



Università degli Studi dell'Aquila



## Facoltà di Ingegneria

**Corso di Laurea Triennale in Ingegneria per l'Ambiente  
ed il Territorio**

**TRASPORTO DI INQUINANTI IN CORPI IDRICI  
SUPERFICIALI.**

**CASO DI STUDIO: FIUME SACCO IN LOCALITÀ  
COLLEFERRO**

**Relatore**

**Studente**

---

Prof. Ing. Aniello Russo Spena

---

Giampaolo Carducci

**Correlatore**

**Matricola**

188207

---

Ing. Carmine Di Nucci

**Anno Accademico 2011/2012**

*... ai miei genitori*

<b>INTRODUZIONE.....</b>	<b>4</b>
<b>1 DESCRIZIONE DEL PROBLEMA .....</b>	<b>5</b>
1.1 PERIMETRAZIONE.....	6
1.2 CARATTERIZZAZIONE E LIMITI IMPOSTI DALLA NORMATIVA ITALIANA .....	8
1.3 STATO QUALITATIVO DEL CORPO IDRICO.....	11
1.4 PROCESSI DI BONIFICA E MONITORAGGIO .....	14
1.5 INQUADRAMENTO GEOLOGICO ED IDROGRAFICO DEL SITO E DEL BACINO.....	16
1.6 AREA DI INTERESSE PER L'ACQUISIZIONE DELLE CONCENTRAZIONI DI B-HCH .....	20
<b>2 MODELLO DI QUALITÀ DELLE ACQUE .....</b>	<b>22</b>
2.1 INGRESSO DELL'INQUINANTE NEL CORPO IDRICO.....	22
2.2 DIFFERENZIAZIONE DEI CORPI IDRICI E RELATIVE QUALITÀ DEPURATIVE.....	24
2.2.1 Scarico nei fiumi.....	24
2.2.2 Scarico nei laghi.....	26
2.3 PARAMETRI DI QUALITÀ DELL'ACQUA.....	29
<b>3 DESCRIZIONE DEL B-ESACLOROCICLOESANO.....</b>	<b>31</b>
3.1 STRUTTURA E SPECIFICHE .....	31
3.2 EFFETTI SULLA SALUTE E VIE DI MIGRAZIONE DELL'INQUINANTE .....	32
3.3 ANALISI PER LA DEGRADAZIONE DEL B-ESACLOROCICLOESANO .....	33
3.4 BONIFICA TRAMITE BIOREMEDIATION.....	34
<b>4 L'EQUAZIONE DELLA DIFFUSIONE-DISPERSIONE.....</b>	<b>38</b>
4.1 DESCRIZIONE DEL TRASPORTO SOLIDO IN SOSPENSIONE NELLO SPAZIO .....	38
4.2 VARIAZIONE DI CONCENTRAZIONE LUNGO LA VERTICALE.....	40
4.3 VARIAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE LUNGO L'ASSE LONGITUDINALE .....	44
<b>5 CASO DI STUDIO: TRASPORTO DI B-HCH IN UN TRATTO FLUVIALE.....</b>	<b>47</b>
5.1 RICERCA DEL COEFFICIENTE DI DIFFUSIONE "E" .....	47
5.2 STIMA DELLA VELOCITÀ NELLA SEZIONE IN ESAME.....	48
5.3 METODO DEL CURVE NUMBER .....	49
5.3.1 Natura del suolo .....	50
5.3.2 Procedura di uso del metodo del CN.....	51
5.3.3 Determinazione della portata tramite gli annali idrologici.....	54
5.4 DETERMINAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE IN INGRESSO .....	56
5.4.1 Esempio per un infinitesimo di area della zona ARPA 2.....	56
5.5 TRASPORTO CON INGRESSO IMPULSIVO SENZA INTERAZIONE CON IL FLUIDO .....	57
5.6 TRASPORTO CON INGRESSO PUNTUALE CONTINUO SENZA INTERAZIONE CON FLUIDO..	60
5.7 APPLICAZIONE AL CASO SPECIFICO DELLA ZONA INDUSTRIALE DI COLLEFERRO.....	62
<b>6 CONCLUSIONI.....</b>	<b>65</b>
<b>BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>67</b>
<b>RINGRAZIAMENTI.....</b>	<b>68</b>

## Introduzione

Lo scopo della tesi trattata va a descrivere il trasporto di sostanze inquinanti, studiate dapprima generalmente e successivamente nello specifico, mediante l'equazione di continuità applicata ai corpi idrici superficiali con semplificazioni dovute a considerazioni sia del modello sia delle condizioni al contorno.

Viene presa in considerazione l'area della Valle del Sacco nel territorio laziale per anni sottoposta a scarichi superficiali ed in falda, senza opportuni sistemi di depurazione primaria. L'eccessivo accumularsi di sostanze inquinanti, riconducibili principalmente all'attività di industrie chimiche presenti in particolar modo nella zona di Colleferro (RM), hanno fatto innescare un meccanismo incontrollabile che ha portato nel 2005 allo stato d'emergenza per l'elevata concentrazione di metalli pesanti, quali Mg, Cr, As e fitofarmaci.

L'intervento dello stato italiano è culminato con un'ordinanza da parte del Presidente del Consiglio dei Ministri che ha delegato l'Ufficio commissariale della regione Lazio allo scopo di individuare le risorse economiche per i primi interventi e per l'analisi delle modalità di bonifica. Viene fatto uno studio descrittivo relativo all'area, evidenziando quelle che sono le caratteristiche del territorio interessato da un punto di vista geologico ed idrogeologico.

Si arriva alla trattazione nello specifico della presenza di un derivato di produzione industriale del lindano: il  $\beta$ -esaclorocicloesano.

Le sue specifiche, non consentendo una degradazione in acqua, fanno sì che si verifichi un accumulo nei letti fluviali, e che ci sia un graduale rilascio della sostanza nel fluido. Ricavando informazioni da annali idrologici relativi all'area considerata, viene fatta una ricostruzione del diagramma delle portate, partendo da una sezione a valle mediante delle equazioni di correlazione. Acquisendo dei valori di concentrazione dell'inquinante e analizzando una particolare area in cui sono stati effettuati dei carotaggi, viene descritto il trasporto nel tratto fluviale considerato.

Ipotizzando la stazionarietà del moto e imponendo per primo l'immissione dell'inquinante da una sorgente puntiforme e, in secondo luogo, da una sorgente distribuita, viene descritto un modello che permette la valutazione della concentrazione dell'inquinante in funzione della velocità della corrente del fluido, in base alla cinetica di degradazione del  $\beta$ -esaclorocicloesano.

Vengono affinati i coefficienti del modello usato attraverso lo studio di un problema inverso, effettuando una stima dell'attenuazione di concentrazione dalla sorgente fissando come limite il valore massimo dell'inquinante indicato dalla normativa italiana.

Infine si analizzano delle soluzioni per il controllo qualitativo di situazioni di imperante emergenza, proponendo suggerimenti per un maggiore dettaglio del fenomeno analizzato.

# 1 Descrizione del problema

In questo capitolo verranno affrontate le cause, la descrizione dell'emergenza nell'area considerata esaminando le superfici interessate dalla contaminazione, avanzando una caratterizzazione del suolo in esame seppur approssimativamente.

La zona è relativa al tratto fluviale competente al comune di Colleferro in provincia di Roma in piena vallata ciociara, area considerata SIN (sito di interesse nazionale). L'insorgere del problema di contaminazione da fitofarmaci e metalli pesanti è stato individuato grazie alla presenza di composti derivati dal lindano nei latticini prodotti nella zona. L'area considerata è passata alla definizione di sito di interesse nazionale in quanto la contaminazione da fitofarmaci e metalli pesanti ha interessato recettori presenti in nuclei abitativi limitrofi e zone interne a tutta la vallata. Il fenomeno si è esteso essendo stato veicolato da falde sotterranee e dal fiume Sacco che scorre in essa.

In particolare è stata rilevata nell'anno 2005 un superamento rispetto ai limiti definiti in normativa del microdescrittore  $\beta$ -esaclorocicloesano ( $\beta$ -HCH) all'interno del Fiume Sacco nell'omonima vallata.

La presenza dell'inquinante è stata attribuita essere correlata a scarichi industriali presenti nella zona di Colleferro ed in particolare delle industrie chimiche per la produzione di insetticidi atti alla raffinazione del benzene per la produzione del lindano: antiparassitario usato in agricoltura. Lo stato di emergenza è stato inoltre attivato dalla presenza ingente di metalli pesanti quali Pb, Mg, Fe etc., residui di produzione di industrie di armi da fuoco.

Dagli anni '50 il poi la zona della Valle del Sacco ha avuto uno sviluppo industriale non adeguatamente controllato, aiutato dal suo inserimento nelle aree finanziate dalla Cassa per il Mezzogiorno. Il grande afflusso di capitali e finanziamenti verso quelle aree indusse molte imprese chimiche e farmaceutiche a costruire impianti in quella zona. Già prima un'antica industria nazionale, la Snia Bpd, aveva lì il proprio stabilimento dove si mescolavano al fine di produrre esplosivi, pesticidi e altro, sostanze chimiche molto dannose e amianto. Nel 1990 la Procura di Velletri ordina la perimetrazione e il sequestro dell'area industriale ex Bpd (oggi Secosvim) di Colleferro, scoprendo centinaia di fusti tossici interrati nelle discariche Arpa 1, Arpa 2 e Cava di Pozzolana (figura 1.1).

Nel 1992 inizia il processo a carico della Bpd Difesa e Spazio e della Chimica del Friuli con l'accusa di "*stoccaggio e smaltimento non autorizzato di rifiuti speciali*", unito al timore che le sostanze tossiche interrate potessero aver contaminato la falda acquifera. Il procedimento si concluse con la condanna alla bonifica della zona. Dopo la chiusura della Snia Bpd diverse altre industrie catalogate come pericolose sulla base della direttiva europea Seveso 2 hanno continuato ad operare nella zona.

Le numerose indagini compiute e le normative per la tutela del territorio hanno impedito che l'accumulo di  $\beta$ -HCH arrivasse a livelli drastici di contaminazione bloccando la produzione del lindano su tutto il territorio nazionale nel 2001. Ciò di fatto non ha impedito la dichiarazione da parte del consiglio dei ministri dello stato di emergenza nella zona in seguito a rilevamenti di alte concentrazioni da  $\beta$ -HCH.

L'esito finale ha portato alla delega ad un ente appositamente creato dal consiglio dei ministri per l'emergenza che si occupasse dell'individuazione, della caratterizzazione e della gestione del problema. L'ente sopracitato fa riferimento all'Ufficio commissariale il quale, collaborando con il comune di Velletri ha fornito uno scenario d'intervento per il controllo del problema. Le azioni programmate dell'Ufficio commissariale possono essere riassunte nei seguenti punti:

- ✓ perimetrazione
- ✓ caratterizzazione dell'area interessata dal grave inquinamento ambientale
- ✓ la programmazione ed esecuzione degli interventi di bonifica;
- ✓ la predisposizione ed approvazione del progetto di bonifica delle acque superficiali, delle acque sotterranee, dei sedimenti, dei suoli e dei sottosuoli inquinati;
- ✓ l'adozione di direttive, anche con carattere informativo, alle autorità locali per l'utilizzo delle risorse idriche a fini potabili, irrigui e zootecnici;

## **1.1 Perimetrazione**

L'area interessata riguarda un'estensione di 800 ettari (0.8 Km<sup>2</sup>) a cui si aggiungono 700 ettari di territorio destinato all'uso zootecnico, all'uso agricolo e un successivo accorpamento delle aree a rischio di esondazione, valutate con un periodo di ritorno di 30 anni. L'area inizialmente individuata è stata estesa con successivi provvedimenti, a seguito di autodenuncia dei proprietari di terreni di riporto derivanti da scavi TAV risultati contaminati da isomeri dell'HCH (alfa, beta, gamma), nonché a seguito di analisi che hanno evidenziato positività e tracce di isomeri dell'HCH (alfa, beta, gamma) su coltivazioni in campo.

Fin dalla fase di avvio dell'emergenza, l'Ufficio commissariale si è indirizzato alla definizione delle caratteristiche chimico-fisiche delle matrici ambientali (suolo, sottosuolo, acque sotterranee e acque superficiali), non limitandosi alle evidenze del marker (lindano) che ha fatto emergere lo stato di crisi.

Viene di seguito presa in esame la zona industriale della città di Colferro delineando le aree occupate dai complessi industriali imputati per l'immissione di inquinanti nel sito.

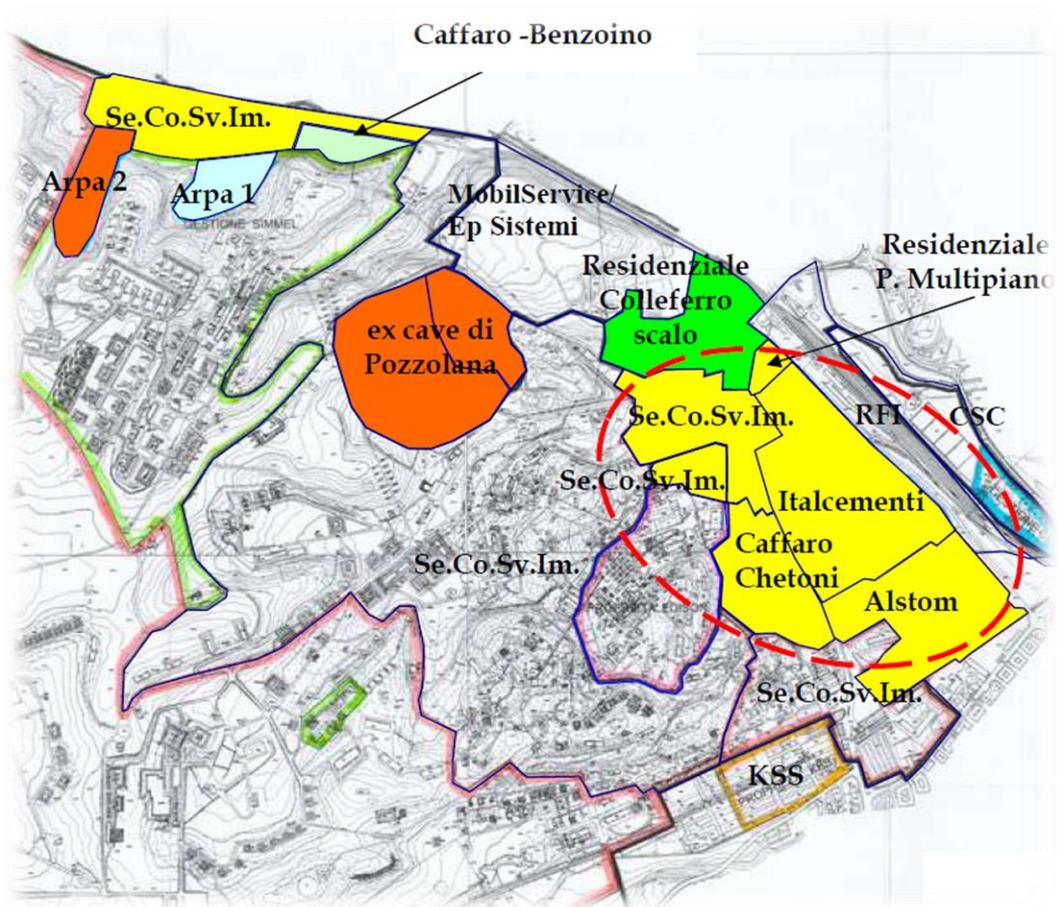


Figura 1.1 - Aree in cui risulta elevato il livello di HCH e metalli pesanti presenti nel terreno.[6]

Legenda:

- Bonifica completata
- Aree in cui si richiede la messa in sicurezza
- Aree in cui sono state richieste e avviate misure di messa in sicurezza
- Attività di bonifica in corso
- Attivazione progetto di bonifica
- Area in cui c'è maggior rischio di fonte di contaminazione

## 1.2 Caratterizzazione e limiti imposti dalla normativa italiana

La *check-list*, che rappresenta il fulcro del protocollo messo a punto per le attività di caratterizzazione del sito, tiene conto di tutte le sostanze, circa 80 (*figure 1.2-1.3*) riconducibili alle attività antropiche che, negli ultimi decenni, hanno interessato il comprensorio industriale di Colferro e di conseguenza, per effetto indotto, la Valle del fiume Sacco.

L'immissione prolungata nel tempo di prodotti di supero derivanti da processi industriali per la produzione di fitofarmaci per quanto riguarda la presenza dei derivati del lindano, ed industrie di produzione di esplosivi per quanto riguarda metalli pesanti come arsenico, ferro e mercurio, ha permesso l'accumulo nel substrato fluviale e nel sottosuolo di agenti inquinanti. Un contributo non indifferente dovuto all'uso di pesticidi nelle aree destinate all'uso agricolo ha causato infine un esubero dei valori limite imposti dalle direttive europee.

Per quanto riguarda la normativa italiana, secondo il "*testo unico ambientale*" ovvero Decreto Legislativo 152 del 3 aprile 2006 (152/2006), le concentrazioni limite di contaminazione nei liquidi e nelle falde sotterranee sono tabulate nelle *figure 1.2 e 1.3*.

Nel primo allegato troviamo una descrizione della classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale da conseguire entro il 31 dicembre 2008. Nello specifico troviamo la concentrazione di riferimento degli inquinanti nella Tabella 1/A in cui vengono schematizzati gli inquinanti in funzione delle loro proprietà chimiche sia tossiche che di struttura. Per quanto concerne la molecola di  $\beta$ -esaclorocicloesano troviamo la concentrazione limite in acqua nella tabella dei prodotti fitosanitari e biocidi numero 5 stabilendo un rilevamento massimo di 0.01  $\mu\text{g/l}$ , considerando questo limite esclusivamente per le acque destinate all'utilizzo umano secondo quanto già dichiarato nel decreto 31/01.

Composto	Qualità acque superficiali – Limite 2008 <sup>1</sup> (µg/l)	Qualità acque superficiali – Limite 2015 <sup>2</sup> (µg/l)	Qualità acque sotterranee <sup>3</sup> (µg/L)	Scarico in acque superficiali <sup>3</sup> (mg/l)	Scarico in rete fognaria <sup>3</sup> (mg/l)	Limite di rilevabilità in acqua (µg/l)	Metodo di Analisi
<b>VOCs Aromatici</b>							LLE or EST or PNT pre-concentration
Benzene	0.5	0.2	1	0.2	0.4	0,2	GC/FID – GC/MS
Etilbenzene	5	1	50	0.2	0.4	0,1	GC/PID
m,p,o-xylene	5	1	10	0.2	0.4	0,5	"
Toluene	5	1	15	0.2	0.4	0,1	"
Clorobenzene	3	1	40	0.2	0.4	0,05	"
Diclorobenzene	5	1	20	0.2	0.4	0,05	"
1,2,4-triclorobenzene	0.1	0.01	190	0.2	0.4	0,05	"
Pentaclorobenzene	0.03	0.003	5	0.2	0.4	0,01	GC/ECD – GC/MS
3-Clorotoluene	1	0.1	--	0.2	0.4		GC/PID
Fenolo	1	0.1	--	0.5	0.1		LLE+ GC/FID-ECD
4-clorofenolo	4	1	180	--	--	0,5	"
2,4,5-triclorofenolo	1	0.3	5	--	--	0,5	"
<b>VOC Alifatici</b>							GC/ECD – GC/MS
Cloruro di Vinile	0.5		0.5	1	1	--	"
diclorometano	10	1		1	1	6	"
1,2-dicloroetano	3	0.3-	3	1	1	1	
1,2-dicloropropano	10	--	0.15	1	1	1	"
Tetracloruro di carbonio	7	--	--	1	1	0.02	GC/ECD – GC/MS
1,1,2-tricloroetano	10	--	0.2	1	1	0,02	GC/ECD – GC/MS
Triclorometano (cloroformio)	10	1	0.15	1	1	0,01	GC/ECD – GC/MS
Tricloroetilene	10	--	1.5	1	1		"
Tetracloroetilene	10	--	1.1	1	1		"
Esaclorobutadiene	0.01	0.001	0.15	1	1	0.01	GC/PID

<sup>1</sup> Il limite è relativo al decreto 6/11/2003 n°367 ed i relativi valori saranno validi a partire dal 31/12/2008 e confermato dal D.Lgs 152/2006

<sup>2</sup> Il limite è relativo al decreto 6/11/2003 n°367 ed i relativi valori saranno validi a partire dal 31/12/2015

<sup>3</sup> Il limite è relativo al D.Lgs 152/2006

Idrocarburi Policiclici aromatici (IPA)							LLE+ HPLC+ F (UV) GC/FID or MS
Antracene	0.1	0.001	--	--	--	0.02	"
Benzo(a)antracene			0.1	--	--	0.01	"
Benzo(a)pyrene	0.004	0.0001	0.01	--	--	0.01	"
Benzo(b)fluorantene	0.004	0.0001	0.1	--	--	0.01	"
Benzo(g,h,i)perylene	0.004	0.0005	0.01	--	--	0.01	"
Benzo(k)fluorantene	0.004	0.0001	0.05	--	--	0.01	"
Fluorantene	0.1	0.01	--	--	--	0.01	"
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.004	0.0001	0.01	--	--	0.01	"
Naftalene	0.1	0.01	--	--	--	0.01	"
Policloro bifenili (PCB)							LLE + GC/ECD (LLE + GC/MS)
PCB congenere 28	0.0006	--	0.01	--	--	0.0011	"
PCB congenere 52	0.0006	--	0.01	--	--	0.0011	"
PCB congenere 101	0.0006	--	0.01	--	--	0.0008	"
PCB congenere 118	0.0006	--	0.01	--	--	0.0011	"
PCB congenere 138	0.0006	--	0.01	--	--	0.0012	"
PCB congenere 153	0.0006	--	0.01	--	--	0.0011	"
PCB congenere 180	0.0006	--	0.01	--	--	0.001	"
Pesticidi organo-clorurati							LLE + GC/ECD (LLE + GC/MS)
aldrin	0.0001	0.00005	0.03	0.01	0.01	0.01	"
Alpha, beta Esaclorocicloesano	0.002	0.0002	0.1	--	--	0.01	"
cis-epatacloroepossido	0.0001	0.00001	--	--	--	0.01	"
dieldrin	0.0001	0.00005	0.03	0.01	0.01	0.01	"
endosulfane	0.0001	0.00001				0.01	"
endrin	0.0006	0.00006	0.1	0.002	0.002	0.01	"
gamma Esaclorocicloesano	0.01	0.001	0.1	--	--	0.01	"
heptachlor	0.0001	0.00001	--	--	--	0.01	"
total -DDT	0.0002	0.00002	0.1	0.05	0.05	0.01	"
Esaclorobenzene	0.0003	--	0.01	0.2	0.4	0.001	"

Figura 1.2 /3 - Limiti normativi, metodi di analisi relativi a limiti di rilevabilità per alcuni microinquinanti organici (fonte Americana Water Works Association - Standard Methods for the examination of water and wastewater, 1998)

Legenda

Cromatografia gassosa	Tecniche di Concentrazione	Cromatografia Liquida
GC - Gas Cromatografo	LLE - estrazione liquido-liquido	HPLC - Cromatografia liquida
FID - Rivelatore a ionizzazione di fiamma	EST - estrazione dello spazio	F - Rivelatore a fluorescenza
PID - Rivelatore a fotoionizzazione	PNT- Colonna Purge and Trap	UV - Rivelatore ad ultravioletti
ECD - Rilevatore a cattura di elettroni		MS - Spettrometro di massa

Le attività di caratterizzazione condotte nelle aree agricole ripariali lungo il corso del Fiume Sacco mostrano presenza di contaminante riconducibile, in maniera quasi esclusiva, agli isomeri dell'esaclorocicloesano, sostanza caratterizzata da persistenza e capacità di bioaccumulo. Diversa situazione si riscontra, invece, nell'area del comprensorio industriale, dove si riscontrano sostanze legate ai reflui di derivati industriali.

Le attività di monitoraggio delle acque del Fiume Sacco, attuate direttamente dall'Ufficio commissariale a partire dal 12 febbraio 2007 e previste fino al febbraio 2012, hanno interessato anche due eventi straordinari: l'alluvione del 21 maggio 2008 e l'evento critico del settembre 2008 che ha portato alla comparsa di schiume lungo gli argini del Sacco.

I risultati dei monitoraggi finora attuati dall'Ufficio Commissariale hanno evidenziato, nelle acque superficiali, modesti superi di concentrazione per l' HCH rispetto al limite tecnico tendenziale fissato dall'Ufficio commissariale (0.1 µg/l: obiettivo di qualità 2008), presenti in maniera discontinua sia nel tempo sia dal punto di vista della distribuzione superficiale. A partire dal 2011 sono state programmate altre aree di controllo nella zona di confluenza del Sacco con il Liri ed in particolare nei comuni di Ceprano e Falvaterra (Fr). Queste misurazioni hanno opportunamente evidenziato delle concentrazioni minori rispetto ai limiti imposti dalle "norme tecniche in campo ambientale" ed un superamento delle stesse in sole occasioni eccezionali riguardanti fenomeni di piena.

### **1.3 Stato qualitativo del corpo idrico**

Per attuare una caratterizzazione adeguata al caso di studio sono stati presi in considerazione gli stati qualitativi dei corsi d'acqua del bacino di interesse. Nel caso specifico è stato esaminato da parte dell'autorità di bacino del fiume Liri-Garigliano lo stato di inquinamento, descritto da microdescrittori e macrodescrittori, sia del corso principale del corso d'acqua sia dei suoi affluenti maggiori. In particolare viene individuato lo stato qualitativo del fiume Sacco in corrispondenza della sua vallata.

Secondo il D.L. 152/06, la classificazione dello stato ecologico di un corso d'acqua superficiale viene effettuata incrociando il dato risultante dai macrodescrittori (L.I.M.) con il risultato dell'indice biotico esteso (I.B.E.), attribuendo alla sezione in esame o al tratto da essa rappresentato il risultato peggiore tra quelli derivati dalle valutazioni relative all'I.B.E. e ai macrodescrittori. Procedendo in questo senso il livello di qualità relativo ai macrodescrittori L.I.M. viene attribuito secondo la seguente tabella:

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat.) (*)	≤   10   (#)	≤   20	≤   30	≤   50	>   50
BOD <sub>5</sub> (O <sub>2</sub> mg/L)	< 2,5	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (O <sub>2</sub> mg/L)	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH <sub>4</sub> (N mg/L)	< 0,03	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1,5	> 1,5
NO <sub>3</sub> (N mg/L)	< 0,30	≤ 1,5	≤ 5	≤ 10	> 10
Fosforo totale (P mg/L)	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,30	≤ 0,6	> 0,6
Escherichia coli (UFC/100 mL)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000

Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO MACRODESCRITTORI	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

Figura 1.4. Tabella dei macrodescrittori (autorità di bacino dei fiumi Liri-Garigliano e Volturno). [8]

Per quanto riguarda l'analisi chimica per i microdescrittori devono essere controllati, secondo quanto riportato nella Tabella 2 D.lgs. 152/99 Allegato 1, i valori dei composti:

Inorganici (1)	Organici
Cadmio	DDT
Cloro totale	Esaclorobenzene
Mercurio	Esaclorocicloesano
Nichel	Esaclorobutadiene
Piombo	1,2 dicloroetano
Rame	Tricloroetilene
zinco	Triclorobenzene
	Esaclorocicloesano
	Percloroetilene
	pentaclorofenolo

Figura 1.5 – (1) se è accertata l'origine naturale di una di queste sostanze organiche non deve essere presa in considerazione come sostanza inquinante (D.lgs.159/99 Allegato 1).[7]

L'aver selezionato il rilevamento di tali elementi e composti è derivato dall'azione di caratterizzazione iniziale del sito che, specificando la produzione industriale nell'area contaminata, ha individuato i probabili inquinanti presenti nella matrice ambientale derivati dai processi industriali locali.

Lo stato ambientale è definito in relazione al grado di scostamento rispetto alle condizioni di un *corpo idrico di riferimento*. La definizione di quest'ultimo va a considerare un corpo idrico avente caratteristiche idromorfologiche, biologiche e biochimiche esenti da alterazioni antropiche.

Si andranno così a definire vari livelli di scostamento in relazione tra i due corpi idrici considerati e, in base alla *figura 1.6* verranno identificati i tratti del letto fluviale a maggior rischio di alterazione.

Gli stati di qualità ambientale previsti per le acque superficiali sono riportati nella tabella seguente:

<b>ELEVATO</b>	Non si rilevano alterazioni dei valori di qualità chimico-fisiche e la qualità biologica sarà caratterizzata da una composizione dello stesso ecotipo che si avrebbe in situazioni indisturbate
<b>BUONO</b>	Si rilevano bassi livelli di alterazione della qualità biologica e si discostano solo leggermente dalla situazione di corpo idrico di riferimento. La concentrazione di macroinquinanti non comporta effetti sull'ecosistema
<b>SUFFICIENTE</b>	SI riscontrano valori di alterazione antropica maggiori rispetto al "buono stato" e i valori di qualità biologica si scostano moderatamente dalla situazione di corpo idrico di riferimento
<b>SCADENTE</b>	Si rilevano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi della qualità biologica e l'ecosistema risulta alterato rispetto alla situazione di corpo idrico di riferimento. La concentrazione di microinquinanti comporta alterazioni a breve e a lungo termine sulle comunità biologiche presenti in esso
<b>PESSIMO</b>	Vengono evidenziati valori di alterazione gravi sulla qualità biologica rispetto alla condizione di corpo idrico di riferimento e la presenza di microinquinanti è in concentrazioni talmente elevate da indurre gravi effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche presenti in esso

*Figura 1.6 - Stati dei corpi idrici definiti dal decreto 152/06 allegato 1. [7]*

In base a questa classificazione ed alle analisi fatte nei vari tratti fluviali si è arrivati all'individuazione dei vari stati; analisi effettuate dall'*Autorità di bacino dei fiumi Liri-Garigliano e Volturno*.



Figura 1.7 - Immagine relativa allo stato di contaminazione dei fiumi Liri-Garigliano e Volturno [8] ▲ {sezione presa in considerazione}

Da quest'immagine è messo in evidenza lo stato del tratto relativo al fiume Sacco: Dalla sorgente possiamo constatare che il grado di alterazione risulta basso quasi inesistente, mentre all'altezza di Colleferro lo stato d'alterazione è marcato passando da "scadente" a "pessimo".

Il tratto di alterazione si protrae fino allo scalo industriale nel comune di Sgurgola per poi ricevere le acque dall'Alabro e confluisce nella zona di Frosinone-Ceprano che vanta un nucleo industriale considerevole proprio in prossimità del letto fluviale. Successivamente a queste aree industriali il fiume finisce il suo corso confluendo nel Liri in prossimità della frazione di Isoletta a confine con il comune di Ceprano e Falvaterra.

## 1.4 Processi di bonifica e monitoraggio

L'azione di mitigazione/bonifica è stata effettuata sostanzialmente tramite due tipologie di interventi:

- Asportazione della matrice inquinata, trattamento, deposito in discarica

- Aumento della cinetica di biodegradazione dell'inquinante mediante *bioremediation* (capitolo 3.3)

Per quanto riguarda il primo punto il progetto di bonifica ha interessato interventi sia sulla matrice “suolo-sottosuolo” sia sulla matrice “acque sotterranee” con interventi *on-site* nei punti in cui la matrice ambientale poteva presupporre un trattamento del genere e interventi *off-site* in aree in cui la matrice ambientale presentava un livello di concentrazione di inquinante elevato. Dopo esser state stabilite delle asportazioni selettive di suolo contaminato da metalli pesanti, fitofarmaci e diossine, il loro confinamento è stato indirizzato verso siti di stoccaggio permanente dotati di una capacità idonea a ricevere terreni con queste caratteristiche; tali selezioni sono state corredate da un'analisi iniziale di caratterizzazione che ne ha permesso l'individuazione approfondita dell'estensione, della sorgente e dello stato di contaminazione dell'area.

La realizzazione di un pozzo di captazione ha permesso il deposito dell'inquinante sullo strato di fondo, permettendone l'asportazione, il trattamento e successivamente il deposito in zone adibite alla detenzione di tale materiale. Tali interventi hanno consentito un notevole miglioramento delle qualità delle acque anche in condizioni di massimo stress idrologico.

L'indagine sulla qualità delle acque del fiume Sacco del 18 marzo 2011, effettuata in concomitanza con l'alluvione del 17 marzo, ha mostrato una attenuazione della contaminazione (ridotta a circa un terzo rispetto alla rilevazione di un evento analogo accaduto il 21 maggio 2008) in tutte le stazioni di misura.

Altre azioni di bonifica sono state condotte mediante l'asporto del materiale contaminato verso siti individuati per lo smaltimento in relazione alla concentrazione e all'inquinante presente.

Per quanto riguarda le zone in cui non è stata effettuata ancora la bonifica, poiché considerate non a rischio, i dati del monitoraggio hanno evidenziato un superamento del valore limite di  $\beta$ -esaclorociclosano esclusivamente in condizioni straordinarie (eventi alluvionali), a dimostrazione del fatto che la contaminazione fluviale è da ricondurre principalmente a sedimenti fluviali residuali e a presenza di fitofarmaci su suoli agricoli.

I dati di monitoraggio della rete idrica superficiale, dei sedimenti fluviali e delle acque sotterranee acquisiti da Arpa Lazio (ente che si occupa della gestione della risorsa idrica nel Lazio), aggiornati al mese di marzo 2010, evidenziano un riscontro positivo rispetto ai limiti consentiti dalla *figura 1.3*.

Inoltre, a partire dal mese di dicembre 2010, l'Ufficio commissariale ha esteso il monitoraggio delle acque del fiume Sacco fino alla confluenza con il fiume Liri presso Falvaterra, con la creazione di ulteriori 10 stazioni di misurazione. L'avvio del monitoraggio, la cui prima fase si è conclusa nell'ottobre 2011, ha evidenziato, in modo ubiquitario, la sola presenza di manganese, superamenti che rientrano nell'incertezza analitica riconducibile anche al fondo naturale, e di ione nitrato (inquinamento di

origine biologica). Non è stata rilevata la presenza di fitofarmaci in alcuna stazione di misura.

Altri interventi di monitoraggio della qualità delle acque del fiume Sacco sono da attribuirsi a delle scelte amministrative atte a imporre ad ogni nuova opera di sbarramento del corso d'acqua per produzione di energia elettrica l'obbligatorietà di effettuare di misure di concentrazione mirate al rilevamento dei fitofarmaci responsabili della contaminazione.

## 1.5 Inquadramento geologico ed idrografico del sito e del bacino

L'area considerata ha una formazione risalente al quaternario superiore ed è compresa complessivamente nella placca mediterranea responsabile della formazione della fascia appenninica. Successivamente ad uno scontro compressivo con la placca eurasiatica la zona interessata ha subito delle deformazioni crostali di tipo estensivo e la modificazione sostanziale della zona è stata caratterizzata da eruzioni di vulcani presenti nell'area laziale adesso inattivi.

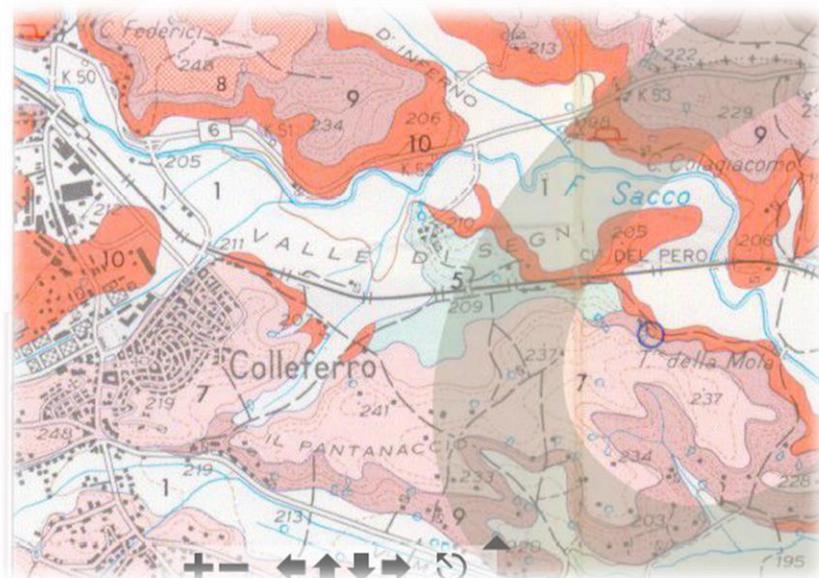
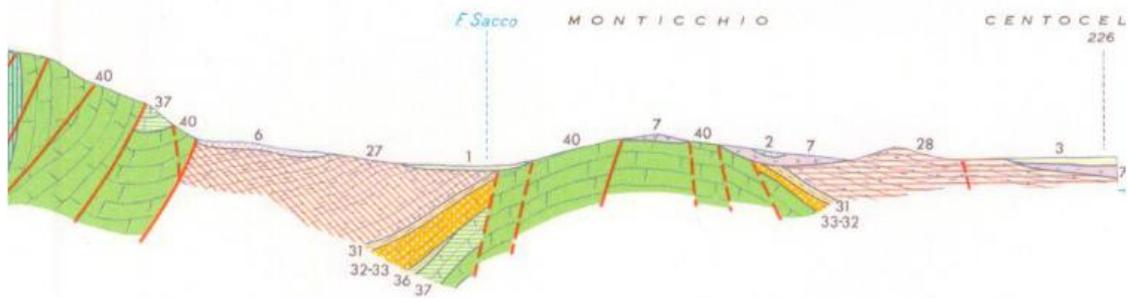


Figura 1.8 - Carta geologica Sezione Anagni, Lazio. [5]

- Depositi alluvionali recenti
- Ceneriti ocracee o rossicce
- Detrito di falda antico
- Ceneriti a granulometria arenatica
- Colata piroclastica di natura leucitica a matrice micropomicea

Come evidenzia la carta geologica dell'area la valle del Sacco è principalmente caratterizzata da materiali di riporto consolidati, atti a testimoniare lo scorrimento di corpi fluviali che hanno accumulato detriti nella zona.

Alla base di questi troviamo un letto geologico contrassegnato da ceneriti e sedimenti vulcanici, tufi, riconducibili sia all'attività del Vulcano Laziale che al vulcanismo della valle latina come evidenzia anche la sezione considerata nella *figura 1.9*. Questa conformazione geologica favorisce lo scorrimento in falda presentando elevati coefficienti di permeabilità soprattutto negli strati superficiali non consolidati.



*Figura 1.9 - Sezione geologica stratigrafica nella valle del Sacco.[5]*

Dal piano di caratterizzazione del SIN è emerso che l'agente contaminante, raggiungendo la falda sottostante l'area di contaminazione, si sia diffuso in maniera repentina arrivando fino alle emergenze del fiume Sacco e, attraverso esso, si sia trasportato lungo tutta la vallata contaminando l'area circostante.

Per ricostruire il flusso dovuto a falde sotterranee ci si serve della carta idrogeologica del sito che ne individua le isopieze permettendoci di individuare la direzione di contaminazione. Nel caso in esame la distanza tra gli scarichi industriali e il letto fluviale è molto vicina e ciò ha favorito una più veloce migrazione del contaminante.

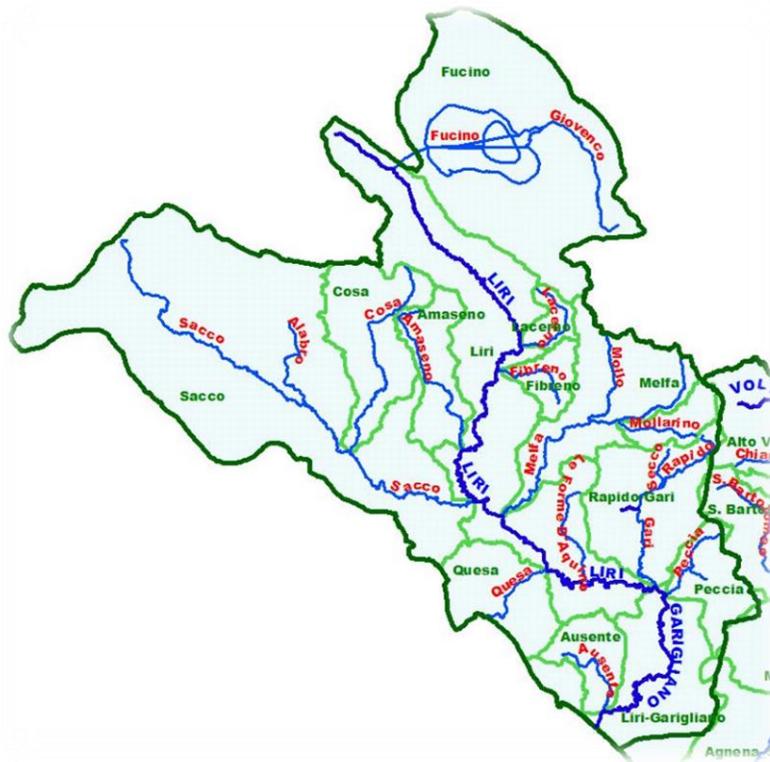


Figura 1.10 - Bacino del Liri-Garigliano comprendente le aree dei sottobacini dei suoi affluenti.[8]

Il sottobacino del fiume Sacco costituisce l'estrema porzione occidentale del bacino dei fiumi Liri - Garigliano. Il Sacco, affluente in destra del fiume Liri, è il più importante fra i corsi d'acqua secondari del bacino del Liri Garigliano poiché ne costituisce il 25% dell'area totale del bacino. Nasce ad una quota di circa 525 metri s.l.m. nel bacino dei Monti Affilani e Presestini, nel comune di Anagni. Dopo aver percorso complessivi 96 km bagnando le province di Roma e Frosinone, si immette nel fiume Liri ad una quota di 75 metri sul livello del mare nel territorio di Ceprano, a valle dell'abitato. Il suo maggiore affluente è l'Alabro seguito dal fiume Cosa all'altezza di Frosinone come mostra la *figura 1.10*. Nella porzione più montana (a monte dalla stazione di Olevano Romano) il fiume scorre incassato nei terreni in posto, mentre la restante parte presenta sempre un letto ricoperto da materiale alluvionale di spessore variabile, correndo incassato nella sua piana alluvionale.

Le sponde, lungo l'intera estensione di questo tratto, sono interessate da erosioni che in alcuni punti evolvono in veri e propri crolli e/o scivolamenti. L'ultimo tratto di fiume, a monte della confluenza con il fiume Liri, risulta invece ben incassato e presenta un minore rischio di esondazione.

L'area del bacino del Sacco ha un'estensione complessiva di 1730 km<sup>2</sup>, mentre la sezione presa in considerazione ha un'estensione superficiale di 517,8 km<sup>2</sup> all'altezza di Colleferro. Il 60% della copertura del territorio risulta permeabile come mostrato dalle formazioni idrogeologiche di *figura 1.11*

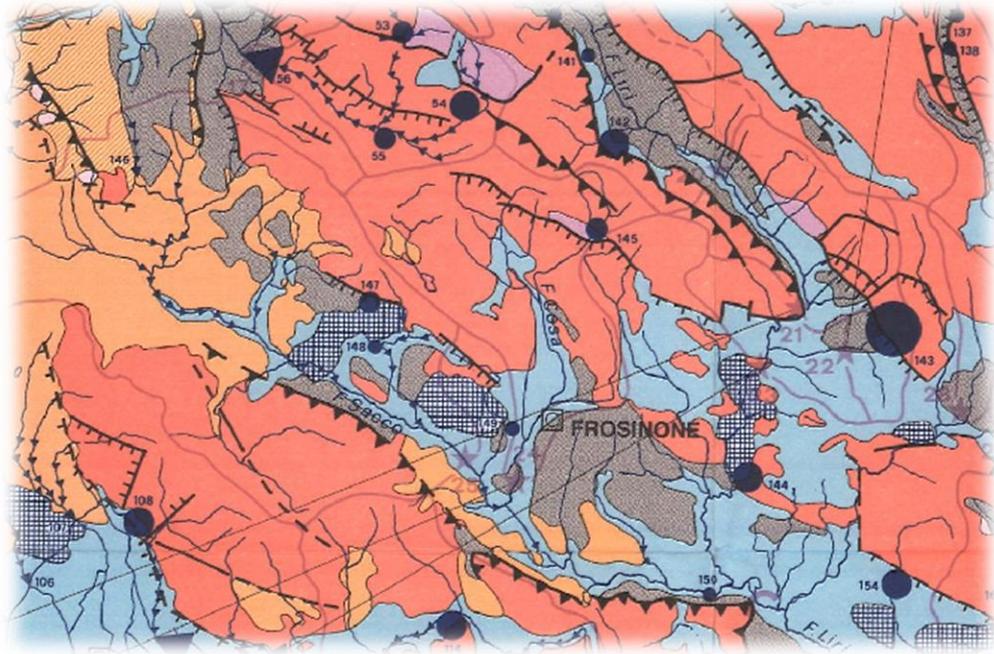


Figura 1.11 - Carta idrogeologica relativa al bacino del Sacco, affluente del Liri.[5]

-  Depositi detritici, alluvionali e lacustri
-  Depositi di travertino di origine idrotermale
-  Complesso delle vulcaniti, formate da piroclastici, ignimbriti e lave
-  Depositi prevalentemente argillosi e arenacei

I primi depositi sono caratterizzati da un'elevata eterogeneità litologica con uno spessore variabile, presentano degli scambi evidenti con le acque superficiali esercitando una funzione regolatrice del flusso d'acqua. Gli spessori in travertino presentano invece una buona permeabilità ed una notevole capacità di immagazzinamento ma, per la zona in interesse presentano esclusivamente degli approvvigionamenti locali. Le acque contenute in essa possono presentare un elevato contenuto di solfati.

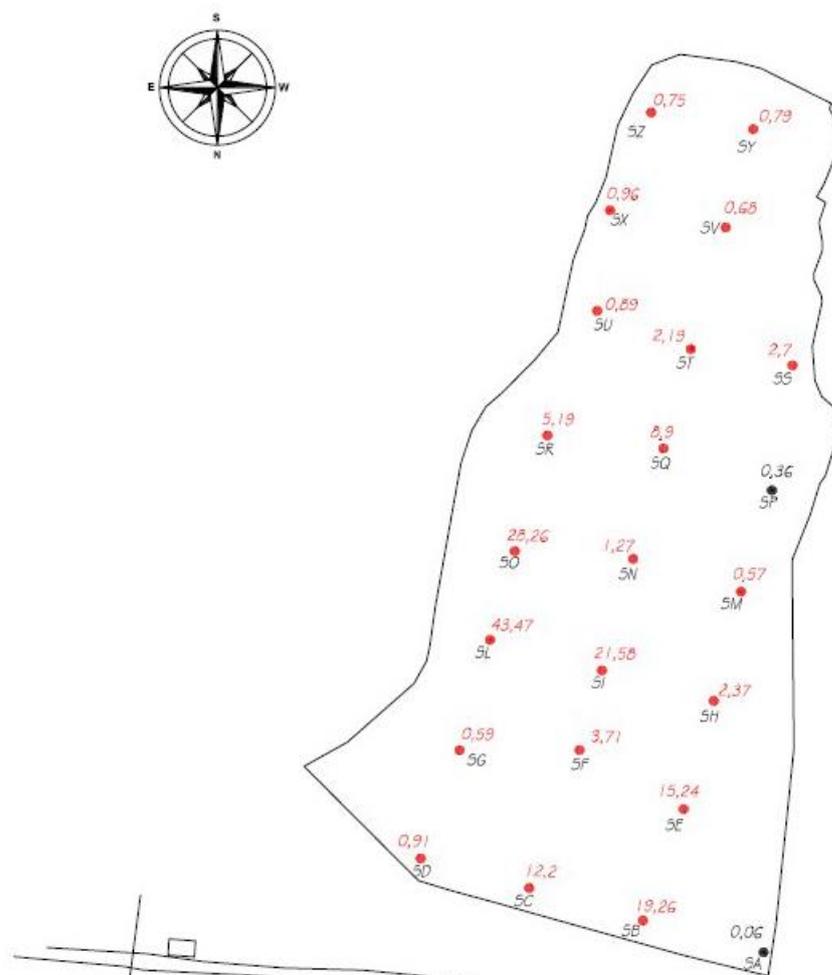
Per quanto riguarda il complesso di vulcaniti esse presentano una buona permeabilità d'insieme dovuta a fessurazioni, e consentono un elevato carattere di approvvigionamento.

Il substrato dell'area è caratterizzato da un complesso di argille marine con uno spessore di un centinaio di metri che risulta impermeabile e quindi individua la profondità a cui arriva la falda nella zona del frusinate.

## 1.6 Area di interesse per l'acquisizione delle concentrazioni di $\beta$ -HCH

La zona presa in esame è quella evidenziata nella *figura 1.12* relativa all'area "Arpa 2". La zona venne usata come discarica cumulativa sia di scarti di produzione delle industrie limitrofe sia per accumulo suoli contaminati anche se non era stata appositamente progettata per questo scopo; inoltre, durante la caratterizzazione del sito, furono trovate al suo interno dei fusti interrati contenenti contaminanti tossici per l'ambiente.

Grazie agli interventi di carotaggio fatti per la caratterizzazione del territorio se è arrivati ad una definizione dettagliata delle sostanze presenti nella discarica del sito Arpa 2 e grazie a questo vengono qui riportati graficamente sia i punti in cui è stato effettuato il sondaggio sia la concentrazione di diverse sostanze inquinanti. Per la specificità della tesi andremo esclusivamente a considerare le concentrazioni relative al  $\beta$ -HCH contenuto nel terreno.



*Figura 1.12 - Carotaggi effettuati nella zona "Arpa 2" durante il piano di caratterizzazione (fonte Arpa Lazio).*

## ● ● Concentrazione di fitofarmaci in $\text{mg}_{\text{HCH}}/\text{kg}_{\text{suolo}}$

L'area occupata dalla discarica Arpa 2 è complessivamente di 13345 m<sup>2</sup> di terreno utile per il deposito di materiale. Dai carotaggi, effettuati fino ad una profondità di 4 m dal piano della discarica, ci si accorge che ci sono vari picchi di concentrazione di fitofarmaci specialmente nelle zone centrali facendo presupporre una forma a vasca; inoltre il sito di discarica non prevedeva delle aree drenanti per cui non era previsto uno smaltimento del percolato presente in essa causandone un continuo accumulo.

## 2 Modello di qualità delle acque

Le normative europee e recepimenti italiani hanno incentivato l'interesse al controllo delle acque da parte di specifici elementi inquinanti. I modelli di qualità delle acque si avvalgono di equazioni matematiche che consentono di mettere in relazione la qualità delle acque e i fattori che causano la presenza di sostanze inquinanti in esse. Di regola questi modelli matematici si occupano di:

- Individuare gli input di immissione dell'inquinante
- Simulare la cinetica e le reazioni nel sistema in considerazione
- Sintetizzare i tempi di distribuzione all'uscita del sistema

Per quanto riguarda l'immissione di carichi inquinanti nei corpi idrici si procede attraverso *approcci stocastici o deterministici*.

I primi si avvalgono di elementi probabilistici e c'è la necessità di avere a disposizione dati di qualità delle acque di almeno un periodo di 5 anni per effettuare delle stime.

Il secondo metodo si basa su dati sperimentali che richiedono un modello sviluppato sulla base di dati che si possono conoscere tramite analisi in loco.

Gli elementi che vanno a definire la qualità di un'acqua possono essere organici, inorganici, radioattivi, termici, biologici oppure possono essere definiti in base alla richiesta biochimica di ossigeno (COD) o, se trattiamo esclusivamente sostanze biodegradabili, in termini di BOD.

La conoscenza della frequenza e del tempo di distribuzione dei carichi inquinanti è inoltre importante per la stima del carico inquinante totale in quanto permette di determinare l'impatto complessivo che la fase inquinante ha sul corpo fluido preso in esame. Se consideriamo un picco istantaneo in ingresso con un determinato carico su uno specifico tratto esso avrà un impatto diverso, sia dal punto di vista dell'inquinamento sia dal punto di vista dello smaltimento, rispetto allo stesso carico versato nello stesso tratto considerato ma immesso in un periodo di tempo esteso. Per avere un alto livello di precisione c'è la necessità di avere a disposizione un ampio numero di dati che non sempre sono reperibili.

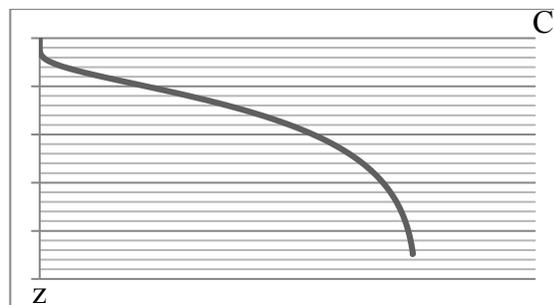
### 2.1 Ingresso dell'inquinante nel corpo idrico

Principalmente le modalità di immissione di sostanze inquinanti in corpi idrici possono avvenire mediante un *ingresso diretto* o mediante *falde* contaminate da matrici ambientali compromesse.

Per quanto riguarda l'ingresso diretto nella sezione che stiamo considerando, la concentrazione dell'inquinante sarà messa in relazione direttamente alla portata del fluido e alla sua capacità di degradazione. Bisognerà quindi effettuare delle misure di concentrazione nel presunto punto di immissione dell'inquinante e metterlo in relazione alla portata del fluido considerato, andando quindi a considerare la diluizione dell'inquinante.

Considerando il secondo caso c'è bisogno di un'analisi più complessa del fenomeno: si procede analizzando la stratigrafia dell'area considerata prima dal punto di vista geologico e poi con una caratterizzazione idrogeologica del sito, che ne definisca la conducibilità idraulica della zona. Devono inoltre essere individuate tutte le possibili falde sotterranee che possono incidere sia sul trasporto dell'inquinante sia sulla diluizione dello stesso e individuare il punto idrogeologico in cui troviamo l'emergenza della falda nel corpo idrico considerato. Dopo questa caratterizzazione bisogna indicare, a seconda della tipologia dell'emergenza, se l'ingresso dell'inquinante avviene mediante emergenza puntuale o distribuita.

In base a questa caratterizzazione si prenderà la concentrazione effettiva nella parte di suolo analizzata, si metterà in relazione al contenuto d'acqua presente in essa ed infine si prenderà in considerazione anche il coefficiente di permeabilità della colonna di suolo analizzata. Qualitativamente otterremo come risultato una variazione di concentrazione in funzione della profondità e del tempo come mostrato dalla *figura 2.1*



*Figura 2.1 - Andamento qualitativo della concentrazione dell'inquinante per diffusione nel terreno.*

## 2.2 Differenziazione dei corpi idrici e relative qualità depurative

### 2.2.1 Scarico nei fiumi

Poiché i processi di depurazione sono essenzialmente governati dalla capacità di un corpo idrico dell'ossigeno disciolto in esso è evidente che una maggior capacità di ricambio idrico favorisce una concentrazione costante dell'ossigeno a saturazione: è questo il caso dei fiumi.

L'elevato ricambio idrico che li caratterizza permette una cinetica di depurazione per le sostanze biodegradabili molto elevata, garantendo non solo l'autodepurazione ma anche la sopravvivenza dei vari biotipi presenti in esso. In relazione all'elevato ricambio idrico sono quindi preferibili degli scarichi posizionati in punti in cui il corso d'acqua sia a carattere torrentizio prevedendo, qualora la portata della corrente da scaricare fosse elevata, la progettazione di ali di protezione all'erosione.

Per valutare gli effetti che immissione di sostanze inquinanti, intendendo per esse quelle sostanze non naturalmente presenti nel sistema in considerazione, non bisogna trascurare i fenomeni chimici, fisici e biologici che ne determinano la degradazione; per questo si ricorre valutare la presenza di ossigeno contenuto in acqua sottoforma di BOD o COD a seconda della sostanza, nell'ordine biodegradabile e non, da considerare.

La relazione che tiene conto di queste due forme di concentrazione deriva dalla manipolazione dell'equazione di continuità e, poiché nella pratica ci si rifà a studi monodimensionali l'equazione risultante è

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{\Omega(x,t)} \frac{\partial}{\partial x} \left[ E(x,t) \Omega(x,t) \frac{\partial C}{\partial x} \right] - \frac{1}{\Omega(x,t)} \frac{\partial}{\partial x} [Q(x,t)C] - S(C,x,t) \quad (2.1)$$

Dove,  $C$  è la concentrazione del contaminante,  $\Omega$  è l'area della sezione considerata,  $E$  è il coefficiente di diffusione,  $x$  è la distanza,  $t$  il tempo,  $Q$  è la portata e  $S$  è il decadimento o l'immissione di altro contaminante. Se escludiamo la possibilità di diffusione lungo l'asse longitudinale  $E(x,t) = 0$ , che la cinetica di decadimento sia del primo ordine con una costante pari a  $K$  e che si possa assumere una velocità uniformemente costante data dal rapporto  $\frac{Q}{\Omega} = v$  l'equazione (2.1) diventa:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} - KC \quad (2.2)$$

Se si pensa di correlare la (2.2) alla variazione del deficit di ossigeno  $D$  definito come differenza tra la concentrazione a saturazione  $C_s$  e la concentrazione nella sezione

in osservazione C del contaminante preso in considerazione, l'integrazione della (2.2) sarà data da:

$$D(t) = \frac{k_1}{k_2 - k_1} B_0 (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 e^{-k_2 t} \quad (2.3)$$

Avendo espresso con  $k_1$  e  $k_2$  i due coefficienti di riossigenazione; il primo tiene conto della respirazione cellulare (deossigenazione) e il secondo della riossigenazione,  $B_0$  il BOD inizialmente presente ( $t = 0$ ) e non considerando il consumo di ossigeno dovuto alla respirazione di alghe o bioti. Nella determinazione di  $k_1$  bisogna prendere in considerazione le prove in laboratorio standardizzate con cui si ottiene il BOD<sub>5</sub> mentre per la determinazione di  $k_2$  c'è bisogno di una correlazione a seconda dei diversi regimi fluviali.

Corpo idrico	Valori di $k_2$ a 20°C (base esponenziale)
Piccoli stagni	0.115 ÷ 0.230
Fiumi molto grandi e grandi laghi	0.230 ÷ 0.345
Grandi fiumi con basse velocità	0.345 ÷ 0.460
Grandi fiumi con velocità normali	0.460 ÷ 0.690
Fiumi veloci	0.690 ÷ 1.150
Rapide e cascate	> 1.150

Tabella 7- Valori tipici della costante di riossigenazione  $k_2$  per i diversi regimi fluviali (Metcalf & Eddy.1979).[3]

Nel caso in cui la temperatura sia diversa alla temperatura standard 20°C allora possono essere usate le relazioni:

$$k_{1(T)} = k_{1(20^\circ)} (1.135)^{T-20^\circ}$$

$$k_{2(T)} = k_{2(20^\circ)} (1.016)^{T-20^\circ}$$

L'equazione (2.3) dà luogo ad una curva detta "Curva a sacco" e storicamente è stata studiata da Streeter-Phelps nel 1921; in essa è evidenziato l'andamento della concentrazione di ossigeno disciolto in acqua in funzione della distanza dal punto di immissione.

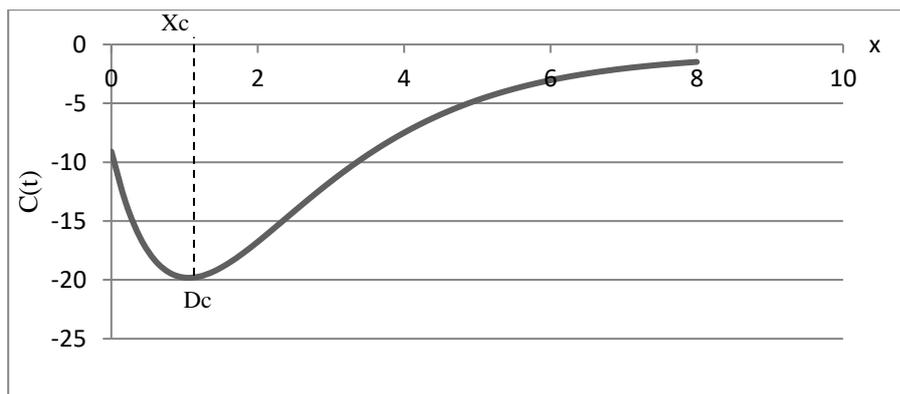


Figura 2.2 - Andamento della concentrazione di ossigeno in funzione dello spazio

La figura 2.2 ne indica l'andamento della  $C(t)$  e ci permette oltremodo di individuare il valore critico  $D_c$  che rappresenta la concentrazione minima di ossigeno disciolto in acqua. Il  $D_c$  viene individuato eguagliando il consumo di ossigeno richiesto e la riossigenazione atmosferica arrivando all'equazione:

$$D_c = \frac{k_1}{k_2} B_0 e^{-k_1 t_c} \quad (2.4)$$

È quindi facile ed opportuno ricavare la distanza dal punto di immissione  $x_c$  in cui il deficit di ossigeno assume il livello massimo, e ciò è possibile sfruttando la relazione cinematica  $\frac{x_c}{t_c} = v$  e ricavando  $t_c$  dalla (2.4). In questo modo risulta di facile derivazione la relazione di Streeter-Phelps (2.3) in funzione dell'ascissa monodimensionale  $x$  ed eguagliandola zero, ottenendo la seguente:

$$x_c = \frac{V}{k_2 - k_1} \ln \left[ \frac{k_1}{k_2} \left( 1 - \frac{D_0(k_2 - k_1)}{k_1 B_0} \right) \right] \quad (2.5)$$

La quale completata la definizione del profilo di inquinamento di un fiume nel caso di un solo scarico.

### 2.2.2 Scarico nei laghi

I grandi volumi idrici presenti nei laghi di regola non corrispondono ad un elevata capacità di diluizione della sostanza inquinante e ciò è messo in relazione al fatto che il ricambio idrico per laghi di grandi dimensioni necessita di un tempo dell'ordine degli anni prima di avere un ricambio totale del volume d'acqua al loro interno; basti pensare che il tempo di ricambio del lago di Garda è nell'ordine di una decina di anni. Questa capacità è relazionata alla quantità di metri cubi affluenti ed effluenti dal lago anche se

in generale possiamo affermare che il sistema “lago” costituisce un ambiente delicato riguardo la degradazione di sostanze inquinanti.

Da questo punto di vista sono favoriti quei laghi con una profondità ridotta ed elevata estensione superficiale; in questi casi il ricambio d’ossigeno avviene superficialmente tra atmosfera e correnti superficiali con modesti rendimenti per il mescolamento. Il bilancio di massa descritto in questo caso si riduce a considerare il lago come un serbatoio d’acqua in cui il problema della conoscenza della contaminazione del lago risulta noto una volta determinata la costante di decadimento della sostanza inquinante, le portate, i volumi e le concentrazioni degli emmissari e degli immissari.

Il bilancio di massa da considerare è:

$$WdC = (Q_f C_f dt + Q_p C_p dt) - (Q_f + Q_p) C dt - (VCK dt) \quad (2.1)$$

In cui  $W$  è il volume del lago;  $C$  è la concentrazione dell’inquinante;  $Q$  è la portata,  $K$  è la costante di decadimento del primo ordine

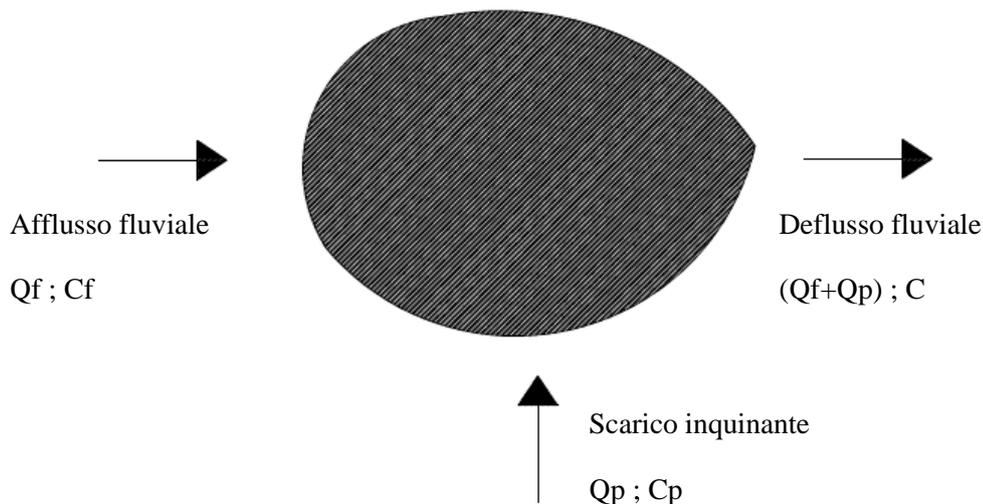


Figura 2.3 - schema di modello a mescolamento completo per piccoli laghi  
Posti quindi

$$G = Q_f C_f + Q_p C_p$$

$$Q = Q_f + Q_p$$

e introducendo il tempo di detenzione

$$t_d = \frac{W}{Q}$$

L'integrazione della 2.1 darà

$$C = \frac{G}{\beta W} (1 - e^{-\beta t}) + C_0 e^{-\beta t}$$

In cui  $C_0$  è la concentrazione iniziale del lago e

$$\beta = \frac{1}{t_d} + K$$

Il problema della contaminazione dei laghi resta così risolto una volta note la costante di decadimento della sostanza inquinante nonché portate, volumi e le concentrazioni degli emissari e degli immissari.

Per quanto riguarda la legge di decadimento della sostanza dovuto a metabolizzazione batterica o semplice degradazione della molecola si rimanda a testi specializzati atti a descrivere le specifiche dell'inquinante in esame. Generalmente, per avere un'idea della cinetica di scomparsa dell'inquinante si può far riferimento ad una cinetica di primo grado di tipo esponenziale decrescente che ne descriva la variazione della concentrazione in funzione dello spazio e del tempo come la relazione (2.6)

$$C(x, t) = C_0 e^{-\gamma t} \quad (2.6)$$

- Nei *grandi laghi* caratterizzati da un'elevata profondità intervengono dei fenomeni di stratificazione, generati da differenti densità, che non consentono scambi per il mescolamento creando delle zone a bassa concentrazione di ossigeno che rallentano la decomposizione della sostanza organica con presenza di processi anaerobici se l'ossigeno disciolto fosse presente in bassissime concentrazioni.

Si creano quindi delle suddivisioni di strati (epilimnio, termocline, ipolimnio) a diversa densità; in questo caso il mescolamento avviene esclusivamente con cambi stagionali di temperatura. La parte di epilimnio raffreddato aumenta la sua densità e precipita verso il basso, mentre la parte dell'ipolimnio si porta nella parte alta poiché si trova ad una temperatura maggiore e quindi ad una minore densità. La rigenerazione d'ossigeno in un lago di grandi estensioni e di grande profondità può avvenire esclusivamente in questo modo.

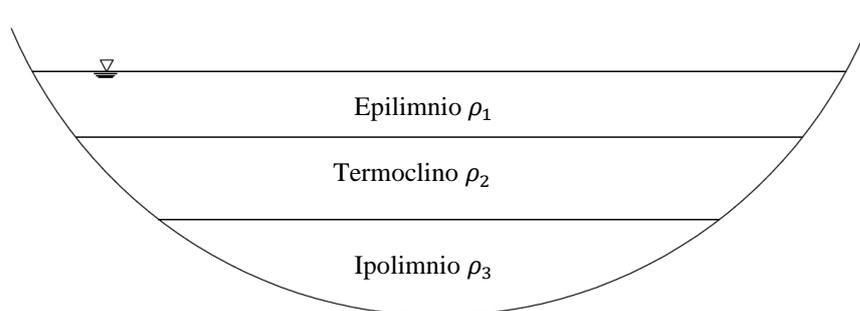


Figura 2.1 - Separazione di zone a differente densità in un lago profondo con  $\rho_1 < \rho_2 < \rho_3$

La velocità dell'acqua interna ad esso è molto bassa, pressoché assente, e facilita la sedimentazione del materiale in sospensione permettendone l'asportazione nella parte più in profondità tramite delle pompe di aspirazione qualora l'inquinante avesse una densità maggiore dell'acqua e la captazione in superficie se risultasse avere una densità minore di quella del lago.

### 2.3 Parametri di qualità dell'acqua

L'inquinamento ambientale è una delle conseguenze dell'attività antropica diffuso anche in zone di grande valore naturale. Bisogna innanzitutto distinguere tra inquinante di origine *biologica* e inquinante derivati da *sintesi chimica*. I secondi, in particolare, sono candidati a perdurare nel tempo poiché la maggior parte di essi non sono biodegradabili ed hanno bisogno di centinaia di anni prima che avvenga il completamento della degradazione.

In natura esistono o cosiddetti "*pre-existing enzymes*" prodotti dai microrganismi che riconoscono le molecole sintetizzate biologicamente e le attaccano, rimuovendole attraverso il processo di mineralizzazione.

Al contrario possono essere degradati i prodotti derivati da sintesi chimica esclusivamente in parte ed in genere quando hanno una composizione molecolare simile a molecole naturali. Tra queste molecole vanno considerate anche quelle dei carboni fossili che, anche se di origine naturale, hanno subito delle trasformazioni di raffinazione che ne hanno cambiato la struttura.

La presenza di queste sostanze negli ambienti naturali presi in considerazione va individuata mediante una serie di parametri; in particolare, considerando il grado di inquinamento in acqua devono essere considerati i seguenti *parametri di qualità*:

- **Fisici**
  - ✓ Temperatura;
  - ✓ Torbidità;
  - ✓ pH;
  - ✓ Conducibilità;
  
- **Chimici**
  - ✓ Ossigeno disciolto;
  - ✓ BOD/COD;
  - ✓ Concentrazione di azoto e fosforo;
  - ✓ Microinquinanti tossici (metalli pesanti o organici volatili);
  - ✓ Livello di inquinamento da macrodescrittori;
  
- **Biologici**
  - ✓ Batteri (coliformi totali o fecali);
  - ✓ Biocenosi batterica, animale o vegetale;
  - ✓ Indici sintetici di valutazione : IBE, IFF;

Tra di essi possiamo effettuare due grandi distinzioni : *inquinanti biodegradabili* e *sostanze tossiche* .

Tra gli *inquinanti biodegradabili* troviamo tutte quelle sostanze normalmente presenti nell'ecosistema e che costituiscono un inquinamento esclusivamente qualora si verifichi un eccesso rispetto alle condizioni naturali. Poiché le concentrazioni naturali costituiscono un punto di equilibrio possiamo affermare che il lento e progressivo processo di biodegradazione avviene con normali processi di autodepurazione dell'ecosistema. Queste cinetiche di stabilizzazione vengono portate avanti attraverso un consumo di ossigeno interno al fluido che genera processi di eutrofizzazione, qualora ci fosse presenza eccessiva di nutrienti, e quindi un impoverimento generale dell'ecosistema.

Le *sostanze tossiche* invece sono da considerarsi nocive anche in ridottissime concentrazioni in quanto, non presenti naturalmente nell'ecosistema, alterano l'equilibrio preesistente in modo permanente conseguentemente all'impossibilità di auto depurazione. Le sostanze inquinanti imputate si distinguono in Composti organici, come il *lindano*, e Metalli pesanti, come il Mg, Cr, As, ecc. Le principali conseguenze legate alla presenza di questa tipologia di inquinanti attivano un'alterazione della biocenosi, un avvelenamento di tutti gli organismi presenti in acqua, di tutti coloro che usufruiscono della risorsa e, a causa della non biodegradabilità, generano un bioaccumulo in relazione alle loro specifiche.

## 3 Descrizione del $\beta$ -esaclorocicloesano

### 3.1 Struttura e specifiche

Il  $\beta$ -esaclorocicloesano fa parte dei pesticidi clorurati i quali sono composti organici con attività insetticida agendo prevalentemente a danno del sistema nervoso. Questi prodotti, unitamente all'esaclorobenzene, aventi proprietà spiccatamente fungicida, costituiscono una classe di pesticidi di grande rilevanza dal punto di vista della contaminazione ambientale per le caratteristiche di persistenza e tossicità.

Gli isomeri di esaclorocicloesano (HCH) rappresentano composti organoclorurati che assumono una colorazione dal marrone al bianco e si presentano sottoforma di polvere cristallina; sono riconoscibili all'olfatto dato il penetrante odore di muffa che sprigionano. L'HCH è una miscela di isomeri diversi, ciascuno con differenti proprietà; l'isomero più conosciuto ed utilizzato è il  $\gamma$ -esaclorocicloesano conosciuto anche con il nome "lindano" sintetizzato per la prima volta nel 1825 da Michael Faraday e ne furono scoperte le proprietà insetticide nel 1933 dal chimico americano Bender e più tardi ampliate dal chimico francese Dupire nel 1940. Il nome "lindano" fu attribuito dal chimico belga Van der Linden che lo annoverò tra una lista di insetticidi esplicandone le proprietà.

Fu impiegato in principio come veleno da contatto o da ingestione e la sua produzione veniva effettuata mediante irraggiamento per la clorazione del benzene. Mediante questa procedura venivano prodotti anche tutti gli altri isomeri che rappresentavano un problema in quanto molto instabili e tossici.

La differenziazione di questi isomeri sta nel posizionamento spaziale degli atomi di cloro nella struttura chimica. Il più stabile tra tutti, e quindi anche il più persistente in natura, risulta essere il  $\beta$ -esaclorocicloesano in quanto ha uno sviluppo planare dell'anello aromatico:

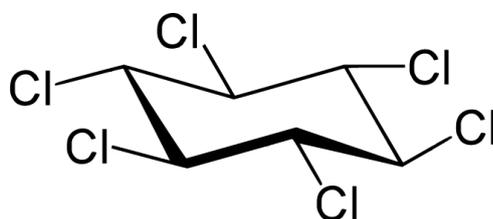


Figura 3.1 - struttura del  $\beta$ -esaclorocicloesano tridimensionale

La reazione che compete alla formazione della molecola di lindano, non essendo un processo spontaneo richiede la presenza di energia nel sistema per far avvenire la sintesi con le molecole di cloro gassoso  $\text{Cl}_2$ . L'aumento dell'energia nel sistema che consente di superare l'energia di attivazione della reazione viene fornita per via fotoelettrica attraverso l'irraggiamento di onde elettromagnetiche UV facendo avvenire la seguente reazione:



Dove E rappresenta l'energia fornita per irraggiamento. Questa porta alla formazione di diversi isomeri, 5 in particolare, con una differente percentuale di produzione:

- $\alpha$ -esaclorocicloesano                      60% ~ 70 %
- $\beta$ -esaclorocicloesano                        5% ~ 12 %
- $\gamma$ -esaclorocicloesano                    10% ~ 15 %
- $\delta$ -esaclorocicloesano                    6% ~ 10 %
- $\varepsilon$ -esaclorocicloesano                 3% ~ 4 %

Di questi il  $\gamma$ -esaclorocicloesano è l'isomero con il più basso punto di fusione (112.8°C) ed ha una più alta incidenza di tossicità rispetto agli altri. Uno dei suoi aspetti tossicologici consiste nell'attaccare il nervi gangliari del sistema nervoso degli insetti per cui venne largamente utilizzato come antiparassitario e successivamente ridotto nell'uso per l'effetto dannoso che recava all'ecosistema circostante.

La sua formula di struttura è  $\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$  con massa molecolare 290,83 g/mol ed una densità pari a 1,89 g/cm<sup>3</sup>. Risulta minimamente solubile in acqua con una concentrazione a saturazione che va da i 0.2 a 8 mg/l mentre in etanolo la sua solubilità aumenta fino a 1,5 g/100g ed in natura è possibile trovarlo principalmente allo stato solido in forma cristallina.

A differenza degli altri isomeri che hanno un punto di fusione pressoché vicino 110°C quello del  $\beta$ -esaclorocicloesano è circa 309 °C, molto alto rispetto alla temperatura ambiente che impedisce una degradazione facilitata. Il tempo di dimezzamento di questo isomero risulta essere maggiore rispetto agli altri, infatti si attesta a 184 giorni se è si trova su terreno coltivato e 100 giorni su terreno incolto.

Se consideriamo la molecola in acqua, a causa della sua densità si andrà a depositare sul fondo con possibilità di adsorbimento da parte del substrato fluviale con conseguente rilascio graduale; a conseguenza di ciò venne bandita la produzione in Italia solo nel 2001.

### 3.2 Effetti sulla salute e vie di migrazione dell'inquinante

Sulla base di dati scientifici il  $\beta$ -esaclorocicloesano è risultato essere tossico agendo principalmente sul sistema nervoso se si è esposti ad elevate concentrazioni della sostanza. Le esposizioni a concentrazioni più basse possono provocare un aumento delle probabilità dei disturbi del fegato, del rene, del cuore, del sistema immunitario, del sistema neurologico, della tiroide e di altre ghiandole endocrine.

È stato dimostrato che la sostanza rimane nell'organismo per diverso tempo in quanto accumulata nei tessuti grassi e lentamente rilasciata nel corpo ospite. Queste evidenze sono il risultato di studi su animali e in rare occasioni direttamente sulla popolazione: nella Valle del Sacco sono state monitorate le patologie insorte negli ultimi anni confermando la tossicità sugli individui in prossimità delle zone contaminate. La contaminazione delle acque da HCH è da imputare principalmente e due cause:

- l'applicazione di tecnologie al HCH per il controllo di proliferazione di insetti
- l'uso della molecola in agricoltura e silvicoltura

In particolare al secondo aspetto è associata una contaminazione del suolo o dei sedimenti particellari dell'esaclorobenzene in esso, mentre la maggior causa di presenza in acqua del contaminante è da attribuire agli scarti di produzione per la sintesi del fitofarmaco.

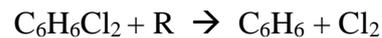
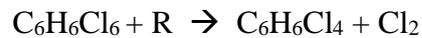
Il principale mezzo di contaminazione per l'area della valle del Sacco è l'acqua nella quale il  $\beta$ -esaclorocicloesano viene trasportato; a causa delle esondazioni vengono contaminate tutte le aree limitrofe al fiume ingenerando un deposito nel terreno; la coltivazione ed il pascolo su questi campi hanno fatto in modo che l'inquinante si diffondesse. Hanno contribuito alla migrazione della sostanza anche le pompe di aspirazione per l'irrigazione dei campi captando direttamente le acque contaminate dal corso del Sacco.

Il dato più preoccupante che emerge da studi effettuati è che la contaminazione non riguarda più solo le popolazioni che vivono a ridosso del fiume, ma avviene attraverso la catena alimentare (carni, latte, verdure, formaggi) facendo temere un notevole aumento della popolazione contagiata o a rischio di contagio. È stata evidenziata infatti, mediante controlli fatti su produzione di latte proveniente da allevamenti su terreni limitrofi agli argini fluviali, la presenza oltre i limiti di concentrazione, concessi in normativa, per l'esposizione al  $\beta$ -esaclorocicloesano.

### **3.3 Analisi per la degradazione del $\beta$ -esaclorocicloesano**

L'isomero  $\beta$ -esaclorocicloesano può essere annoverato tra gli idrocarburi clorurati aciclici e pertanto la loro struttura può essere smantellata in *aerobiosi* attraverso una catena complessa di eliminazione del cloro tramite una deidroclorinazione con una successiva rottura dell'anello aromatico o in *anaerobiosi* attraverso una progressiva declorinazione attraverso la rottura nella molecola di cloro gassoso, il tutto portato avanti da batteri in grado di metabolizzare la struttura del composto [6].

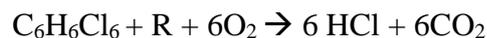
Considerando il processo sotto il quale la molecola va in decomposizione sotto condizioni *anaerobiche* avremo una progressiva dechlorinazione e quindi un progressivo smantellamento della molecola secondo le seguenti reazioni:



Seguite poi da una degradazione aerobica dell'anello benzenico con la formazione di molecole di acqua e anidride carbonica:



Prendendo in esame il processo *aerobico* di degradazione da batteri le reazioni risultanti saranno caratterizzate dall'espulsione di acido cloridrico dalla molecola tramite



Nella quale R rappresenta la reazione metabolica, complessa e qui semplificata, del batterio degradante.

In alcuni casi è possibile che non si arrivi direttamente allo stadio di smantellamento dell'anello benzenico ma si creino degli stadi intermedi con la formazione di clorobenzeni; in questo caso si parla di degradazione parziale; ad esempio considerando le reazioni che avvengono in fase anaerobica se non ci fosse la presenza di ossigeno nella reazione finale non si avrebbe la degradazione completa della molecola conseguendo ad una degradazione parziale in *tertraclorobenzene* o *diclorobenzene*.

Proprio la produzione di questi scarti di metabolizzazione porta in alcuni casi a non poter scegliere la via della *bioremediation*: infatti l'incertezza sull'effettivo processo di decomposizione da parti dei batteri potrebbe portare alla formazione per degradazione di composti più nocivi di quello di partenza.

### 3.4 Bonifica tramite Bioremediation

Per parlare di biodegradabilità di un inquinante bisogna prima verificare se le molecole inquinanti hanno composizione e conformazione spaziale tali da poter essere attaccate dai microrganismi indipendentemente dalle condizioni ambientali. In letteratura possiamo trovare, a seconda della molecola considerata, il grado di suscettibilità all'attacco microbico [6].

Risultano di difficile biodegradabilità i coloroderivati con più di tre atomi di cloro costituenti la molecola: tra questi rientrano tutti i derivati della clorazione del benzene. Per sormontare questo problema la soluzione immediata consiste nel trovare un modo per avere una cinetica di degradazione maggiore; la bioremediation si occupa appunto di trovare batteri che siano in grado di velocizzare il processo biodegradativo della molecola senza arrecare danni all'ambiente in cui si trova.

Un esempio di studi fatti appositamente per l'individuazione di particolari microorganismi è stato portato avanti da [1] con l'individuazione di diversi cloni di *Pseudomonas Paucimobilis*, tra cui l'UT26 e il B90:

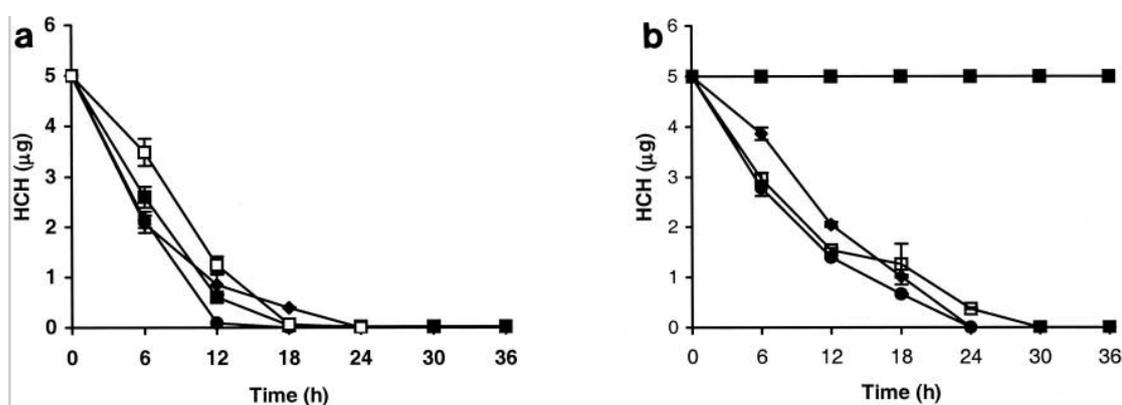


Figura 3.2 - Degradazione dei derivati del lindano in funzione di (a) *S. paucimobilis* B90 e di (b) *S. paucimobilis* UT26. [1]

#### Legenda

- ◆  $\alpha$ -esaclorocicloesano
- $\beta$ -esaclorocicloesano
- $\gamma$ -esaclorocicloesano
- $\delta$ -esaclorocicloesano

Dalle sperimentazioni effettuate emerge che per la degradazione del  $\beta$ -esaclorocicloesano risulta di gran lunga molto più efficiente l'utilizzo di S.P. B90 mentre rispetto agli altri isomeri c'è la possibilità di utilizzo quasi indifferentemente di uno dei 2 cloni poiché la cinetica di biodegradazione è pressoché la stessa.

La *bioremediation* è annoverata tra le tecniche di risanamento ambientale non invasive e nel caso specifico del  $\beta$ -esaclorocicloesano consiste nell'individuare il batterio in grado di attaccare l'anello aromatico presente nella molecola e mineralizzarlo. Sono stati studiati vari ceppi batterici per la degradazione del  $\beta$ -HCH e studiate piante per la fitodepurazione; il risultato ottenuto, in particolare per la bonifica delle matrici di suolo contaminate nell'area di Colleferro, è stato:

- Attraverso l'introduzione del pioppo clone "Monviso" nel terreno, considerando processi di fitodepurazione, da solo ha portato ad una riduzione totale dell'HCH; per i primi sei mesi dall'inserimento si è riscontrata una diminuzione del 10% protrattasi fino al 50% alla fine del secondo anno della sperimentazione. In relazione all'isomero  $\beta$ -esaclorocicloesano, a cui si attesta avere un'emivita di 30-40 anni a seconda delle condizioni ambientali, è stata riscontrata una diminuzione del 57%.
- Considerando processi di depurazione da microrganismi sono stati immessi dei batteri azotofissatori che hanno contribuito ad una riduzione del 60% della concentrazione iniziale, ed in particolare tramite l'introduzione in situ di *cianobatteri UT26 e B90* (degradazione descritta da *Nagasawa S. et al [6]* e supportata da *sperimentazioni in campo medico da [1]*).

Affinché la coltura del batterio non presente nelle zone contaminate risulti ottimale per l'avanzamento della degradazione, bisogna soddisfare delle caratteristiche fisico-chimiche per un adattamento efficace:

- ✓ La concentrazione dell'inquinante non deve essere né troppo elevata né troppo bassa poiché nel primo caso l'alta concentrazione può esercitare un'azione tossica sulle popolazioni microbiche capaci di degradare l'inquinante, inibendone l'attività metabolica e quindi rallentando il processo di decontaminazione; nel secondo caso la concentrazione molto bassa non consente un'adeguata crescita della microflora degradante che pertanto non può esplicare la sua attività di rimozione
  - ✓ Il contenuto d'acqua nel suolo, e quindi il terreno a saturazione, deve essere compreso tra il 30% e l'80% in quanto deve soddisfare le richieste fisiologiche dei microrganismi e per il trasporto dei nutrienti.
  - ✓ Se il pH del suolo risulta neutro o con valori vicini alla neutralità la degradazione dei contaminanti è più rapida rispetto a suoli alcalini o acidi. Si può ovviare a questo ostacolo calcificando il suolo per l'impianto dei batteri, rendendo pressoché neutro l'ambiente per i microrganismi.
  - ✓ Deve essere rispettata la proporzione tra Carbonio Azoto e Fosforo in rapporto C:N:P = 100:10:1 poiché la presenza di concentrazioni maggiori di nitriti potrebbe causare la morte dei batteri.
  - ✓ Bisogna scegliere la tipologia dei batteri anche in funzione della loro azione aerobica o anaerobica in funzione della presenza di ossigeno nel terreno.
- Questo set di parametri garantisce un'ottimizzazione delle condizioni per la degradazione compiuta da microrganismi atti all'eliminazione dell'inquinante.

La tecnica non invasiva considerata potrebbe inoltre essere integrata con altre tecnologie di bonifica al fine di garantire un aumento della cinetica di degradazione

come l'insufflazione di aria nel terreno (*bioventing*) o l'aumento di temperatura tramite *pirolisi*.

La scelta delle varie tecnologie di bonifica può essere coadiuvata dalla presa visione delle matrici di screening inquinate: questa tabella va a dare delle indicazioni sia sulla matrice inquinata sitospecifica, sia sulla tecnologia adottata per l'eliminazione fornendo un' indicazione sulle tecniche che giovano alla bonifica nelle situazioni in cui sono applicate; è possibile trovare questa tabella nel sito dell'ISPRA [9].

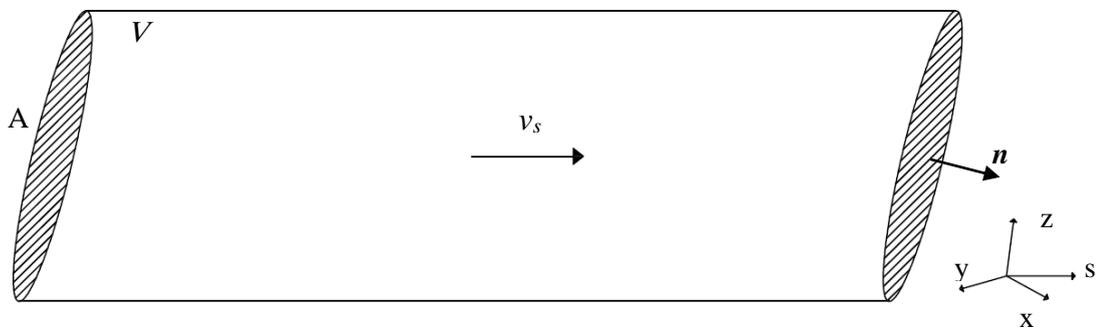
## 4 L'equazione della diffusione-dispersione

### 4.1 Descrizione del trasporto solido in sospensione nello spazio

Lo studio del trasporto solido in sospensione utilizza la condizione di conservazione della massa della sostanza dispersa. Detta  $C_s$  la sua concentrazione, ovvero la massa di materiale sospeso nell'unità di volume, si assume

$$\frac{D}{Dt} \int_V C_s dV = 0$$

qualunque sia il volume mobile  $V$ .



Indicando con  $\mathbf{n}$  il versore normale interno alla superficie  $A$  che delimita  $V$ , con  $\mathbf{v}_s$ , la velocità di migrazione del materiale sospeso e con  $\mathbf{s}$  la direzione di propagazione del materiale sospeso, si può applicare all'equazione di conservazione della massa il teorema del trasporto ottenendo :

$$\int_V \frac{\partial C_s}{\partial t} - \int_A C_s \mathbf{v}_s \mathbf{n} dA = 0$$

Applicando il teorema della divergenza segue

$$\int_V \left[ \frac{\partial C_s}{\partial t} + \nabla \cdot (C_s \mathbf{v}_s) \right] dV = 0$$

Conseguentemente, considerando arbitrario il volume di controllo  $V$  integrandolo e considerandolo uguale all'unità, ho

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} + \nabla \cdot (C_s \mathbf{v}_s) = 0$$

La velocità  $\mathbf{v}_s$  è prodotta da meccanismi diversi, che, a seconda delle situazioni, possono presentarsi anche contemporaneamente;

*fenomeni diffusivi* risultato di variazioni di concentrazione della sostanza considerata

*fenomeni dispersivi* a causa di agitazioni turbolente del fluido che la contiene

*fenomeni di convezione* dovuti a gradienti termici

*fenomeni di sedimentazione* dovuta a spinte di galleggiamento originate dal peso specifico della sostanza.

Considerando esclusivamente il primo caso il moto avviene verso zone a concentrazione più bassa e la velocità di diffusione risulta proporzionale al gradiente di concentrazione :

$$C_s \mathbf{v}_s = -E_d \nabla C_s$$

Introducendo il coefficiente di diffusione  $E_d$  che ha le dimensioni di  $m^2 s^{-1}$ . Se consideriamo anche il secondo caso siamo quindi in condizioni di turbolenza e ne teniamo conto scindendo  $C_s$  e  $\mathbf{v}_s$  nei loro valori medi temporali di migrazione di Reynolds  $C_s'$  e  $\mathbf{v}_s'$  e nelle loro componenti fluttuanti  $C_s''$  e  $\mathbf{v}_s''$ . Avremo quindi

$$C_s'' \mathbf{v}_s'' = -\mathbf{E} \nabla C_s'$$

con  $\mathbf{E}$  *tensore di dispersione* delle stesse dimensioni di  $E_d$  assunto nella forma:

$$\mathbf{E} = \begin{bmatrix} E_{xx} & E_{xy} & E_{xz} \\ E_{yx} & E_{yy} & E_{yz} \\ E_{zx} & E_{zy} & E_{zz} \end{bmatrix}$$

mentre per le componenti dei valori medi temporali

$$C_s' \mathbf{v}_s' = C_s' E_c \mathbf{v}'$$

con  $E_c$  *coefficiente di convezione*, eventualmente unitario, e  $\mathbf{v}'$  velocità media temporale del fluido. Tenendo in considerazione tutti questi contributi e sottoponendo la mia analisi ad uno studio spaziale l'equazione di continuità per la fase dispersa diventa:

$$\frac{\partial C'_s}{\partial t} + \nabla \cdot (C'_s E_c \mathbf{v}') - \nabla \cdot (\mathbf{E} \nabla C'_s) = 0$$

Volendo esplicitare la divergenza e le componenti vettoriali nello spazio, considerando il materiale in sospensione con una densità  $\rho_s$  e per comodità di scrittura  $C'_s = C_s$  rappresentativo della media temporale della massa di materiale sospeso per l'unità di volume, l'equazione diviene

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_s}{\partial t} + E_c \left( v'_x \frac{\partial C_s}{\partial x} + v'_y \frac{\partial C_s}{\partial y} + v'_z \frac{\partial C_s}{\partial z} \right) + v_{sx} \frac{\partial C_s}{\partial x} + v_{sy} \frac{\partial C_s}{\partial y} + v_{sz} \frac{\partial C_s}{\partial z} - \left[ \frac{\partial}{\partial x} \left( E_x \frac{\partial C_s}{\partial x} \right) + \right. \\ \left. \frac{\partial}{\partial y} \left( E_y \frac{\partial C_s}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( E_z \frac{\partial C_s}{\partial z} \right) \right] = 0 \end{aligned} \quad (4.1)$$

Dove  $\frac{\partial C_s}{\partial t}$  esprime il termine di accumulo di materia;

$$E_c \left( v_x \frac{\partial C_s}{\partial x} + v_y \frac{\partial C_s}{\partial y} + v_z \frac{\partial C_s}{\partial z} \right)$$

individua il termine relativo al trasporto convettivo;

$$v_{sx} \frac{\partial C_s}{\partial x} + v_{sy} \frac{\partial C_s}{\partial y} + v_{sz} \frac{\partial C_s}{\partial z}$$

rappresenta la parte relativa al moto turbolento delle spinte di galleggiamento per  $\rho_s < \rho$ ,  $v_s$  rappresenta la velocità di ricaduta/risalita propria del materiale inserito nel fluido;

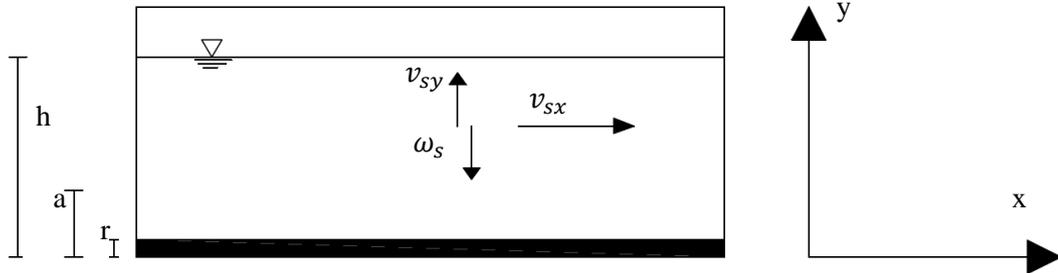
$$\left[ \frac{\partial}{\partial x} \left( E_x \frac{\partial C_s}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( E_y \frac{\partial C_s}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( E_z \frac{\partial C_s}{\partial z} \right) \right]$$

ci indica il trasporto per diffusione.

## 4.2 Variazione di concentrazione lungo la verticale

Un'applicazione molto semplice dell'equazione di continuità consiste nello studio nel *moto piano uniforme* di una corrente liquida a pelo libero che trasporta materiale in sospensione in condizioni permanenti.

La stazionarietà del moto (condizioni di permanenza) ci permette di eliminare il primo termine di “accumulo”  $\frac{\partial C_s}{\partial t} = 0$ ;



Dove

$h$  = altezza del tirante idraulico,

$a$  = distanza dal fondo alla quale conosco la concentrazione dell'inquinante considerato

$r$  = spessore dello strato fangoso contenente l'inquinante adsorbito.

Assumendo come piano  $xy$  il piano del moto, con l'asse  $x$  sul fondo, positivo nel verso della corrente, e l'asse  $y$  ad esso perpendicolare, positivo verso l'alto ed imponendo l'uniformità e l'unidimensionalità del moto ho che

$$\frac{\partial C_s}{\partial x} = \frac{\partial C_s}{\partial z} = 0 \quad \text{e} \quad v_y = v_z = 0$$

Considerando inoltre modesta la pendenza del fondo posso assumere che la  $y$  sia quasi verticale e risulta

$$v_{sy} = -\omega_s$$

essendo  $\omega_s$  la velocità di caduta libera del materiale nel fluido in esame (se consideriamo che il materiale abbia una densità maggiore di quella del fluido).

L'equazione (4.1), per le ipotesi sopracitate, diventa semplicemente :

$$-\omega_y \frac{dC_s}{dy} - \frac{d}{dy} \left( E_y \frac{dC_s}{dy} \right) = 0$$

Da cui, integrando, si ha

$$C_s \omega_s + E_y \frac{dC_s}{dy} = 0 \quad (4.2)$$

Questa equazione, di gran lunga più semplice della (4.1), può essere oltremodo semplificata se si considera una distribuzione della turbolenza in modo tale che il

coefficiente di dispersione  $E_y$  sia indipendente dalla  $y$ . In questo modo l'integrazione risulta semplice ed immediata:

$$\omega_s \frac{C_s}{dC_s} = \frac{E_y}{dy} \quad \Rightarrow \quad \frac{1}{\omega_s} \int_a^y \frac{dC_s}{C_s} = -\frac{1}{E_y} \int_a^y dy \quad \Rightarrow \quad \ln \frac{C_s}{C_{sa}} = -\frac{\omega_s}{E_y} (y - a)$$

$$\frac{C_s}{C_{sa}} = \exp \left[ -\frac{\omega_s}{E_y} (y - a) \right]$$

Con  $y$  distanza generica dal fondo alla quale corrisponde la concentrazione  $C_s$  ed  $a$  la distanza dal fondo alla quale la concentrazione ha il valore noto  $C_{sa}$ .

In generale, per una corrente liquida in moto uniforme, il coefficiente  $E_y$  è funzione di  $y$  e quindi bisogna trovare una correlazione esplicita per il coefficiente di dispersione in funzione dell'ordinata.

Il contributo della turbolenza del fluido che riesce a tenere in sospensione il materiale solido ha suggerito la possibilità di correlare  $E_y$  con il coefficiente di viscosità turbolenta  $\varepsilon_t$  introdotto da Boussinesq per esprimere lo sforzo tangenziale nel moto uniforme turbolento

$$\tau = \rho \varepsilon_t \frac{dv_x}{dy}$$

Seguendo questo criterio Rouse utilizzò la legge di distribuzione logaritmica delle velocità per valutare  $\frac{dv_x}{dy}$  e, tenendo conto della variazione lineare dello sforzo  $\tau$ , dal valore  $\tau_0$  nel fondo fino al valore nullo al pelo libero, egli ottenne

$$\varepsilon_t = kv_* y \left( 1 - \frac{y}{Y} \right)$$

dove  $k$  è il coefficiente di Kàrmàn che, stimato da Nikuradse risulta  $k = 0,4$  e  $v_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}}$  detta *velocità d'attrito* ricavato considerando la densità media  $\rho$  del fluido. Assumendo il coefficiente  $\varepsilon_t$  coincidente con  $E_y$  Rouse ricavò:

$$\frac{dC_s}{C_s} = -\frac{\omega_s}{kv_* y \left( 1 - \frac{y}{Y} \right)} dy$$

Scrivendone la formula integrale come

$$\frac{C_s}{C_{sa}} = \left( \frac{Y-y}{y} \frac{a}{Y-a} \right)^{\frac{\omega_s}{kv_*}} \quad (4.3)$$

Essendo  $C_{sa}$  la concentrazione a quota nota della sostanza dal fondo. A partire da questa equazione, considerando vari valori costanti del rapporto  $\frac{\omega_s}{kv_*}$ , si sono messi a confronto i risultati ottenuti, mostrati in *figura 4.6* mediante linee continue, con una serie di dati sperimentali eseguiti da Vanoni (1946). Si nota una concordanza soddisfacente tra l'ipotesi sperimentale e quella teorica in quanto le singolarità sperimentali confermano l'andamento della concentrazione della sospensione a partire da un valore noto a quota  $a$ .

Questo procedimento risulta applicabile se lo strato di fondo, che rappresenta la regione di spazio in cui il trasporto del materiale avviene esclusivamente per trascinamento senza sospensione nella corrente liquida, ha dimensione minore di  $a$ .

Per determinare lo spessore dello strato di fondo possiamo utilizzare l'assunzione fatta da Einstein che fa assumere  $a = 2d_s$  dove  $d_s$  rappresenta il diametro del materiale a fondo. Per cui la condizione di utilizzo di questo procedimento è  $a < 2d_s$ .

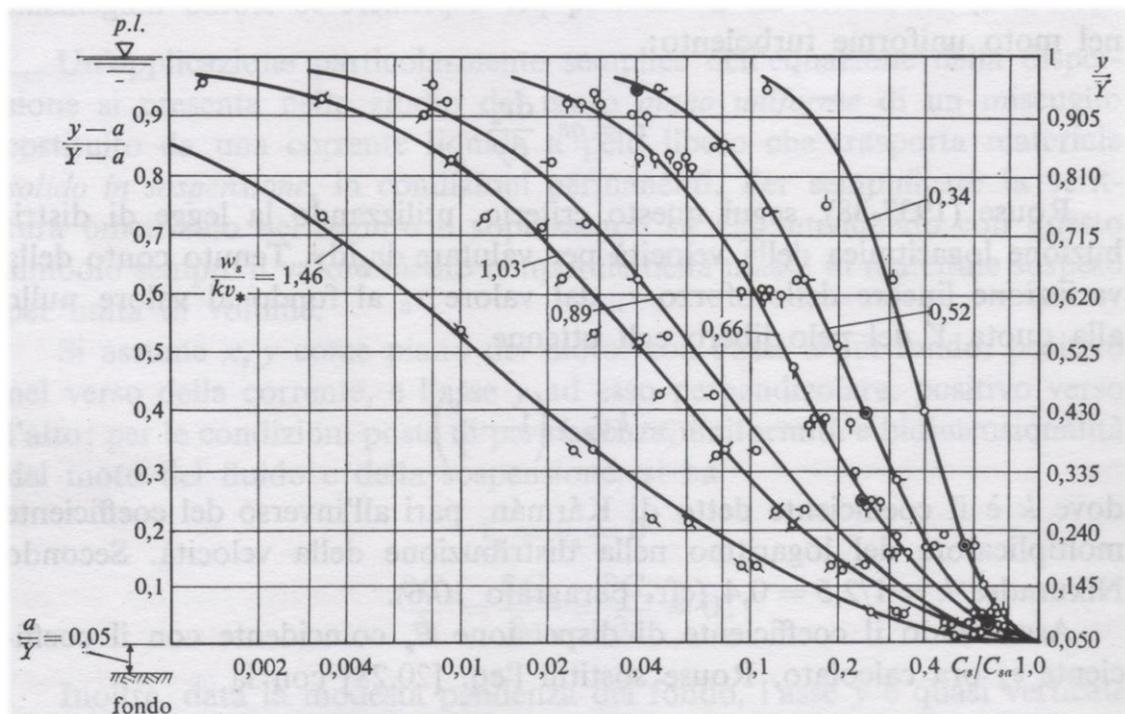
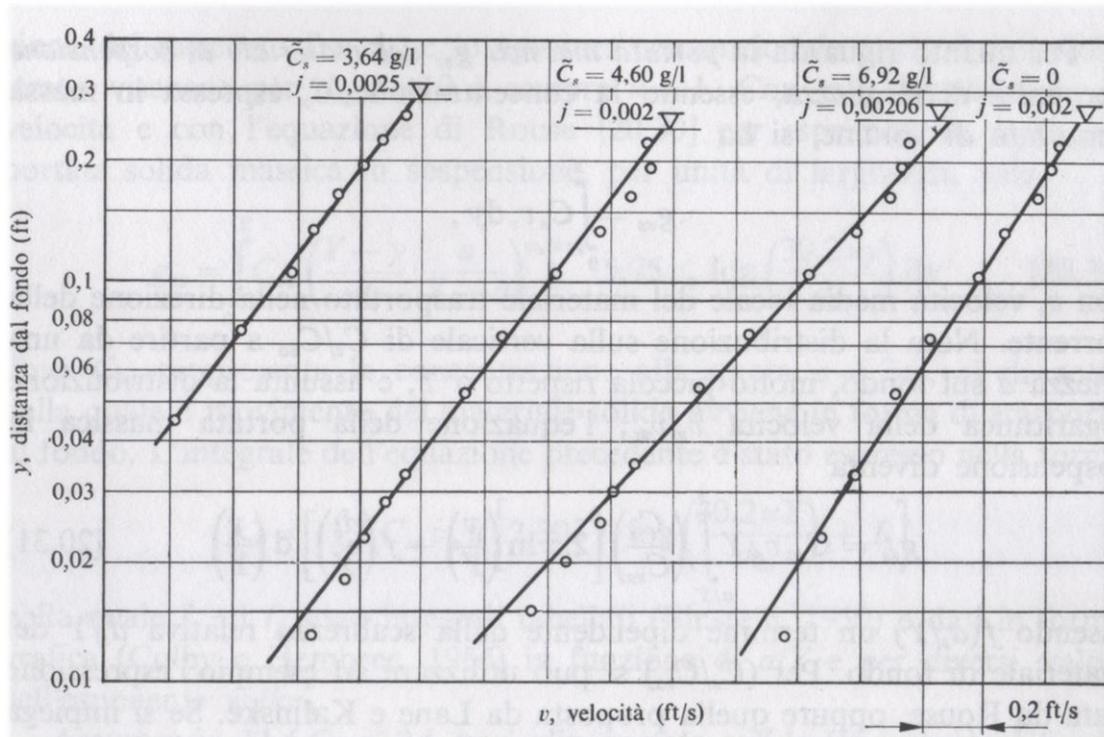


Figura 4.1 - Andamento del rapporto adimensionale di concentrazione in funzione del tirante idraulico.[4]

Una particolarità da prendere in considerazione è l'effetto del materiale in sospensione sul moto turbolento del fluido, esso infatti attenua le oscillazioni turbolente di velocità e va a diminuire gli effetti dissipativi dovuti alla turbolenza. In questo modo è richiesto un maggior contributo energetico da parte del fluido che deve comunque mantenere in sospensione le particelle. Per fare questo viene considerato il problema da

punto di vista cinematico : il fluido infatti reagisce con un gradiente di velocità proporzionale alla quantità di materiale in sospensione.

Questo fenomeno è messo in evidenza dai risultati sperimentali di Vanoni e Nomicos come mostrato dalla *figura 4.7*



*Figura 4.2 - grafico dell'aumento della velocità in funzione della presenza di solido in sospensione.[4]*

Va inoltre considerato che nelle equazioni descritte , le correzioni di distribuzione della velocità e del rapporto fra il coefficiente di dispersione e il coefficiente di viscosità turbolenta, non inducono sostanziali cambiamenti di forma nella dipendenza di  $C_s$  da  $y$ .

In conclusione, conoscendo la concentrazione in un punto è quindi possibile valutare, con approssimazione sufficiente per scopi pratici, la distribuzione di  $C_s$  lungo la verticale passante per quel punto utilizzando l'equazione di Rouse. La *figura 4.8* mi permette quindi di considerare il contributo del moto convettivo e diffusivo del liquido in relazione all'inquinante considerato.

### 4.3 Variazione della concentrazione lungo l'asse longitudinale

Volendo esaminare l'andamento della concentrazione in funzione dell'asse longitudinale e quindi nel verso della corrente facciamo sempre riferimento all'equazione di continuità (4.1) considerando, in questa occasione, l'analisi del moto lungo l'asse longitudinale  $x$ ; ipotizzando che il termine diffusivo non sia trascurabile

rispetto al termine convettivo dovuto al campo delle velocità interne del fluido; che il termine  $E_x$  e  $v$  siano costanti lungo  $x$  escludendo condizioni permanenti di moto. Da queste ipotesi la (4.1) può essere scritta come segue:

$$\frac{\partial Cs}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x} \left( E_x \frac{\partial Cs}{\partial x} \right) + v \frac{\partial Cs}{\partial x} = 0 \quad (4.4)$$

Sotto queste ipotesi stiamo trascurando implicitamente la profondità e la dimensione trasversale del corso d'acqua e poiché abbiamo considerato costanti il campo di velocità  $v$  e il coefficiente di diffusione  $E_x$  l'equazione differenziale (4.4) ammetterà una unica soluzione procedendo per sostituzione di variabili dell'equazione così modificata:

$$\frac{\partial Cs}{\partial t} - \left( E \frac{\partial^2 Cs}{\partial x^2} \right) + v \frac{\partial Cs}{\partial x} = 0$$

Bisogna inoltre imporre la condizione iniziale di immissione dell'inquinante che per un ingresso puntuale istantaneo può essere descritto dalla funzione di distribuzione di Dirac  $\delta(x) = C(x, 0)$ . Questa funzione generalizzata permette di modellare matematicamente la distribuzione della massa considerata all'interno della sezione di controllo; essa non rappresenta una funzione propriamente detta ma rientra nell'ambito di funzioni probabilistiche [10].

Portando come esempio una distribuzione puntuale di concentrazione di una sostanza al tempo  $t=0$  e all'ascissa  $x$  per  $\delta(0) = \infty$ ,  $\delta(x) = 0 \forall x \neq 0$  e il suo integrale  $\int_{-\infty}^{\infty} \delta(x) dx = 1$  che esprime la probabilità che una particella ha di trovarsi nell'intervallo  $x, x + dx$ . In questo modo riesco a modellare un ingresso puntuale impulsivo.

Applicando il cambio di variabile alla funzione di concentrazione con  $h$  e  $k$  da determinare in maniera opportuna (4.5)

$$r(x, t) = c(x, t) e^{hx+kt} \quad (4.5)$$

si riesce così ad eliminare il termine  $v \frac{\partial C}{\partial x}$  permettendoci di studiare l'equazione differenziale della diffusione del calore  $\frac{\partial r}{\partial t} - E_x \frac{\partial^2 r}{\partial x^2} = 0$

Proseguendo con le derivate parziali prime e seconde rispetto all'ascissa e al tempo:

$$\frac{\partial r}{\partial t} = \left[ \frac{\partial C}{\partial t} + kC \right] e^{hx+kt} ; \quad \frac{\partial r}{\partial x} = \left[ \frac{\partial C}{\partial x} + hC \right] e^{hx+kt} ;$$

$$\frac{\partial^2 r}{\partial x^2} = \left[ \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + 2h \frac{\partial C}{\partial x} + h^2 C \right] e^{hx+kt}$$

Facendo le opportune sostituzioni e raccoglimenti si arriva alla determinazione dei parametri  $k$  e  $h$  tramite la:

$$\frac{dr}{dt} - E \frac{d^2 r}{dx^2} = e^{hx+kt} \left( \frac{dC}{dx} (-v - 2Eh) + C(k - Eh^2) \right) = 0$$

Affinché sia valida l'eguaglianza  $h = -\frac{v}{2E}$ ,  $v = -\frac{v^2}{2E}$ ; in questo modo si riesce a determinare la soluzione dell'equazione del trasporto diffusione che risulta essere:

$$C(x, t) = \frac{1}{\sqrt{4\pi Et}} e^{\frac{vx}{2E} - \frac{v^2 t}{4E} - \frac{x^2}{4Et}} \quad (4.6)$$

Tramite questa soluzione si è in grado di descrivere l'andamento della variazione di concentrazione in funzione sia dello spazio che del tempo [10].

## 5 Caso di studio: trasporto di $\beta$ -HCH in un tratto fluviale

Di seguito viene riportata un'applicazione delle equazioni descritte al tratto fluviale della valle del Sacco. Le ipotesi fatte considerano il corpo idrico a regime di moto permanente con un campo di velocità costante nel tempo e nello spazio e un coefficiente di diffusione sotto le stesse ipotesi. L'unidimensionalità del moto è supportata dalla presenza di portate medie dell'affluente del Liri molto ridotte e dal percorso privo di grandi meandri che alterino le condizioni al contorno. Non viene inoltre considerata la variazione di concentrazione lungo la verticale in quanto i modesti valori del tirante idrico in relazione alla velocità del fluido nella sezione considerata permettono di fissare queste semplificazioni.

Aspetto essenziale che presuppone un'attenta analisi è la reazione che ha l'inquinante a contatto con il fluido che lo contiene, questo aspetto va ad incidere sul tempo di degradazione della sostanza e ne altera la predizione del trasporto se questo fenomeno non viene considerato.

La specificità dell'elemento preso in considerazione permette di fare delle ipotesi che possono agevolare la valutazione delle leggi di interazione tra il fluido e la molecola inquinante. Il  $\beta$ -HCH, avendo una bassissima solubilità in acqua, può essere considerato come una molecola che non interagisce con il fluido che lo contiene se non in minima parte; essa infatti può avere interazioni significative esclusivamente con solventi di natura organica come ad esempio se il mezzo fosse etanolo.

Dalle considerazioni esposte sopra deduco la proprietà del  $\beta$ -HCH di non interagire chimicamente con il fluido.

### 5.1 Ricerca del coefficiente di diffusione "E"

Un problema essenziale per la ricerca dei parametri è la definizione dell'effettivo coefficiente di diffusione dell'inquinante, o qualsivoglia elemento, in relazione al mezzo che lo contiene e attraverso il quale viene trasportato. Focalizzando l'attenzione sulla ricerca dell'opportuno coefficiente si dovrebbero confrontare diverse analisi sperimentali di variazione di concentrazione dell'inquinante, prendendo in considerazione diverse sezioni di controllo, interpolare i risultati e dare una stima approssimativa del valore presunto di diffusione. Questa procedura sperimentale è molto limitativa se si pensa che, essendo casospecifica, non consente di dare delle informazioni generali per ogni tipologia di mezzo e di molecola in esame; tuttavia risulta l'unico metodo per la determinazione effettiva del coefficiente di diffusione.

L'assenza di una legge che indichi univocamente il valore di tale coefficiente ha portato all'individuazione di un metodo semiempirico che consentisse un'approssimazione accettabile. La diffusività nei liquidi non è in generale determinata

con tale precisione come è per i gas, per cui sono stati sviluppati delle metodologie specifiche per ogni tipo di situazione di studio.

Per quanto riguarda la molecola di  $\beta$ -esaclorocicloesano facciamo riferimento ad una correlazione sperimentale messa in evidenza da Wilke e Chang [5] studiata per la determinazione del coefficiente di diffusione di un gas in un liquido ma applicata anche a sostanze disciolte nel liquido seppur a basse concentrazioni:

$$E_{1,2} = 1.1728 \cdot 10^{-16} \cdot \frac{T(\chi_2 M_2)^{0.5}}{\mu_2 V_1^{0.6}} \quad (5.1)$$

Dove il componente 1 è l'elemento diffondente mentre il componente 2 è il solvente. Il coefficiente di viscosità  $\mu_2$  va espresso in [Pa · s], il volume molare del soluto al punto di ebollizione a condizioni normali  $V_1$  va espresso in [m<sup>3</sup>/kmole] e  $\chi_2$  è un parametro adimensionale del solvente che in questo caso essendo acqua è tabulato sempre in [5] ed è 2.26, infine  $M_2$  rappresenta la massa molecolare del solvente 2. Sostituendo i valori nell'equazione (5.1) ottengo un valore indicativo del coefficiente di diffusione E di 7.34 10<sup>-8</sup> m<sup>2</sup>/s.

L'assunzione di un coefficiente così basso ci porta alla conclusione che la molecola di  $\beta$ -HCH all'interno dell'acqua non diffonda, o comunque, dia un contributo minimo rispetto alla velocità del mezzo che lo contiene.

Tuttavia, considerando un'altezza idrometrica alta ed una relativa velocità inferiore, possiamo analizzare la migrazione del suddetto inquinante in relazione sia al trasporto sia alla diffusione.

## 5.2 Stima della velocità nella sezione in esame

La ricerca della velocità di una corrente in un corpo idrico è un problema essenziale che sorge nel momento in cui la figura professionale si occupa o della descrizione del sito o che è impegnata nella progettazione di strutture che interagiscono con esso. Per la sua determinazione intervengono sostanzialmente due diversi metodi:

- Acquisizione diretta della velocità mediante prove sperimentali
- Determinazione della velocità tramite correlazioni sui valori delle portate indirette

Per quanto riguarda il primo metodo di indagine c'è la necessità di disporre della strumentazione adatta per la misura della velocità all'interno del corpo idrico come ad esempio un idromulinello a immersione. Si suddivide la sezione in esame in microaree per determinare la velocità puntuale che le caratterizza e si intergrano le velocità in relazione alle aree considerate ricostruendo un diagramma delle velocità del fluido. Si

riesce a questo punto ad avere una stima delle velocità interne al corpo idrico e si stabilisce la velocità media della corrente.

In altro modo si può procedere mettendo in relazione i mm di pioggia caduti in un determinato periodo di tempo con la tipologia del suolo tramite il metodo del Curve Number (CN).

### 5.3 Metodo del Curve Number

Solitamente per l'acquisizione di dati relativi alle portate dei vari corsi fluviali si fa riferimento agli annali idrologici del bacino idrografico in cui si trova il corpo idrico. Queste informazioni ci permettono di stabilire la portata effettiva di un fiume in relazione alle osservazioni fatte giornalmente mediante delle stazioni fisse. Capita frequentemente che le sezioni in considerazione siano molto distanti dalle zone in cui vengono presi questi dati sperimentali e per risalire alla portata effettiva nella zona considerata si può procedere in due modi:

- Mediante una relazione sperimentale tra le aree di bacino a monte e a valle attenendosi all'analisi delle portate
- Mediante il metodo del CN facendo un'analisi sulla caratterizzazione del suolo e analizzando le precipitazioni in quell'area.

Per sapere in media qual è la portata di deflusso superficiale si usano metodi statistici per la correlazione tra quantità d'acqua piovuta e portata superficiale derivante. Uno di questi metodi è il metodo del CN (Curve Number) sviluppato dal Soil Conservation Service negli USA.

Questo metodo permette di stimare la precipitazione netta in funzione della precipitazioni cumulate precedentemente, copertura o uso del suolo e delle condizioni iniziali di umidità. La relazione fondamentale è la seguente :

$$\begin{aligned} P_n &= \frac{(P-I_a)^2}{P-I_a+S} & \text{se } P > I_a \\ P_n &= 0 & \text{se } P \leq I_a \end{aligned} \quad (5.2-1)$$

Dove  $P_n$  è la precipitazione netta cumulata nel tempo  $t$ ;  $P$  è la precipitazione totale cumulata al tempo  $t$ ;  $I_a$  è la perdita iniziale, causata da depressioni, detenzioni superficiali ed infiltrazioni fino all'inizio dello scorrimento;  $S$  è il massimo volume specifico di acqua che il terreno può trattenere in condizioni di saturazione.

Si nota che, anche in presenza di precipitazioni, il deflusso superficiale può essere assente ( $P_n = 0$ ) se il valore di saturazione del terreno è elevato. I dati sperimentali ottenuti dal SCS in numerosi bacini sperimentali hanno portato a mettere in relazione  $I_a$  ad  $S$  tramite la legge

$$I_a = 0.2 S$$

I valori incrementali di precipitazione netta  $i_n(t)$ , al fine di ricostruire il pluviogramma della precipitazione netta, possono essere calcolati sulla base delle differenze dei valori forniti dai vari  $P_n$ . Per il calcolo del valore di  $S$  che varia a seconda delle caratteristiche del bacino preso in considerazione, si procede parzializzando il bacino in 'n' elementi superficiali in relazione alle caratteristiche comuni di uso del suolo. Successivamente si procede con il calcolo proposto dal SCS che mette in relazione l'uso del suolo e il coefficiente di permeabilità in base ad analisi sperimentali:

$$S = \frac{25400 - 254CN}{CN} \quad (5.2-2)$$

Con unità espresse in *mm*. Il parametro  $CN$  è un numero adimensionale e varia da 100, per corpi idrici e suoli completamente impermeabili, a circa 30 per suoli permeabili con elevati tassi di infiltrazione. Per questi motivi possiamo affermare che  $CN$  è legato essenzialmente alla natura del suolo, al tipo di copertura vegetale e alle condizioni di umidità del suolo antecedenti la precipitazione.

### 5.3.1 Natura del suolo

Per quanto riguarda la classificazione della natura del suolo l'SCS ha classificato quattro tipo di gruppi :

- *Gruppo A* : suoli aventi scarsa potenzialità di deflusso. Comprende sabbie profonde con scarsissimo limo e argilla, presenza di ghiaia che permette una capacità di infiltrazione molto elevata
- *Gruppo B* : suoli aventi moderata potenzialità di deflusso. Comprende la maggior parte di suoli meno profondi del Gruppo A e un'aliquota maggiore del contributo di argilla e limo. Mantengono un elevata capacità di infiltrazione anche in condizioni di saturazione.
- *Gruppo C* : suoli aventi potenzialità di deflusso moderatamente alta. Sono caratterizzati da considerevoli percentuali di argilla e colloidali favorendo una scarsa capacità di infiltrazione
- *Gruppo D* : suoli con capacità di deflusso molto elevata. Hanno una percentuale di argilla alta con elevata capacità di rigonfiamento e costituiscono suoli impermeabili in vicinanza della superficie, anche in condizioni di saturazione.

Per quanto riguarda la relazione in base al tipo di copertura si fa riferimento alle classi di uso del suolo, mentre il fattore di influenza riguardo lo stato di umidità del suolo all'inizio dell'evento meteorico l'SCS individua tre classi caratterizzate da

differenti condizioni iniziali (AMC = Antecedent Moisture Condition) a seconda del valore assunto dell'altezza di pioggia caduta nei cinque giorni precedenti l'evento meteorico considerato.

### 5.3.2 Procedura di uso del metodo del CN

Per avere una stima dei mm di pioggia caduti al tempo (t) occorre basarsi su un istogramma della pioggia meteorica  $i(t)$  da cui calcolare le altezze di flusso cumulate a  $P(t)$  per tempi discreti  $t$ .

Si stima il valore del CN (II) mediante la tabella 5.1 se si considera un bacino naturale o mediante la tabella 5.2 se l'area di studio è un bacino urbano, considerando i seguenti elementi:

- Classe di appartenenza del suolo
- Tipo di copertura (uso del suolo, pratica agricola, drenaggio).

Dalla tabella 5.3 si individua la categoria AMC in funzione della precipitazione antecedente di cinque giorni, se risulta una categoria AMC  $\neq$  II, occorre correggere il CN ottenuto al punto precedente utilizzando la tabella 5.1 oppure le seguenti equazioni :

$$CN(I) = \frac{4.2CN(II)}{10 - 0.058CN(II)}$$

$$CN(III) = \frac{23CN(II)}{10 + 0.13CN(II)}$$

Dalla (5.2-2) calcolo il valore di  $S$  corretto in base alla classe AMC

Si riescono a calcolare così le altezze di pioggia netta cumulata  $P_n(t)$  sino al medesimo istante :

$$\begin{aligned} P_n(t) &= 0 && \text{se } P_n(t) < I_a \\ P_n(t) &\text{ ricavata da (1)} && \text{se } P_n(t) \leq I_a \end{aligned}$$

L'istogramma dell'intensità di pioggia netta  $i_n(t)$  si può ottenere derivando l'altezza di pioggia cumulata  $h(t)$  rispetto al tempo  $t$ . Se invece si è suddiviso il tempo in intervalli discreti  $\Delta t$ , l'intensità media di pioggia netta  $i_n(t; t + \Delta t)$  tra gli istanti  $t$  e  $t + \Delta t$  è:

$$i_n(t; t + \Delta t) = \frac{(P_n(t + \Delta t) - P_n(t))}{\Delta t}$$

È inoltre consigliato ricavare il *coefficiente di afflusso* che si ottiene dividendo il deflusso cumulato totale  $P_n(t)$  per l'altezza di afflusso totale  $P(t)$ :

$$\psi = \frac{P_n(t)}{P(t)}$$

Uso del suolo	Tipo di copertura		Classe del suolo			
	Trattamento o pratica	Condizione idrologica	A	B	C	D
Maggesi	a solchi dritti	-	77	86	91	94
Colture a solchi	a solchi dritti	cattiva	72	81	88	91
	a solchi dritti	buona	67	78	85	89
	a reggipoggio	cattiva	70	79	84	88
	a reggipoggio	buona	65	75	82	86
	a re. e terrazze	cattiva	66	74	80	82
	a re. e terrazze	buona	62	71	78	81
Grani piccoli	a solchi dritti	cattiva	65	76	84	88
	a solchi dritti	buona	63	75	83	87
	a reggipoggio	cattiva	63	74	82	85
	a reggipoggio	buona	61	73	81	84
	a re. e terrazze	cattiva	61	72	79	82
	a re. e terrazze	buona	59	70	78	81
Legumi seminati folti o prati in rotazione	a solchi dritti	cattiva	66	77	85	89
	a solchi dritti	buona	58	72	81	85
	a reggipoggio	cattiva	64	75	83	85
	a reggipoggio	buona	55	69	78	83
	a re. e terrazze	cattiva	63	73	80	83
	a re. e terrazze	buona	51	67	76	80
Pascoli		cattiva	68	79	86	89
		discreta	49	69	79	84
		buona	39	61	74	80
	a reggipoggio	cattiva	47	67	81	88
	a reggipoggio	discreta	25	59	75	83
	a reggipoggio	buona	6	35	70	79
Prati		buona	30	58	71	78
Boschi		cattiva	45	66	77	83
		discreta	36	60	73	79
		buona	25	55	70	77
Aziende agricole		-	59	74	82	86
Strade sterrate		-	72	82	87	89
Str. pavimentate		-	74	84	90	92

Figura 5.1 - Valori del parametro CN per diverse combinazioni di suolo e di copertura per bacini naturali. (fonte SCS 1975)

Tipo di copertura		Classe del suolo			
		A	B	C	D
<b>Aree residenziali<sup>(1)</sup></b>					
Area media dei lotti	Area impermeabile (%)				
1/8 acro o meno	65	77	85	90	92
1/4 acro	38	61	75	83	87
1/3 acro	30	57	72	81	86
1/2 acro	25	54	70	80	85
1 acro	20	51	68	79	84
<b>Parcheggi pavimentati, tetti, viali d'accesso<sup>(2)</sup></b>		98	98	98	98
<b>Strade urbane ed extraurbane</b>					
pavimentate, a dorso di mulo e con fognatura <sup>(3)</sup>		98	98	98	98
in ghiaia		76	85	89	91
sterrate		72	82	87	89
<b>Aree commerciali e professionali (impermeabili per l'85%)</b>		89	92	94	95
<b>Distretti industriali (impermeabili per il 72%)</b>		81	88	91	93
<b>Spazi aperti, prati, parchi, campi da golf, cimiteri etc.</b>					
in buone condizioni: copertura erbosa sul 75% o più		39	61	74	80
in discrete condizioni: copertura erbosa sul 50+75%		49	69	79	84
<p>(1) Si assume che il deflusso dalla casa e dal viale di accesso sia diretto verso la strada, con una minima quantità di acqua del tetto diretta al prato, dove potrebbe aver luogo un'infiltrazione addizionale.</p> <p>(2) Si assume che le rimanenti aree permeabili (prato) si trovino nelle condizioni di un buon pascolo.</p> <p>(3) In alcuni climi particolarmente caldi degli Stati Uniti CN si può assumere uguale a 95.</p>					

Figura 5.2 - Valori del parametro CN per diverse combinazioni di suolo e di copertura per bacini con segmenti antropici. (fonte SCS 1985)

AMC	Altezza di precipitazione antecedente di 5 giorni			
	Stagione di riposo		Stagione vegetativa	
	[in]	[mm]	[in]	[mm]
I	<0,5	<12,7	<1,4	<35,6
II	0,5+1,1	12,7+27,9	1,4+2,1	35,6+53,3
III	>1,1	>27,9	>2,1	>53,3

Figura 5.3 - Individuazione della condizione di umidità antecedente (AMC) in funzione della precipitazione antecedente a 5 giorni (fonte SCS 1985)

### 5.3.3 Determinazione della portata tramite gli annali idrologici

Il metodo del CN ci permette quindi di trovare i mm di precipitazione netta per un determinato periodo di tempo che, se moltiplicati per l'area del bacino, riescono a dare una stima della portata media annua. Questo metodo ovviamente non è il solo; nella determinazione della velocità relativa nella sezione del fiume considerato è possibile risalire tramite gli annali idrologici relativi al bacino in questione.

Analizzando l'area del bacino del fiume Sacco sono stati presi i valori delle portate presenti negli annali idrologici dell'autorità di bacino del fiume Liri-Garigliano [11], seconda parte. In queste tabelle possiamo trovare delle indicazioni su misurazioni di portata giornaliera in tutte le sezioni in cui sono presenti degli strumenti di captazione dati. In particolare per un corso idrico possono essere presenti più stazioni di misura, ognuna delle quali è correlata da informazioni sull'area di bacino interessata. Da queste misure, prese giornalmente per ogni mese dell'anno, ci sono delle indicazioni sul valore di portate massime raggiunte, portate minime e in particolare troviamo la definizione della *curava di durata delle portate*.

Essa rappresenta la quantità di portata defluita nella stazione di misura in relazione al numero di gironi i cui quella determinata portata è stata superata. Un indicazione di questo tipo ci permette di stabilire quale sia la portata da prendere in considerazione per il tratto considerato attraverso uno studio probabilistico.

Nel caso specifico si prende in considerazione la portata assunta dal fiume Sacco nella stazione di Ceccano per un periodo di tempo che corrisponde al valore assunto dalla portata nell'80% della durata dell'osservazione. Poiché la durata di osservazione della portata è relativa ad un periodo di 365 giorni prenderò la valore corrispondente alla portata assunta per 292 giorni; ne risulta che nelle misure relative agli annali idrologici del 1990 ho un valore della portata di 1.7 m<sup>3</sup>/s.

Un inconveniente dovuto alla mancanza di una rete fitta di stazioni è la ricerca della velocità effettiva del corpo idrico nella sezione in esame quando negli annali idrologici essa non viene individuata. Per sormontare questo inconveniente sono state studiate delle correlazioni riguardanti la portata misurata e il bacino di interesse, correlate secondo una legge lineare che varia con l'area del bacino.

Per il calcolo della velocità effettiva nella zona di Colleferro vengono presi dei dati sperimentali relativi alla sezione di Ceccano, comune che si trova a 30 Km di distanza fluviale dalla sezione, viene evidenziato il bacino di influenza in quella zona e la portata misurata nella stazione di Colleferro, a monte rispetto a quella di Ceccano, viene correlata tramite una legge lineare di questo tipo:

$$Q_1 \propto \frac{Q_2 A_1}{A_2}$$

Dove  $Q_1$  rappresenta la portata a monte,  $Q_2$  la portata a valle,  $A_1$  l'area del bacino a monte e  $A_2$  l'area del bacino a valle.

Prendendo quindi in esame la portata relativa alla stazione di Ceccano che ha un'area di bacino di 922.6 km<sup>2</sup> e la stazione di misura a Colferro con un bacino di 425.3 km<sup>2</sup> riusciamo a definire la portata stimata nella sezione di controllo a Colferro con un valore di 0.884 m<sup>3</sup>/s. L'area della sezione va stimata in approssimazione rettangolare con un tirante idrico definito dalla scala numerica delle portate [7] ed una larghezza di 3 m. Il valore della velocità così ottenuto corrisponderà a  $v = 0.884$  m/s

IV - SACCO a CECCANO (Mr)

CARATTERISTICHE DELLA STAZIONE: Bacino di dominio km<sup>2</sup> 922.6 (parte permeabile 60% circa); altitudine max m 1536 s. m.; media m 448 s. m.; zero idrometrico m 130.00 s. m.; distanza dalla confluenza col Liri km 33 circa; inizio delle osservazioni: 1958; inizio misure 1955. Altezza idrometrica max m 6.50 (3 dic. 1959, minima m 0.20 (3 apr. 1967). Portata max m<sup>3</sup>/s 555.00 (3 dic. 1959), minima (giornaliera) m<sup>3</sup>/s 0.62 (2, 3, 15 ago. 1959).

PORTATE MEDIE GIORNALIERE in m <sup>3</sup> /s												
GIORNO	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settembre	Ottobre	Novembre	Dicembre
1	12.90	10.40	9.40	7.24	6.22	3.40	2.80	0.86	1.16	1.71	1.52	6.92
2	12.10	10.80	9.33	6.84	6.02	4.40	2.72	0.92	0.98	1.90	1.71	3.99
3	11.90	10.20	8.70	7.24	5.82	6.45	2.70	0.86	1.52	2.06	1.90	3.42
4	11.10	9.33	8.65	7.45	5.62	3.40	2.70	0.75	0.98	1.78	1.72	3.23
5	13.80	8.07	7.45	7.24	5.62	3.20	2.62	0.86	1.71	1.71	2.47	2.28
6	41.00	9.75	8.07	7.04	6.02	3.20	2.48	0.86	1.90	1.71	3.80	2.28
7	18.00	8.91	8.49	7.45	5.62	3.10	2.42	0.82	1.71	1.52	3.23	2.28
8	13.90	9.12	8.59	7.24	5.82	3.06	2.28	0.84	1.36	1.36	2.66	2.28
9	20.90	9.12	8.70	6.43	5.20	3.03	2.16	0.86	1.16	1.71	51.20	2.47
10	17.40	8.70	7.45	7.24	5.00	3.00	2.12	0.86	1.36	1.71	5.04	3.45
11	15.50	8.07	7.24	7.24	4.80	3.00	2.04	0.82	1.36	2.09	2.66	21.10
12	15.00	7.66	6.43	7.04	4.80	3.12	1.96	0.78	1.16	2.10	2.09	59.00
13	14.20	8.70	6.64	6.43	4.40	3.20	1.88	0.74	1.16	1.76	2.09	33.90
14	12.70	8.70	7.45	6.02	4.20	3.60	1.80	0.74	1.52	2.09	2.28	8.28
15	11.40	8.49	7.04	6.02	3.60	3.60	1.76	0.74	0.92	1.54	2.19	6.20
16	10.80	8.49	7.04	6.08	4.20	3.40	1.52	0.74	0.92	1.52	2.28	4.94
17	11.00	89.70	7.04	6.19	5.00	3.40	1.36	0.82	0.98	1.38	2.28	4.18
18	10.60	147.00	6.92	6.22	5.00	3.44	1.26	0.86	0.98	1.34	2.28	3.80
19	10.80	52.70	6.17	6.02	5.62	3.68	1.24	0.78	1.07	1.71	2.09	4.20
20	11.00	18.50	6.36	5.94	5.62	4.20	1.16	0.98	1.07	1.52	1.90	22.60
21	10.20	14.70	6.43	5.82	4.40	4.20	1.06	0.76	1.16	1.52	2.10	13.00
22	8.91	12.70	6.43	5.41	4.20	4.20	1.04	0.84	1.16	1.52	2.09	6.60
23	10.50	12.70	6.43	5.20	4.00	4.15	0.98	0.79	1.52	1.52	2.09	5.66
24	14.80	11.90	6.43	6.02	3.80	4.00	0.98	0.96	1.52	1.52	2.28	4.78
25	15.90	11.00	6.43	8.07	3.70	3.80	0.92	1.10	1.52	1.76	2.66	9.98
26	12.50	9.33	6.36	6.43	3.60	3.60	0.92	0.96	1.52	2.09	2.66	68.90
27	11.40	9.75	6.28	6.02	3.60	3.40	0.92	0.99	1.58	1.90	2.66	99.80
28	10.60	9.68	6.22	7.66	3.56	3.20	0.98	0.98	1.71	1.71	22.30	16.30
29	9.75		6.64	8.07	3.46	2.80	1.04	1.16	1.71	1.52	10.60	10.40
30	10.20		7.66	7.04	3.40	2.80	1.06	1.06	1.71	1.26	14.70	13.70
31	10.20		7.24		3.40		0.86	0.98		1.36		10.00

ELEMENTI CARATTERISTICI PER L'ANNO 1967													
	ANNO	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	Ottobre	Novem.	Dicem.
Q max (m <sup>3</sup> /s)	147.00	41.00	147.00	9.40	8.07	6.22	6.45	2.80	1.16	1.90	2.10	51.20	99.80
Q media (m <sup>3</sup> /s)	6.67	13.60	19.40	7.28	6.68	4.69	3.57	1.67	0.87	1.34	1.67	5.38	14.80
Q minima (m <sup>3</sup> /s)	0.74	8.91	7.66	6.22	5.20	3.40	2.80	0.86	0.74	0.92	1.26	1.52	2.28
Q media (l/s.km <sup>2</sup> )	7.2	14.7	21.0	7.9	7.2	5.1	3.9	1.8	0.9	1.5	1.8	5.8	16.0
Deflusso (mm)	228.1	39.4	51.0	21.1	18.8	13.6	10.0	4.8	2.5	3.8	4.9	15.1	43.1
Afflusso (mm)	966.0	76.6	77.7	31.8	83.3	62.1	61.3	30.2	26.2	81.2	10.5	233.9	191.2
Coeff. di deflusso	0.24	0.51	0.66	0.66	0.23	0.22	0.16	0.16	0.10	0.05	0.47	0.06	0.23

ELEMENTI CARATTERISTICI PER IL PERIODO 1959 ÷ 66													
	ANNO	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto	Settem.	Ottobre	Novem.	Dicem.
Q max (m <sup>3</sup> /s)	450.00	367.00	231.00	172.00	87.00	43.40	16.60	19.20	6.71	107.00	277.00	297.00	450.00
Q media (m <sup>3</sup> /s)	17.10	36.70	22.50	21.20	12.10	7.77	4.53	2.43	1.86	4.37	14.10	31.60	46.20
Q minima (m <sup>3</sup> /s)	0.62	4.20	3.11	2.23	3.70	2.78	1.34	0.68	0.62	0.68	0.76	0.90	0.83
Q media (l/s.km <sup>2</sup> )	18.5	39.8	24.4	23.0	13.1	8.4	4.9	2.6	2.0	4.7	15.3	34.3	50.1
Deflusso (mm)	584.7	106.5	59.1	61.5	34.0	22.6	12.7	7.1	5.4	12.2	40.8	88.7	134.1
Afflusso (mm)	1431.4	139.5	100.6	121.2	93.9	88.1	59.7	35.6	41.1	113.2	187.0	224.5	227.0
Coeff. di deflusso	0.40	0.76	0.59	0.50	0.36	0.26	0.21	0.20	0.13	0.11	0.22	0.40	0.59

DURATA DELLE PORTATE		
GIORNI	1967	1959 ÷ 66
	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s
10	22.60	114.00
30	12.70	43.00
60	9.75	21.80
91	7.45	14.00
135	6.02	9.60
182	3.68	6.70
274	1.71	2.90
355	0.78	0.81

Durata della portata media annua nel 1967 gg. 110  
Durata della portata media annua nel periodo 1959÷66 . . . . . 74

SCALA NUMERICA DELLE PORTATE					
Altezza idrometr. m	Portata m <sup>3</sup> /s	Altezza idrometr. m	Portata m <sup>3</sup> /s	Altezza idrometr. m	Portata m <sup>3</sup> /s
0.10	1.00	1.40	14.00	0.26	0.74
0.20	1.80	1.80	19.20	0.30	0.98
0.30	2.60	2.20	27.80	0.40	1.90
0.40	3.60	3.00	37.50	0.50	2.85
0.50	4.60	4.00	47.50	0.60	4.75
0.60	5.62	5.00	57.50	0.70	6.60
0.80	7.66	6.00	77.50	0.90	9.80
1.00	9.75	7.00	97.50	1.20	13.50
				1.50	18.40
				1.80	27.80
				2.20	

Valida dall'I al 15-VII-1967  
Valida dal 16-VII al 31-XII-1967

Q = 415.00 + 210 (H - 6.00) m<sup>3</sup>/s per H > 6.00

## 5.4 Determinazione della concentrazione in ingresso

La valutazione di una corretta stima della concentrazione in ingresso risulta di fondamentale importanza visto che a seconda di essa l'equazione (4.6) viene modulata tramite un'amplificazione o una diminuzione del valore in uscita. Bisogna quindi affidarsi al modello descritto nel capitolo 2 (*figura 2.1*) per determinare la concentrazione del contaminante in ingresso nel corpo idrico considerato. Per l'acquisizione dei dati facciamo riferimento alle concentrazioni di fitofarmaci presenti nella *figura 1.12* e, stimando i millimetri di pioggia caduti annualmente nella zona di Colleferro si fa una stima sui millimetri di pioggia che possono cadere giornalmente tramite il metodo del CN (*paragrafo 5.2*) moltiplicandoli per l'area del sito Arpa 2. In questo modo avremo i litri di acqua che si infiltrano giornalmente nell'insaturo.

### 5.4.1 Esempio per un infinitesimo di area della zona ARPA 2

Considerando un volume di terreno di  $0.196 \text{ m}^3$  coincidente con un carotaggio di 4 m di profondità, andiamo ad individuare quanti grammi sono presenti nel blocco di terreno in esame ottenendo una quantità pari a 1.791 g avendo considerato la densità del terreno uniforme di  $2600 \text{ kg/m}^3$ .

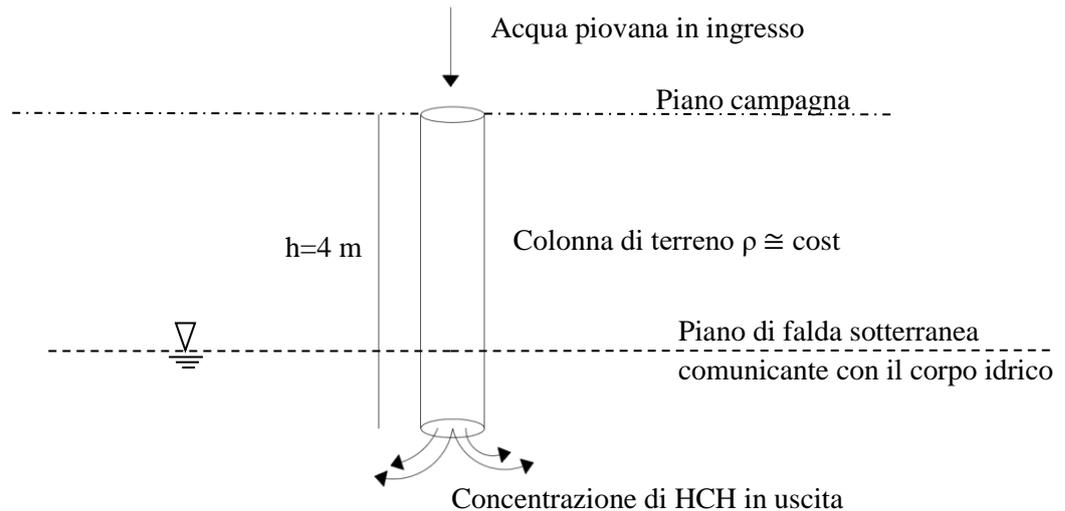
Stimando che internamente alla discarica ci sia una condizione di saturazione di HCH in acqua ci mettiamo nel caso peggiore di concentrazione dovuta a passaggio in soluzione, prendendo quindi in esame una concentrazione in uscita di 8 mg/l di  $\beta$ -HCH.

Il "lavaggio" del terreno verrà messo in funzione della portata d'acqua che scorrerà al suo interno; quest'aspetto viene affrontato tramite un'analisi sui mm d'acqua piovuti annualmente, mettendoli in relazione al tipo di suolo come specificato nel *paragrafo 5.3*. Arriveremo a definire una portata d'acqua giornaliera passante all'interno del volume considerato di 0.144 l/ giorno.

Poiché i dati del carotaggio evidenziano la presenza media di 1.71 mg/kg di  $\beta$ -HCH nel terreno, nel volume considerato ci saranno 1890.67 mg di  $\beta$ -HCH.

Facendo gli opportuni calcoli e considerando la concentrazione massima del  $\beta$ -HCH in soluzione giungiamo alla conclusione che sono necessari 756 giorni affinché per questo volume di terreno ed in queste condizioni si abbia un'assenza di concentrazione dell'inquinante.

Questo è il processo che avverrebbe normalmente ed è dettato soprattutto dalla bassa solubilità del  $\beta$ -HCH in acqua



Si andrà quindi a creare in prossimità della falda sotterranea una sorgente inquinante di tipo continuo con una concentrazione dovuta alla solubilità del  $\beta$ -HCH e con una continuità dovuta alla presenza di acque meteoriche di infiltrazione.

## 5.5 Trasporto con ingresso impulsivo senza interazione con il fluido

Per inquadrare al meglio il fenomeno si consideri un corpo idrico e lo si pensi esclusivamente sviluppato secondo l'ascissa longitudinale sotto l'ipotesi di unidimensionalità.

Facendo questa semplificazione tutti i coefficienti e le proprietà del fluido saranno condizionati alla sola variazione secondo l'ascissa del moto  $x$ . A questo punto definiremo un set di parametri invarianti nel tempo che costituiranno la nostra condizione al contorno che ci permetterà di effettuare ipotesi di linearità e stazionarietà permettendo di descrivere l'andamento della concentrazione dell'inquinante all'interno del fluido.

Imponendo dalla (5.1) il valore stimato per la definizione del parametro di diffusione  $E$  ottengo che  $E = 0.0784 \cdot 10^{-4} \frac{m^2}{s}$  con una stima dell'errore del 20% e ricavando la portata dagli annali idrologici, riportandola all'area del bacino che insiste sulla sezione considerata, ottengo la stima di  $v = 1.32 \text{ m/s}$  considerando l'area della mia sezione di controllo di  $\Omega = 1.2 \text{ m}^2$ .

Nel caso specifico notiamo l'esigenza di descrivere un ingresso puntuale dell'inquinante, per cui procederemo imponendo che nell'intervallo iniziale infinitesimo per  $dt \rightarrow 0$  otterremo un impulso puntuale finito che avrà il valore della concentrazione dell'inquinante che stiamo considerando; nel caso specifico prenderemo la

concentrazione del  $\beta$ -esaclorocicloesano rilevata nella sezione presa in considerazione che si attesta a 8 mg/l. L'ingresso dell'inquinante sarà quindi così graficato:

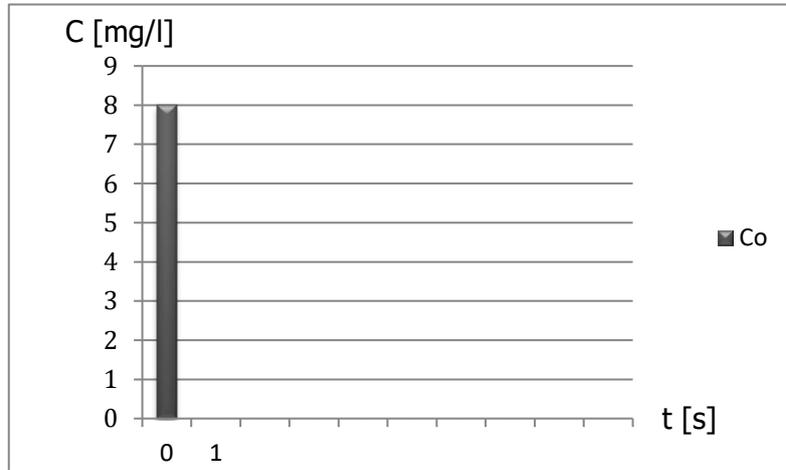


Figura 5.4 - Ingresso puntuale e impulsivo dell'inquinante

In questo caso, considerando che la molecola di  $\beta$ -HCH non interagisca con il fluido circostante e che quindi non ci sia una cinetica di degradazione ma solo una variazione di concentrazione dovuta al solo trasporto e diffusione del fluido tramite la relazione (5.6) l'andamento risultante di concentrazione in prossimità della sorgente sarà:

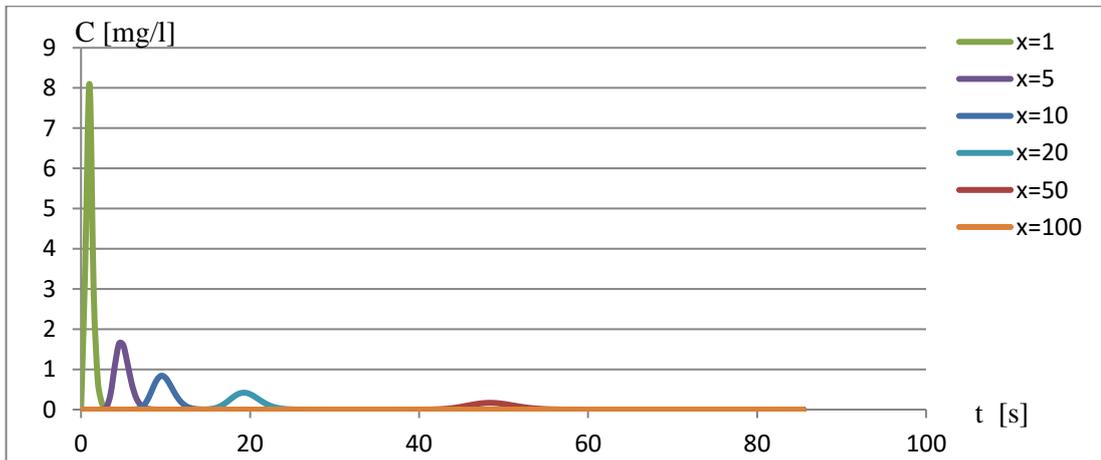


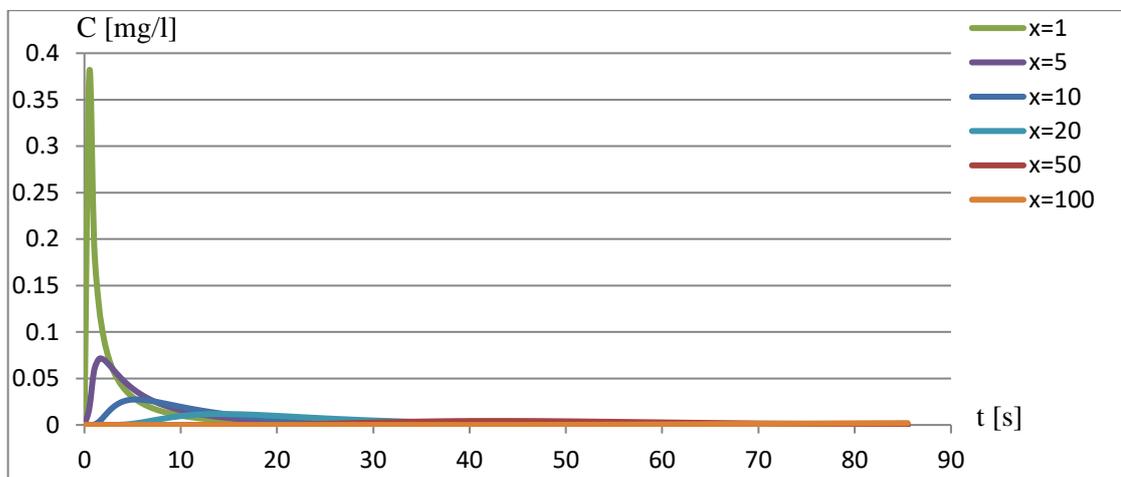
Figura 5.5 - Progressiva attenuazione del picco di concentrazione del  $\beta$ -HCH in funzione dell'ascissa longitudinale al variare del tempo.

Grazie a questo grafico osserviamo negli istanti iniziali una concentrazione quasi puntuale del  $\beta$ -HCH che avrà un picco con valore di poco inferiore rispetto alla concentrazione nell'impulso a  $t=0$  di 8 mg/l. Possiamo notare che la concentrazione dell'inquinante si dispone secondo una funzione di distribuzione in prossimità della

sorgente e man mano che prendiamo in considerazione sezioni a distanza maggiore rispetto alla sezione di ingresso il picco di concentrazione si appiattisce e viceversa la presenza dell'inquinante risulta presente in maniera più diffusa secondo l'asse longitudinale.

Modificando dei parametri interni al fluido possiamo notare come il coefficiente di dispersione  $E$  possa variare l'andamento di tale picco. Questo procedimento ci consente un'efficace taratura del coefficiente  $E$ .

Considerando ad esempio, per una stessa velocità un coefficiente di diffusione più alto noteremo un minor tempo di propagazione dell'inquinante all'interno del fluido considerando varie sezioni di controllo come mostra la *figura 7-3*. Risulta evidente che a discapito di una dispersione maggiore i picchi di concentrazione saranno minori con una conseguente diluizione dell'inquinante.



*Figura 5.6 - Andamento della concentrazione con un  $E = 3.25 \text{ m}^2/\text{s}$*

Lo studio mediante un coefficiente di diffusione così alto potrebbe sembrare inutile dato che il  $\beta$ -HCH secondo quanto è stato discusso nel *capitolo 3* ha una bassissima solubilità in acqua.

Tuttavia i diagrammi presentati vanno ad evidenziare la possibilità di migrazione del  $\beta$ -HCH in una sostanza che presenta un'affinità intrinseca con la molecola che, permettendone un maggior passaggio in soluzione, aumenta il contributo di diffusione al suo interno.

Volendo esaminare un caso applicativo si pensi alla molecola dopo aver subito un processo di degradazione che la renda molto più solubile in acqua.

Questo aspetto comporta la possibilità di studiare la migrazione del contaminante nella direzione unidimensionale e, considerando anche una cinetica di degradazione il diagramma risultante sarà caratterizzato da un picco di concentrazione che si propaga nel tempo e si diluisce con maggiore rapidità rispetto al fenomeno di solo trasporto.

## 5.6 Trasporto con ingresso puntuale continuo senza interazione con fluido

Ponendo per semplicità e per confrontare al meglio i risultati di seguito verranno usati gli stessi coefficienti di diffusione e di velocità del fluido nonché tutte le ipotesi di unidimensionalità che semplificano la descrizione del moto.

Nel caso specifico consideriamo l'ingresso di  $\beta$ -HCH mediante una sorgente puntuale con immissione continua per un determinato periodo di tempo  $\Delta t = 20$  s; il grafico di immissione sarà del tipo (figura 5.7):

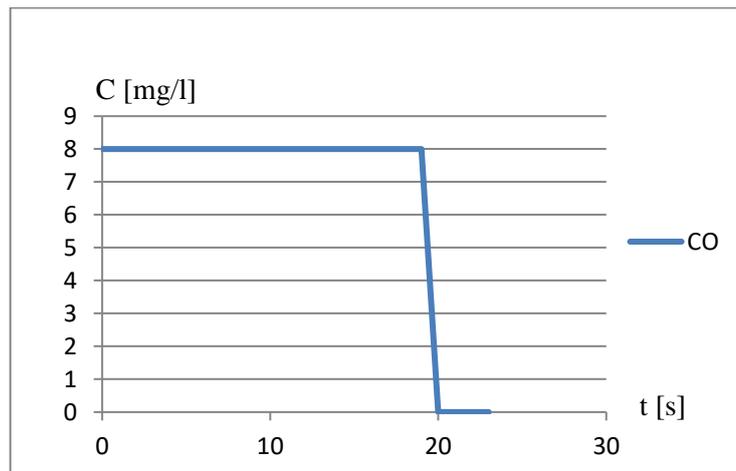


Figura 5.7. Ingresso continuo dell'inquinante per un  $\Delta t = 20$  s.

Poiché stiamo considerando dei coefficienti costanti e abbiamo supposto ipotesi di linearità possiamo applicare la relazione (5.6) anche a questo caso, considerando però la combinazione lineare delle soluzioni date dalle differenti condizioni iniziali.

Per attuare questa semplificazione possiamo studiare il diagramma di immissione dell'inquinante come una combinazione lineare di impulsi per ogni  $dt > t_0$  come è mostrato dalla figura 5.12.

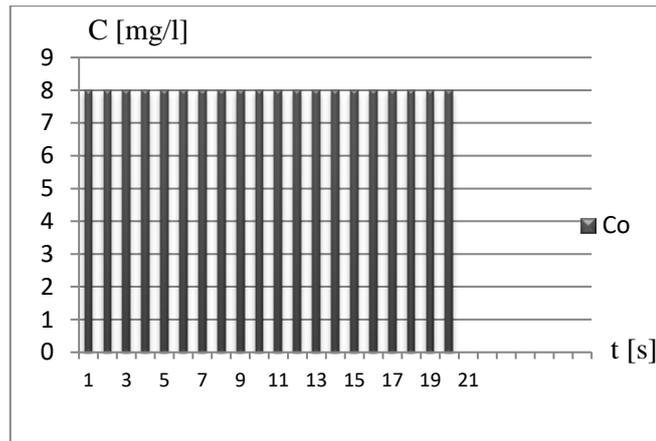


Figura 5.8. Ingresso continuo dell'inquinante come combinazione lineare di impulsi finiti

L'applicazione del metodo di sovrapposizione degli effetti risulta valido in quanto ho reso il mio sistema lineare considerando i coefficienti delle equazioni costanti. Si procede ricavando il grafico di variazione di concentrazione servendomi del *principio di sovrapposizione degli effetti*.

Questa notevole semplificazione porta ad avere un grafico del tipo in figura 5.14

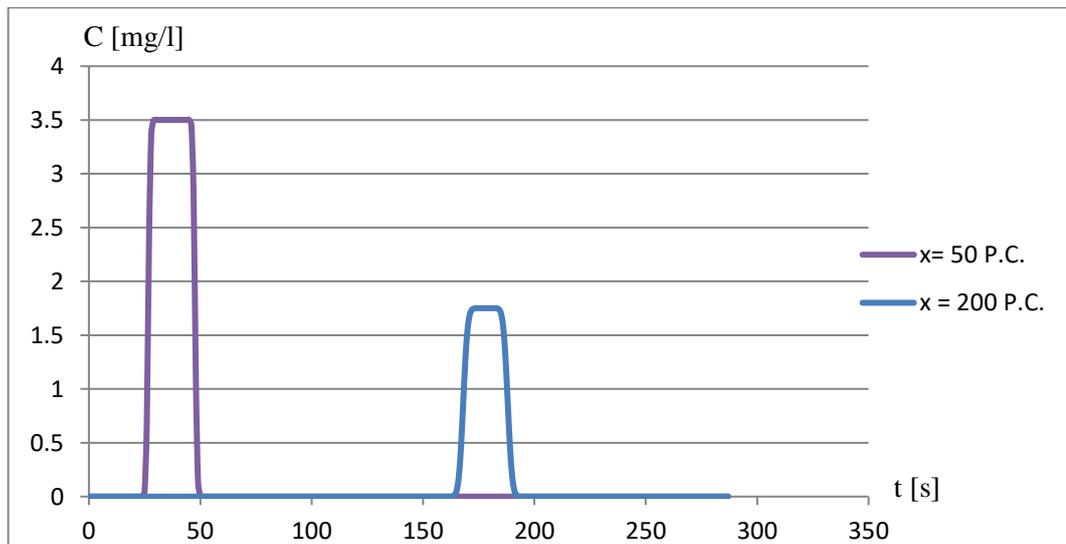


Figura 5.9 - Variazione della concentrazione dell'inquinante con ingresso continuo per  $\Delta t=20s$

Osservando il grafico di figura 5.14 notiamo che la propagazione dell'impulso continuo avviene con la stessa modalità di propagazione del caso precedente con una attenuazione della concentrazione massima secondo la stessa legge del caso precedente in relazione alla distanza dalla sorgente in ingresso;

Diverso risulta essere il diagramma di distribuzione risultante; essendo risultato di una combinazione lineare tra diversi impulsi noteremo un plateau che si riduce in ampiezza a discapito di una distribuzione sull'arco temporale più ampia.

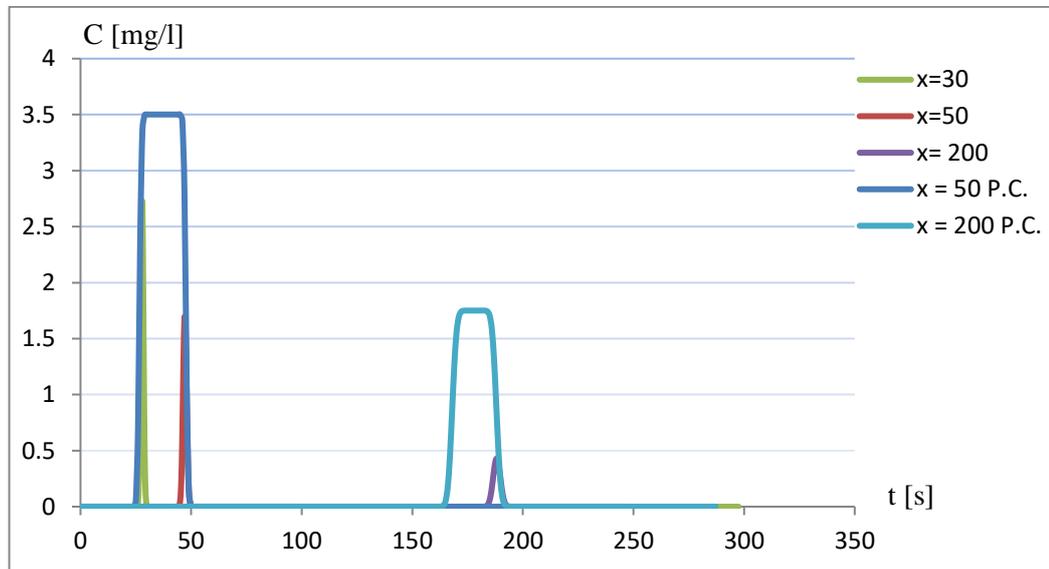


Figura 5.10 - Differenza dell'andamento della concentrazione in funzione della tipologia d'ingresso dell'inquinante.

Il grafico sopra riportato va a mostrare la differenza di propagazione nel caso in cui imponiamo due condizioni al contorno diverse.

Possiamo notare che la sorgente con ingresso puntuale impulsivo ha dei picchi di concentrazione notevolmente inferiori rispetto ad un ingresso continuo; il fenomeno è conseguenza del fatto che la seconda tipologia di immissione viene considerata come combinazione lineare della prima tipologia.

## 5.7 Applicazione al caso specifico della zona industriale di Colleferro

Le ipotesi alla base della buona definizione del trasporto presuppone un'attenta valutazione dei dati a disposizione. Tramite le ipotesi e le modalità di ricerca dei coefficienti espresse precedentemente arriviamo a definire il problema:

Consideriamo una portata in ingresso di  $0.884 \text{ m}^3/\text{s}$  in una sezione di controllo di area  $\Omega = 1.4 \text{ m}^2$ , un coefficiente di diffusione  $E_{\text{hch/acqua}} = 7.34 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  [8], una concentrazione in ingresso  $C_0 = 2.5 \text{ mg/l}$  che si protrae in continuità per 1 ora; una concentrazione di sicurezza definita dalla normativa [7] di  $0.01 \text{ } \mu\text{g/l}$ . Determiniamo a quale distanza dalla fonte di contaminazione la concentrazione di  $\beta\text{-HCH}$  ha un valore accettabile rispetto ai limiti definiti in normativa.

La concentrazione in ingresso risulterà (figura 5.18):

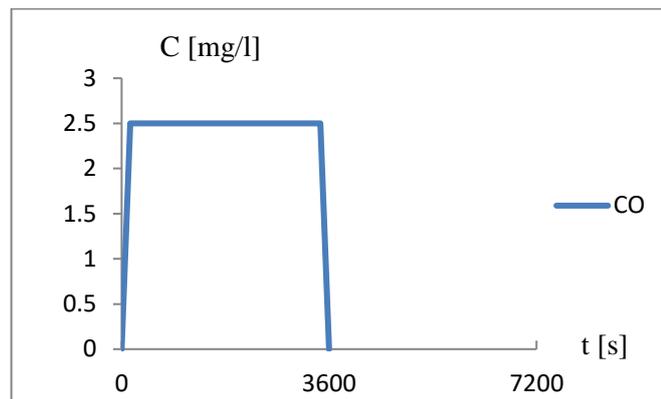


Figura 5.11 - Concentrazione in ingresso

Sfruttando le ipotesi di linearità descritte nel paragrafo 5.6 riusciamo a fare una stima dell'attenuazione della concentrazione come descritto in figura 5.19 :

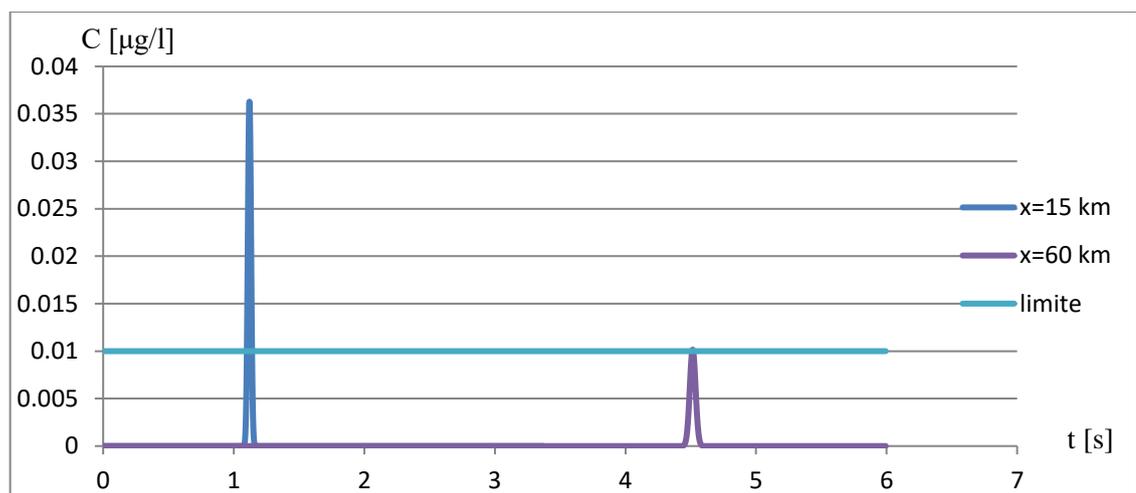


Figura 5.12 - Attenuazione della concentrazione di B-HCH per distanze espresse in km.

Dal grafico possiamo dedurre che l'attenuazione della concentrazione fino a limiti stabiliti dalla normativa 152/2006 è pressoché rispettata ad una distanza dal punto di ingresso dell'inquinante di 60 km. Questo risultato è in linea con le analisi effettuate per il monitoraggio degli inquinanti nel bacino del fiume Sacco in quanto presso il comune di Ceprano, situato ad una distanza di 50 km in linea d'aria e più di 60 km se si considera il percorso fluviale, sono state trovate tracce di concentrazione del  $\beta$ -HCH entro i limiti stabiliti; ne deriva quindi una corretta applicazione del metodo suddetto.

La semplicità del modello però ha degli inconvenienti per quanto riguarda la possibilità di attenuazione della sostanza lungo il tratto fluviale; è per questo motivo che troviamo dei picchi di concentrazione oltre i limiti stabiliti in normativa anche a distanze molto più lunghe.

Seppur minima la possibilità di mineralizzazione della molecola non può non essere considerato l'effetto che la degradazione dell'inquinante apporterebbe sulla concentrazione: degradandosi infatti potrebbero formarsi sottoprodotti più tossici rispetto al primo e con una capacità di passare in soluzione maggiore. Questo aspetto comporterebbe una diffusione del sottoprodotto nel mezzo in cui viene trasportato contaminando una più vasta area rispetto al precedente.

Per tenere conto anche di questi aspetti si potrebbe inserire all'interno della (4.6) un termine che tenga conto della degradazione dell'inquinante o dell'attenuazione della concentrazione dovuta al suo percorso secondo una legge del tipo (2.6); l'incognita da esplicitare in questo caso sarebbe la  $\gamma$  intesa come legge di degradazione della molecola all'interno del mezzo.

Si potrebbe agire aumentando il coefficiente di diffusione in modo tale da considerare una degradazione intrinseca che renda la molecola più solubile in acqua. Poiché i coefficienti di diffusione sono casospecifici, si potrebbero modificare i parametri della (5.6) in funzione di dati sperimentali; in questo modo, secondo uno schema di risoluzione di un problema inverso, si riuscirebbe a tarare  $E$  in maniera ottimale.

## 6 Conclusioni

La trattazione da me effettuata consente quindi la possibilità di dare un'indicazione di quelle che sono le dinamiche di trasporto ed attenuazione del contaminante in esame descrivendo una possibilità qualitativa della probabile evoluzione di una contaminazione. Lo studio effettuato considera esclusivamente l'evoluzione successiva ad una contaminazione e in quanto tale può risultare utile nella messa in sicurezza della zona da bonificare.

È possibile quindi servirsi dello studio fatto per caratterizzare l'entità della contaminazione e porvi un rimedio immediato atto alla messa in sicurezza d'emergenza, antecedente al piano di bonifica che caratterizzerà la zona contaminata. Imponendo ad esempio delle tecnologie per l'adsorbimento del contaminante in determinati tratti del corso del fiume è possibile attenuare il livello di concentrazione dell'inquinante fino ad arrivare a concentrazioni accettabili definite dalla normativa. Nel caso specifico del  $\beta$ -esaclorocicloesano ci sarà bisogno di un pannello adsorbente ionico che ne permetta l'adsorbimento degli ioni cloro presenti sulla molecola accelerandone la degradazione.

In particolare una possibile applicazione di intervento può essere fatta lungo tutta l'estensione del fiume Sacco sfruttando delle opere idrauliche presenti e agendo nella direzione di seguito evidenziata.

La discreta portata del più grande affluente del Liri ha indotto un'appetibilità in relazione ad opere di sbarramento per produzione di energia elettrica. Le gare d'appalto per l'assegnazione a privati di interventi lungo il corso del fiume Sacco ha visto come vincitore del bando l'azienda IES s.r.l.

Essa ha come obiettivo alla fine del 2015 la messa in opera di tre opere di sbarramento lungo il corpo idrico ed in particolare in prossimità dei comuni di Sgurgola, Ceccano, Ceprano per la produzione di energia idroelettrica sfruttando le potenzialità del corpo idrico.

Poiché questi interventi causeranno inevitabilmente la riduzione della velocità del fluido per garantire una portata di progetto si verificheranno delle zone di accumulo in prossimità degli sbarramenti e proprio in questi punti, qualora fossero inserite delle tecnologie atte all'asportazione graduale del materiale contaminante si tenderebbe verso una diminuzione di concentrazione.

Considerando in oltre che nelle vicinanze di queste opere di sbarramento potrebbero essere piazzate delle strumentazioni di controllo si potrebbe effettuare un'acquisizione di dati permettendo di determinare dell'effettivo trasporto e migrazione dell'inquinante.

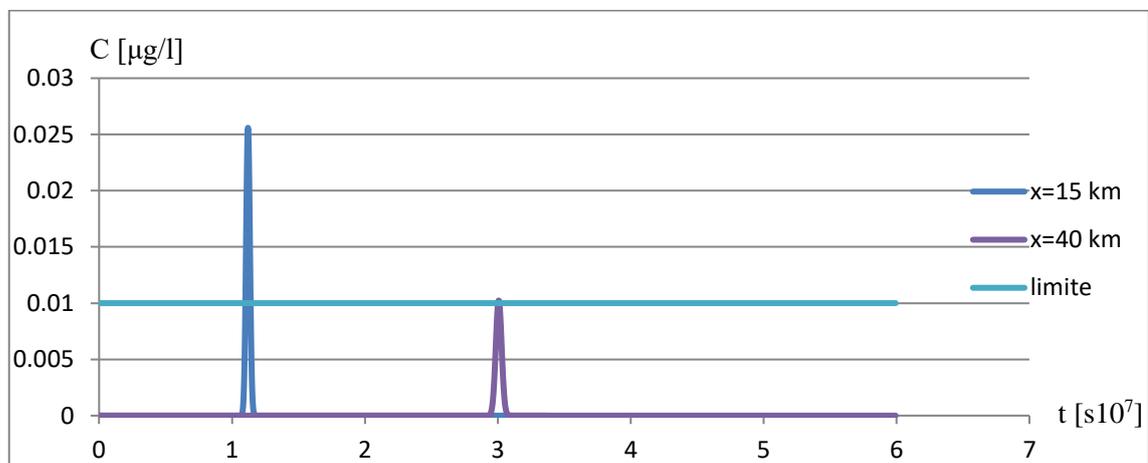
La modellazione dei dati sperimentali darebbe delle informazioni più dettagliate rispetto al modello descritto in quanto basato su delle ipotesi che rispettano a pieno la

realtà e, una volta messo in relazione alle equazioni già studiate darebbe un modello più attendibile rispetto a quello presente in letteratura.

Il vantaggio di questi risultati indirizzerebbe ad un intervento mirato qualora ci fossero delle situazioni d'emergenza come quella della contaminazione da parte di un inquinante cancerogeno, limitandone i danni e permettendo di controllarlo.

Tuttavia si potrebbe pensare di iniettare, all'interno del fluido ed in particolare in zone dove l'accumulo dell'inquinante è maggiore, delle sostanze in grado di far passare in soluzione la molecola. Così facendo, secondo quanto risulta dal *paragrafo 5.5*, la degradazione della molecola consentirebbe un elevato coefficiente di diffusione consentendone una considerevole attenuazione.

Di seguito viene proposto, considerando le stesse leggi e sotto le stesse ipotesi, un'attenuazione di concentrazione che tenga in considerazione la degradazione dell'inquinante mediante un aumento del coefficiente di diffusione  $E$  (*figura 6.1*).



*Figura 6.1 - Andamento della concentrazione con un coefficiente di diffusione  $E = 0.0734 \text{ m}^2/\text{s}$*

Notiamo come primo risultato che l'aver supposto un coefficiente di diffusione più alto di un solo ordine di grandezza ha ridotto il picco di concentrazione entro i limiti stabiliti nella 15272006 ad una distanza di 40 km dalla sorgente, ovvero 20 km prima rispetto all'altro coefficiente di diffusione delle *figura 5.17*.

La ricerca di appropriati solventi in grado di degradare l'inquinante è di primaria importanza poiché l'efficienza di una buona degradazione necessita di uno studio approfondito delle molecole e del loro comportamento in differenti matrici ambientali. Accorgimenti in questo ambito permetterebbero un controllo ottimale delle situazioni di emergenza.

## *Bibliografia*

[1] - *CLONING AND SEQUENCING OF A DEHALOGENASE GENE ENCODING AN ENZYME WITH HYDROLASE ACTIVITY INVOLVED IN THE DEGRADATION OF  $\gamma$ -HEXACHLOROCYCLOHEXANE IN PSEUDOMONAS PAUCIMOBILIS, JOURNAL OF BACTERIOLOGY, OCT. 1993 . AMERICAN SOCIETY FOR MICROBIOLOGY*

[2] - *BONIFICA DI SITI CONTAMINATI, CARATTERIZZAZIONE E TECNOLOGIE DI RISANAMENTO. MCGRAW-HILL*

[3] - *SISTEMI DI FOGNATURA, MANUALE DI PROGETTAZIONE. HOEPLI*

[4] - *MECCANICA DEI FLUIDI. MARCHI, RUBATTA*

[5] - *PERRY'S CHEMICAL ENGINEERS' HANDBOOK, PERRY. GREEN. MCGRAW-HILL*

[6] - *RELAZIONE ATTIVITÀ DI BONIFICA VALLE DEL SACCO*

[7] - *NORMATIVA ITALIANA 152/2006 "TESTO UNICO AMBIENTALE"*

[8] - *AUTORITÀ DI BACINO FIUMI LIRI-GARIGLIANO & VOLTURNO*

[9] - [www.isprambiente.it](http://www.isprambiente.it), *PROGETTO CARG*

[10] - *EQUAZIONI ALLE DERIVATE PARZIALI . SALSA*

[11] - *ANNALI IDROLOGICI FIUMI LIRI-GARIGLIANO , [www.autoritadibacino.it](http://www.autoritadibacino.it)*

## *Ringraziamenti*

*Ringrazio vivamente tutti coloro che mi hanno affiancato durante il cammino intrapreso nella stesura della tesi ed in particolare il Prof. Russo Spena per avermi indirizzato, tramite arguti consigli, ad un arricchimento culturale ulteriore rispetto alla didattica pragmatica dell'ingegneria; l'Ing. Di Nucci che, sempre disponibile, ha fatto prendere corpo alla tesi invogliandomi a proseguire verso la direzione della mia scelta; al Prof. Fumarola che, con la sua particolare competenza in ambito chimico, ha saputo indirizzarmi verso la risoluzione di problemi grazie all'esperienza di un ingegnere; all'Ing. Gavezzoli, essenziale nella sua disponibilità per l'acquisizione di dati.*

*Un ringraziamento particolare va alla mia famiglia che, sostenendomi nelle scelte, ha contribuito significativamente alla mia formazione culturale e sociale nonostante le enormi difficoltà incontrate.*

*Ringrazio inoltre mio Zio che, tramite le sue competenze professionali, ha facilitato il lavoro di stesura facendomi rapportare alla quotidianità lavorativa delle aziende operanti sul territorio.*

*Un affettuoso pensiero va a tutti coloro che, durante questo breve spazio di vita, subentrando impetuosamente, mi hanno accompagnato e condiviso parte del loro percorso con il mio ...*

*Grazie di riuscire a sopportarmi...*