca all'aumentare dell'errore sulle misure. Queste percentuali corrispondono quasi del tutto all'identificazione dei nodi 100 e 110, che rappresentano dei nodi direttamente collegati al nodo 70, da cui parte in realtà la contaminazione.

Invece, la percentuale di identificazione dell'esatto nodo è molto alta nella zona prossima all'origine del diagramma, cioè quando, tenendo conto dell'effetto combinato dell'errore sulla domanda e dell'errore sulle misure di concentrazione, i coefficienti di variazione sono al massimo pari a 0.3.

#### **APPLICAZIONI DI TIPO 2: ERRORE DIPENDENTE DALLA MISURA ED UNIFORMEMENTE DISTRIBUITO**

La prima verifica concerne una situazione, anche se meno realistica, in cui si assume di conoscere esattamente la distribuzione delle portate erogate all'utenza, viene quindi utilizzata per la procedura la stessa serie di coefficienti di domanda per ogni nodo della rete con cui sono state ottenute le misure sintetiche di concentrazione.

Ogni valore delle misure di concentrazione è stato variato in maniera indipendente e casuale secondo una distribuzione uniforme in un intervallo del +/- 10% del valore della singola misura. Alla fine sono state generati 1000 gruppi di misure affette da questo tipo di errore e l'applicazione della procedura in tutti questi casi ha sempre fornito l'esatta individuazione del nodo da cui ha avuto origine la contaminazione.

In un'ulteriore verifica si vuole valutare la robustezza della metodologia nel caso si abbia lo stesso tipo di errore di misura, definito in precedenza, prescindendo dalla conoscenza della distribuzione di portate erogate.

Per tener conto dell'incertezza sulla domanda sono state generate misure sintetiche considerando 1000 differenti serie temporali di coefficienti di domanda. Questi ultimi sono state ottenute, analogamente a come fatto per le applicazioni precedenti, perturbando la

serie assegnata di coefficienti di domanda ipotizzata per l'applicazione della procedura, assumendo una dispersione prima del 10%, poi del 30 %, 50% e 70% per ogni coefficiente di domanda rispetto al valore assegnato secondo una distribuzione gaussiana. Poi le misure sintetiche di concentrazione così ottenute sono state variate per tener conto dell'errore sulle misure come prima spiegato, considerando errore di misura del 10% rispetto ai valori di concentrazione "veri". Si nota un'andamento decrescente nell'identificazione del nodo corretto analogo a quello riportato in figura 3 e rispetto a quei risultati le frequenze di identificazione ora differiscono solo di qualche punto percentuale.

#### **7.4.5 Applicazioni della metodologia ai casi di serbatoio di compenso locale e di serbatoio a livello invariabile**

Sono state eseguite altre elaborazioni per testare l'efficacia della procedura di identificazione qualora venissero a mancare ulteriori ipotesi alla base della metodologia.

Di seguito si riportano i risultati ottenuti applicando la procedura al caso in cui il punto da cui proviene la contaminazione sia un serbatoio di compenso locale ed poi un serbatoio a livello invariabile, eseguendo simulazioni di periodo esteso all'intera giornata e assegnando una serie temporale di coefficienti di domanda.

Si è scelto il serbatoio come fonte di contaminazione perché rappresenta un punto dello schema acquedottistico particolarmente vulnerabile a causa sia dei tempi di residenza dell'acqua relativamente lunghi rispetto alle condotte, sia di una maggiore possibilità di interscambio con l'ambiente esterno (cfr. capitolo 3.2).

Nel caso di contaminazione del serbatoio la condizione di immissione scelta è diversa da quella con cui è stata verificata nei paragrafi precedenti, dove infatti è stata fissata la qualità dell'acqua che lascia il nodo inteso come fonte di contaminazione.

Ora, invece, una volta scelto tra i due serbatoi a livello variabile il 501 (Figura 1) come sorgente di contaminazione, la condizione di immissione del contaminante è quella che consente di fissare il livello di qualità dell'acqua nel serbatoio all'inizio del periodo di

simulazione. In particolare, la simulazione in questa condizione prevede che venga immessa una concentrazione di 10 mg/l nel serbatoio 501 al solo istante iniziale assumendo che all'interno del serbatoio vi sia una completa ed istantanea miscelazione tra la massa d'acqua già presente e quella in ingresso.

Le misure di concentrazione sono poi prese in corrispondenza dei nodi 90, 140, 170 e a differenti istanti temporali durante un periodo di osservazione di 24 ore.

Per le ipotesi alla base della metodologia l'immissione deve avvenire in modo continuo e costante (cfr. § 7.2), invece ora la condizione scelta per l'introduzione dell'acqua contaminata in rete equivale ad avere una discontinuità dell'immissione (De Sanctis e Greco, 2005b).

Questa intermittenza dell'immissione dell'acqua contaminata dal serbatoio alla restante parte del sistema di distribuzione è imputabile a due cause. La prima concerne la bidirezionalità del flusso nei tratti che compongono il sistema idrico, poiché la portata inverte il verso di percorrenza in seguito alle variazioni delle condizioni di funzionamento dettate dalla domanda dell'utenza.

La seconda causa, legata alla prima in quanto può esserne una conseguenza, consiste nel fatto che, negli istanti del periodo esaminato in cui si raggiunge il massimo volume d'acqua immagazzinabile nel serbatoio, il programma di simulazione usato chiude il tratto a valle del serbatoio. Quindi la chiusura della condotta di avvicinamento impedisce l'ulteriore circolazione di acqua tra il serbatoio 501 e il resto del sistema idrico; verificandosi così un'esclusione del serbatoio dal resto del sistema idrico fino a che le condizioni di domanda idrica non provochino una riapertura del tratto.

L'immissione del contaminante risulta, dunque, nulla sia quando il flusso è entrante nel serbatoio sia quando viene idraulicamente esclusa la condotta di avvicinamento.

Inoltre è da sottolineare che nei diversi intervalli di tempo in cui si ha afflusso dal serbatoio al resto della rete, la concentrazione di contaminante immesso non è più la stessa, poiché a causa della bidirezionalità del flusso si ha una diluizione della concentrazione e quindi una progressiva diminuzione del contaminante che entra in rete.

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti per la verifica dell'efficacia della

metodologia dividendo le elaborazioni in due gruppi.

Il primo gruppo comprende i casi nei quali, lasciando invariata la massima capacità volumetrica del serbatoio a livello variabile, si vuole verificare se la metodologia è in grado di individuare la fonte contaminate nel caso in cui l'intermittenza dell'immissione sia dovuta ad entrambe le cause prima menzionate.

Il secondo gruppo comprende invece i casi nei quali, considerando sempre un'immissione intermittente, si vuole stabilire quanto incida sulla capacità di identificazione della procedura l'aver eliminato la condizione di esclusione relativa al serbatoio e alla condotta a valle.

A tale scopo è stata modificata la dimensione del serbatoio 501 per consentire un aumento del massimo volume d'acqua invasato.

Inoltre, per ogni gruppo sono state eseguite due diverse applicazioni: nella prima si assume di conoscere esattamente l'andamento della domanda e si utilizza la stessa serie di coefficienti di domanda medi nell'arco delle 24 ore sia per generare misure di concentrazione sintetiche sia nell'applicazione della metodologia. Nella seconda applicazione si considera il caso più realistico in cui la distribuzione di domanda non è ben nota, e di conseguenza nell'applicazione della metodologia si assumono come "misure" sintetiche quelle ottenute con uno scenario di domanda perturbato.

#### **IMMISSIONE CON VOLUME DI MASSIMO INVASO LIMITATO: CONDIZIONE SENZA INCERTEZZA NELLA DOMANDA**

Di seguito si riportano i risultati della procedura di identificazione nel caso di contaminazione del serbatoio e quindi di intermittenza dell'immissione di contaminante in rete assumendo che la massima capacità del serbatoio 501 sia la stessa di quella riportata in Walski et al. (1987), cioè pari ad un volume massimo di acqua immagazzinata di 2951 m<sup>3</sup>.

In questa prima applicazione ci si pone nella situazione semplicistica in cui sia ben nota la distribuzione della domanda dell'utenza. Lo scopo è quello di verificare la capacità della metodologia nell'identificare il serbatoio come sorgente di contaminazione utilizzando



nella procedura la stessa serie di coefficienti di domanda per ogni nodo della rete con cui si sono ottenute, negli istanti di tempo fissati, le misure sintetiche di concentrazione. Questi coefficienti di domanda medi per ogni intervallo di tempo sono riportati in Tabella 4.

Le misure di concentrazione sono state prese in tre istanti diversi durante l'arco temporale considerato, che è di 24 ore, ed in tre diversi punti della rete (in corrispondenza dei nodi 90, 140, 170 come prima detto), Tabella 15.

	<b>Nodi</b>	<b>90</b>	<b>140</b>	<b>170</b>
<b>Tempo (h)</b>	<b>3:00</b>	0.02	0.00	0.21
	<b>13:00</b>	0.83	0.01	0.01
	<b>23:00</b>	0.03	0.00	0.23

Tabella 15 - Misure di concentrazione (mg/l)

La procedura individua il nodo-serbatoio 501 come quello che presenta il più basso valore che risolve il problema di ottimo su cui si basa la procedura e quindi proprio quale nodo fonte di contaminazione in rete. La stessa analisi, non riportata in dettaglio per brevità, è stata ripetuta più volte variando sia i tempi che la posizione dei punti in cui prendere le misure di concentrazione; in tutti questi casi la procedura ha fornito identicamente esito positivo.

**IMMISSIONE SENZA VOLUME DI MASSIMO INVASO: CONDIZIONE SENZA INCERTEZZA NELLA DOMANDA**

In questo secondo gruppo di elaborazioni è stato aumentato del 55.2% il massimo volume d'acqua immagazzinabile nel serbatoio rispetto ai casi precedenti corrispondente a 4580 m<sup>3</sup> circa, così da impedire in ogni caso la chiusura della condotta di collegamento tra il serbatoio ed il nodo 60. In tal modo si può stabilire l'incidenza della intermittente esclusione del tratto a valle del serbatoio sull'identificazione del punto contaminato. L'immissione in rete della acqua contaminata avviene comunque e sempre in modo

variabile nel tempo.

In questa diversa condizione si vuole verificare, analogamente a quanto fatto precedentemente, la capacità della metodologia di identificare il serbatoio 501 come fonte contaminante nel caso in cui è ben nota la distribuzione della domanda dell'utenza. In Tabella 16 sono riportate le misure sintetiche di concentrazione utilizzate.

La procedura individua il nodo-serbatoio 501 come quello che presenta il più basso valore che risolve il problema di ottimo su cui si basa la procedura e quindi trova il nodo fonte di contaminazione in rete.

	<b>Nodi</b>	<b>90</b>	<b>140</b>	<b>170</b>
<b>Tempo (h)</b>	<b>3:00</b>	0.03	0.08	0.27
	<b>13:00</b>	0.7	0.01	0.01
	<b>23:00</b>	0.03	0.03	0.19

Tabella 16 - Misure di concentrazione (mg/l)

**IMMISSIONE CON E SENZA VOLUME DI MASSIMO INVASO: ANALISI DI INCERTEZZA NELLA DOMANDA**

Al fine di stabilire l'effetto dell'incertezza della domanda sull'efficacia della metodologia, sono state generate misure sintetiche considerando 1000 serie di coefficienti di domanda. In particolare, la serie di coefficienti di domanda medi usata nella procedura di identificazione è stata perturbata assumendo una dispersione del 10% per ogni coefficiente di domanda rispetto al valore medio secondo una distribuzione gaussiana, come spiegato in § 7.4. In base alle serie di coefficienti di domanda generati casualmente si ottengono 1000 serie di tre misure di concentrazione di contaminante per ogni nodo scelto come stazione di monitoraggio, avendo già fissato il numero di misure necessarie e gli istanti di tempo in cui prenderle; è poi possibile applicare la procedura di identificazione per ogni serie di misure avendo già assegnato la distribuzione di domanda media.

I risultati per il caso di volume di massimo invaso mostrano che il serbatoio 501 è individuato con una percentuale bassissima. Dunque la condizione di intermittenza nell'immissione e la variabilità della concentrazione di contaminate, che entra nel sistema di distribuzione, comportano un netto peggioramento rispetto ai risultati riportati nei paragrafi precedenti per il caso di un nodo interno, dove assume una condizione di immissione continua ed a concentrazione costante in un nodo interno della rete si è ottenuta una percentuale del 100% di identificazioni corrette. Sempre in queste applicazioni precedenti si è verificato come la capacità di identificazione della metodologia generalmente aumenta al crescere del numero di misure; in particolare, il numero di misure utilizzato per ogni nodo monitorato è maggiore rispetto a quello stabilito per le elaborazioni al caso del serbatoio. Anche questo aspetto può influire sul peggioramento dell'identificazione in questo caso di immissione di contaminate dal serbatoio.

A questo però si aggiunge che la maggiore percentuale di identificazione è quella dei casi zero cioè dei casi in cui l'area dei nodi candidati è nulla. Ciò avviene per due ragioni: la prima consegue dal fatto che con la variazione dei coefficienti di domanda la maggior parte degli scenari presenta almeno due valori di concentrazione uguali a zero all'istante di misura, venendo meno così anche un'altra ipotesi; la seconda consegue dal fatto che l'intersezione dei nodi candidati ai diversi istanti risulta nulla.

Per il secondo tipo di applicazione (senza massimo volume), avendo escluso la chiusura del tronco di tubazione di avvicinamento, la frequenza di identificazione cresce molto rispetto alla situazione riprodotta prima. Tra le percentuali dei nodi identificati come possibile sorgente vi è il nodo 60; questo si trova a valle dell'unica condotta di avvicinamento che collega il serbatoio 501 alla rete di distribuzione idrica, pertanto l'acqua contaminata immagazzinata nel serbatoio passa in rete solo attraverso il nodo 60. In considerazione di ciò la percentuale di identificazione della fonte contaminante può considerarsi del 27%, essendo pari alla somma di quelle dei nodi 501 e 60.

Il non rispetto della condizione di continuità porta quindi a delle identificazioni molto basse, come verificato anche con ulteriori esempi non riportati in questo capitolo.

Di seguito si riporta un altro caso di immissione nel serbatoio 501 in cui l'immissione della sostanza inquinante si è immaginato avvenisse per l'intera giornata immettendo una porta di 100 g/min. Le stazioni di monitoraggio sono assunte sempre nei nodi 90, 140 e 170 e in tabella 17 sono riportati i valori sintetici delle misure di concentrazione a tre diversi istanti per il caso con massimo volume del serbatoio 501.

<b>Nodi</b>		<b>90</b>	<b>140</b>	<b>170</b>
<b>Tempo (h)</b>	<b>18:00</b>	6.33	3.03	0.07
	<b>20:00</b>	0.76	4.21	0.02
	<b>22:00</b>	0.57	4.46	0.01

Tabella 17 - Misure di concentrazione (mg/l)

Le percentuali di identificazione del serbatoio 501 aumentano notevolmente: 45 % per il serbatoio 501 e il 52,3 per il nodo 60.

**APPLICAZIONE AL SERBATOIO A LIVELLO INVARIABILE 500:**

Si impone una condizione di immissione continua e costante di una massa contaminante nel serbatoio a livello invariabile 500. La porta immessa è di 100 g/min per l'intera giornata e le tre stazioni di misura sono la 90, 140, 160 (Kessler et al., 1998) e si effettuano campionamenti in 12 istanti giornalieri. Il Coefficiente di variazione della domanda è pari a 0.1

Le percentuali di identificazione su 1000 scenari analizzati sono: 73.8 % per il serbatoio 500 a cui si aggiunge la percentuale del 26.2 % del nodo 20, anche esso identificato, essendo il nodo a valle dell'unica condotta di avvicinamento del serbatoio 500. In questo caso le percentuali totali aumentano notevolmente.

# CAPITOLO 8

---

---

## **8. CONTAMINAZIONE DI UN SERBATOIO: RISULTATI PRELIMINARI**

### **8.1 PREMESSA**

I serbatoi, come già ampiamente discusso nel paragrafo 3.2 e nel capitolo 4, rappresentano dei punti critici della rete acquedottistica, giacché in essi la qualità dell'acqua può risultare più facilmente alterabile rispetto ad altri punti del sistema di distribuzione dell'acqua potabile. La loro vulnerabilità alla contaminazione è dovuta principalmente al fatto di essere sistemi aperti, realizzati a pelo libero, in cui vi è un continuo contatto tra acqua ed ambiente esterno; a questo si aggiunge, poi, la facile accessibilità alle vasche dell'impianto in quanto non sempre viene garantita una adeguata protezione fisica del sistema.

Alla luce di queste tematiche affrontate nel corso della Tesi, si è voluta intraprendere recentemente una fase sperimentale relativa alla contaminazione dei serbatoi. La sperimentazione avviata presso il laboratorio di Idraulica del Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Ambientale "G. Ippolito", si prefigge lo scopo di trovare gli strumenti e le tecniche necessarie per valutare il campo idrodinamico e, successivamente, l'entità del processo dispersivo che si genera all'interno di un serbatoio a seguito di una

contaminazione, che può essere di natura volontaria o accidentale.

Questo tema specifico di ricerca, iniziato recentemente, deve essere ulteriormente sviluppato ed in questo capitolo si darà comunque conto di qualche risultato preliminare, descrivendo l'impianto sperimentale realizzato e le tecniche sperimentali messe a punto.

Le principali fasi che hanno caratterizzato questa sperimentazione sono iniziate con la determinazione della modalità di funzionamento dell'impianto sperimentale e messa a regime dello stesso; poi l'individuazione del volume di tracciante da immettere per rendere minimo il disturbo del campo di moto instauratosi all'interno del serbatoio; la valutazione delle migliori modalità di esecuzione delle prove sperimentali; ed infine la ricostruzione dei profili di velocità e di concentrazione per le sezioni investigate nonché stima del processo dispersivo.

## 8.2 IMPIANTO SPERIMENTALE

L'impianto sperimentale in Figura 1 è un modello in scala della vasca di un serbatoio reale, a pianta rettangolare. Per le dimensioni della vasca sperimentale si è scelto di far riferimento alla vasca di un serbatoio rettangolare, di dimensioni pari a  $L_1 = 33$  m e  $B_1 = 11$  m e con tirante pari a  $h_1 = 2.5$  m. Scelto un rapporto di scala fra le lunghezze pari a  $\lambda = 0.06$ , sono state calcolate le dimensioni da assegnare alla vasca sperimentale, ottenendo i seguenti valori: di lunghezza  $L_2 = 198$  cm e larghezza  $B_2 = 66$  cm e  $h_2 = 0.15$  m. In Figura 2 è riportato uno schema in pianta e in sezione del modello.

Le pareti laterali, di altezza pari a 30 cm ed il fondo della vasca sono realizzate in vetro; al centro della vasca è inserito un setto in PVC lungo 187 cm con funzione idraulica, cioè necessario ad evitare la formazione di zone morte comportando un continuo movimento dell'acqua, come è previsto per i serbatoi reali. Come è mostrato in Figura 1 l'impianto poggia su un'intelaiatura in acciaio. Quattro idrometri, disposti sulla vasca, consentono la misura del livello idrico. Un flussimetro permette il controllo continuo della



portata immessa.

Per assicurare un carico sempre costante a monte è stato realizzato un sistema di alimentazione della vasca mediante un serbatoio a sfioro (diametro  $D = 26$  cm ed una altezza  $H = 30$  cm), collocato ad una altezza di circa 110 cm dal pavimento (Figura 3). Il dislivello tra la quota di sfioro ed il fondo della vasca è risultato pari a 62 cm e fissando un tirante nella vasca prossimo a  $h = 15$  cm, la quota di posizionamento del serbatoio di alimentazione garantisce un carico ( $\Delta H = 47$  cm) sufficiente per l'immissione di una portata massima pari a circa  $7 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ .

In particolare, l'introduzione del serbatoio a sfioro è necessaria in quanto il collegamento diretto alle condotte della rete idrica, comportava una variabilità della  $Q_{in}$  a causa delle oscillazioni del carico in rete dovute alla variabilità della richiesta idrica nell'arco della giornata.

L'alimentazione del serbatoio avviene mediante un tubo in PVC del diametro interno di 5/4 di pollice (3.18 cm), collegato ad una condotta in acciaio del diametro di 1/2 pollice, proveniente dalla rete idrica del dipartimento. Il tubo in PVC ed il tubo in acciaio della rete sono stati collegati mediante un pezzo speciale che consente la riduzione del diametro.

L'acqua della rete è inviata, mediante il tubo in PVC, al serbatoio a sfioro e poi alla vasca. Il serbatoio a sfioro consente la sconnessione dell'impianto di adduzione dell'acqua della rete idrica alla vasca sperimentale, garantendo un carico costante nel tempo.

L'apertura e la chiusura dell'acqua di alimentazione dell'impianto avvengono mediante una valvola a sfera posta a monte di una saracinesca, che permette la regolazione della portata d'immissione. Inoltre, l'immissione avviene in prossimità del fondo attraverso una luce di diametro pari a 1/2 pollice cui è collegato un tratto di condotta in acciaio di ugual diametro mediante un pezzo speciale (curvatura). Lateralmente, e alla stessa quota del punto d'immissione, tramite una luce di diametro pari a 1/2 pollice, fuoriesce l'acqua di scarico, anch'essa collegata ad un tratto di condotta in acciaio dello stesso diametro. Per la portata in uscita dallo scarico, si è utilizzato lo stesso sistema di regolazione visto per la portata in entrata. L'acqua in uscita viene inizialmente raccolta in un contenitore plastico;

dopo aver raggiunto un determinato livello idrico adesca un tubo in gomma che la convoglia in un vicino pozzetto di scarico. In definitiva, quindi, l'acqua è tratta dalla rete e viene immessa nella vasca dell'impianto sperimentale, dalla quale è inviata al sistema fognario tramite un pozzetto di scarico. Pertanto la circolazione dell'acqua nell'impianto non avviene a circuito chiuso, avendosi così un ricambio continuo di acqua nel serbatoio.

### **MESSA A REGIME DELL'IMPIANTO**

Durante la fase di riempimento sono state eseguite delle misure volumetriche per regolare la portata d'immissione fino ad un valore costante imposto pari a  $Q_{in} = 1.80 * 10^{-2}$  l /s. Tale valore è stato scelto applicando il modello di similitudine di Froude ad un serbatoio reale a pianta rettangolare, di cui la vasca sperimentale rappresenta il modello fisico. Per la regolazione della portata di immissione si è inizialmente riempita la vasca fino ad un certo valore del livello idrico e si è poi chiusa la condotta di alimentazione mediante la valvola a sfera; dopo qualche minuto il livello si è stabilizzato e si è misurato il valore  $h_0$  del livello stesso (Figura 4) servendosi degli idrometri. Quindi, si è riaperta la condotta di immissione per un tempo  $\Delta t = 5$  min, dopodiché si è richiusa la valvola. Poi, siccome nota l'area di base della semivasca è nota e noto il valore iniziale del livello idrico ( $h_0$ ), si è misurato l'incremento del livello ( $\Delta h$ ) e si è calcolata la variazione del volume d'acqua nella vasca ( $\Delta W$ ) nel tempo  $\Delta t$ .

Si è iterato il suddetto procedimento, regolando di volta in volta la saracinesca, fino ad avere un valore della portata immessa pari al valore prefissato.

Una volta fissato il valore della  $Q_{in}$ , si è riempita la vasca fino a raggiungere un livello idrico pari a  $h = 15$  cm, valore anche questo ricavato applicando il suddetto modello di similitudine. Si è quindi proceduto alla regolazione della portata di scarico, mediante la saracinesca, fino ad avere un valore della portata in uscita uguale a quella fissata in ingresso ( $Q_{in}=Q_{out}$ ), con lo scopo di raggiungere una condizione di moto permanente. La regolazione è stata, anche in questo caso, effettuata mediante misure volumetriche, questa volta, sulla portata uscente, seguendo lo stesso procedimento innanzi illustrato. Le misure

volumetriche sono state, in questo secondo caso, condotte con l'ausilio di un beaker graduato, con scala al millilitro.

Prima dell'esecuzione di ogni prova si è provveduto a verificare l'ipotesi di moto permanente. A tale scopo, si è controllato, ad intervalli regolari di tempo, il livello idrico agli idrometri, il valore della portata in ingresso ed il valore della portata in uscita, per avere la certezza di aver raggiunto la condizione di regime, in modo da garantire una condizione di moto permanente; in particolare si è accertato che i suddetti valori rimanessero costanti nel tempo.

E' stato riscontrato che la condizione di regime nella vasca si raggiunge dopo circa due ore dall'avviamento dell'impianto; pertanto, tutte le sperimentazioni sono state condotte dopo tre ore circa dall'accensione. Si noti che nella sperimentazione si è ritenuto indispensabile prescindere dalle stratificazioni termiche eventualmente presenti, cercando di ridurre l'entità dei gradienti di temperatura nella vasca avviando l'impianto alcuni giorni prima di dare inizio alla fase sperimentale.

#### **MESSA A PUNTO DELL'IMPIANTO PER L'ACQUISIZIONE DELLE IMMAGINI DIGITALI**

Gli esperimenti condotti sull'impianto descritto del precedente paragrafo hanno lo scopo di ottenere una procedura standard di esecuzione delle prove al fine di ricostruire il campo di moto e di concentrazione nella vasca. La tecnica di misura adottata si basa sull'utilizzo di un tracciante e sull'acquisizione di fotografie digitali da elaborare successivamente.

Prima di tutto si sono individuate le modalità di immissione e le quantità di tracciante - in modo tale sia da garantire la ripetibilità delle prove sia da implicare il minimo disturbo alla corrente nella vasca - e poi le modalità di acquisizione delle immagini.

Prove preliminari sono state effettuate immettendo dell'inchiostro di china blu in una soluzione acquosa in rapporto di 1:20 con una siringa in modo da migliorare la visibilità del tracciante e non ricorrere a sistemi di illuminazione artificiali. Questa scelta è stata scartata in quanto un'immissione siffatta non consente la ripetibilità dell'esperimento a

causa ad esempio dell'imbrattamento delle pareti del serbatoio, dell'impossibilità di regolare la portata immessa e della direzione del getto, nonché a causa l'istantanea caduta del tracciante sul fondo (Figura 5). Ulteriori prove hanno portato alla scelta del tracciante Blu di Metilene (BdM) in una soluzione acquosa (rapporto di 1:6), immesso ad una distanza al di sopra del pelo libero pari a 3 cm servendosi di una pipettrice ed investigando essenzialmente il comparto di sinistra del serbatoio, luogo in cui avviene l'immissione dell'acqua all'interno della vasca. La pipettrice è stata montata su un supporto rigido circolare, fissato all'estremità inferiore di un idrometro, che era a sua volta montato su un coordinatometro, che è stato posizionato ortogonalmente alla vasca e quindi alla direzione del moto del fluido (Figura 7). È stato necessario anche ampliare il sistema di illuminazione (Figura 6) con due lampade da 100 Watt. Il quantitativo di tracciante utilizzato è pari a 0.5 ml, individuato come quello che riduceva al minimo il disturbo generato dall'immissione; si è, inoltre, l'influenza della differenza di temperatura tra l'acqua in vasca e quella della soluzione immessa, portandola alla stessa temperatura dell'acqua nella vasca.

### **8.3 MODALITÀ DI ACQUISIZIONE E TECNICHE DI ELABORAZIONE DELLE IMMAGINI**

Le foto digitali sono state acquisite posizionando la macchina fotografica sia dall'alto, fissandola con l'obiettivo parallelo al pelo libero, sia posizionandola lateralmente al serbatoio ed ortogonalmente alla parete in vetro ad una distanza pari circa a 50 cm; l'acquisizione delle immagini è avvenuta ad intervalli di tempo regolari, posti pari a 5 secondi. Naturalmente, l'accuratezza e la costanza dell'intervallo di tempo con cui acquisire le immagini è di fondamentale importanza perché quanto minore è tale intervallo tanto maggiore è l'accuratezza delle stime della velocità di spostamento della nube di contaminante e, quindi, del suo centro di massa. Dai fotogrammi acquisiti emerge la presenza di un riflesso dovuto al tracciante immesso, riflesso situato sia in superficie che sul fondo della vasca (Figura 8). Per eliminare parzialmente il riflesso, è stata allineata la

fotocamera al fondo del serbatoio, rivestendo il fondo della vasca con opportuni fogli di carta bianchi; questo accorgimento, ha eliminato completamente il riflesso sul fondo anche se è rimasta una “superficie speculare” in prossimità del pelo libero come mostrato in Figura 9.

L’elaborazione delle foto acquisite ha permesso di conoscere la posizione del centro di massa relativo alla nube di contaminante in ogni punto delle sezioni investigate al variare del tempo. Determinata la dimensione del pixel dell’i-esimo fotogramma e nota la posizione del centro di massa è possibile ricavare il valore della velocità di spostamento della nube per le successive immagini (in particolare 30 fotogrammi successivi per ogni immissione realizzata). I programmi utilizzati per l’elaborazione delle immagini digitali consentono di calcolare le coordinate del centro di massa e l’RMS (root mean square), le componenti longitudinali e verticali della velocità, ed infine la determinazione della variazione della concentrazione di contaminante immesso nel tempo e nello spazio.

L’ultima operazione condotta è stata quella di sottrarre all’immagine in cui era presente il tracciante (fotogrammi 04-30), l’immagine rappresentativa del solo sfondo (primo, secondo o terzo fotogramma).

Una caratteristica delle immagini digitali è un parametro chiamato “frequenza spaziale”, definita come il numero delle variazioni nei Brightness Value (BV) per unità di distanza. Se vi sono poche variazioni nei BV su una data area, questa viene riferita come un’area a “bassa frequenza”. Viceversa, se i BV cambiano rapidamente su distanze molto piccole si parla di un’area ad “alta frequenza”. Siccome la frequenza spaziale descrive i BV su una regione spaziale, per estrarre informazioni quantitative è necessario adottare un approccio spaziale. Ciò viene fatto considerando i valori di BV dei pixel circostanti piuttosto che proprio il valore di un pixel indipendente.

Gli algoritmi utilizzati a tale scopo sono chiamati filtri perchè essi eliminano certe frequenze ed enfatizzano altre. Anche per la scelta dell’opportuno filtro da adottare si è fatto ricorso alle prove preliminari. L’immagine inoltre può essere saturata convertendola da un’immagine a colori in un’immagine in scala di grigio nello stesso metodo di colore.

Per esempio, si assegnano valori di rosso, verde e blu identici a ciascun pixel in

un'immagine RGB per farla apparire in scala di grigio; nonostante ciò, il valore di luminosità di ogni pixel non cambia.

Con la conversione dell'immagine in scala di grigio le zone nere rappresentano zone prive di contaminante e le zone chiare quelle a notevole presenza dello stesso; ciò perché ne è stato sottratto lo sfondo.

Si individuano nell'immagine il numero di pixel caratterizzati dalla stessa intensità di colore, caratterizzando dal punto di vista qualitativo l'immagine in elaborazione.

Si calcolano le coordinate del centro di massa della nube di tracciante relative ai fotogrammi elaborati, poi si valuta lo spostamento complessivo al variare del tempo; infatti è nota la posizione occupata dalla nube per ogni  $\Delta t = 5$  secondi (intervallo di acquisizione tra due fotogrammi successivi).

Considerando che all'istante di tempo  $t_0=0$  secondi il centro di massa, di coordinate  $X_c$  ed  $Y_c$  occupa la posizione  $P_0$ , e all'istante di tempo  $t_1=5$  secondi occupa la posizione  $P_1$ , nel passaggio dalla posizione  $P_0$  alla posizione  $P_1$ , il centro di massa subirà uno spostamento lungo l'asse X, pari a  $S_x$ , ed uno spostamento lungo Y, pari a  $S_y$ .

Noto quindi lo spazio percorso tra due intervalli di tempo successivi dal centro di massa in pixel, si ricava lo spazio percorso dal centro di massa in cm, una volta nota la dimensione orizzontale e verticale del generico pixel. In tal caso, moltiplicando la dimensione orizzontale del pixel per  $S_x$  e la dimensione verticale per  $S_y$ , otteniamo lo spostamento in cm.

Misurato lo spostamento del centro massa nell'intervallo di tempo  $\Delta t = t_1 - t_0$ , relativo allo spostamento dello stesso dalla posizione  $P_0$  alla posizione  $P_1$ , è stato considerato lo spostamento netto lungo l'asse X e quello lungo l'asse Y come:

$$S_x = X_c(t = 5s) - X_c(t = 0s) \quad S_y = Y_c(t = 5s) - Y_c(t = 0s) \quad (1)$$

$S_x$  ed  $S_y$ , rappresentano lo spazio in pixel percorso dal Centro di Massa in direzione orizzontale e verticale tra due posizioni successivamente occupate.

Per poter infine valutare le dimensioni del pixel verticale (ed orizzontale) in cm si è determinato dall'immagine il numero di pixel contenuti in un segmento verticale (e orizzontale) dell'immagine stessa di cui si conosce la dimensione reale, il rapporto tra questa dimensione reale e il numero di pixel rappresenta la dimensione del pixel cercata.

Noti, quindi, la dimensione del pixel, lo spostamento subito dal centro di massa  $\Delta P$  e l'intervallo di tempo ad esso relativo  $\Delta t$ , la velocità è stata calcolata come segue:

$$V = \frac{\Delta P}{\Delta t} \equiv \frac{P_1 - P_0}{t_1 - t_0} \equiv \frac{S}{t} \quad (2)$$

sono state considerate, inoltre, la componente orizzontale  $V_X$  e quella verticale  $V_Y$  della velocità:

$$V_X = \frac{S_x}{t} \quad V_Y = \frac{S_y}{t} \quad (3)$$

Infine, utilizzando i fotogrammi in scala di grigio, si può calcolare la concentrazione del contaminante come media delle concentrazioni dei pixel che ricadono in un'area scelta come base di calcolo

#### 8.4 ESPERIMENTI E RISULTATI PRELIMINARI

L'obiettivo principale è di trovare una metodologia di prova facilmente applicabile e ripetibile nelle esperienze successive e, nello stesso tempo, di trovare risultati concreti relativi al campo di moto del fluido all'interno del serbatoio.

Il campo di moto è stato ricostruito preliminarmente immettendo il tracciante in vasca (Figura 10), seguendo una griglia a passo costante riportata nella Figura 12. All'uopo l'altezza della pipettatrice è stata variata in modo tale da considerare due differenti profondità di immissione del BdM al disotto del pelo libero per ogni punto della griglia di

misura (quote di immissione dal fondo della vasca  $z_1= 9$  cm e  $z_2= 13$  cm). Le prove preliminari per l'individuazione del campo di moto hanno consentito di evidenziare delle zone di ricircolo e di regolazione come riportato in Figura. 12 per una delle quote di immissione considerate.

Ulteriori prove sono state eseguite ipotizzando uno sversamento di contaminante acquisendo le immagini lateralmente rispetto al comparto I di immissione della vasca considerando diverse sezioni di misura che vanno dalla 5B alla 14B (Figura. 12).

Le prime elaborazioni relative all'intero fotogramma hanno permesso di risalire alla posizione occupata dal centro di massa della nube di contaminante immesso, all'RMS (root means square) e, una volta calcolata la dimensione del pixel, alla velocità locale in ogni singola sezione. I risultati ottenuti contengono delle inesattezze dovute proprio alla presenza della superficie speculare di cui si è detto prima (Figura. 9), per questo si è deciso di eliminarla completamente attraverso una clonazione o un sezionamento della stessa attraverso l'utilizzo di un codice di elaborazione immagine.

Un passo successivo per lo studio del processo dispersivo è stato effettuato suddividendo ogni fotogramma acquisito in 10 strisce di uguale larghezza ed altezza (Figura. 11) e, per ognuna di esse è stata valutata la posizione del centro di massa nel tempo e la velocità di spostamento della nube di tracciante, dopo aver calcolato la dimensione dei pixel.

Della prima striscia non si è tenuto conto nelle elaborazioni, poiché conteneva la superficie speculare in cui era presente il riflesso del tracciante immesso (Figura. 9). È stato notato che le diverse strisce hanno velocità diverse sia in modulo che in verso e presentano spostamenti del centro di massa differenti. Tali risultati probabilmente dipendono da due cause che si manifestano a diverse profondità nel serbatoio: da un lato alte velocità e vorticosità indotte dall'immissione, dall'altro basse velocità e richiamo da valle nella sezione di uscita. La suddivisione dei fotogrammi in strisce ha permesso inoltre di poter valutare il profilo di velocità relativo a tutte le sezioni investigate, ovvero le sezioni 5B-14B (Figura. 13). Dai profili riportati, è possibile evidenziare la presenza di



velocità elevate in corrispondenza dell'immissione (sezione 5) e superiori a quelle relative al moto medio. Complessivamente le prime sezioni esaminate (zona immissione) sono caratterizzate da una componente di velocità orizzontale positiva che richiama verso il punto d'immissione dell'acqua all'interno del serbatoio la nube di tracciante sversato.

La sezione 8 è la prima a presentare un profilo di velocità intrecciato, nel senso che presenta sia delle componenti di velocità positive (più in superficie) che negative (più in profondità).

Per le sezioni più a valle, invece, le velocità si riducono e si nota la presenza di due strutture vorticosi a due livelli differenti, di cui uno posto presso il fondo e l'altro in prossimità della superficie; sono presenti nelle diverse sezioni profili di velocità intrecciati, che causano un'elevata miscelazione.

Dai risultati ottenuti emerge la presenza di due strutture vorticosi, il cui effetto varia in modulo ma non in verso per le sezioni investigate.

Per poter valutare l'effetto globale che hanno le strutture vorticosi sulla concentrazione di contaminante immesso, quindi l'effetto di diluizione, si è considerata la variazione di concentrazione del contaminante nello spazio, al variare del tempo ( $C(s,t)$ ), per le tre sezioni d'interesse.

Analizzando i profili di concentrazione ottenuti, si riscontra nella sezione 5B un picco di concentrazione subito dopo l'immissione, quindi un comportamento unimodale, ed una riduzione di concentrazione col passare del tempo. Almeno in una prima analisi, possiamo notare la riduzione del picco di concentrazione, lo spostamento dello stesso verso monte e la formazione successiva di due picchi di concentrazione distinti; in tal caso il comportamento diviene puramente bimodale dopo un intervallo di tempo pari a 30 secondi. Il comportamento è analogo per le tre sezioni esaminate: dopo la formazione dei due picchi separati, essi tendono a ridursi nel tempo in modo che il profilo di concentrazione tende ad appiattirsi dopo un intervallo di tempo considerevole. L'unica differenza che traspare è che il valore massimo di concentrazione diminuisce dalla sezione 5B alla sezione 14B, e nelle sezioni più a valle del punto d'immissione si evidenzia che l'appiattimento del profilo di concentrazione avviene in intervalli di tempo brevi rispetto alle sezioni a monte.

A titolo di esempio in Figura. 14 si riporta il profilo di concentrazione trovato per la sezione 5B.

Anche nei profili di concentrazione emerge la presenza delle due strutture vorticosi caratterizzate da componenti di velocità di segno discorde, che, in questo caso, tendono a amplificare l'effetto diluizione all'interno del serbatoio, richiamando la nube di contaminante a monte e a valle in modo tale da creare un'elevata miscelazione.

Infine per poter valutare e quantificare l'effetto del processo dispersivo è stato calcolato un indice che tiene conto dell'effetto diffusivo (numeratore) e convettivo (denominatore) (Carravetta, 1992):

$$\lambda = \frac{D}{V} = \frac{Ez, \text{ cam.}[\text{VAR}_z, \text{ loc.}(z, X)]}{\text{VAR}_z, \text{ cam}[Ez, \text{ loc.}(z, X)]}$$

Dall'analisi dei risultati ottenuti si può concludere che il termine relativo alla varianza delle medie locali ( $\text{VAR}(E)$ ) è crescente per tutte le sezioni esaminate.

Nella sezione 5B, come si evince dal grafico riportato in Figura. 15, la dispersione è dovuta esclusivamente al fenomeno convettivo in quanto il denominatore dello stimatore  $\lambda$  tende a crescere molto più rapidamente del numeratore, e quindi, complessivamente  $\lambda$  si riduce nel tempo.

La sezione 10B, invece, presenta un ugual peso dei termini  $E(\text{VAR}_{\text{loc}})$  e  $(\text{VAR}(E))$ , quindi  $\lambda$  risulta ad un intervallo di tempo sufficientemente elevato in modo costante.

L'ultima sezione analizzata è la 14B in cui ritroviamo una variabilità elevata della diffusione locale lungo la verticale ed uno stimatore del processo dispersivo  $\lambda$  poco significativo.

### **OSSERVAZIONI CONCLUSIVE**

Con riferimento ai risultati ottenuti dalle elaborazioni, l'andamento delle componenti orizzontali e verticali di velocità, la ricostruzione dei profili di velocità e concentrazione,

nonché la stima del processo dispersivo, hanno evidenziato la presenza nella vasca di un campo di moto alquanto complesso per la presenza di strutture vorticose. Si può supporre che tali strutture siano dovute all'ingresso ed all'uscita dell'acqua all'interno del serbatoio ed che abbiano luogo a diverse profondità lungo piani orizzontali, come facilmente si evince in Figura. 13.

La presenza di tale comportamento favorisce una maggiore diluizione e dispersione del contaminante all'interno del serbatoio, aumentandone i tempi di latenza.

Dalle valutazioni su riportate emerge la presenza di due zone caratteristiche, che possono essere giustificate e avvalorate soprattutto se si considerano le direzioni delle componenti di velocità orizzontali (Figura. 12).

Si evidenzia, nel comparto I, la presenza di una zona di ricircolo in prossimità dell'immissione, con elevata agitazione probabilmente dovuta alla modalità di immissione e, più a valle, invece il moto tende a regolarizzarsi (zona di regolarizzazione, Figura 12).

In conclusione, si può indubbiamente affermare che il Comparto I è molto vulnerabile.

La metodologia adottata, se da un lato ha permesso di descrivere bene i fenomeni vorticosi presenti all'interno del serbatoio, dall'altro però non permette di seguire l'evolversi della nube di contaminante per un tempo sufficientemente lungo in quanto si riesce a seguire la nube di contaminante per un tempo massimo di 95 secondi.

I risultati hanno fornito utili indicazioni sulla presenza di zone di ricircolo e di flussi preferenziali anche se si evidenzia l'impossibilità di definire l'asse di rotazione dei vortici risultando necessarie ulteriori prove.



Figura 1 - Impianto sperimentale

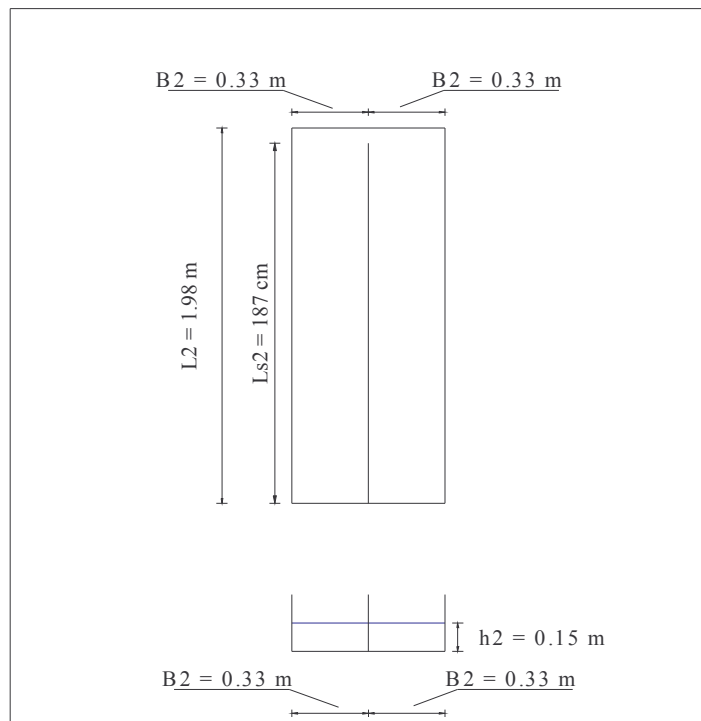


Figura 2 – Schema in pianta e in sezione del modello

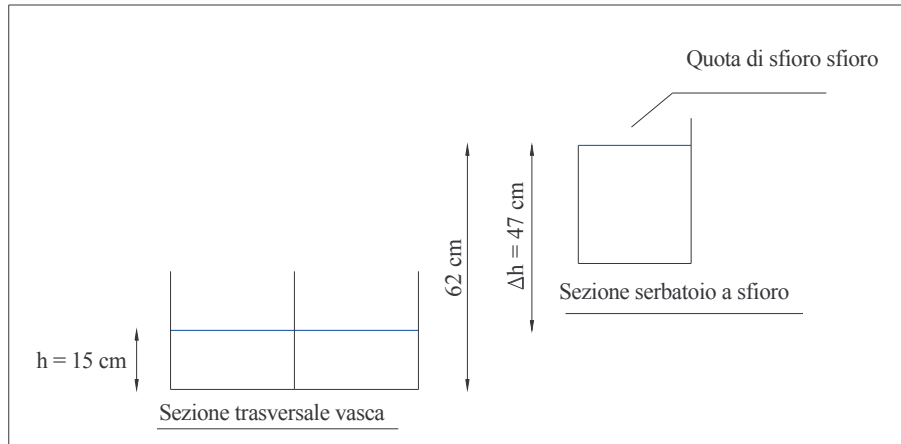


Figura 3 - Sezioni impianto sperimentale

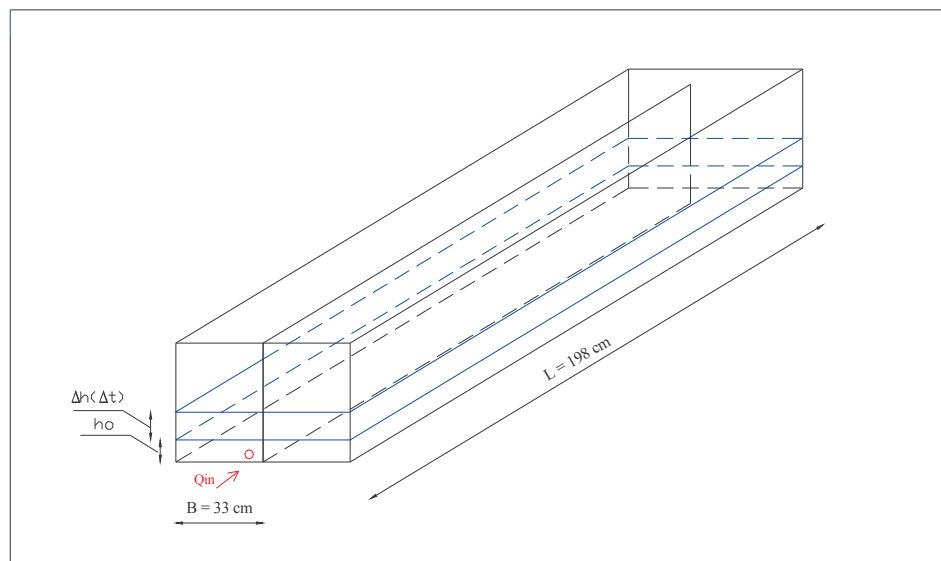


Figura 4 Variazione del volume della vasca

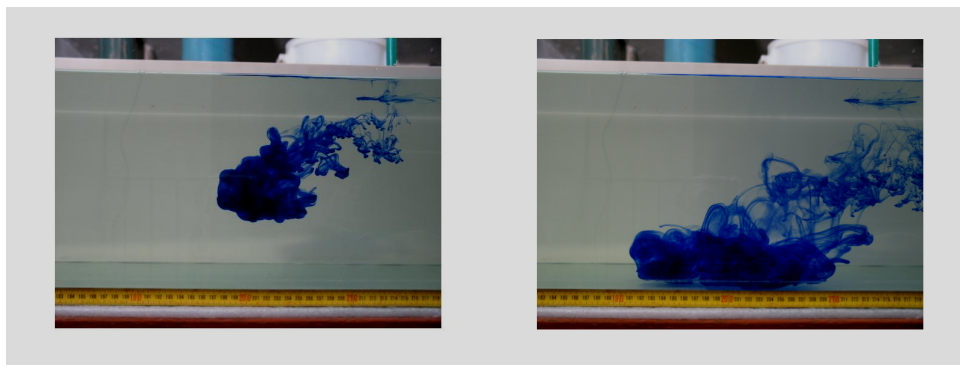


Figura 5 - Immissione dell'inchostro di china blu tramite siringa



Figura 6 – illuminazione ausiliaria



Figura 7 - Particolare coordinatometro

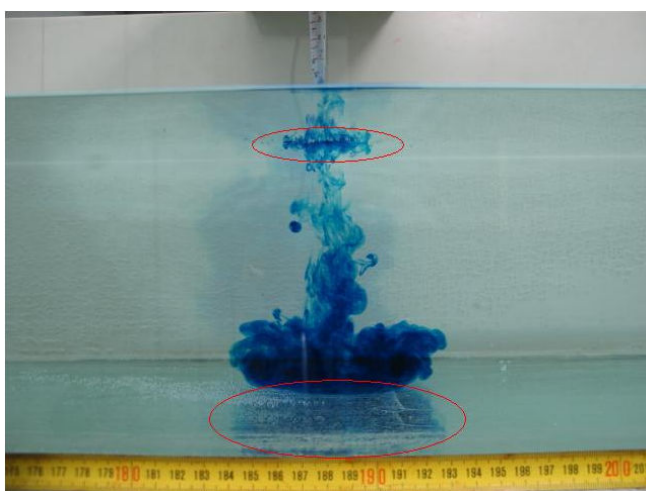


Figura.8 - Riflesso in superficie e sul fondo



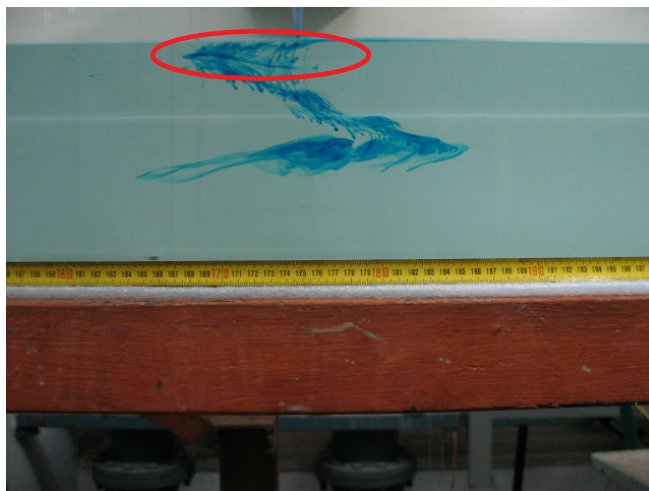


Figura 9 - Superficie speculare

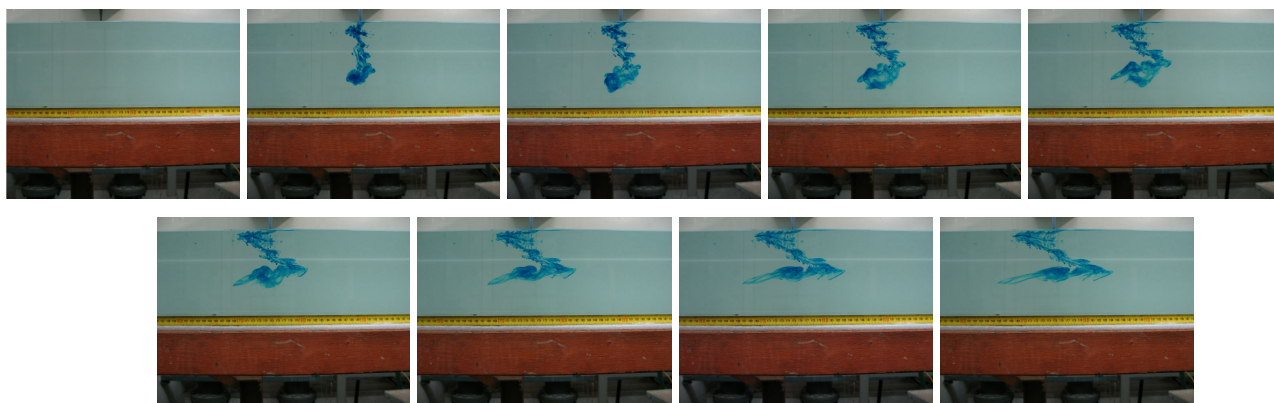


Figura 10 - Immissione del tracciante in vasca



Figura 11 - Suddivisione del singolo fotogramma in strisce

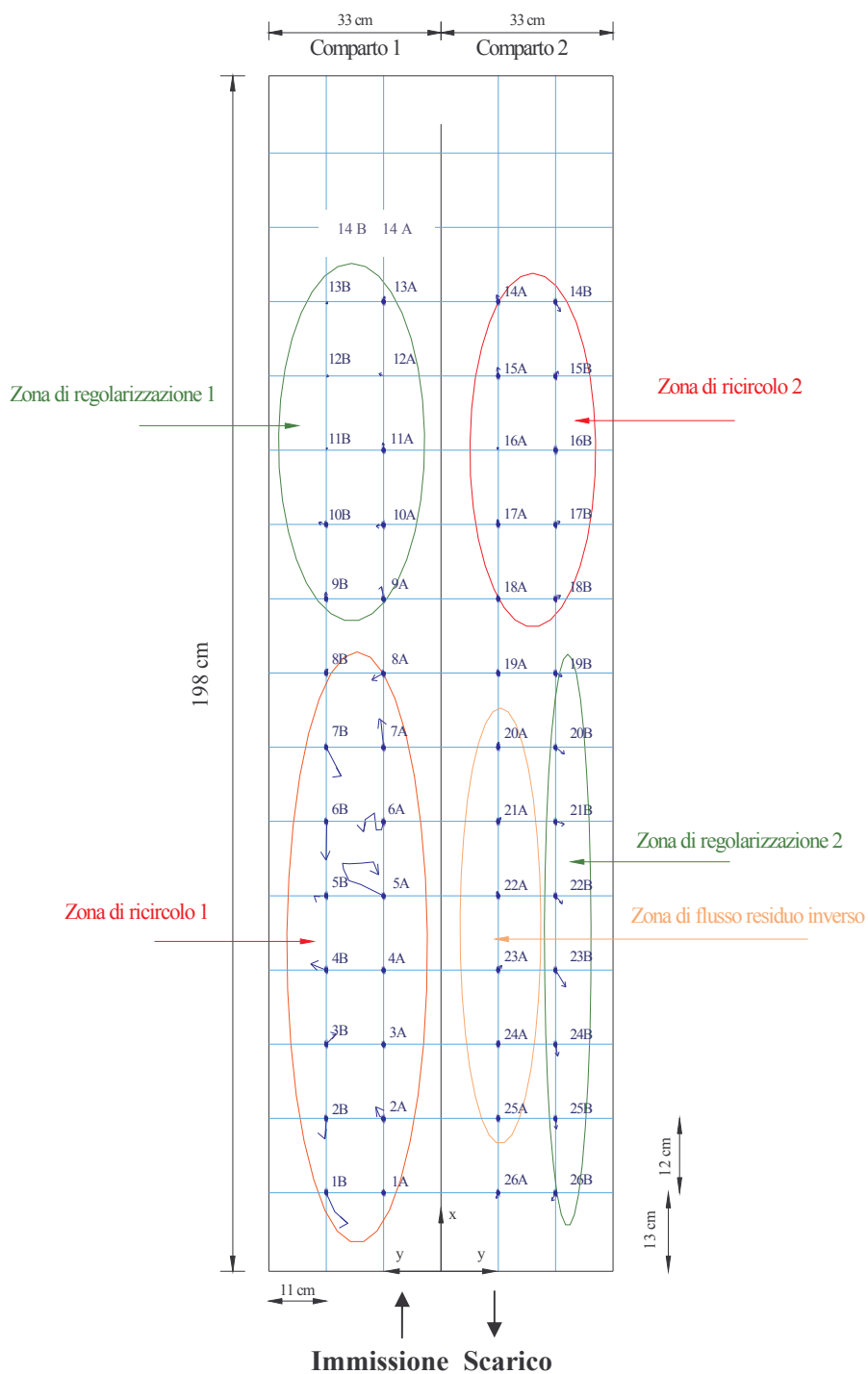


Figura 12 - Traiettorie filetti di colorante ( $z=9$  cm dal fondo vasca)



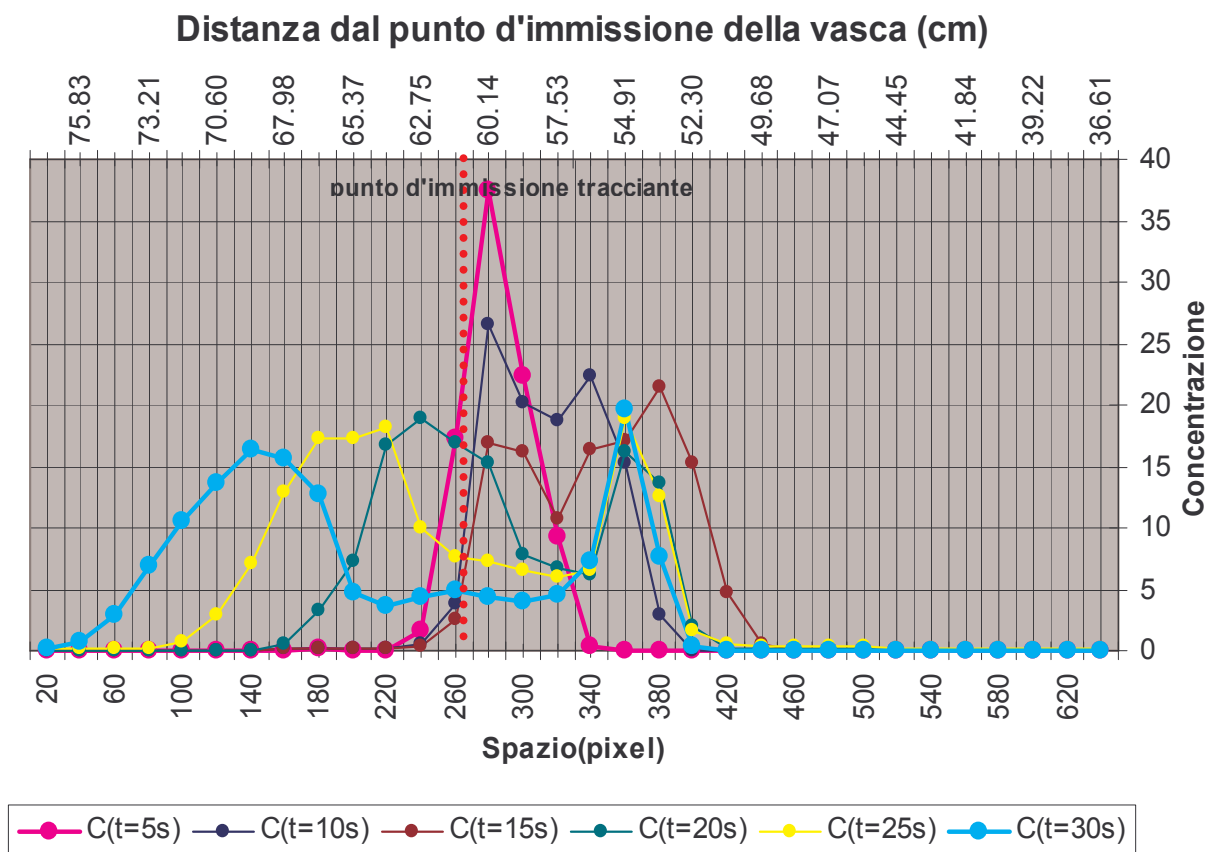


Figura 14 - Profili di concentrazione sezione 5

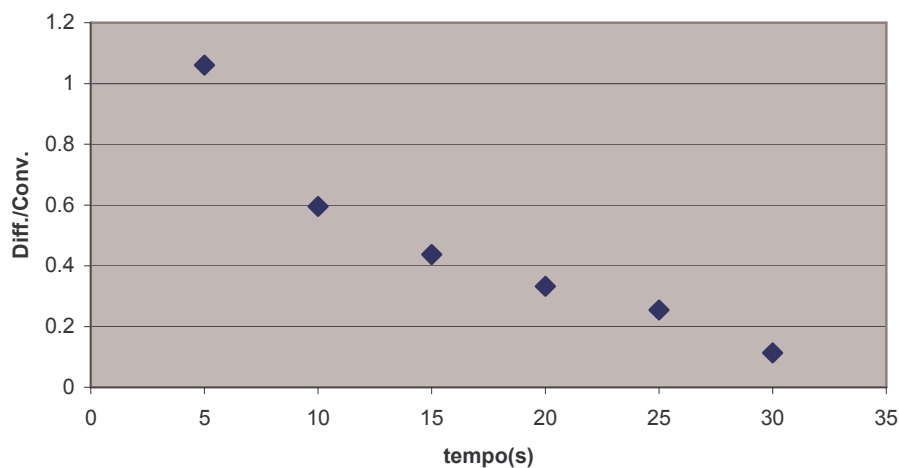
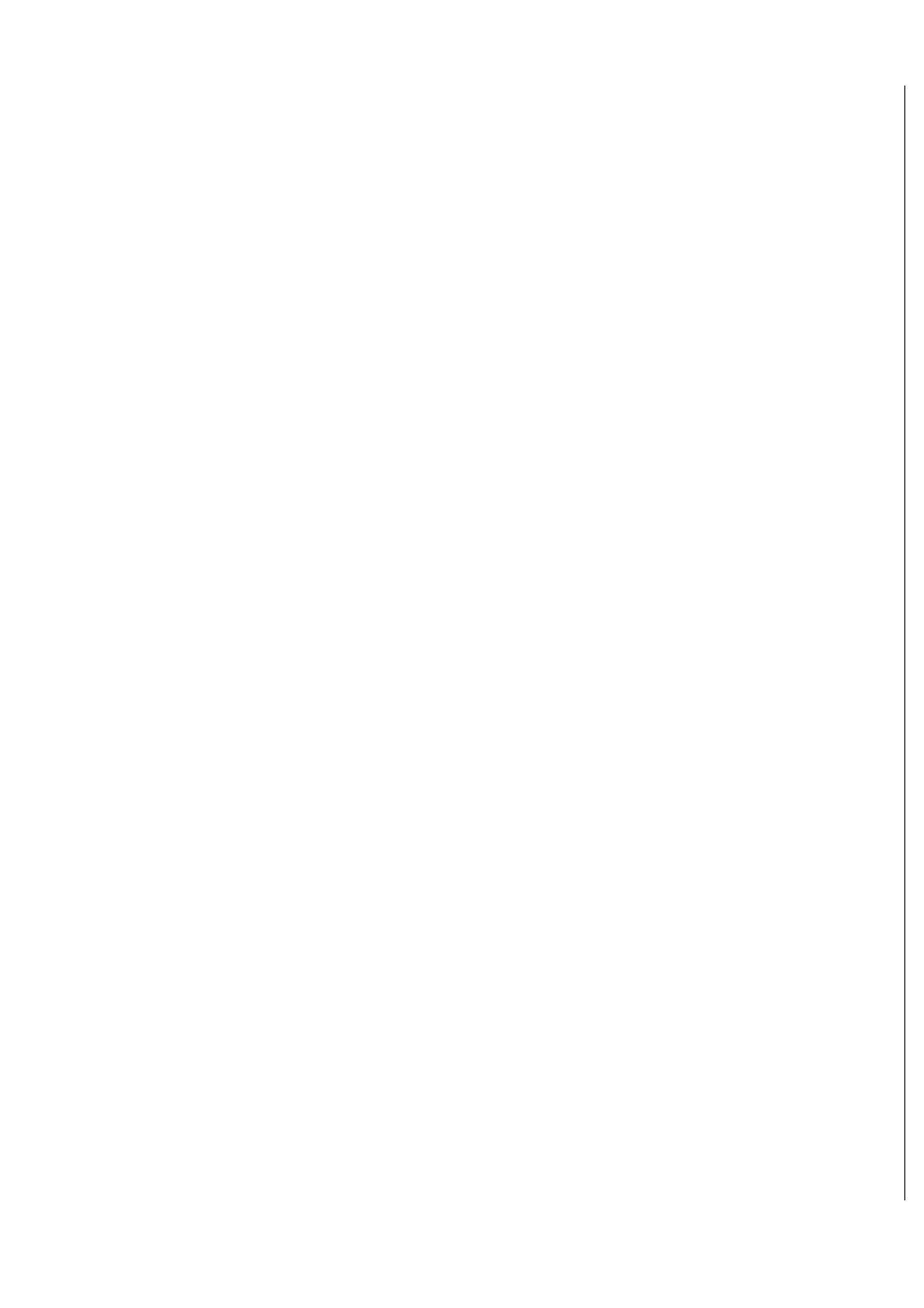


Figura 15 - Stimatore della dispersione sezione 5



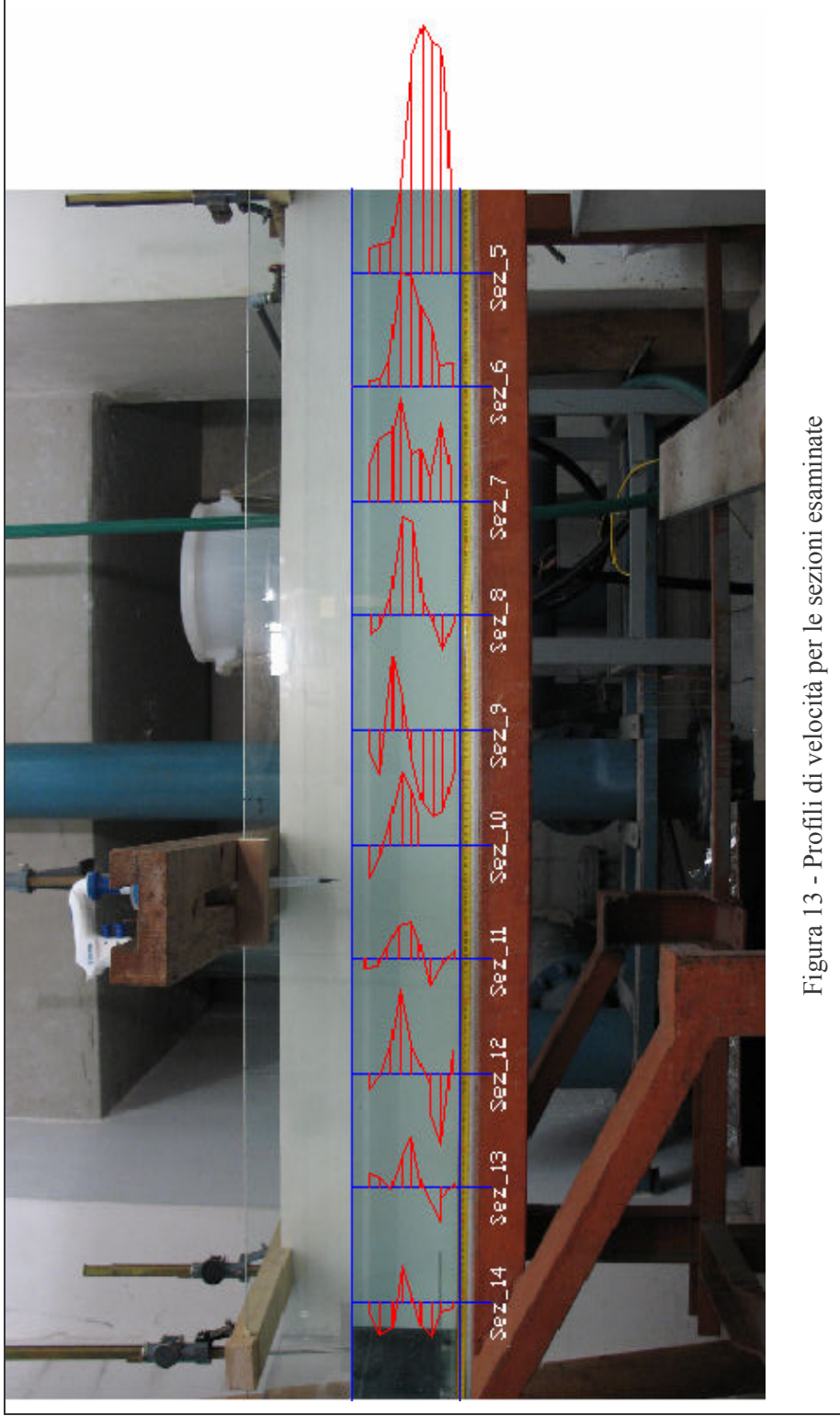


Figura 13 - Profili di velocità per le sezioni esaminate

## **CAPITOLO 9**

---

---

## 9. CONCLUSIONI

Le diverse tematiche affrontate e sviluppate nella tesi riguardano aspetti della gestione delle reti di distribuzione idrica. Nell'ottica di salvaguardare e preservare la salute dell'utenza servita, proteggendola da eventi accidentali o deliberati di contaminazione delle acque ad uso potabile, si pone la necessità di attuare particolare misure di gestione delle emergenze derivanti da contaminazione.

I modelli di simulazione rappresentano un valido strumento in fase di previsione e pianificazione degli interventi e nella definizione delle aree a rischio di contaminazione. Inoltre, essi risultano utili anche nella la progettazione di sistemi di monitoraggio ed sistemi di allarme e nelle fasi a valle della rilevazione della contaminazione, in cui è auspicabile individuare la sorgente di contaminazione con l'applicazione di tecniche ad hoc.

Le finalità applicative dei modelli di simulazione sono moltissime, ma affinché siano in grado di riprodurre adeguatamente il comportamento delle reti e predirne l'evoluzione al variare delle condizioni di funzionamento sono necessarie fasi di calibrazioni del modello.

L'attendibilità dei risultati di una simulazione è condizionata dall'accuratezza con la quale l'operatore riesce a descrivere la rete sia dal punto di vista geometrico sia da quello idraulico; risulta pertanto necessaria una fase di calibrazione del modello senza la quale si otterrebbero risultati diversi da quelli delle misure, ciò ad esempio a causa della difficile valutazione di alcuni parametri di ingresso (portate erogate all'utenza e le scabrezze delle

tubazioni).

Per quanto fino ad ora detto, nella parte preliminare della tesi si è passati ad un esame di alcuni metodi di simulazione e di alcune tecniche di calibrazione dei simulatori presenti in letteratura.

Alla base della definizione di una procedura di calibrazione vi è però la necessità di un'adeguata conoscenza del funzionamento reale della rete di distribuzione che si può ottenere solamente con l'acquisizione di dati forniti da opportuni sensori che però non possono coincidere con tutte le portate circolanti e con tutti i carichi ai nodi, sia per l'oggettiva impossibilità di fare ciò (a causa dell'elevato costo) sia perché un aumento di misure non sempre porta ad un miglioramento delle prestazioni. Da qui la necessità di un'adeguata pianificazione delle misure o "sampling design", per il quale si devono pianificare il tipo ed il numero di misure da effettuare, ma soprattutto le posizioni delle stazioni di misura.

Si è, in particolare, focalizzata l'attenzione sulle tecniche per la progettazione della localizzazione dei sensori per la calibrazione di un modello. Si è proceduto alla rielaborazione di alcune tecniche note in letteratura (Max-Sum - Pudar et al., 1992 - e il Min-Max – Bush et al. – 1998) e al confronto dei loro risultati con una tecnica innovativa proposta che tiene conto di alcune limitazioni delle precedenti tecniche.

Le procedure analizzate sono tutte basate sulla valutazione delle sensitività delle variabili di stato (in particolare le pressioni) rispetto ai coefficienti di scabrezza delle condotte. Per semplicità, in questo studio si è ipotizzato di voler inserire solo misuratori di pressione ai nodi. Ognuno dei metodi applicati fornisce l'ordine dei punti in cui conviene installare un sensore.

Con il metodo proposto si tiene conto non solo della sensitività dei singoli parametri, evitando così a differenza degli altri metodi di considerare solo la sensitività globale del nodo, ma si cerca anche di non ricavare l'ordinamento dei sensori in funzione dei parametri meno sensitivi. L'intento è, almeno in parte, di eliminare quei nodi che non forniscono un nuovo contenuto informativo (cercando di tener conto di eventuali legami tra punti di misura).

Il confronto tra i metodi analizzati è basato sulla valutazione della qualità delle

calibrazioni (in diverse condizioni di funzionamento) ottenute impiegando gli ordinamenti che si hanno per ogni metodo di posizionamento dei sensori. Nello specifico, per ogni metodo sono stati ottenuti differenti gruppi di scabrezze calibrate ottenuti attraverso le calibrazioni eseguite incrementando ogni volta di uno i sensori disponibili in base alla classifica delle posizioni dei sensori ottenute.

Per il confronto si sono valutate le medie delle differenze tra pressioni misurate e calcolate, in tutti i nodi della rete, in funzione del numero e delle posizioni dei misuratori di pressione considerati nella fase di calibrazione. Per le reti di piccole dimensioni utilizzate nelle applicazioni, il metodo proposto consente il raggiungimento di una migliore qualità della calibrazione con un numero minore di sensori rispetto agli altri metodi.

È importante quindi avere un'efficace disposizione dei punti di misura per ottenere una buona calibrazione dei modelli di simulazione delle reti di distribuzione idrica; ma una corretta scelta della disposizione delle stazioni di monitoraggio è fondamentale anche nei problemi di gestione degli eventi di contaminazione della risorsa come ricordato all'inizio.

È ben noto come la contaminazione, accidentale o deliberata, dell'acqua potabile in sistemi di distribuzione idrica comporti un rischio per la salute pubblica. Al fine di ridurre l'esposizione all'acqua contaminata, è necessario sviluppare ed implementare metodi sia per la valutazione dei diversi scenari di rischio, sia per il rilevamento della contaminazione e sia per la localizzazione dei possibili punti dai cui si è originata la contaminazione stessa.

Prima di tutto per ridurre il rischio alla contaminazione di una rete idrica i gestori devono effettuare un'analisi di vulnerabilità del sistema. La ricerca proposta riguarda essenzialmente la vulnerabilità dell'utenza servita, la cui valutazione risulta più importante rispetto alla vulnerabilità dell'infrastruttura stessa, specie con riferimento ai problemi derivanti dalla contaminazione dell'acqua.

La simulazione della propagazione di un inquinante in una rete idrica è sicuramente uno strumento essenziale per la previsione delle aree a rischio e per la predisposizione di piani di emergenza per il problema contaminazione acque potabili. Ma le analisi effettuate mostrano che nel valutare la vulnerabilità di una rete alla contaminazione tramite un agente

tossico non si è, generalmente, in grado di determinare in maniera deterministica e precisa la popolazione che risulterà esposta all' agente nocivo a causa delle inevitabili incertezze su alcuni dati di ingresso alla simulazione. Ciò è stato fatto attraverso il confronto tra simulazioni deterministiche e simulazioni con approccio stocastico che consente di individuare le distribuzioni di probabilità di consegna di acqua contaminata ai vari nodi della rete. Una tecnica di tipo Monte Carlo è stata applicata per la generazione di vari scenari per le simulazioni del trasporto dell'inquinante assegnando distribuzioni di probabilità alle variabili affette da incertezza (portate erogate e scabrezze).

Nel lavoro, infatti, visto che esiste una concentrazione, per il contaminante considerato, che esplica gli effetti tossici, si osserva che concentrazioni superiori alla soglia di tossicità non esplicano un effetto peggiore; né, d'altronde, l'esposizione può assumersi coincidente con la popolazione totale servita da un nodo in cui la soglia sia superata. Di conseguenza non è la concentrazione il parametro fondamentale da considerare, ma nelle applicazioni si è utilizzato il volume d'acqua erogato, ad ogni nodo, con concentrazioni superiori alla soglia per rappresentare la vulnerabilità. Le elaborazioni presentate mostrano come non utilizzando la metodologia stocastica si possa sottostimare decisamente il volume di acqua contaminata e il tempo per cui un nodo fornisce acqua con livelli di contaminazione superiori ai valori ammissibili.

Dalla determinazione della vulnerabilità segue la necessità di prevedere piani di emergenza in caso di contaminazione, e di installare sistemi di monitoraggio che consentano una tempestiva identificazione di una contaminazione in atto.

Questi sistemi di allarme tempestivo devono ovviamente utilizzare un ridotto numero di sensori, collocati nella maniera più opportuna; la corretta identificazione delle vulnerabilità relative delle diverse parti della rete può rappresentare un metodo per meglio localizzare questi sensori, in alternativa ad altri metodi finora proposti.

Una volta che i sistemi di monitoraggio della qualità dell'acqua rilevino una contaminazione in uno o più sensori, i provvedimenti dovrebbero essere tesi a localizzare le possibili posizioni della sorgente di contaminazione. Infatti, la conoscenza tempestiva



dei punti di origine consentirebbe di isolare idraulicamente la sorgente dalla maggior parte della rete e possibilmente di limitare la massa totale di contaminate aggiunta. Inoltre, le posizioni trovate potrebbero essere utilizzate in un'analisi di vulnerabilità ottenendo una stima dell'evolversi dell'evento. Ed in questo contesto si inseriscono le due tecniche di identificazione della sorgente di contaminazione realizzate durante il periodo di ricerca.

Il primo metodo proposto nella tesi riguarda l'identificazione di tutte le possibili posizioni e tempi, candidati ad essere sorgenti, coerenti con l'evento di contaminazione rilevato dai sensori per la qualità dell'acqua.

La metodologia può essere applicata nel caso più generale possibile di contaminazione (accidentale o deliberata) assumendo che l'evento di contaminazione si può verificare ad un qualsiasi nodo, ad un qualunque tempo ed in uno o più punti differenti sparsi nella rete. Questo metodo (*Contamination Status Algorithm*) richiede solo la conoscenza, attraverso l'utilizzo di sensori nel tempo, della presenza o assenza di un'alterazione della qualità dell'acqua e la conoscenza della situazione idraulica della rete. In particolare, la tecnica è realizzata per funzionare in tempo reale servendosi direttamente di misure on-line e dei risultati in uscita da un modello di Input/Output (*Particle Backtracking Algorithm*). Questi risultati rappresentano le informazioni sui percorsi dei flussi dell'acqua che vanno da ogni nodo in cui è installato un sensore e sui tempi di percorrenza dai nodi fino al punto di misura lungo i diversi percorsi. La metodologia determina se un nodo ad un certo intervallo di tempo può essere considerato "salvo" ( e quindi non è una possibile sorgente), "non salvo" ( e perciò una possibile sorgente), oppure "non noto" (nel senso che i dati sono insufficienti a stabilirne la condizione di essere salvo o meno).

Assumendo che non ci siano falsi positivi e/o negativi nelle letture delle misure e che il modello idraulico sia accurato, le posizioni e i tempi che sono connessi a misure positive, e non connessi ad alcuna misura negativa, sono considerate possibili sorgenti.

Sono state presentate applicazioni sia a reti sintetiche che ad una rete reale. Le analisi effettuate hanno riguardato non solo l'individuazione dei nodi candidati, ma anche l'influenza che implica un aumento del numero di sensori utilizzati in rete.

Da un'analisi dei risultati si evince che il numero dei candidati varia notevolmente in

funzione della posizione della reale sorgente di immissione. In ogni caso, si riescono chiaramente ad individuare le aree (anche nel caso di più di un punto di intrusione) della rete da cui la contaminazione è partita.

L'influenza dell'incremento del numero dei sensori in rete risulta molto debole se come parametro di confronto si considerano solo le possibili sorgenti candidate per la rete in esame. Dall'altro, invece, l'incremento del numero di sensori posizionati influisce sulla percentuale di nodi che sono considerati "salvi" ed essa aumenta notevolmente, in quanto un maggior numero di misure contribuisce a far diminuire le condizioni di stato "non noto" in diversi istanti.

Siccome la procedura è tesa ad individuare tutte le possibili sorgenti di contaminazione, si ottiene una notevole riduzione del numero delle variabili nel problema dell'identificazione. Da questo punto di vista l'algoritmo può essere usato come fase preliminare per metodi che cercano di trovare la soluzione unica al problema e rendendoli così più efficienti, in quanto si andranno ad eliminare, nella loro analisi, tutti i nodi non individuati come candidati.

Si è, poi, presentata un'altra metodologia di semplice uso che consente l'identificazione del punto di origine di una contaminazione accidentale in sistemi di distribuzione idrica una volta che i sensori rilevino una contaminazione in atto.

La metodologia, basata su alcune ipotesi che semplificano il problema, ha un basso costo computazionale e può rappresentare un semplice strumento per gli operatori addetti alla gestione delle reti. La metodologia si basa su un'analisi dei percorsi in rete e sul concetto di "copertura della domanda". In una prima fase si individuano i nodi candidati ad essere possibili punti da cui ha avuto origine la contaminazione; nella successiva, usando le misure di concentrazione, si individua fra tutti i possibili candidati il punto sorgente attraverso la risoluzione di un problema di ottimizzazione, linearizzato, in cui si minimizzano le differenze tra i valori di concentrazione misurati e quelli simulati. In particolare, nella prima fase della procedura le misure di concentrazione servono solo per stabilire la presenza o meno della contaminazione; le misure nulle in una stazione di monitoraggio indicano che in una certa zona della rete non è arrivato contaminante, o

comunque non è arrivata una quantità tale da superare i valori limiti, consentendo così di restringere l'area dei nodi candidati escludendo i nodi di quella zona. Invece nella seconda fase della procedura è necessario conoscere i valori delle misure di concentrazione al fine di calcolare i valori della funzione di fitness e identificare, quindi, il punto da cui ha origine la contaminazione.

Siccome l'identificazione della sorgente contaminante rappresenta un problema inverso rispetto alla tradizionale simulazione della qualità dell'acqua esso risulta condizionato dalla incertezza sui dati disponibili, come ad esempio la conoscenza della distribuzione delle portate erogate ai nodi negli istanti di campionamento delle misure. Si è quindi effettuata un'analisi di robustezza della procedura per stabilirne la capacità di identificazione dell'esatta sorgente di contaminazione tenendo conto della non precisa conoscenza della reale distribuzione di portate erogate all'utenza ma anche di eventuali errori sulle misure di concentrazione utilizzate nella procedura. Le applicazioni della procedura forniscono buoni risultati anche ad alti livelli di incertezza sia sulla distribuzione delle domande erogate all'utenza e sia sulle misure di qualità dell'acqua, dimostrando così la robustezza della metodologia rispetto alle stesse. Infine, si è anche osservato che i risultati dipendono dalla scelta delle posizioni delle stazioni di monitoraggio e tra le diverse disposizioni considerate la metodologia fornisce migliori risultati utilizzando misure di sensori allocati con il criterio di massima copertura, su cui si basa la prima fase della metodologia.

# CAPITOLO 10

---

---

## 10. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

### 10.1 RIFERIMENTI PER LA PRIMA PARTE: CALIBRAZIONE E SENSOR LOCATION

Amoruso, V.A., Gioia, G., Giuliani, A. (1994). La variabilità dei consumi idrici del villaggio turistico di Rosamarina. Seminario sul moto vario nei sistemi acquedottistici, Bari, 184-195.

Bascià, A., Tucciarelli, T. (2000). Zonizzazione ottimale dei parametri della calibrazione dei modelli di reti di distribuzione idrica. *XXVII Convegno di Idraulica e Costruzioni idrauliche*, Genova.

Bascià, A., Tucciarelli, T. (2003). Simultaneous zonation and calibration of pipe network parameters. *J. Hydraulic Engineering ASCE*, vol. 129(5), pp. 394-403.

Bhave, P.R. (1988). Calibrating water distribution network model. *Journal of Environmental Engineering, ASCE* vol. 114 (1)

G. Bonvissuto e M.R. Mazzola Un modello flessibile per la determinazione dei consumi residenziali di un centro abitato. *Atti del XXI Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche*, pages: 69-84, 1988

Boulos, P.F., Wood, D.J. (1990), "Explicit Calculation of Pipe-Network Parametres, *Journal of*

Hydraulic Engineering, 116(11), 1329-1343.

Bush, C.A, Uber, J.B. (1998). Sampling design methods for water distribution model calibration. J. of Water Resour. Plng. Mgmt. ASCE vol. 124 (6)

Carrera, J., and Neuman, S.P. (1986b), "Estimation of Aquifer Parameters Under Transient and Steady State Conditions: 2. Uniqueness, Stability and Solution Algorithms", Water Resources Research, 22(2), 211-227.

Cross, H. (1936). "Analysis of flow in networks of conduits or conductors." Engineering Experiment Station, University of Illinois, Bulletin No. 286.

Curto, G., Napoli, E (1996). Le matrici di sensitività nelle reti di distribuzione idrica. Atti delle giornate di studio in onore di Mario Ippolito, Napoli, Cuen vol. I maggio 1996 pp.213-225.

Curto G., Tumbiolo A., (1993), Metodi di calcolo delle reti di distribuzione. Atti del XIV Corso di Aggiornamento sulle Tecniche per la Difesa dall'Inquinamento, Cosenza.

Del Giudice, G., Di Cristo, C. (2002). Il Problema della scelta dei punti di misura nelle reti di distribuzione idrica. Atti della giornata di studio Lucio Tagliatela, Napoli.

Del Giudice, G., Di Cristo, C. (2003). Sampling design for water distribution network. Proc. of the II Int. Conf. on Water Resource Management, 30 April - 2 May, Las Palmas, Gran Canaria WIT Press, 181-190.

Del Giudice, G., Di Cristo, C., Greco, M. (2003). Impiego del monitoraggio nelle reti di distribuzione idrica. Atti, Seminario su "La ricerca delle perdite e la gestione delle reti di acquedotto". Perugia, a cura di Brunone B. e Ferrante M.

ECAC (1999), "Calibration Guidelines for Water Distribution System Modelling", Proc. AWWA 1999 Imtech Conference.

Ferreri, G.B., Napoli, E., Tumbiolo, A. (1994). La calibrazione delle scabrezze nelle reti di distribuzione idrica. *XXIV convegno di idraulica e costruzioni idrauliche (Napoli)* vol. 3, 53-66.

Ferreri, GB., Gangitano L. (2001). Effetto del tipo e del numero di misuratori sull'efficacia della calibrazione delle scabrezze di reti di distribuzione in pressione. L'Acqua, Sezione memorie

- Ferreri, Giovan B., Gangitano L. (1997). Criteri di semplificazione dello schema di una rete di distribuzione idrica. *L'Acqua*, n°4 luglio/agosto pp.57-70 Sezione memorie
- Greco, M., Del Giudice, G., Di Cristo, C. (1998). La calibrazione delle portate erogate nelle reti di distribuzione idrica. Atti del XXVI Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Catania, 9-12 settembre, vol. III.
- Greco, M., Di Cristo, C. (2000). An unconventional use of an optimization method for calibrating simulation models. Application to Hydraulic Network. *Ricerca Operativa*, vol. 30 n. 94/95.
- Greco, M., Del Giudice, G. (1999). New approach to water distribution network calibration. *J. Hydr. Engrg.*, ASCE, 125(8).
- Hill, M.C. (1998), "Methods and Guidelines for Effective Model Calibration", *Report No. 98-4005*, USGS, p. 90.
- Hoag, L.N., and Weinberg, G. (1957). "Pipeline network analysis by electronic digital computer." *Journal of the American Water Works Association*, 517-524.
- Iannelli, R., Brega, A. (1996). Metodi di semplificazione topologica per lo studio delle reti di distribuzione idrica. Atti del XXV convegno Torino, vol. III
- Kapelan, Z.S. (2002). Calibration of WDS Hydraulic Models. PhD Thesis, Department of Engineering, University of Exeter, p. 334.
- Kapelan, Savic, Walters (2003). Multiobjective Sampling Design for Water Distribution Model Calibration. *Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE*, 129(6), 446-479.
- Lansley, K.E., Basnet, C. ( 1991 ). Parameter estimation for water distribution network. *J. Water Resour. Plng. Mgmt.*, ASCE, VOL. 117(1), PP.124-144.
- Laseny K.E., El Shorbagy E., Ahmed I., Araujo J., Haan C.T. (2001). Calibration assessment and data collection for water distribution networks. *Journal of Hydraulic Engineering ASCE* vol. 127 n°4 april
- Mallick, K.N, Ahmed, I., Tickle, K.S., Lansley, K.E. (2002). Determinig pipes groupings for water

- distribution networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, 126(4), 245-250.
- Martin, D.W. and Peters, G. (1963). "The application of Newton's method to network analysis by digital computer." *Journal of the Institute of Water Engineers*, 17, 115-129.
- Meier, Barkdoll (2000) Sampling design for network model calibration using genetic algorithms. *Journal of Water Resources Planning and Management* ASCE 126 (4)
- Ormsbee, L.E. (2006). The History of Water Distribution Network Analysis: The Computer Age. *Proceeding of the 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium, Cincinnati, Ohio, USA, August 27-30, 2006*
- Ormsbee, L.E., and Wood, D.J. (1986), "Explicit Pipe Network Calibration", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 112(2), 166-182.
- Ormsbee, L.E. (1989), "Implicit Network Calibration", *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, 115(2), 243-257.
- Ormsbee, L.E., Lingireddy, S. (1997), "Calibrating Hydraulic Network Models", *Journal of Am. Water Works Assoc.*, 89(2), pp. 42-50.
- Pudar Ranko S., Liggett James A. (1992). Leaks in pipe networks. *Journal of Hydraulic Engineering* ASCE vol. 118, n° 7.
- Rahal, C.M., Sterling, MJH, Coulbeck, B (1980). Parameter tuning for simulation models of water distribution network. *Proc. Institution of Civil Engineers*, Londo (UK), vol. 69.
- Reis, Porto, Chaudhry (1997). Optimal Location of control valves in pipe networks by genetic algorithm. *J. of Water Resour. Plng. Mgmt.* ASCE nov-dec
- Shamir, U., and Howard, C.D.D. (1968), "Water Distribution Systems Analysis", *Journal of the Hydraulic Division, ASCE*, 94(1), 219-234.
- Shamir, U. (1974). Optimal design and operations of water distribution systems. *water Resour. Res.* Vol. 10(1), pp. 27-36.



Shamir, U., and Howard, C.D.D. (1977), "Engineering Analysis of Distribution Systems", *Journal of AWWA*, 69(9), 510-514.

Veltri, P., Maiolo, M., Morosini, A.F. (1994). Una procura per la calibrazione dei modelli di reti di distribuzione idrica. *XXIV convegno di idraulica e costruzioni idrauliche (Napoli)* vol. 3, 95-108.

Veltri, P., Morosini, AF, (2005). Esperienze di Calibrazione su reti idriche reali e teoriche. *Atti del II Seminario "La ricerca delle perdite e la gestione delle reti di acquedotto"*, Perugia (Italy), 20- 22 settembre.

Walski Thomas M. (1983). Technique for calibrating network models. *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE* vol. 109, n°4 October.

Walski, TM., (1986). Case study:pipe network model calibration issues. *Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE*, 112(2), pp. 238-249.

Walski, T.M. (1995), "Standards for Model Calibration", *Proc. AWWA Computer Conference*, Norfolk.

Walski, TM., (2000). Model calibration data: the good, the bad, the useless. *Journal of AWWA* vol. 92.

Wood, D.J., Charles, C.O.A. (1972). "Hydraulic network analysis using linear theory." *Journal of the Hydraulic division, ASCE*, 98, Proc. Paper 9031, 1157-1170.

WRc (1989), "Network Analysis - A Code of Practice", Water Research Centre.

## 10.2 RIFERIMENTI PER LA PARTE SULLA QUALITÀ DELLE ACQUE

- Amblard C., Bourdier G., Carrias J.F., Maurin N., Quiblier C., Evolution saisonniere de la structure des communautes microbiennes dans un reservoir d'eau potable. *Water Research, Elsevier Science*, 30(3), pp.613-624, 1996.
- Aral, M.M., Guan, J., Maslia, M.L. (2001). Identification of Contaminant Source Location And Release History In Aquifers. *Journal of Hydrologic Engineering ASCE*, Vol. 6, No. 3, May/June.
- Atmadja, J., Bagtzoglou, A.C. (2001). Pollution douce identification in heterogeneous porous media. *Journal of Water Resources Research*, vol. 37 (8), pp.2113-2125.
- ASCE, AWWA, WEF (2004) "Interim Voluntary Guidelines for Designing an Online Contaminant Monitoring System", ASCE, Reston, Va
- Balacco, G., Castorani, A., Piccinni, A.F., Renna, F.M. (2005). Approcci per la valutazione delle soglie di vulnerabilità delle rete potabili. Secondo Seminario su "La ricerca elle perdite e la gestione delle reti di acquedotto", Perugia 22 Settembre.
- J. Berry, W. Hart, C. Phillips, J. Uber, and J-P. Watson (2006). "Sensor Placement in Municipal Water Networks with Temporal Integer Programming Models," *J. of Water Resources Planning and management*, ASCE, 132(4), July/August.
- J. Berry, R. Carr, W. Hart, V. Leung, C. Phillips, J-P. Watson (b- 2006). On the Placement of Imperfect Sensors in Municipal Water Networks. *Proceeding of the 8<sup>th</sup> Annual Water distribution system analysis symposium*, Cincinnati (USA), August 2006.
- Bocelli, D.L., Tryby, M.E., Uber, J.G., Rossman, L.A., Zierolf, M.L., Polycarpou, M.M. (1998). Optimal scheduling of booster disinfection in water distribution systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 124(2), pp. 99-111.
- Boulos, P., Altman, T. (1993). Explicit calculation of water quality parameters in pipe distribution system. *Civil. Engineering Systems*, 10, pp. 187-206.
- Buchberger, S.G., Wu, L. (1995). Model for instantaneous residential water demands. *J. Hydr. Engrg*, ASCE, 121(3), pp. 232-246.
- Caravello G., Piccoli E., Baldassarre L., Il ruolo dei serbatoi di accumulo nelle alterazioni

- qualitative dell'acqua destinata al consumo umano, *Ingenieria Ambientale*, Editore Cipa (MI), 32(1),pp. 17-33, 2003.
- Carravetta, A. (1992). Tesi per il conseguimento del titolo di Dottore di Ricerca in Ingegneria Idraulica. Dipartimento di Ingegneria Idraulica ed Ambientale – Università degli Studi di Napoli Federico II.
- Castorani, A., Di Santo, A., Piccinni, A. (2004). Vulnerabilità e strutture di approvvigionamento idrico potabile. XXIX Convegno di Idraulica e Cotruzioni Idrauliche (Trento) vol. 3, 157-164.
- Clark, R.M., Males, R.M., (1986). Developing and applying the water supply simulation model. *American Water Works Assoc.* vol 82(8), pp. 61-65.
- De Marinis, G, Gargano, R., Leopardi, A. (2003). Un laboratorio di campo per il monitoraggio di una rete idrica : richieste di portata – primi risultati. La ricerca delle perdite e la gestione delle reti di acquedotto, Perugia, Morlacchi editore, pp. 123-134.
- De Sanctis A.E., Greco M., (2005a). Problema inverso per l'identificazione dell'origine di contaminazione in una rete idrica, *Atti del II Seminario "La ricerca delle perdite e la gestione delle reti di acquedotto"*, Perugia, 20- 22 settembre.
- De Sanctis A.E., Greco M., (2005b). Identificazione di un serbatoio come punto di contaminazione di una rete idrica. *Atti del I Convegno Nazionale di Idraulica Urbana "Acqua e Città"*, Sant'Agnesello (NA) 28-20 settembre.
- De Sanctis A.E., Greco M. (2006), "Contaminazione di una rete idrica: effetto dell'incertezza dei dati.", Presentato al workshop " *La progettazione e la gestione dei sistemi acquedottistici e fognari*" organizzato dal CSDU, in occasione della fiera Accadueo – Ferrara 19 maggio.
- De Sanctis A.E., Shang F., Uber J.G., (2006a). Determining possible contaminant sources through flow path analysis, *Proceeding of the 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium*, Kingsgate Conference Center at the University of Cincinnati, Cincinnati –OH (USA) August 27-30.
- Di Cristo C., De Sanctis A.E., Leopardi A., (2005-b). A Methodology for Pollution Source Location in Water Distribution System. *Proceedings of Eighth International Conference on CCWI "Water Management for 21th Century"*, Exeter (UK) 5-7 September.

- Di Cristo C., De Sanctis A.E., Leopardi A., (2005-a). Contamination Source Detection in Water Networks Under Demand Uncertainty, Atti del *XXXI Convegno IAHR*, Seul (Korea), September 11-16.
- Ezell B.C., Farr J.V., Wiese I. (2000). Infrastructure risk analysis of municipal water distribution system. *Journal of Infrastructures Systems – ASCE*, vol.6(3) pp.118-122.
- Gorelick, S.M., Evans, B., Remson, I. (1983), Identifying sources of groundwater pollution: an optimization approach. *Journal of Water Resources Research.*, 19(3), pp. 779-790
- Graymann W. M. (2005) “Incorporating Uncertainty and Variability in Engineering Analysis.” *J. Water Resour. Plng. and Mgmt.*, ASCE, 131(3), pp. 158-160.
- Haimes Y.Y., Matalas N., Lambert J.H., Jackson B.A., Fellow J.F.R. (1998). Reducing vulnerability of water supply systems to attack. *Journal of Infrastructures Systems – ASCE*, vol.4(4) pp.154-177.
- Janke, R., Murray, R., Uber, J., and Taxon, T. (2006). “Comparison of Physical Sampling and Real-Time Monitoring Strategies for Designing a Contamination Warning System in a Drinking Water Distribution System,” *J. of Water Resources Planning and management*, ASCE, 132(4), July/August.
- Kessler, A., Osfeld, A., Sinai, G. (1998). “Detecting accidental contaminations in municipal water networks.” *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 124(4), pp.192-196.
- Kumar, A., Kansal, M.L., Arora, G. (1997). “Identification of monitoring stations in water distribution system.” *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 123(8), 746-752
- Kumar, A., Kansal, M.L., Arora, G. (1999). Detecting accidental contaminations in municipal water networks. Discussion. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 125(5), pp. 308-310
- Kunze D.R. (1997). Assessing utility threats. *Security management*, 41(2), pp.75-78.
- Laird, C.D., Biegler, L.T., van Bloemen Waanders, B.G., Bartlett, R.A. (2005). Contamination source determination for water networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 131(2), pp. 125-134.

- Laird, C.D., Biegler, L.T., van Bloemen Waanders, B.G., Bartlett, R.A. (2004). Time dependent contamination source determination: a network subdomain approach for very large networks. EWRI Conference, Salt Lake City, ASCE.
- Lansey, K.E., Duan, N., Mays, L.W., Tung, Y.K. (1989). Water distribution design under uncertainty. *J. Water Resour. Plng. And Mgmt.*, ASCE, 11(5), pp. 630-645.
- Lee, B. H. and Deininger, R. A. (1992) "Optimal location of monitoring stations in water distribution system." *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 118(1), 4-16
- Mays, L.W. (2000). *Water distribution systems handbook*. Editor in Chief Larry Mays. McGraw-Hill, New York.
- McKay M.D., Conover W.J., Beckman R.J. (1979). A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a Computer Code. *Technometrics* 21 pp. 239-245.
- Mooney, C.Z. (1997). *Monte Carlo Simulation*. Sage Publications.
- Murray, R., J. Uber, and R. Janke (2006). "Model for Estimating Acute Health Impacts from Consumption of Contaminated Drinking Water," *J. of Water Resources Planning and management*, ASCE, 132(4), July/August.
- National Research Council, Report 2006. *Drinking water distribution System: assessing and reducing risks*. Water Science and Technology Board – Division on Earth and Life Studies. The National academic Press, Washington, D.C.
- Nilsson, K.A., Buchberger, S.G., Clark, R.M. (2004). *Simulating Exposures to Deliberate Intrusions into Water Distribution Systems*. Submitted to American Society of Civil Engineers *Journal of Water Resources Planning and Management*, September 10.
- Ostfeld, A., Salomons, E. (2004). "Optimal layout of early warning detection stations for water distribution systems security." *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 130(5), pp. 377-385.
- Ostfeld, A. (2005). *Water Distribution Systems Connectivity Analysis*. *Journal of Water Resources Planning and Management*, January-February.

- Ostfeld, A., Salomons, E. (2005). "Solving the inverse problem of deliberate contaminants intrusions into water distribution systems." Proceeding of *Impacts of Global Climate Change* World Water and Environmental Resources Congress – EWRI.
- Ostfeld A., Salomons E. (2005). Securing water distribution systems using online contamination monitoring. *Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE*, vol.131(5) pp. 402
- Pasha M.F.K., Lansey K. (2005). Analysis of uncertainty on water distribution hydraulics and water quality. EWRI Conference, ASCE.
- Perry, P.F. (1981). Demand forecasting in water supply networks. *Journal of Hydraulics Division, ASCE*, 107(9), pp. 1077-1087.
- Polis, M.P., Goodson, R.E. (1976). Parameter identification in distributed system: a synthesizing overview. *Proceeding of. IEEE*, 64(1), pp. 45-61.
- Preis, A., Ostfeld, A. (2006). Optimal Sensors Layout for Contamination Source Identification in Water Distribution Systems. Proceeding of the 8th Annual Water distribution system analysis symposium, Cincinnati (USA), August 2006.
- Propato, M. (2006). "Contamination Warning in Water Networks: General Mixed-Integer Linear Models for Sensor Location Design," *J. of Water Resources Planning and management, ASCE*, 132(4), July/August.
- Propato M., P. Cheung, O. Piller, (b-2006). Sensor Location Design for Contaminant Source Identification in Water Distribution Systems. Proceeding of the 8th Annual Water distribution system analysis symposium, Cincinnati (USA), August 2006.
- Propato M., Uber J.G. (2004). Vulnerability of water distribution system to pathogene intrusion: how effective is a disinfectant residual? *Environmental Science and Technology*, vol.38(13) pp. 3713-3722.
- Rossman, L.A. (2000). *Epanet2.0 user's manual*, Risk Reduction Engineering Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Rossman, L. A., and P. F. Boulos. (1996) "Numerical Methods for Modeling Water Quality in Distribution Systems: A Comparison." *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, 122:137-146.

- Rossman, L.A., Clark, R.M., Grayman W.M., (1994). Modelling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, vol.120 n°4 July/August.
- Rossman, L.A., Boulos, P.F., and Altman, T. (1993). "Discrete volume-element method for network water-quality models", *J. Water Resour. Plng. and Mgmt*, Vol. 119, No. 5, 505-517.
- Salgado, R., Todini, E., & O'Connell, P.E. 1988. "Extending the gradient method to include pressure regulating valves in pipe networks". *Proc. Inter. Symposium on Computer Modeling of Water Distribution Systems*, University of Kentucky, May 12-13.
- Skaggs, T.H., Kabala, Z.J., (1994). Recovering the release history of a groundwater contaminant. *Journal of Water Resources Research*, Vol. 30(1), pp. 71-79
- Singh, R. M., Datta, B., Jain, A. (2004). Identification of unknown groundwater pollution sources using artificial neural networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 130(6), pp. 506-514.
- Shang, F., Uber, J.G., Polycarpou, M.M. (2002). "Particle Backtracking Algorithm for water distribution system analysis." *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, vol.128 (5),pp 441-450.
- Todini, E. & Pilati, S. 1987. "A gradient method for the analysis of pipe networks". *International Conference on Computer Applications for Water Supply and Distribution*, Leicester Polytechnic, UK, September 8-10.
- Uber, J.G. (2005). "Identifiability of contaminant source characteristics in steady-state and time-varying network flows." *Proceeding of Impacts of Global Climate Change World Water and Environmental Resources Congress – EWRI*.
- Uber, J.G., Janke, R., Murray, R., Meyer, P (2004). "Greedy heuristic methods for locating water quality sensors in distribution systems". *Proceeding of ASCE/EWRI World Water and Environmental Resources Conference*, G. Sehlke, D.F. Hayes, D.K. Stevens-Editors, June 27-July1, Salt Lake City, Utah, USA.
- Uber J.G., Murray R., Janke R. (2004). Use of systems analysis to assess and minimize water security risk. *Journal of Contemporary Water Research and Education – UCOWR*, issue 129, pp. 34-40.

J. Uber, M. Polycarpou, F. Shang, Z. Wang (2003). Autonomous Feedback Control of Booster Chlorination Systems for Distribution System Residual Maintenance. Sponsored by AWWA Research Foundation - 6666 West Quincy Avenue, Published by the AWWA Research Foundation.

USEPA (2005). WaterSentinel System Architecture, Water Security Division, EPA 817-D-05-003; available online [http://epa.gov/watersecurity/pubs/watersentinel\\_system\\_architecture.pdf](http://epa.gov/watersecurity/pubs/watersentinel_system_architecture.pdf).

Walski, T.M., Brill, E.D., Gessler, J., Goulter, I.C., Jeppson, R.M., Lansey, K., Lee, H.L., Liebman, J.C., Mays, L., Morgan, D.R. (1987). Battle of the Network Models: Epilogue. Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE, 113(2), pp. 191-203.

M. L. Zierolf, M. M. Polycarpou, J. G. Uber, "Development and Auto-Calibration of An Input-Output Model of Chlorine Transport in Drinking Water," I.E.E.E. Trans. On Control Systems Technology, 6(4): 543-553, July 1998.



