

POLITECNICO DI TORINO

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Civile



Tesi di Laurea Magistrale

Calibrazione di modelli di trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia

Relatore:

Prof. Fulvio Boano

Candidato:

Alberto Strafella

Matricola:

s230691

Luglio 2020

Ringraziamenti

Un doveroso ringraziamento va al Prof. Fulvio Boano, relatore di questa tesi, per la cortesia e la disponibilità, oltre ai numerosi e interessanti spunti dispensatimi durante la stesura dell'elaborato.

Ringrazio con sincero affetto anche i miei familiari e le persone più care, le quali mi sono state vicine e mi hanno con pazienza sostenuto in questa fase finale del mio percorso universitario.

Sommario

Introduzione	1
1 Il trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia	3
1.1 Sistemi di drenaggio urbano	4
1.1.1 Sistemi di drenaggio urbano sostenibile (SuDS)	5
1.1.2 Le conseguenze dell'urbanizzazione sul drenaggio urbano	5
1.2 Acque di prima pioggia	7
1.2.1 La presenza di inquinanti nelle acque di prima pioggia	8
2 Casi di studio	11
2.1 Caratterizzazione dei bacini idrografici	11
2.2 Eventi di precipitazione inclusi nell'analisi del washoff	13
2.3 Metodi di campionamento delle acque di prima pioggia	15
2.3.1 First flush capture and detention tank (FCDTs)	17
2.3.2 Campionatore refrigerato fisso	19
2.3.3 Barriere	20
2.3.4 Campionamento manuale	21
2.4 Eventi di precipitazione esclusi dall'analisi del washoff	21
3 Calibrazioni di modelli di washoff	24
3.1 Modelli matematici	24
3.1.1 Build-up	24
3.1.2 Wash-off	25
3.2 Calibrazione dei modelli di Washoff	28
3.2.1 Estrapolazione dati $Washoff_{osservato}$	28
3.3 Ottimizzazione delle curve di $Washoff_{modello}$	31
3.3.1 RMSE (Root Mean Square Error)	33
3.3.2 Definizione della funzione B(t)	33
3.3.3 Integrazioni alle differenze finite delle equazioni che regolano il trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia	34
3.3.4 Metodo utilizzato per stimare la curva $Washoff_{modello}$	37
3.4 L'utilizzo del Risolutore di Excel per la calibrazione dei parametri della curva di $Washoff_{modello}$	41

4	Risultati	44
4.1	Risultati del modello matematico	44
4.1.1	Valutazione del first flush	44
4.1.2	Valutazione dell'intensità di first flush	49
4.1.3	Valutazione dei parametri C_3 , C_4 , B_0 ottenuti dal modello matematico	51
4.1.4	Problema di equifinalità tra C_3 e B_0	53
4.1.5	Stabilità dell'esponente C_4	60
4.1.6	Correlazioni tra C_3 e C_4	62
4.1.7	Correlazioni tra C_4 e parametri idrologici e di inquinamento	65
4.2	Risultati delle simulazioni su SWMM	69
4.2.1	Eventi meteorici applicati alle simulazioni	72
4.2.2	Risultati di simulazione basati sulla calibrazione dei modelli matematici.....	75
4.2.3	Risultati di simulazione data una quantità di inquinante iniziale costante.....	78
4.2.4	Confronto sul valore di inquinante asportato e problema di esportazione dei parametri	83
4.2.5	Simulazione basata sulla stabilità del prodotto $C_3 \cdot B_0$	84
	Conclusioni	86
	Allegati.....	88
	Allegato 1	88
	Allegato 2.....	106
	Allegato 3.....	123
	Allegato 4.....	126

Introduzione

I processi di urbanizzazione nel corso degli anni hanno fornito le motivazioni per lo svolgimento di studi sul trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia.

Trattasi di processi che implicano una impermeabilizzazione del suolo, impedendo evapotraspirazione, filtrazione delle acque attraverso il terreno nonché una adeguata ricarica delle acque di falda.

Le aree impermeabili, di conseguenza, portano ad un maggiore trasporto di inquinanti sulla superficie del suolo nei periodi di tempo secco e, al contempo, contribuiscono a maggiori volumi delle acque di dilavamento a seguito degli eventi piovosi.

Il deflusso superficiale che ne consegue conduce all'inevitabile spostamento delle sostanze dal luogo in cui si sono depositate all'ingresso nel sistema di drenaggio: fenomeno noto come *washoff*.

Il periodo successivo ad un evento di pioggia, incidente su un dato bacino, corrisponde ad una fase di *primo dilavamento*, meglio nota come *first flush*; tale fenomeno può essere più o meno pronunciato e viene analizzato ad intervalli temporali durante l'intero processo di *washoff*.

Il campionamento degli inquinanti si serve di diversi strumenti e permette di conoscere le concentrazioni degli stessi durante l'evento di pioggia; in tal modo è possibile accostare al deflusso superficiale le quantità di sostanze rilevate. La caratterizzazione del bacino, inoltre, permette di comprendere la natura degli inquinanti rilevati ed una successiva stima della qualità dell'acqua, al fine di preservare il ricettore idrico e di garantirne utilizzi specifici o eventuali azioni di depurazione dell'acqua stessa.

Per tali ragioni, insieme alla possibilità di prevedere i picchi di concentrazione, si provvede alla costruzione, alla calibrazione ed alla revisione di modelli che siano rappresentativi del trasporto di inquinanti.

I modelli matematici per il *washoff* si basano su alcuni parametri che *indirettamente*, come già presente in letteratura, diventano caratteristici per una determinata area. Essi sono ricavabili solo mediante una calibrazione degli stessi, a seguito di *osservazioni* che includono i dati idrologici, di campionamento di inquinanti e di estensione del bacino sul quale ha luogo l'evento; tali dati, non modificabili e caratterizzanti, risultano inclusivi del modello matematico scelto. I dati osservati, a questo punto, sono confrontati con i dati

ottimizzati di washoff a seguito delle calibrazioni, attraverso parametri statistici che ne stimano l'*errore*; in tal modo è possibile valutare se un modello matematico sia o meno rappresentativo delle osservazioni fatte sul luogo.

Un altro aspetto è legato alla possibilità di correlare i parametri calibrati tra di loro, al fine di rilevare quanto il modello scelto sia robusto o se soffra di alcune ambiguità. Altre correlazioni, invece, riguardano l'eventuale reciproca influenza tra i parametri calibrati, le variabili idrologiche, proprie del bacino considerato, e l'insieme di altri parametri utili alla misurazione di inquinante.

Il seguente lavoro di tesi ha portato allo sviluppo di tali processi di calibrazione, attraverso la raccolta di dati di concentrazione, già facenti parte della lettura scientifica contemporanea, e la successiva ricostruzione delle curve di washoff per ognuno degli eventi considerati.

Al fine di simulare i risultati di calibrazione ottenuti per gli eventi ricavati, si è pensato di riproporre i parametri ricavati nelle *simulazioni* sul bacino di Borgo Dora, attraverso l'utilizzo del software *SWMM (Storm Water Management Model)*, il cui sistema basa i risultati delle simulazioni sulle stesse leggi di washoff utilizzate in fase di calibrazione.

L'extrapolazione dei dati di calibrazione su SWMM ha permesso, con le dovute condizioni al contorno, una ulteriore valutazione della solidità del modello matematico applicato e dei limiti ad esso annessi.

1 Il trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia

Il drenaggio urbano è una delle questioni più importanti per un uso sostenibile dell'ambiente nelle aree fortemente antropizzate. Durante un evento di pioggia di intensità rilevante, in particolare dopo un precedente periodo secco, il primo contributo di deflusso superficiale è inclusivo di concentrazioni di inquinanti maggiori rispetto a quelle rilevabili durante il restante corso dell'evento. Negli ultimi decenni, il dilavamento da parte di acque di prima pioggia è stato riconosciuto come un fenomeno tipico di aree fortemente urbanizzate ed identificato con il nome di *first flush*. Esso è rappresentativo del *primo dilavamento*, nonché della rimozione delle sostanze dalle superfici sulle quali esse hanno sedimentato per un periodo più meno lungo; inoltre, il *first flush* può risultare più o meno significativo durante l'intero processo di trasporto di inquinanti superficiale, identificabile come *washoff*. Il deflusso superficiale urbano trasporta nei sistemi di drenaggio inquinanti come solidi sospesi (organici e/o inorganici), includibili nei *solidi sospesi totali* (TSS), nutrienti, sostanze oleose, metalli pesanti (Cu, Zn, Cd, Fe) [1] e batteri come coliformi fecali (CF). Le biodegradabilità delle sostanze rilevate, invece, si definisce attraverso il rapporto tra domanda chimica di ossigeno (COD) e domanda biochimica di ossigeno (BOD), le cui misurazioni dipendono anche dalle caratteristiche del terreno/superficie utilizzati. Il deflusso superficiale contaminato, pertanto, se rilasciato senza trattamento, può raggiungere i sistemi di drenaggio e diventare una delle principali cause del deterioramento della qualità dei flussi.

In letteratura, partendo dalle precedenti considerazioni, sono stati proposti diversi criteri per la valutazione di una soglia di inquinante rilevato, attraverso la quale si può considerare significativo il *first flush*. Tale fenomeno è legato alle leggi con le quali viene descritto il *washoff*, quindi, per comprendere al meglio in quali condizioni tali leggi siano rappresentative di un evento reale è necessario avere un inquadramento ambientale dei luoghi dove tali fenomeni si verificano. Risulta, pertanto, necessario introdurre i meccanismi di dilavamento e le caratteristiche delle acque di prima pioggia, insieme agli effetti dell'urbanizzazione sul drenaggio delle stesse.

1.1 Sistemi di drenaggio urbano

I sistemi di drenaggio urbano sono l'insieme delle opere idrauliche deputate alla raccolta ed al convoglio delle acque reflue e meteoriche all'interno dei collettori stradali. Tali sistemi sono deputati anche alla re-immissione nell'ambiente delle stesse acque dopo opportuni trattamenti.

Al giorno d'oggi le acque reflue sono quasi sempre convogliate all'interno del ricettore soltanto previo trattamento. Il trasporto dell'acqua, pertanto, non risulta secondario alla qualità della stessa ed all'impatto che si avrebbe sul corpo ricettore finale. Motivo per il quale è sempre più raro l'utilizzo di fognature a sistema misto, per le quali le acque reflue e le acque meteoriche finirebbero nello stesso canale.

Il sistema di drenaggio moderno prevede l'utilizzo di una rete fognaria a sistema separato, attraverso il quale le acque reflue percorrono canali diversi rispetto alle acque superficiali provenienti da eventi meteorici.

Gli impianti di fognatura sono strutturati come segue:

- rete di raccolta, deputate alla prima intercettazione delle acque nelle zone servite (caditoie stradali, pozzetti e manufatti di scarico);
- impianti di trasporto, deputati al trasporto dell'acqua al ricettore finale, previa depurazione (collettori e pozzetti);
- impianti di depurazione (disinfezione, adsorbimento, sedimentazione/microgriglie, filtrazione, disinfezione, adsorbimento).

I collettori del sistema di drenaggio urbano sono percorsi da correnti a superficie libera che permettono lo scorrimento dell'acqua attraverso adeguate pendenze e velocità. Le analisi idrologiche indicano le portate di piena attese per un determinato tempo di ritorno, garantendo una progettazione della rete fognaria in grado di evitare allagamenti dovuti alle acque bianche, con conseguente messa in pressione dei collettori. Per evitare il superamento del livello di pino campagna da parte della piezometrica, portando alle problematiche prima enunciate, è utile garantire o restituire ai terreni la filtrazione che è stata ridotta con l'eccessiva impermeabilizzazione: questo è possibile attraverso i sistemi di drenaggio sostenibile, noti come *Sustainable Urban Drainage Systems* (SuDS).

1.1.1 Sistemi di drenaggio urbano sostenibile (SuDS)

I sistemi di drenaggio urbano sostenibile prevedono soluzioni studiate per ridurre il potenziale degli eventi di pioggia più intensi nei luoghi altamente urbanizzati [2].

Tra i sistemi più efficienti si hanno:

- sistemi di raccolta delle acque piovane, atti al riutilizzo dell'acqua piovana defluita superficialmente per impieghi domestici, commerciali o industriali.
- tetti verdi, i quali modificano la distribuzione temporale del deflusso delle acque piovane rispetto ad un tetto tradizionale, attenuando e ritardando il picco delle portate.
- fasce filtranti: aree vegetate a bassa inclinazione che permettono un rallentamento del deflusso, principalmente attraverso sedimentazione e filtrazione della portata superficiale
- stagni e zone umide, i quali rallentano il deflusso superficiale permettendo anche sedimentazione dei solidi sospesi, con conseguente possibile biodegradazione.
- dreni filtranti: si tratta di piccole trincee a bordo strada, costituite da ghiaia ed in grado di trattenere, stoccare e filtrare le acque di pioggia e le acque della superficie drenata
- canali vegetati: si tratta di canali nei quali è favorita la vegetazione al fine di intercettare e trattare le acque di scolo.
- aree di bioritenzione: depressioni poco profonde all'interno del paesaggio, che permettono al deflusso di filtrare attraverso la vegetazione e gli strati sottostanti, dopo un determinato tempo di ristagno.
- pavimentazioni permeabili: costituite da singoli blocchi solidi, permettono al deflusso di penetrare tra gli spazi determinati dall'affiancamento di diversi blocchi o attraverso il blocco stesso, se permeabile. Il volume del flusso può fermarsi una volta infiltratosi all'interno del suolo sottostante la pavimentazione.

1.1.2 Le conseguenze dell'urbanizzazione sul drenaggio urbano

L'incremento demografico nelle aree urbane cresce ogni anno ed è rappresentato da una popolazione che entro il 2050 corrisponderà al 66% di quella globale [3]. I cambiamenti demografici e climatici si riflettono nella pianificazione urbana, quindi sullo sviluppo spaziale di una città [4]. Gli ecosistemi terrestri e marini perdono progressivamente la piena capacità di sostenere le proprie richieste

essenziali alla sopravvivenza [5], divenendo così soggetti ad impatto idraulico. Si faccia riferimento alle specie ittiche: l'eccessivo ruscellamento superficiale, dovuto ad una estensione delle zone impermeabili, porta a maggiori volumi convogliati nei ricettori idrici e, di conseguenza, ad un eccessivo sollevamento di sedimenti nell'ambiente acquatico, tra cui metalli pesanti; le diverse specie ittiche, pertanto, saranno soggette a continue abrasioni dell'apparato branchiale, quindi ad una moria maggiore [6].

Altri scompensi, invece, riguardano i processi idrologici: il ciclo naturale è costituito da evapotraspirazione, precipitazione, infiltrazione, ricarica delle acque sotterranee, assorbimento e traspirazione delle piante; pertanto, l'inserimento di elementi come strade, parcheggi, marciapiedi ed ulteriori insediamenti urbani comporta un inevitabile aumento del deflusso superficiale a discapito di un abbassamento dell'infiltrazione, dell'evapotraspirazione e dell'alimentazione delle falde.



Figura 1: Ciclo idrologico ed urbanizzazione [7]

La vegetazione, altrimenti, in un contesto di equilibrio, permetterebbe una riduzione della velocità di *runoff*, della velocità di crescita dello stesso, nonché un'infiltrazione lenta dell'acqua nel terreno, restituendone anche una quota parte all'atmosfera (Figura 2).

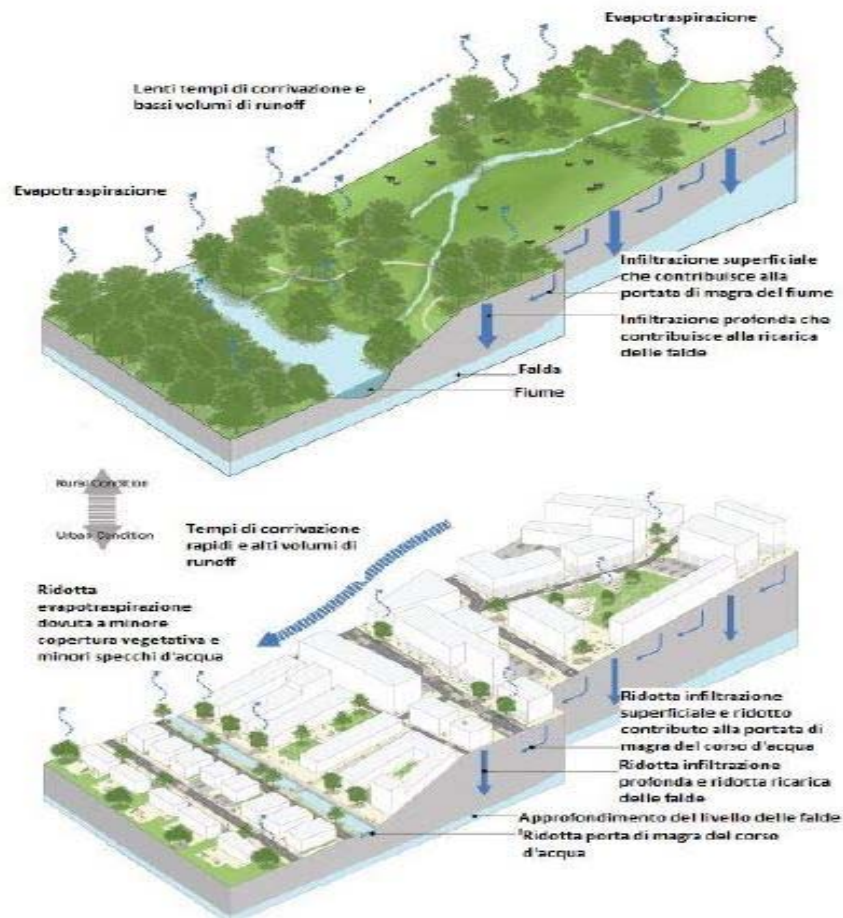


Figura 2: impatto dell'urbanizzazione sul ciclo delle acque a scala di bacino
[8].

1.2 Acque di prima pioggia

In ambito urbano, le acque meteoriche che tendono a dar luogo al fenomeno di ruscellamento superficiale, *runoff*, superano la quota parte delle stesse che, invece, tendono ad infiltrarsi nel sottosuolo. Tale fenomeno è sostenuto dalla presenza di ampie zone di territorio urbanizzate, quindi maggiormente impermeabili. Il deflusso su strada asfaltata, considerata altamente impermeabile, contiene un'ampia gamma di contaminanti con concentrazioni variabili, come ad esempio nutrienti, metalli pesanti e agenti patogeni. Se dismessi senza alcun trattamento, tali inquinanti possono causare il deterioramento della qualità dell'acqua alla ricezione e gravi ripercussioni alla salute dell'ecosistema dell'ambiente acquatico [6], portando così ad un impatto ambientale sul corpo idrico ricettore. La comprensione del trasporto di inquinanti, inoltre, permette di affidare a leggi matematiche la fisica del problema del washoff, in particolare nei casi in cui si verifica il fenomeno del

first flush. Graficamente, il fenomeno del washoff, indicativo del trasporto di inquinanti, si presenta mediante l'anticipo del picco del pollutogramma rispetto al picco dell'idrogramma: questo avviene perché la concentrazione di inquinanti è maggiore nei primi istanti dell'evento, quando ancora l'idrogramma di piena è nella sua fase ascendente, come si può notare in Figura 3. Il Washoff, pertanto, è definibile come in (1.1):

$$W(t) = C(t) \cdot Q(t) \quad (1.1)$$

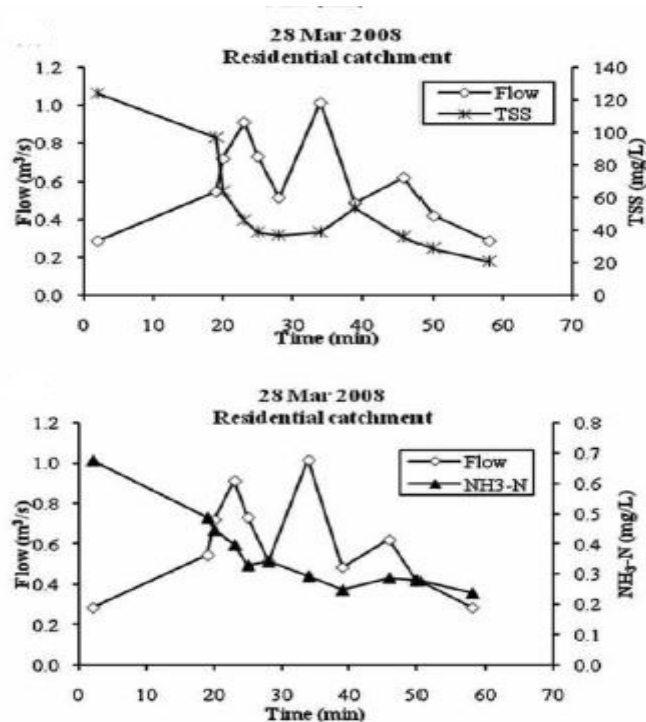


Figura 3: Concentrazioni e idrogramma di piena [9]

Si noti, inoltre, come non tutte le sostanze tendano a dare tale comportamento. In particolar modo, il fenomeno del first flush riguarda i solidi sospesi ed i metalli pesanti ad essi aggregati, mentre si evidenzia in modo meno marcato per gli idrocarburi, il COD, i metalli pesanti in forma disciolta, le sostanze oleose, in quanto spesso meno densi e con capacità a sedimentare inferiori.

1.2.1 La presenza di inquinanti nelle acque di prima pioggia

La presenza di inquinanti nelle acque può avvenire per *via diretta* o *via indiretta*: nel primo caso l'inquinamento è dovuto alla mancata depurazione delle acque prima che vengano riversate nel ricettore ultimo, quindi un caso più frequente negli

scarichi industriali e delle acque reflue, come descritto nei paragrafi precedenti; la *via indiretta* riguarda, invece, gli inquinanti presenti, in un primo momento, sul suolo e solo successivamente asportati dallo stesso da parte delle acque di prima pioggia.

Tali inquinanti, che competono alla *via indiretta*, sono in parte, e soprattutto nelle aree commerciali, particelle presenti in una prima fase nell'atmosfera e solo successivamente depositatesi sui suoli da quali vengono rimosse attraverso deflusso superficiale.

Prima di procedere con i casi studio analizzati nel paragrafo 2.1 è bene soffermarsi su un più ampio spettro di studi, utilizzati per comprendere meglio la natura di tali inquinanti e le caratteristiche degli stessi.

Le tipologie di bacino alle quali si farà riferimento saranno di tipo residenziale, commerciale ed industriale; si tratterà, pertanto, di *inquinamento urbano*, *inquinamento industriale*, *inquinamento naturale*.

Si riportano di seguito le sostanze riscontrate con più frequenza e maggiormente rilevabili durante il washoff:

- **solidi sospesi totali (TSS)**: la presenza di solidi sospesi oltre determinati limiti, altera la normale trasparenza dell'acqua. Essi rappresentano la totalità delle varie sostanze presenti nella miscela liquida, che rimangono in un contenitore, dopo che tutta l'acqua è stata fatta evaporare [10]. TSS in mg/l può essere calcolato come segue:

$$\frac{TSS[mg/l]}{10^6} = \frac{(\text{peso secco del residuo e filtro} - \text{peso secco del filtro})}{\text{ml di campione}} \quad (1.2)$$

- **Coliformi fecali (FC)**: batteri Gram negativi, a forma di bastoncino, non sporigeni, lattosio-fermentanti, aerobi o anaerobi, diffusi soprattutto nel suolo e nelle acque, ma presenti anche nell'ambiente in generale. Il coliformi comprendono anche i batteri termoresistenti (44,5°C) il cui habitat naturale è l'intestino umano o animale; di essi la specie più rappresentativa è Escherichia Coli. I coliformi di origine fecale sono considerati indicatori di contaminazione delle acque di trasporto superficiale [11].
- **Domanda chimica di ossigeno (COD)**: misura la quantità di ossigeno utilizzata per l'ossidazione (Ossidoriduzione) di sostanze organiche e

inorganiche contenute in un campione d'acqua a seguito di trattamento con composti a forte potere ossidante (mg/l di O₂) [12]. Un alto valore di COD di uno scarico comporta una riduzione dell'ossigeno disciolto nel corpo idrico ricettore e quindi una riduzione della capacità di autodepurazione, di sostenere forme di vita e di conseguenza un potenziale livello di inquinamento delle acque.

- **Domanda biochimica di ossigeno (BOD):** è la quantità di ossigeno disciolto necessaria dagli organismi biologici aerobici per scomporre il materiale organico presente in un determinato campione d'acqua. Il processo avviene ad una temperatura di 20° in un tempo di 5 giorni.
- **Fosforo totale (TP):** è il metodo di misurazione più affidabile per rilevare quantità di fosforo nella forma di ortofosfato, la cui presenza è maggiore nei frammenti di piante e animali sospesi in acqua, soprattutto in presenza di laghi [13]. Eccessivi livelli di fosforo totale indicano una maggior presenza di alghe nelle acque fluviali, quindi una maggiore torbidità dell'acqua. L'asportazione del fosforo avviene attraverso il deflusso superficiale, in genere dopo eventi pluviometrici in grado di generare erosione. In genere si tratta di terreni ricchi di sostanza organica, come le argille [14].
- **Azoto ammoniacale (NH₃-N):** è usato come indicatore della misura delle quantità di ammoniaca presenti nell'acqua dei corpi naturali [15]. L'azoto ammoniacale, diverso dall'azoto organico, proviene spesso dal percolato prodotto dalle discariche. Esso è frequente anche nei prodotti di scarto, come liquami ed altri rifiuti organici liquidi [16], nonché nei fertilizzanti azotati utilizzati per il terreno o nei batteri azotofissatori presenti in atmosfera.
- **Tracce di metalli pesanti (Sb, Ti, Fe, Cu, Cd, Cr, Ni, Mn, V, Ba, As, Hg, Pb, Al, Zn).**

2 Casi di studio

I modelli utilizzati per il washoff sono definibili attraverso determinati parametri da calibrare, inclusa la quantità di inquinante iniziale accumulabile della superficie di un bacino; all'interno di un modello da calibrare, tra i parametri non mutabili, oltre ai dati provenienti da *osservazioni*, si hanno le caratteristiche del bacino osservato.

I dati di runoff, fissi all'interno del modello da calibrare, sono conseguenza non soltanto della precipitazione ma anche dell'impermeabilità del bacino; essi, inoltre influiscono in fase *simulativa* su SWMM, a seconda della presenza o meno di LID o aree permeabili scelte in fase di *input*.

I casi studio considerati, dai quali si è partiti per le successive calibrazioni, sono stati estrapolati da articoli scientifici che potessero garantire la solidità dei dati di partenza (Paragrafo 1.2.1); i casi scelti appartengono ad articoli scientifici che hanno trattato i fenomeni dal punto di vista del first flush, quindi cercando di comprendere gli intervalli temporali in cui potesse manifestarsi in maniera più accentuata.

Tali casi di studio vengono confrontati nei paragrafi a seguire in base alle caratteristiche dei bacini di riferimento (Cap. 2.1), ai dati pluviometrici, idrologici ed in base a quanto concerne le concentrazioni di inquinanti (Cap. 2.2).

2.1 Caratterizzazione dei bacini idrografici

I casi di studio presi in esame appartengono ai diversi bacini (residenziali, commerciali, industriali) riportati in Tabella 1. I bacini residenziali e commerciali appartenenti al quartiere periferico di Skudai sono stati oggetto di diversi studi [9, 17], attraverso i quali sono state notate delle correlazioni tra TSS e COD. Gli studi qui riportati sono riferiti ad eventi protrattisi tra il 2008 ed il 2009 [9, 17].

Tipologia Bacino di riferimento	Localizzazione bacino di riferimento	Area	Impermeabilità stimata
		[ha]	[%]
Commerciale	Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	43.95	95
Industriale	Anzola (Bologna)	1.15	Impermeabile
Residenziale	Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	32.77	85
	Sannicandro (Bari)	31.24	70
	Seosan (Corea del Sud)	0.05	Impermeabile

Tabella 1: Superfici delle aree di riferimento appartenenti ai bacini esaminati

Il bacino di riferimento per lo studio effettuato nei pressi di Bologna, invece, si riferisce ad un'area industriale, quasi completamente impermeabile, includente parcheggi, zona di scarico per camion e anche una piccola parte da magazzini coperti da tetti [18].

Viene considerata completamente impermeabile anche la superficie di deflusso di Seosan, in questo caso una strada asfaltata [19].

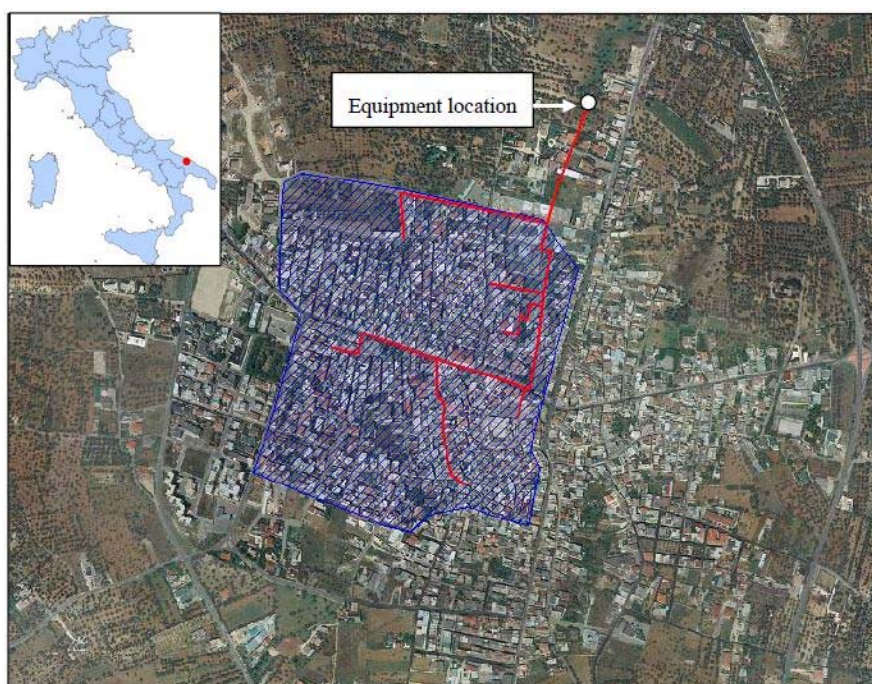


Figura 4: Sannicandro di Bari, bacino di drenaggio (blu) e rete di drenaggio (rosso) riferiti al caso esaminato [20].

2.2 Eventi di precipitazione inclusi nell'analisi del washoff

Per ognuno dei bacini idrografici presi in esame sono stati considerati determinati eventi di precipitazione. Successivamente, i dati di portata e di concentrazioni di inquinanti estrapolati da questi eventi meteorici hanno permesso di ricostruire le curve di washoff per ogni evento (Cap. 2.1).

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	$V_{defluito}$	$h_{defluito}$	h_{caduta}	$C_{deflusso}$
		[m^3]	[mm]	[mm]	
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	323.58	0.73	1.5	0.49
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	3047.1	6.93	8.2	0.84
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	4252.0	12.97	36.2	0.35
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	1888.5	5.76	10.6	0.54
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	1.02	2.04	3.6	0.56
Skudai (Malaysia)	2009	4699.7	14.34		
Sannicandro (Bari, Italia)	22/11/2006	87.67	0.28	4.3	0.06
Anzola (Bologna, Italia)	17/01/2004	11.45	0.99	2.3	0.43
Anzola (Bologna, Italia)	28/05/2004	6.38	0.55	2	0.27
Anzola (Bologna, Italia)	13/06/2004	33.34	2.89	17.5	0.16

Tabella 2: Dati pluviometrici ed idrometrici degli eventi di pioggia esaminati

In Tabella 2 sono riportati i valori di altezza di pioggia cumulata durante l'intero l'evento di riferimento, $h_{defluito}$ (ricavata da

$V_{defluito}$ rispetto all'area del bacino stesso), la pioggia caduta durante l'intero evento, h_{caduta} , e $C_{deflusso}$, dato dal rapporto tra $h_{defluita}$ ed h_{caduta} . Il bacino industriale di Anzola, in riferimento all'evento del 13 giugno 2004, nonostante sia stato descritto come impermeabile (Tabella 1) dall'articolo scientifico da cui è stato tratto [18], possiede dei coefficienti di deflusso molto bassi e dovuti a delle altezze di pioggia defluita molto scarse. Questo, sebbene non specificato, potrebbe essere dovuto a delle forti infiltrazioni localizzate sul bacino oppure a degli errori di misura non specificati nell'articolo.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	Q_{media}	Q_{max}	q_{media}	q_{max}
		[m^3/s]	[m^3/s]	[mm/s]	[mm/s]
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	0.10	0.20	0.0002	0.0004
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	1.42	3.23	0.003	0.0073
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	1.51	3.21	0.004	0.0098
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.622	1.07	0.0019	0.0032
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	0.0003	0.0009	0.00064	0.0018
Skudai (Malaysia)	2009	1.44	3.36	0.00441	0.0102
Sannicandro (Bari, Italia)	22/11/2006	0.0263	0.0375	0.00008	0.0001
Anzola (Bologna, Italia)	17/01/2004	0.0028	0.0052	0.00024	0.0004
Anzola (Bologna, Italia)	28/05/2004	0.0018	0.0039	0.00016	0.0003
Anzola (Italia)	13/06/2004	0.0095	0.0178	0.00082	0.0015

Tabella 3: Portate di picco e runoff degli eventi di riferimento

In Tabella 3, vengono riportati i valori relativi alla portata di picco Q_{max} , alla portata media, Q_{media} , ed al runoff, q_{media} e q_{max} , ottenuti dal rapporto tra la portata ricavata dall'idrogramma di piena e l'area del bacino di riferimento.

In Tabella 4 sono riportati i valori di EMC (*Event Mean Concentration*), esplicitativi della quantità media di inquinante presente, per ogni bacino di riferimento e relativo evento di pioggia (Par. 4.1.1). Tali valori sono stati calcolati soltanto per i parametri presi in esame: *TSS, BOD, COD, NH₃N*.

I dati di letteratura di $EMC_{osservato}$ sono rintracciabili soltanto negli articoli riferiti al bacino di Skudai (Malaysia), mentre nei restanti casi i valori di $EMC_{osservato}$ sono stati sostituiti dagli EMC_{model} , a seguito della somiglianza delle curve di washoff ottenute dal modello matematico, rispetto a quelle delle osservazioni. Tale sovrapposizione delle curve, entro determinati limiti di errore, ha fatto sì che EMC_{model} ed $EMC_{osservato}$ si eguagliassero.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	<i>TSS</i>	<i>BOD</i>	<i>COD</i>	<i>NH₃-N</i>
		EMC_{model}			
		[mg/l]			
Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	25/02/2008	672.2	57.9	335.5	0.43
Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	05/03/2008	244.5	60.2	346.1	1.22
Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	12/03/2008	27.6	5.38	16.80	0.15
Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	28/03/2008	52.5	5.56	43.6	0.35
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	53.03			
Skudai (Johor Bahru District, Malaysia)	2009	2.5			0.83
Sannicandro (Bari, Italia)	22/11/2006	654.6			
Anzola (Bologna, Italia)	17/01/2004	190.4		178.7	
Anzola (Bologna, Italia)	28/05/2004	96.9		268.3	
Anzola (Bologna, Italia)	13/06/2004	487.7		280.2	

Tabella 4: Valori di EMC degli eventi di riferimento

2.3 Metodi di campionamento delle acque di prima pioggia

Gli inquinanti trasportati dal primo dilavamento, o first flush, possono essere intercettati in diversi modi. Una volta raccolto un numero possibile di campioni del volume di portata su di un bacino, essi vengono analizzati in laboratorio per ricercare eventuali sostanze. Ad incidere sulla modalità di misurazione vi sono

anche la tipologia di bacino, la frequenza delle piogge, le caratteristiche del sito. Le concentrazioni di inquinanti possono essere raccolte con diversi metodi. Quindi escludendo gli studi con misurazioni in continuo della portata, è molto spesso notabile come vi sia una ricostruzione della portata attraverso le altezze di pioggia, dopo un evento meteorico. In alternativa, nelle zone geograficamente meno esposte ad eventi di pioggia, si procede attraverso eventi di pioggia simulata, come in alcuni distretti del Qatar in tempi molto recenti [21]; in tal caso si tratta di strumenti per studi scientifici, utile ad avere altezze di pioggia controllate.

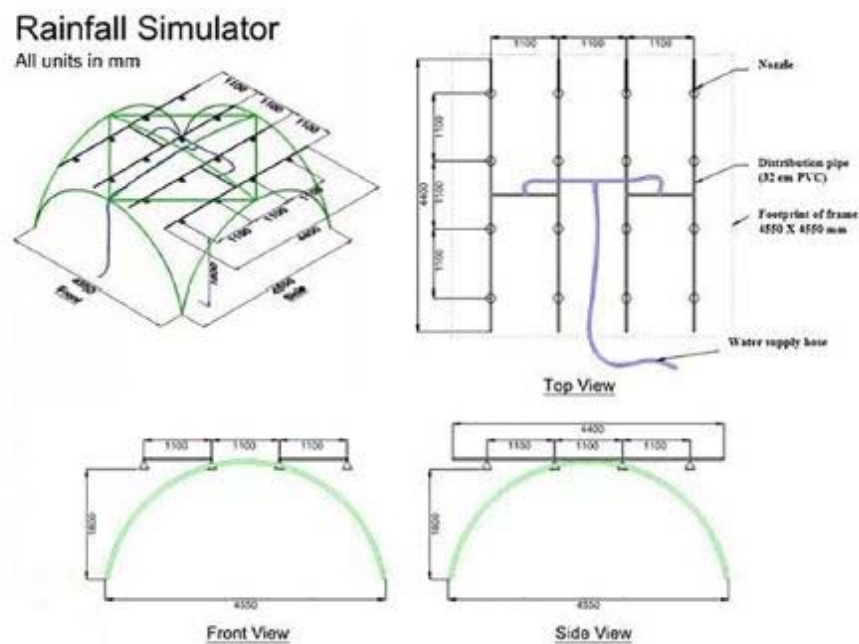


Figura 5: simulatore di pioggia [21]

Il simulatore di pioggia presenta degli spray d'acqua uniti ad un sistema di raccolta in genere progettato per studi di micro-captazione. Esso, coprendo un'area di tracciato del deflusso, bagna la pavimentazione con intensità di pioggia diverse, per ognuno dei punti della stessa area di riferimento (ad esempio una strada asfaltata): in questo modo si ottengono diversi risultati sui meccanismi di first flush innescati. I metodi per bloccare il deflusso e raccogliere i campioni possono essere diversi, come illustrato nel paragrafo 2.3.3.

2.3.1 First flush capture and detention tank (FCDTs)

Gli FCDTs sono dispositivi che permettono la cattura del first flush con

conseguente detenzione, attraverso tubi di scarico come indicato in Figura 6.

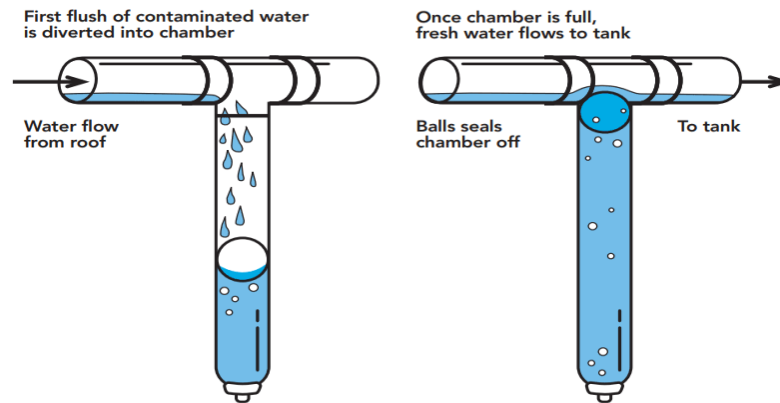


Figura 6: Meccanismo di divisione del first flush all'interno di un tubo di scarico collegato ad una tank [22]

Alcuni inquinanti (solidi sospesi totali, COD, carbonio/composti organici totali, petrolio e grasso), come dimostrato da Stenstrom e Kayhanian (2005), possono essere captati grazie alla presenza di bacini di infiltrazione. Quest'ultimi catturano il primo 20% del volume di deflusso, quindi durante il first flush, e bypassano il volume rimanente; questo metodo può essere due volte più efficace del trattenere il 20% del volume durante l'intero periodo di deflusso. Allo stesso modo, nel caso di first flush stagionale, gli interventi di trattamento sul primo dilavamento della stagione risultano più efficaci degli stessi se applicati ad un volume captato durante la stagione intera [23]. Come indicato da Cheng et al. (2017), è possibile progettare una *tank*, o idealmente un dispositivo LID (*Low Impact Development*) - BMP (*Best Practise Management*), che sfruttino il fenomeno del first flush. Questi dispositivi operano generalmente come *first flush friendly* [19]: la cattura del first flush impedisce lo scarico di inquinanti nei ricettori, al fine di controllare i livelli di inquinamento e di proteggere l'ecosistema circostante.

Inoltre, la raccolta delle acque piovane fornisce ulteriore supplemento e funzione di riserva d'acqua per scopi non potabili come *toilet flushing*, lavaggio ed irrigazione, così da *ridurre il consumo di acqua potabile*.

La tank sperimentata nel lavoro di Cheng et al. (2017) è stata installata a bordo strada ed ha catturato il 35% del deflusso totale, con conseguente cattura del 74% del carico di TSS. Le sostanze da essa trattenute hanno impedito una contaminazione dell'ambiente circostante, oltre al fatto di aver permesso di

conoscere la provenienza degli inquinanti captati, pur sempre attraverso analisi di laboratorio successive. Lo schema in Figura 7 mostra come un modello innovativo di FCDDT non permetta agli inquinanti di uscire dalla tank dopo la sedimentazione; soltanto successivamente, dopo aver raggiunto la massima capienza, la tank restituisce all'ambiente il deflusso restante tramite by-pass.

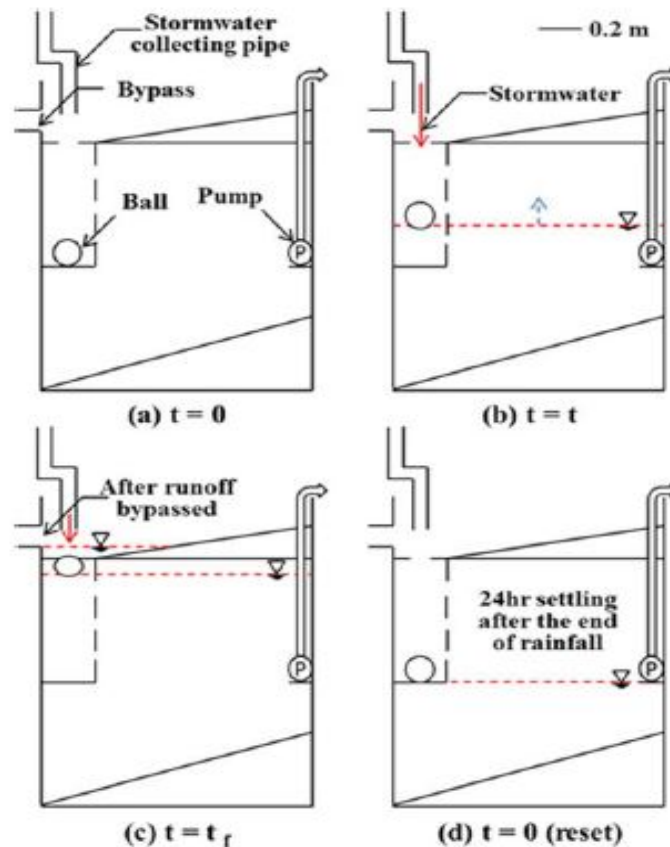


Figura 7: Diagramma schematico dell'FCDDT e delle fasi operative: (a) prima dell'evento di pioggia, (b) durante il deflusso superficiale, (c) al termine del deflusso superficiale bypassato ed a fenomeno di first flush terminato, (d) dopo la sedimentazione [19].

Il ritardo tra l'evento di pioggia meteorico e il raggiungimento del deflusso superficiale all'interno della tank, come nel caso di studio di S. Artina, A. Bolognesi, T. Liserra, M. Maglionico, G. Salmoiraghi (2006), può essere causa di persistenza (alta inibizione percentuale) e proliferazione di alcuni patogeni come Vibrio Fischieri, nonostante il deflusso superficiale sia ormai terminato (Figura 8). Pertanto, anche il posizionamento degli FCDDT rispetto al bacino deve essere progettato tenendo in conto la probabilità di proliferazione ed inibizione dei patogeni in situ.

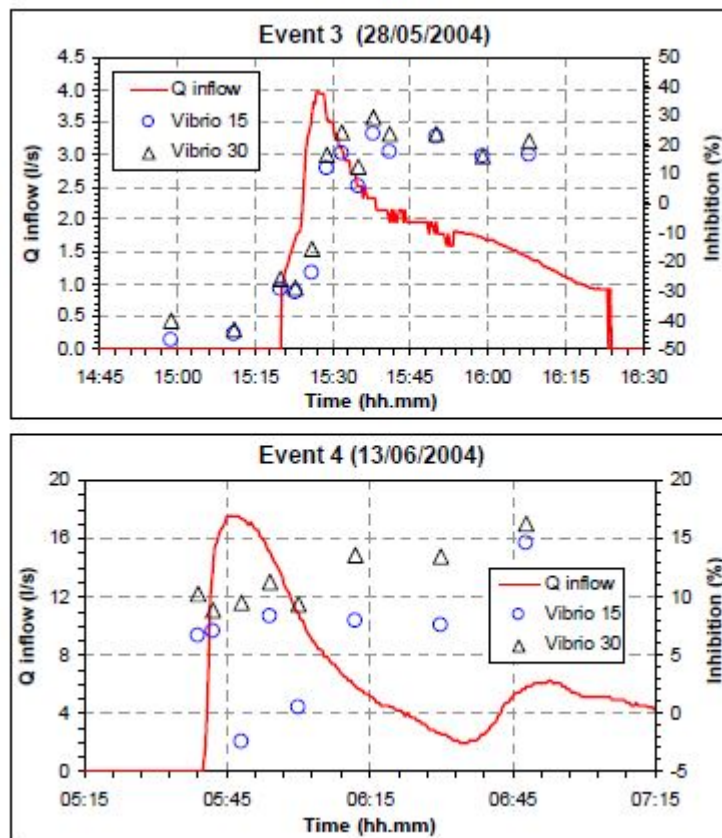


Figura 8: Risultati dei test di tossicità: percentuale di inibizione di *Vibrio Fischeri* rispetto al deflusso superficiale [18].

2.3.2 Campionatore refrigerato fisso

I campionatori refrigerati automatici (*refrigerated autosampler*) permettono di effettuare campionamenti dei flussi d'acqua al fine di valutare le condizioni degli scarichi e l'eventuale presenza di inquinanti nei flussi stessi.

I campionamenti possono essere di tipo sequenziale su singola bottiglia o su più bottiglie e possono essere prelevati ad intervalli prestabiliti di tempo o in base all'andamento di portata. Molti di questi sono costruiti appositamente per essere collocati all'esterno e sono quindi resistenti ad agenti atmosferici, ad agenti corrosivi tipici del suolo, alle temperature gelide (grazie ad un opportuno isolamento), alle radiazioni solari. Essi possono essere installati in uno schema unico con misuratore di pioggia e misuratore di portata (Figura 22) in modo da avere una simultanea acquisizione di dati. In questo modo è possibile ottenere anche delle informazioni tra concentrazione di inquinanti e portata.

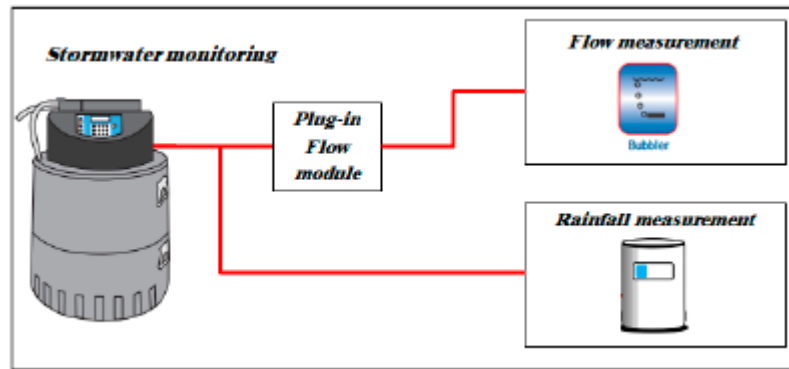


Figura 9: Schema dell'attrezzatura utilizzata per il monitoraggio
[20]

Nel caso di un'area residenziale in Provincia di Bari [20], riportato nei casi di studio al capitolo 2.1, per un monitoraggio sulla qualità dell'acqua è stato installato un campionatore refrigerato, in grado di prelevare 24 campioni da 0,5 L ciascuno, in base al set programmazione. La fase di campionamento inizia quando viene superato un valore di soglia di deflusso predeterminato e consiste nel campionamento di deflusso con una frequenza fissa, selezionata in base alla localizzazione nel bacino. Ad esempio, in questo caso di studio i campioni sono stati prelevati ogni tre minuti.

2.3.3 Barriere

Per contenere il deflusso e indirizzarlo alla raccolta in un punto, vengono create delle barriere temporanee. Esse possono essere realizzate in diversi materiali, tra cui la schiuma poliuretana.

Nel caso di piogge simulate [21], come indicato nel seguente capitolo, la barriera viene innalzata lungo i bordi del simulatore di pioggia e lasciata espandersi per circa 30 minuti; dopodiché, l'aspirazione avverrà attraverso altri dispositivi, tra i quali degli aspiratori.

In questo modo, per ognuno degli intervalli di tempo, durante l'evento di pioggia simulato, sarà possibile raccogliere i campioni necessari.

2.3.4 Campionamento manuale

Il campionamento manuale permette di scegliere il momento in cui raccogliere i

campioni rispetto ad un campionamento automatico, per il quale si dovrebbe procedere previa calibrazione dello strumento. Il campionamento manuale, nel caso di analisi sul first flush, su bacini di tipo industriale o residenziale come illustrato negli da Ming Fai Chow, Zulkifli Yusop (2014), ha inizio quando il livello dell'acqua sale e termina quando l'idrogramma comincia ad appiattirsi. Sebbene laborioso, il campionamento manuale permette di raccogliere un volume maggiore rispetto al campionatore automatico [17, 9]. Nei casi successivamente esaminati [17, 9], si è arrivati al livello di 4,5 litri di campione, quindi di gran lunga un contenuto maggiore rispetto al caso di un campionamento automatico con un numero prestabilito di provette.

Inoltre, il campionamento manuale potrebbe minimizzare il rischio di perdita delle concentrazioni di picco di [17, 9], accompagnando questo evento ad una lettura in simultanea della portata di piena.

Il campionamento manuale dell'acqua è preferibile quando l'analisi include olio e grasso (O&G) perché potrebbero restare sulle superfici interne del tubo di campionamento, della pompa e dei contenitori presenti nel campionatore automatico (US EPA 1992); inoltre, in base agli studi condotti da Lee e Bang (2000), i dati più rilevanti per il campionamento si hanno durante il rapido innalzamento del livello dell'acqua [24].

Un campionamento dettagliato, come per i casi studio precedentemente citati ([17, 9]), può seguire il protocollo "*Guidance manual: stormwater monitoring protocols*" [25].

2.4 Eventi di precipitazione esclusi dall'analisi del washoff

Gli eventi esclusi dalla calibrazione sul trasporto di inquinanti sono riferibili a due categorie, come segue:

- Eventi con un numero di campionamenti di inquinanti molto basso rispetto al numero dei dati di portata.
- Eventi con un numero di dati di portata molto basso, ma con un numero di campionamenti sufficiente.

Tali eventi non sono stati esclusi in base ad un criterio esclusivamente numerico, ma

anche a causa dell'impossibilità nel ricostruire le curve di washoff.

Essi vengono comunque citati poiché permettono di comprendere quando un evento sia *sensibilmente* non affidabile per la riproduzione matematica di un modello.

Tra gli eventi non considerati, seppur presenti sugli articoli scientifici presi in esame, si riportano i seguenti (Tabella 5):

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	Motivazione
Sannicandro (Bari, Italia)	10/11/2006	Campionamenti insufficienti
Sannicandro (Bari, Italia)	07/01/2007	Dati insufficienti
Anzola (Bologna, Italia)	22/12/2007	Dati insufficienti

Tabella 5: Eventi non considerati ai fini dell'analisi del Washoff

In Figura 10 è rappresentato il caso di uno degli eventi sul bacino di Sannicandro, il quale possiede un numero di campionamenti di inquinante insufficiente ai fini della ricostruzione dell'intero evento di washoff.

Un altro caso esemplificativo è uno degli eventi sul bacino di Anzola (Bologna), al quale è allegata una evidente raccolta di dati non esaustiva, per la quale non risulta possibile ottenere dei risultati applicabili.

Ne deriva come la curva di washoff rappresentata (Figura 11) presenti un andamento insolito, ritenuto poco utile al fine di poterne fare letteratura da utilizzare per le successive correlazioni (Par. 4.1.7) o per le successive simulazioni in SWMM (Cap. 4.2).

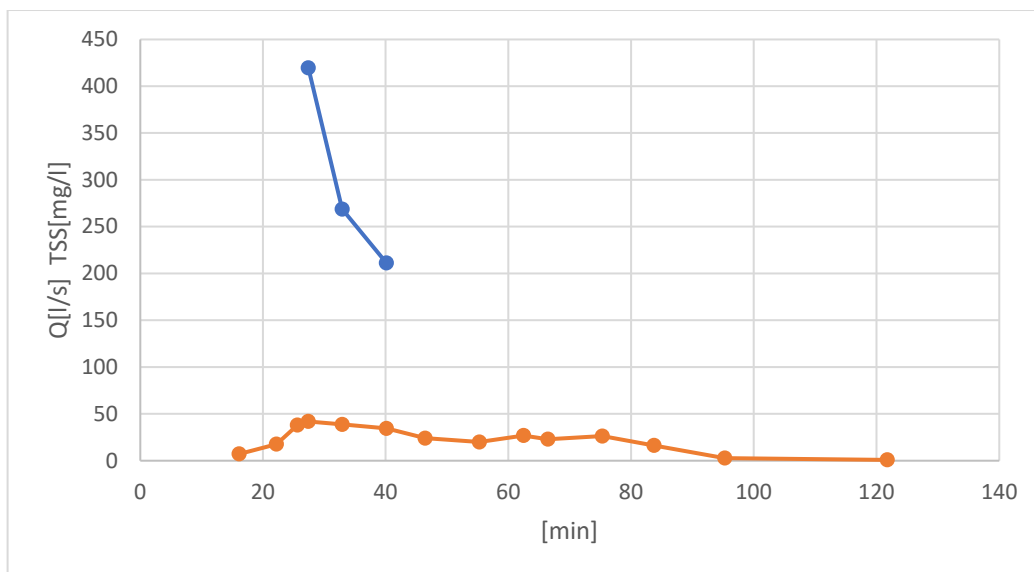


Figura 10: Idrogramma di piena e misurazione delle concentrazioni in riferimento all'evento del 10/11/2006 nel bacino di Sannicandro(Bari, Italia). In arancione è indicato l'evento di portata, mentre in blu il dato di concentrazioni per TSS.

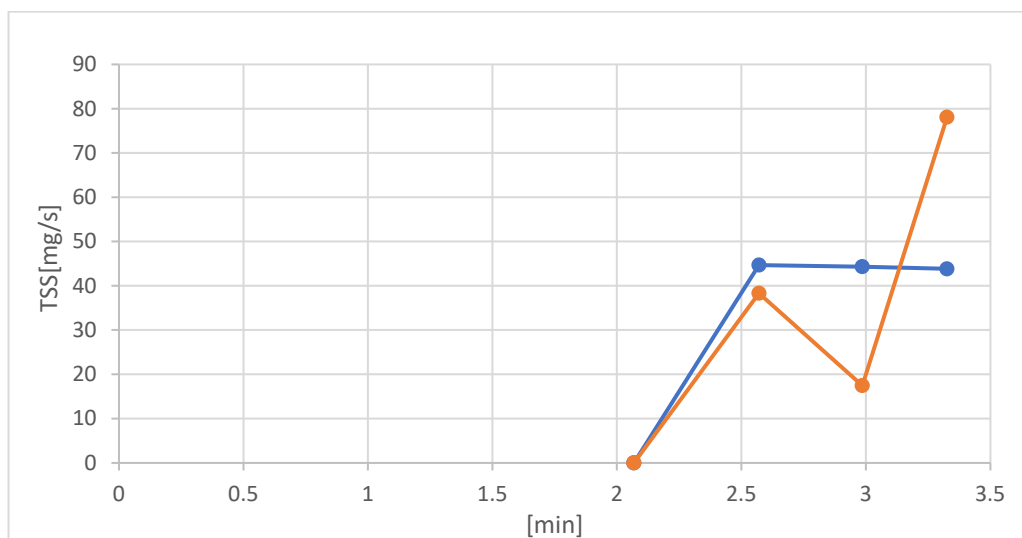


Figura 11: Curva di washoff ottenuta dalle osservazioni in campo (arancione) e curva di washoff ricostruita attraverso modellazione in riferimento all'evento del 22/12/2007 nel bacino di Anzola. In blu è rappresentata la curva di washoff approssimata mentre in arancione quella ricavata dalle osservazioni.

3 Calibrazioni di modelli di Washoff

3.1 Modelli matematici

Si riportano di seguito i modelli matematici utilizzati per descrivere i fenomeni di buildup e washoff, in base alle formulazioni utilizzate in SWMM.

3.1.1 Build-up

Il fenomeno del Build-up è il periodo di accumulo di inquinanti su una data superficie, per un tempo più o meno lungo e precedente al tempo di washoff. Ne segue come il Buildup coincida con un periodo di assenza di precipitazioni, durante il quale non vi è dilavamento superficiale, ma solo una crescita delle particelle di inquinante che si accumulano sul suolo. I modelli matematici con i quali è descritto sono i seguenti:

- **Funzione di potenza:** l'accumulo di inquinanti (B) è proporzionale al tempo (t) elevato alla potenza C_3 , fino al raggiungimento di un limite massimo C_1 , secondo la formula 3.1:

$$B(t) = \text{minimo}(C_1; C_2 t^{C_3}) \quad (3.1)$$

dove:

“B” è l'accumulo di inquinante espresso in massa per unità di area;

“ C_1 ” è il massimo accumulo possibile espresso in massa per unità di area;

“ C_2 ” è il tasso di accumulo costante espresso in [B] [days]^{- C_3} ;

“t” è l'intervallo di tempo secco espresso in giorni;

“ C_3 ” è l'esponente tempo adimensionale.

- **Funzione esponenziale:** l'accumulo esponenziale segue una curva con crescita esponenziale, che si avvicina asintoticamente al limite massimo.

$$B(t) = C_1(1 - e^{-C_2 t}) \quad (3.2)$$

dove:

“ C_1 ” è il massimo accumulo possibile espresso in massa per unità di area;

“ C_2 ” è il tasso di accumulo costante espresso in $[days]^{-1}$

- **Funzione di saturazione:** l'accumulo, simulato per mezzo della funzione di saturazione, comincia a velocità lineare per poi raggiungere il limite di saturazione, secondo l'equazione 3.3, in cui “ C_2 ” è il tasso di saturazione.

$$B(t) = \frac{C_1 \cdot t}{(C_2 + t)} \quad (3.3)$$

Le funzioni (3.1), (3.2), (3.3) sono utilizzate anche nella modellazione attraverso SWMM; è possibile osservarne l'andamento grafico in Figura 12.

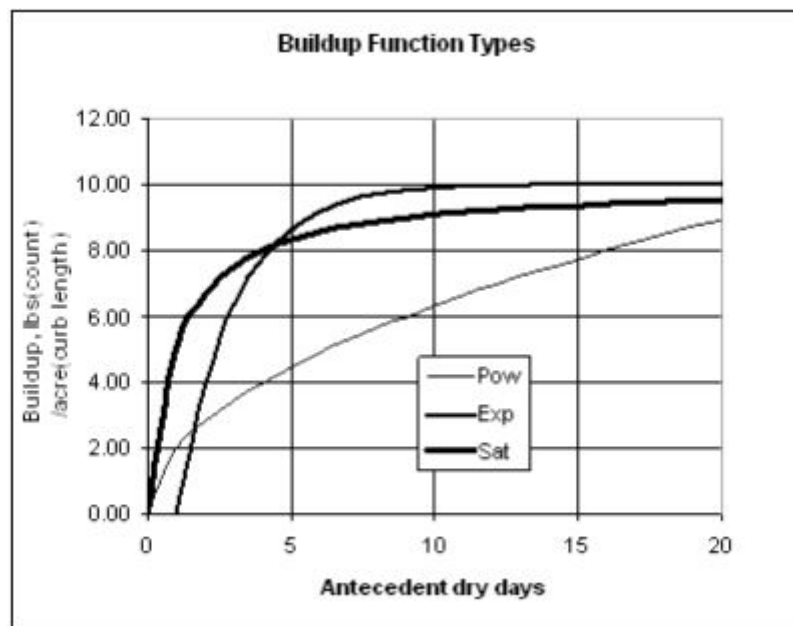


Figura 12: Curve di Build-up rispetto al tempo

3.1.2 Wash-off

Il washoff rappresenta il trasporto di inquinanti durante il deflusso superficiale. Durante le fasi del fenomeno di rimozione di inquinanti dalla superficie si parla di first flush, come già descritto nel capitolo 1. Con il prosieguo del deflusso superficiale sarà possibile esprimere i dati di concentrazione di inquinanti in

funzione del tempo trascorso dall'inizio dell'evento. Come per il Buildup, anche il washoff è modellabile matematicamente e le formulazioni sono le stesse che verranno applicate in SWMM. Ne seguono equazioni:

- **Funzione esponenziale:** nella funzione esponenziale la massa di inquinante dilavata (W), espressa in unità di massa all'ora, è proporzionale al tasso di deflusso (q) e all'accumulo di inquinante (B) durante il periodo di tempo asciutto.

$$W(t) = C_3 \cdot q^{C_4} \cdot B \quad (3.4)$$

dove:

“ C_3 ” è il coefficiente di wash-off in $[\text{mm/h}]^{-C_4}/h$ o in $[\text{in/h}]^{-C_4}/h$;

“ C_4 ” è l'esponente di wash-off adimensionale;

“ B ” è l'accumulo di inquinante espresso in kg o Lbs e calcolato secondo la funzione di accumulo definita in precedenza;

“ q ” è il tasso di deflusso per unità di area, runoff, espresso in pollici all'ora o millimetri all'ora.

- **Rating curve.** La massa di inquinante dilavata (W), definita in termini di massa al secondo, è proporzionale alla portata volumetrica (Q) elevata alla potenza C_4 :

$$W(t) = C_3 \cdot Q^{C_4} \quad (3.5)$$

dove:

“ C_3 ” è il coefficiente di wash-off in $[\text{mg/s}]/\text{cfs}^{-C_2}$ o in $[\text{mg/s}]/\text{cms}^{-C_2}$;

“ C_4 ” è l'esponente di wash-off adimensionale;

“ Q ” è la portata volumetrica.

- **EMC (Event Mean Concentration):** per numerosi eventi meteorici locali sono noti le concentrazioni EMC di inquinanti nelle acque piovane, ottenuti per mezzo di analisi di laboratorio. Ne segue l'equazione 3.6.

$$W(t) = C_2 \cdot qflu \cdot A \quad (3.6)$$

dove:

“ C_2 ” è la concentrazione EMC espressa in $[mg/L] \cdot [28.3L/ft^3]$;

“ q_{flu} ” è la frazione del tasso di deflusso della specifica categoria di uso di suolo.

In Figura 13 sono riportate le diverse equazioni di washoff sopraelencate per uno stesso inquinante, nonché le stesse utilizzate in SWMM.

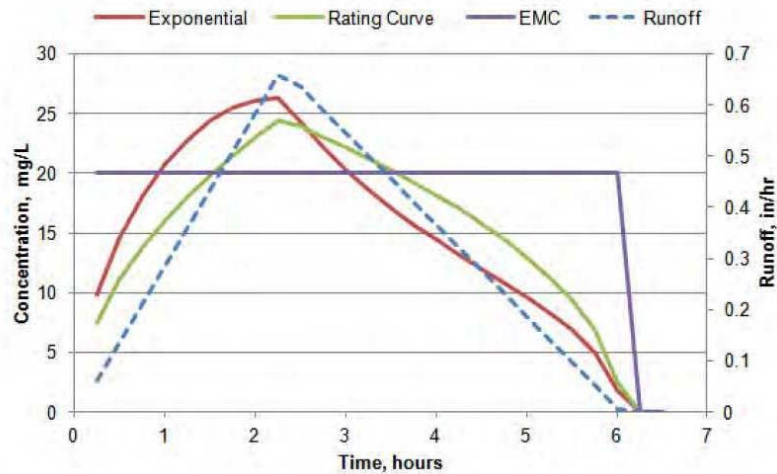


Figura 13: Confronto delle equazioni di washoff per un ipotetico inquinante [11]

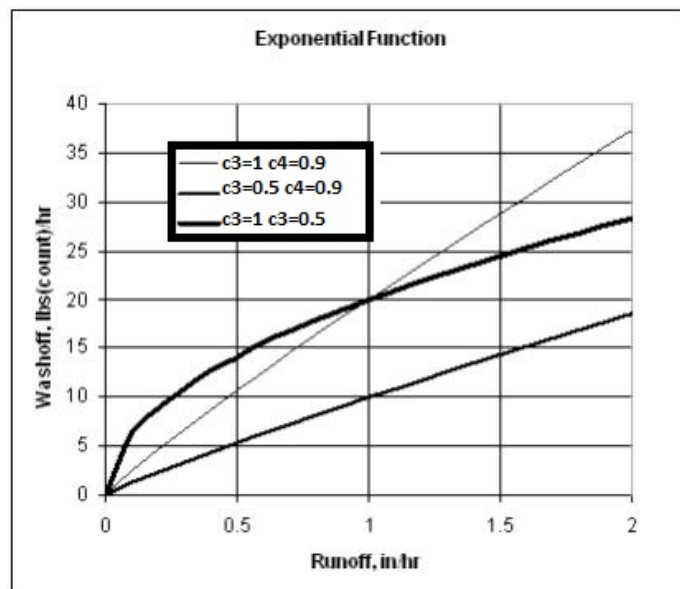


Figura 14: Esempi di andamenti di curve di washoff per diversi valori del coefficiente C_3 e dell'esponente C_4 .

In Figura 14 sono riportate diverse curve di washoff, ognuna di esse riferita a diversi tipi di inquinanti per un medesimo bacino, motivo per cui ad ognuna delle

tre curve vengono associati dei C_3 e C_4 differenti.

3.2 Calibrazione dei modelli di Washoff

Le ottimizzazioni delle curve di washoff vengono condotte sulla base dei dati *osservati* raccolti per i casi studio (Tabella 3) caratterizzati nel capitolo 2.1. Attraverso la legge esponenziale di washoff (Equazione 3.4) viene effettuata la calibrazione di C_3 , C_4 e B_0 (inquinante superficiale al tempo $t=0$), al fine di poter ricostruire la curva del washoff caratteristica dell'evento, indicata come $Washoff_{osservato}$.

La curva di $Washoff_{osservato}$ si calcola basandosi unicamente sull'equazione 1.1, richiamata qui di seguito:

$$W(t) = C(t) \cdot Q(t) \quad (1.1; 3.7)$$

dove:

“C(t)” è la concentrazione di inquinante dell'evento considerato

“Q(t)” è la portata derivante dall'evento di piena dell'evento considerato.

3.2.1 Estrapolazione dati $Washoff_{osservato}$

I pollutogrammi e gli idrogrammi degli eventi considerati, in riferimento ai casi studio presi in esame (Cap. 2.1), sono stati riportati su *Autocad* al fine di poterne estrapolare i dati con accuratezza. In questo modo è stato possibile misurarne i valori su ascisse ed ordinate (a partire dall'origine di ogni grafico) per ogni punto rappresentativo di campionamento.

Questi stessi valori, successivamente, sono stati riportati in *Excel* in modo da essere riproporzionati.

In questo modo, sulla base dei grafici originari, è stato possibile ottenere i valori reali rappresentativi di $Washoff_{osservato}$; tale procedimento è stato utilizzato per ognuna delle sostanze prese in esame, quindi $TSS, BOD, COD, NH_3 - N$.

In Tabella 6, Tabella 7, Tabella 8, Tabella 9 vengono riportati i valori di concentrazione e portata estrapolati con il procedimento precedentemente illustrato; sempre nelle stesse tabelle sono presenti i valori di $Washoff_{osservato}$ ricavati con l'equazione 1.1, per

l'evento del 5 marzo del bacino di Skudai.

TSS		
<i>C</i>	<i>Q</i>	<i>Washoff_{osservato}</i>
[mg/l]	[l/s]	[mg/s]
1367.79	163.7	224005.91
1310.42	203.62	266840.15
502.99	177.5	89303.26
247.07	123.19	30437.65
238.23	109.4	26067.32
225.00	88.01	19804.02
141.18	66.66	9412.05
79.39	59.42	4717.82
35.29	27.80	981.25
17.64	24.63	434.82

Tabella 6: Valori di $Washoff_{osservato}$ per i valori di TSS in riferimento all'evento di Skudai del 05/03/2008, su bacino commerciale

BOD		
<i>C</i>	<i>Q</i>	<i>Washoff_{osservato}</i>
[mg/l]	[l/s]	[mg/s]
52.59	163.77	8613.19
66.24	203.62	13490.23
69.25	177.55	12294.97
64.50	123.19	7945.96
60.50	109.42	6619.98
52.24	88.01	4598.76
37.25	66.66	2483.27
36	59.42	2139.12
50.74	27.80	1410.86
42	24.63	1059.42

Tabella 7: Valori di $Washoff_{osservato}$ per i valori di BOD in riferimento all'evento di Skudai del 05/03/2008, su bacino commerciale

COD		
C	Q	$Washoff_{osservato}$
[mg/l]	[l/s]	[mg/s]
515.66	163.77	84451.74
389.09	203.62	79230.16
320.33	177.54	56874.21
281.26	123.19	34650.12
259.38	109.4	28382.18
403.15	88.01	35483.70
265.64	66.66	17709.09
285.96	59.42	16991.93
270.33	27.80	7515.52
218.75	24.63	5389.72

Tabella 8: Valori di $Washoff_{osservato}$ per i valori di BOD in riferimento all'evento di Skudai del 05/03/2008, su bacino commerciale

NH ₃ – N		
C	Q	$Washoff_{osservato}$
[mg/l]	[l/s]	[mg/s]
0.58	163.77	95.65
0.43	203.62	88.12
0.33	177.54	59.49
0.42	123.19	52.84
0.42	109.42	46.93
0.44	88.01	39.44
0.41	66.66	27.95
0.37	59.42	22.30
0.36	27.80	10.11
0.52	24.63	13.02

Tabella 9: Valori di $Washoff_{osservato}$ per i valori di NH₃-N in riferimento all'evento di Skudai del 05/03/2008, su bacino commerciale

In Figura 15 è riportato un esempio, in riferimento all'evento di piena nel bacino di Skudai del 5 marzo 2008, dei pollutogrammi e degli idrogrammi utilizzati per estrapolare i dati di $Washoff_{osservato}$.

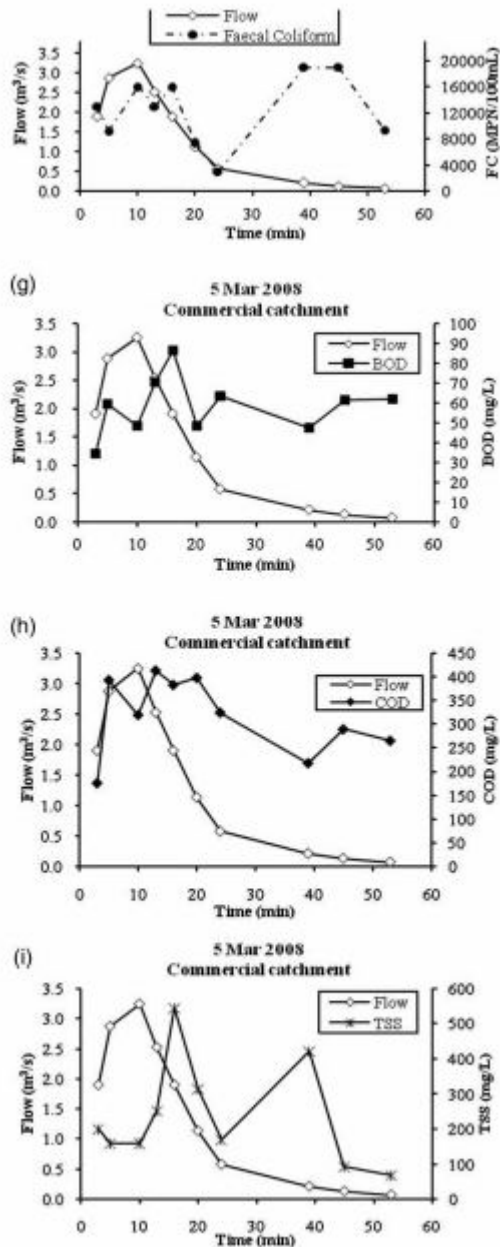


Figura 15: Valori di portata e di concentrazione in riferimento all'evento di Skudai del 05/03/2008, su bacino commerciale

3.3 Ottimizzazione delle curve di Washoff_{modello}

Nel seguente lavoro, le curve di Washoff_{modello}, nella propria formulazione esponenziale (Equazione 3.4) sono state ottimizzate attraverso la curva di Washoff_{osservato}; tale procedimento avviene attraverso la calibrazione del coefficiente C_3 , dell'esponente C_4 e del coefficiente B_0 , esplicitivo del valore di inquinante superficiale al tempo di inizio

evento ($t=0$).

Il valore di runoff, q , presente all'interno della forma esponenziale del washoff, è così ricavato:

$$q = \frac{Q}{A} \quad (3.8)$$

dove:

“A” risulta l'area totale del bacino totale di riferimento, in $[m^2]$ o $[ha]$

“Q” è la portata riferita all'idrogramma, in $[m^3/s]$

Nella letteratura scientifica odierna, è possibile trovare indicazioni sulla stima dei parametri C_3, C_4 per diversi bacini [26] (tra i quali anche il bacino di Skudai in Malaysia) senza che vi sia tuttavia un approccio al metodo; insieme ai parametri di washoff sono state trovate anche valutazioni sui parametri di buildup C_1, C_2 , per le medesime aree.

Study	Location	Land use	Pollutant	C_1	C_2	C_3	C_4
Chow et al. 2012	Malaysia	Residential	TSS	0.003 (kg/m curb)	0.8	0.2	1.4
			TP	0.003 (kg/m curb)	0.05	0.41	1.46
		Commercial	TSS	0.015 (kg/m curb)	0.8	1.4	0.9
			TP	0.0005 (kg/m curb)	0.1	0.4	1
		Industrial	TSS	0.013 (kg/m curb)	0.7	3	0.6
			TP	0.0003 (kg/m curb)	0.16	0.8	1.08
Hossain et al. 2012	Australia	Residential impervious	TSS	–	–	0.03	0.21
			TN	–	–	0.004–0.005	0.65–0.8
			TP	–	–	0.0003–0.0004	0.75–0.9
		Pervious	TSS	–	–	0.05–0.055	0.21
			TN	–	–	0.0065–0.008	0.65–0.8
			TP	–	–	0.0005–0.0007	0.75–0.9
Wicke et al. 2012	New Zealand	Urban	TSS (concrete)	27.6 (kg/ha)	0.2	0.24	1
			TSS (asphalt)	13.4 (kg/ha)	0.23	0.27	1
Hossain et al. 2010	Australia	Urban	TSS (road)	53 (kg/ha)	0.222	0.0029–0.0135	0.608–0.986
				27.5 (kg/ha)	0.21	0.0015–0.0059	0.945–1.27
				26 (kg/ha)	0.382	0.0062–0.011	0.753–0.914
			TSS (roof)	8.5 (kg/ha)	0.188	0.051–0.202	0.363–0.603
Hood et al. 2007	Estonia	Urban	TSS ^a	25 (kg/ha)	1	4.9	1.57
			TN ^a	0.15 (kg/ha)	0.0015	250	1
			TP ^a	0.25 (kg/ha)	0.0025	500	2.35
Temprano et al. 2006	Spain	Residential	TSS	0.046 (kg/m curb)	0.3	1.811	1
				17.5 (kg/ha)	0.3	1.811	1
			COD	0.0027 (kg/m curb)	0.3	3.937	1
				1.02 (kg/ha)	0.3	3.937	1
			TN	0.0001 (kg/m curb)	0.3	8.661	1
Barco et al. 2004	Italy	Residential	TSS	0.039 (kg/ha)	0.3	8.661	1
				18 (kg/ha impervious)	0.3	0.13	1.2

Figura 16: Parametri per il buildup esponenziale e le equazioni di washoff in letteratura [26].

Al fine di poter ottimizzare la curva di Washoff_{modello} è necessario introdurre i concetti di

RMSE e la funzione B(t), rappresentativa della quantità in peso dell'inquinante superficiale presente durante il fenomeno di washoff.

3.3.1 RMSE (Root Mean Square Error)

Il valore di RMSE (*Root Mean Square Error*) è una misura frequentemente usata per descrivere la differenza tra valori (valori di campione o popolazione), P_i , previsti da un modello o uno stimatore, ed i valori osservati, O_i , per un numero n di casi esaminati:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}} \quad (3.9)$$

Al fine di poter applicare RMSE sui dati raccolti, in modo da trovare la minima differenza tra il valore di Washoff_{modello}, Washoff_{osservato}, RMSE sarà rielaborato nel modo seguente:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Washoff_{osservato,i} - Washoff_{modello,i})^2}{n}} \quad (3.10)$$

3.3.2 Definizione della funzione B(t)

L'azione dilavante delle acque di prima pioggia riduce, nel tempo, le quantità di inquinante presenti sulla superficie del suolo di un dato bacino. La forma indefinita seguente ne rappresenta il comportamento:

$$W(t) = - \frac{dB(t)}{dt} \quad (3.11)$$

in cui:

“W(t)” risulta l'andamento del washoff [mg/s]

“B(t)”, espresso in [mg], risulta la quantità di inquinante presente sulla superficie in funzione del tempo, t.

Si noti come l'equazione 3.11 presenti davanti al rapporto incrementale un segno negativo, indicativo dell'unica condizione possibile, ossia quella di $\frac{dB}{dt} < 0$.

Il washoff, di per sé, rappresenta un fenomeno che ammette al più valore nullo, in quanto valori di washoff negativo sarebbero rappresentativi di un deflusso superficiale che non

sta asportando inquinante, ma al contrario, lo sta immettendo. Pertanto, nel fenomeno di washoff non è possibile avere $\frac{dB}{dt} > 0$, ma al più valori stabili di inquinante ($\frac{dB}{dt} \approx 0$), nel caso in cui il fenomeno di washoff sia cessato e la quantità di inquinante superficiale sia rimasta stabile.

L'andamento della curva $B(t)$ risulta, pertanto, strettamente decrescente, con un picco di decrescita nell'intorno temporale nel quale si ha il picco di washoff, spesso visibile nella maggior parte dei casi esaminati (Cap. 2.1).

Dopodiché, sempre seguendo la definizione matematica dell'equazione 3.11, la curva $B(t)$ continua a decrescere ma con delle *inclinazioni minori*.

Tale comportamento si evince maggiormente nei casi in cui le sostanze non sono di natura oleosa o comunque non in grado di disperdersi all'interno della corrente, così da sfuggire ai meccanismi di trasporto di inquinante.

A questo punto, vista la natura dei dati raccolti e la formulazione di $B(t)$ (Equazione 3.11) se ne deduce come l'unico modo per descrivere la quantità di inquinante presente sulla superficie sia un'equazione alle differenze finite, integrabile su intervalli di tempo definiti:

$$B_{i+1} - B_i = (W_i - W_{i+1}) \cdot \Delta t \quad (3.12)$$

dove: $\Delta t = t_{i+1} - t_i$.

3.3.3 Integrazioni alle differenze finite delle equazioni che regolano il trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia

Le equazioni che rappresentano il fenomeno del washoff devono essere opportunamente integrate alle *differenze finite* nel caso di valori osservati e nel caso di valori di modello. L'equazione 1.1, nel caso di $Washoff_{osservato}$, viene integrata attraverso la *formula trapezia* per un *numero finito* di intervalli di tempo, ottenendo in questo modo la funzione *Integrale Washoff_{osservato}*.

$$\int_{t_i}^{t_j} W_{osservato} dt = \sum_{\substack{i,j=0 \\ (i < j)}} \frac{(Washoff_{osservato, t_j} + Washoff_{osservato, t_i}) \cdot \Delta t}{2} \quad (3.13)$$

dove: $\Delta t = t_j - t_i$ con $i < j$.

L'integrazione della curva di $Washoff_{osservato}$ (Equazione 3.13) viene effettuata ad una distanza temporale data da due istanti di tempo corrispondenti entrambi a due misurazioni *reali*, quindi durante il *campionamento* degli inquinanti presenti nel deflusso, con conseguente misura della loro concentrazione. Il primo di questi istanti, indicato come t_i è quello in cui avviene il primo campionamento, mentre t_j è l'istante in cui avviene il secondo campionamento ($t_i < t_j$).

Tale integrazione della curva di $Washoff_{osservato}$ è rappresentativa del quantitativo di inquinante asportato durante il deflusso superficiale e può essere espressa in [mg] o [g/m^2], se riferita al bacino sul quale avviene il deflusso superficiale durante il processo di rimozione. In base a come si è proceduto per il seguente lavoro, in Tabella 10 vengono riportati i valori ottenuti dall'integrazione di $Washoff_{osservato}$, secondo l'equazione 3.13. Tali valori, dovuti alle concentrazioni di TSS, sono affiancati dai valori di $Washoff_{osservato}$, in riferimento al caso del bacino di Skudai (Malaysia) per l'evento del 12 Marzo 2008.

$Washoff_{osservato}$ [mg/s]	<i>Integrale</i> $Washoff_{osservato}$ [mg]	t [min]
4928.92	0	2.04205
50834.76	8062638	6.861577
68253.52	18208193	11.95813
106350.6	27239937	17.15846
77799.13	15314235	19.93052
42142.37	25017575	26.88323
30929.69	6504086	29.85021
35706.4	8339433	34.02184
13475.11	11489887	41.80924
4321.828	3167219	47.74138

Tabella 10: Valori ottenuti dell'integrazione della curva di $Washoff_{osservato}$, per TSS, riferiti all'evento del 12/03/2008, per un bacino residenziale in Malaysia.

A seguito dell'integrazione mostrata in precedenza, si procede con il calcolo di una curva cumulata, la quale aggiunge, per ogni intervallo temporale, ad ogni valore di *Integrale* $Washoff_{osservato}(t_m)$ la somma delle precedenti integrazioni rappresentate da $\int_{t_i}^{t_m} W_{osservato}$. A questo punto, i valori dell'equazione 3.13 restituiscono, una volta sommati, nell'istante finale, quello che è il valore *dell'inquinante asportato durante tutto l'evento*, indicato come ΔB .

Quest'ultimo parametro, in forma sintetica, è ottenibile attraverso la somma delle singole integrazioni di $Washoff_{osservato}$ tramite la formulazione 3.7, di seguito riportata.

$$P_k = \int_{t_{i+k}}^{t_{j+k}} \text{Washoff}_{\text{osservato}} dt \quad (3.14)$$

(i < j)

Il parametro P_k rappresenta ognuna delle frazioni in peso [mg] di inquinante, asportate durante l'intervallo k-simo. Ad esempio, durante il primo intervallo di tempo trascorso dall'inizio del washoff, quindi all'istante $k=0$, si avrà l'asportazione della quantità P_0 di inquinante, mentre durante il secondo intervallo di tempo, sempre rappresentato dalla distanza temporale tra due campionamenti, si avrà il valore di P_1 , ottenuto per $k=1$. Sommando l'insieme dei contributi di inquinante ottenuti, si ottiene il valore dell'inquinante asportato durante tutto l'evento, nonché ΔB :

$$\Delta B = \sum_{k=1}^n P_k \quad (3.15)$$

In Tabella 11 sono riportati i valori di P_k , riferiti alle concentrazioni di TSS in riferimento al caso del bacino di Skudai (Malaysia) per l'evento del 12 marzo 2008.

<i>Integrale Washoff</i> _{osservato} [mg]	P_k [mg]	t [min]
0	0	2.04205
8062637.7	8062637.6	6.861577
18208192.5	26270830.1	11.95813
27239937.4	53510767.6	17.15846
15314234.6	68825002.2	19.93052
25017574.8	93842577.1	26.88323
6504085.7	100346662.8	29.85021
8339433.03	108686095.9	34.02184
11489887.1	120175983	41.80924
3167218.8	123343201.8	47.74138

Tabella 11: Valori dell'integrale cumulato di *Integrale Washoff*_{osservato}, espressi come P_k , per TSS, riferiti all'evento del 12/03/2008, per un bacino residenziale in Malaysia.

Riportando graficamente i valori di P_k in base al tempo trascorso da inizio evento, si nota come questi, cumulando i valori di *Integrale Washoff*_{osservato}, raggiungano un valore finale pari al valore di $1,23 \cdot 10^8 \text{mg}$, in un tempo di circa 47 minuti (Figura 17).

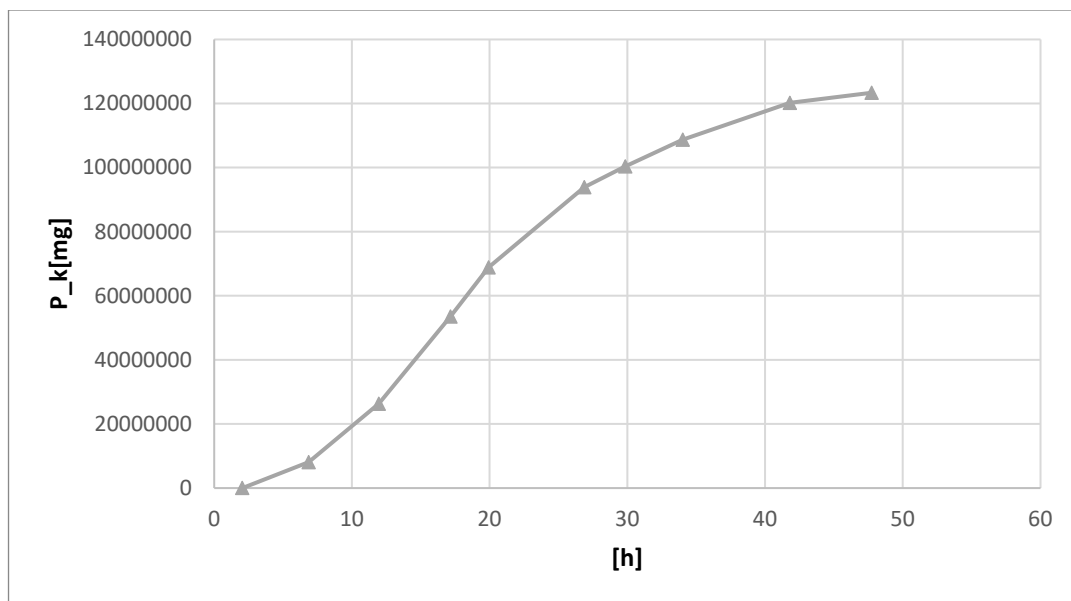


Figura 17: Andamento dei valori P_k , per valori di TSS, riferiti all'evento del 12/03/2008, per un bacino residenziale in Malaysia

Si noti come ΔB non coincida con il parametro che si otterrebbe in caso di studio del *Buildup*, in quanto l'inquinante iniziale stimabile attraverso l'integrazione sul $Washoff_{osservato}$ permette di conoscere soltanto la quantità di inquinante asportata. L'equazione di washoff, nel caso dei dati da modellare, permette di stimare una quantità maggiore di ΔB , quindi l'effettiva quantità *iniziale*. Essa, nonostante garantisca una possibile ottimizzazione sulla base della curva di $Washoff_{osservato}$, non risulta ugualmente sufficiente alla conoscenza della quantità di inquinante *reale*, sebbene utile ai fini della calibrazione dei parametri che la caratterizzano.

Risulta pertanto impossibile stimare, in assenza di studi precedenti, quella che effettivamente sia la quantità di inquinante superficiale all'istante iniziale del fenomeno del washoff. Tale quantità rappresenta, allora, una *condizione al contorno* stimabile soltanto attraverso il processo di buildup.

Le equazioni sin qui utilizzate per effettuare l'integrazione del $Washoff_{osservato}$ sono le stesse da utilizzare per integrare $Washoff_{modello}$ (Equazioni 3.5, 3.6, 3.7). Esse anche se inizialmente rispondono a valori provvisori e di tentativo (come illustrato nel paragrafo 3.3.4) permettono, allo stesso tempo, di calibrare la curva di $Washoff_{modello}$.

3.3.4 Metodo utilizzato per stimare la curva $Washoff_{modello}$

L'ottimizzazione della curva di $Washoff_{osservato}$ è ottenibile attraverso l'integrazione *alle*

differenze finite delle Equazioni 1.4 e 3.5, qui riportate:

$$W(t) = C_3 \cdot q^{C_4} \cdot B_0$$

$$B_{i+1} - B_i = (W_i - W_{i+1}) \cdot \Delta t.$$

Per ognuno degli eventi oggetti di caso di studio, conoscendo i dati di concentrazione $C(t)$ ed i dati dell'idrogramma di piena, $Q(t)$, è possibile ricavare i valori di $W(t)$ attraverso l'equazione 1.1 per la quale si ha:

$$W(t) = C(t) \cdot Q(t).$$

Tali valori, ottenuti tramite l'equazione 1.1 e riferiti agli istanti di tempo dell'evento durante i quali è stato effettuato il *campionamento*, sono utili per alla stima del trasporto di inquinanti, senza tuttavia fornire alcun dato sull'inquinante superficiale presente sul suolo ad inizio evento.

Pertanto, avendo *le due equazioni sopracitate* (1.4 e 3.5) e, al contempo, *tre incognite* (C_3 , C_4 , $B(t)$), risulta utile procedere con l'ottimizzazione della curva di $Washoff_{osservato}$, attraverso la calibrazione di C_3 , C_4 , B_0 .

In questo modo è possibile ricavare la curva $Washoff_{modello}$, la quale, approssimando quella di $Washoff_{osservato}$, permette di ottenere indicazioni grafiche sull'effettiva correttezza della calibrazione stessa; essa, infatti, attraverso la propria forma grafica, ha lo scopo di far notare eventuali discrepanze ma anche delle difformità a livello di tratti caratteristici, rispetto ad un andamento atteso. Essa sarà costituita da un tratto ascendente, punto di picco, tratto discendente, come illustrato in Figura 18.

I parametri che caratterizzano $Washoff_{modello}$ sarebbero stimabili per tentativi, ma vista la laboriosità del problema e del numero di tentativi si cerca di utilizzare uno strumento che riduca l'errore tra la curva di $Washoff_{modello}$ e quella di $Washoff_{osservato}$; il parametro *RMSE* risulta utile a tale fine ed è utilizzato nella forma riportata nell'equazione 3.9.

Nel procedimento di ottimizzazione, oltre ai parametri C_3 , C_4 , i quali non sono variabili nel tempo ma risultano fissi rispetto ad ogni istante di tempo, vi è il parametro $B(t)$, il quale, come espresso nella sopracitata formulazione indefinita (Equazione 3.11), risulta essere un parametro decrescente nel tempo.

Al fine di poter effettuare la calibrazione, tuttavia, non è considerata l'intera curva $B(t)$, ma soltanto il suo valore al tempo $t=0$, quindi quando il fenomeno del washoff ha inizio su una data superficie.

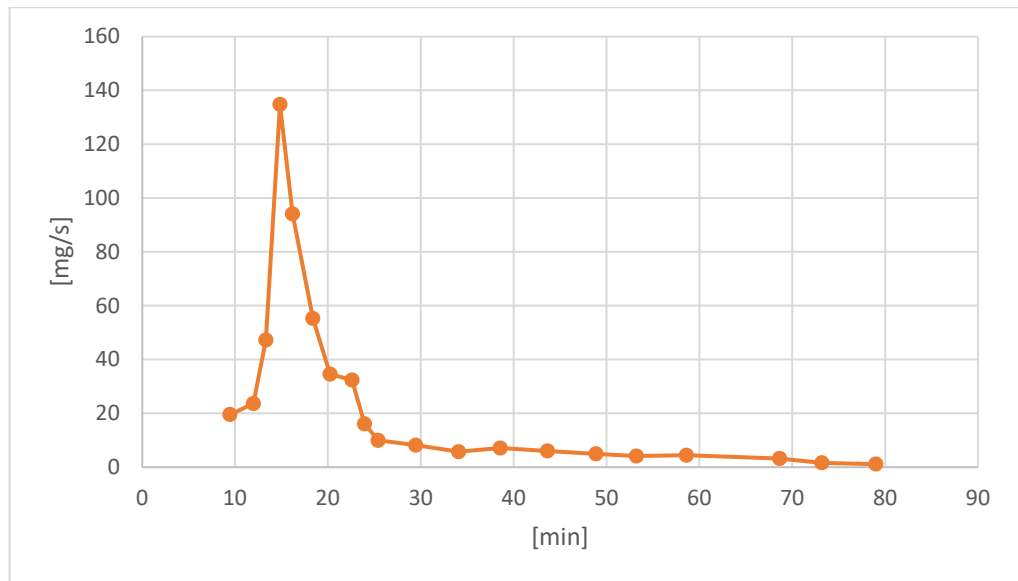


Figura 18: Curve di Washoff_{osservato} per l'evento del 03/06/2014, Seosan (Corea del Sud).

In questo modo si è determinato un valore di B_0 che è il corrispettivo di ΔB , anche si vi è una differenza fondamentale, in quanto:

- B_0 è il risultato della calibrazione quindi è il valore di inquinante presente sulla superficie prima che il processo di washoff abbia inizio.
- ΔB , pur restando il valore di inquinante presente sulla superficie prima che il processo di washoff abbia inizio, risulta la *quantità di inquinante asportata dalla superficie* (Paragrafo 3.3.3); esso, per come sono state caratterizzate le equazioni, risulta strettamente la porzione di area sottesa dalla curva $\int_{t_{i+k}}^{t_{j+k}} \text{Washoff}_{\text{osservato}} dt$ per ogni istante k-simo con $i < j$ (Equazione 3.14)
- $B_0 > \Delta B$, poiché se fosse vero il contrario significherebbe che si sta partendo da quantità di inquinante superficiale minori rispetto a quelle *osservate*, quindi si giungerebbe alla conclusione che la quantità di inquinante asportato realmente risulti maggiore alla quantità di inquinante presente sulla superficie, portando così ad una contraddizione; tuttavia nei casi esaminati non si è mai verificata questa problematica, se non quando la curva di washoff non era modellabile a causa di un ΔB troppo basso e quindi non-realistico (Paragrafo 4.1.4)

Nei casi esaminati la calibrazione è stata effettuata attraverso lo strumento *Risolutore* in *Excel*, come mostrato nel capitolo 3.4, ed i risultati ottenuti hanno portato alla conoscenza dei valori C_3 , C_4 e B_0 , per ognuno degli eventi precedentemente illustrati nel capitolo 2.2. Si può notare come, attraverso tale processo, la curva di $Washoff_{modello}$ approssimi quella $Washoff_{osservato}$ (Figura 19).

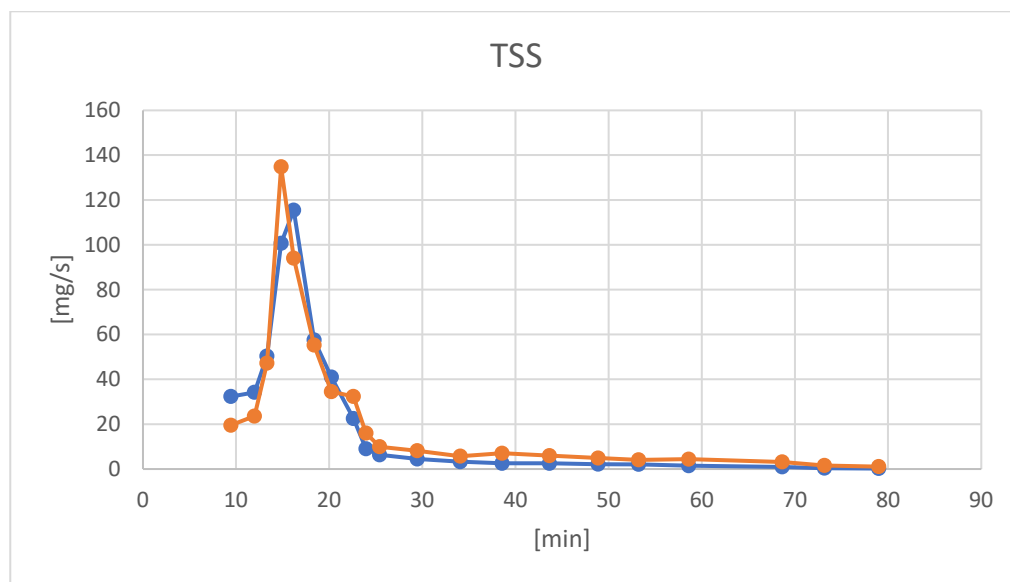


Figura 19: Curve di $Washoff_{osservato}$ (curva arancione) di $Washoff_{osservato}$ (curva blu), per l'evento del 03/06/2014, Seosan (Corea del Sud).

La variazione del parametro B_0 , a seguito della costruzione della curva di $Washoff_{modello}$, porta ad uno *shift superiore* della curva $B(t)$, rispetto alla curva $\Delta B(t)$. La curva $B(t)$ rappresenta la presenza dell'inquinante superficiale in [mg] minuto dopo minuto; tale curva, infatti, stimerà la decrescita dell'inquinante superficiale, per bacino considerato, e sarà parallela alla curva $\Delta B(t)$, come mostrato in Figura 20. Questo avviene perché le quantità di inquinante, per come è strutturata l'equazione 3.15, verranno asportate proprio allo stesso modo di come avviene nel caso di $\Delta B(t)$.

Quello che viene stimato, infatti, non è l'andamento della curva, bensì, il valore dell'inquinante superficiale al tempo di inizio evento.

I restanti valori delle calibrazioni sono riportati in Allegato 2.

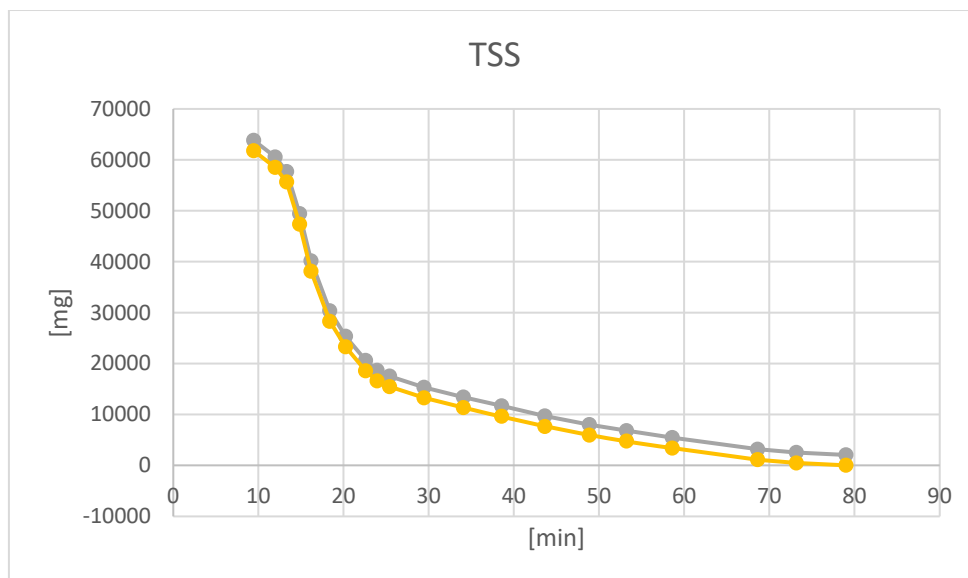


Figura 20: Curve di ΔB (curva gialla) di B_0 (curva grigia), per l'evento del 03/06/2014, Seosan (Corea del Sud).

I valori riportati in Tabella 12 sono indicativi della quantità di inquinante iniziale in termini di *densità di inquinante*, sempre in riferimento all'evento di Seosan (Corea del Sud) del 03/06/2014.

Densità inquinante iniziale osservato	Densità inquinante iniziale modellato
[g/m ²]	[g/m ²]
0.123	0.128

Tabella 12: densità di inquinante iniziale, per TSS, in riferimento all'evento del 03/06/2014, Season (Corea del Sud)

3.4 L'utilizzo del Risolutore di Excel per la calibrazione dei parametri della curva di Washoff_{modello}

La curva di Washoff_{modello}, in forma esponenziale, è calcolata attraverso la stima dei propri parametri C_3 , C_4 , B_0 , tramite la funzione *Risolutore* presente in *Excel*. Il *Risolutore* è lo strumento di *analisi di simulazione* che permette di stimare i parametri di una formula, approssimando quest'ultima ad un valore prestabilito. Il risolutore, in questo caso, viene utilizzato per ricavare il minimo valore di RMSE, variando i valori delle celle contenenti C_3 , C_4 , B_0 , propri della curva Washoff_{modello}; in questo modo, la curva di Washoff_{modello} approssima quella di Washoff_{osservato} (Figura 19).

In generale, nei casi studio esaminati (Cap. 2.1), il valore di partenza scelto per B_0

coincide con quello di ΔB . Tuttavia, a seguito della calibrazione, tale valore aumenta, garantendo così la condizione $B_0 > \Delta B$.

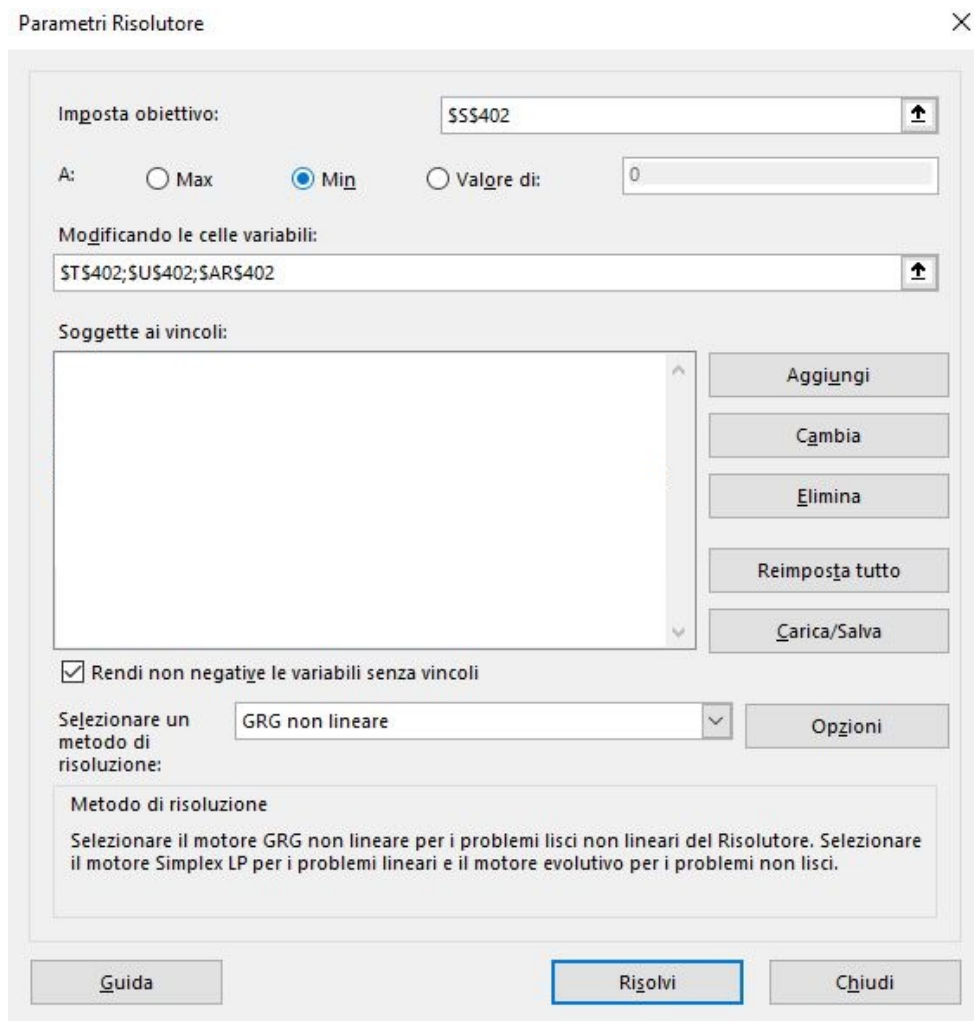


Figura 21: Finestra del risolutore di Excel per uno dei casi in esame

I valori di partenza di C_3 e C_4 vengono inizialmente scelti in base ai dati di letteratura per i casi presenti (Figura 16), come ad esempio in riferimento al bacino di Skudai (Malaysia) nei casi di TSS.

In riferimento agli altri eventi, per i quali non vi sono dati in letteratura sui coefficienti ed esponenti utilizzati per SWMM, sono inseriti, per le medesime sostanze, alcuni dei valori iniziali calibrati per altri bacini; nonostante la ricerca di possibili somiglianze ed una qualche affinità tra i parametri di tentativo e quelli calibrati, il *Risolutore di Excel*, alla fine, riporta dei risultati non troppo diversi tra di loro, qualunque sia il valore iniziale di C_3 e C_4 .

Tali valori, sulla base ai tentativi effettuati dallo *strumento*, performano al meglio la curva di Washoff_{osservato}, garantendone un $RMSE_{\text{minimo}}$, e così portando alla calibrazione C_3

insieme a C_4 e B_0 .

La cella di *imposta obiettivo* è quindi riferita al minimo valore di RMSE, mentre le *celle variabili* sono occupate da C_3 , C_4 , B_0 . Vista la natura *non-lineare* delle equazioni il metodo utilizzato è quello del *GRG-non lineare* (Figura 21).

4 Risultati

4.1 Risultati del modello matematico

La ricostruzione della curva di Washoff_{modello}, come illustrato nel capitolo precedente, permette di conoscere:

- C_3, C_4, B_0 .
- *Integrale Washoff_{modello}*.

Tali parametri possono essere correlati alle variabili idrologiche e pluviometriche caratteristiche degli eventi riferibili ai casi di studio considerati; in tal modo è possibile evidenziare specifici comportamenti. Allo stesso tempo, a fronte dei risultati ottenuti, è possibile approfondire i casi per i quali sono accettati dei risultati, in termini di $C_3, C_4, B_{0,modello}$, per i quali, a seguito dell'ottimizzazione, il valore di RMSE risulti sempre il minimo possibile; durante l'analisi, per i casi studio considerati, si arriva in maniera eguale a dei valori di C_3, C_4 , a meno di alcuni spostamenti decimali, in grado di garantire una ottimizzazione valida, sebbene la scelta finale sia stata ricondotta a quei parametri che hanno garantito RMSE minimo atteso.

L'*Integrale di Washoff_{modello}* (strutturato come l'equazione 3.15) è utilizzato per indagare gli intervalli temporali durante i quali il fenomeno del first flush risulta maggiormente rilevabile. Il metodo utilizzato in questo caso è quello del MBFF (*Mass-based first flush*).

4.1.1 Valutazione del first flush

Uno degli indicatori della presenza di inquinante nelle acque di prima pioggia è il parametro EMC (*Event mean concentration*):

$$EMC = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^T C(t) Q(t) dt}{\int_0^T Q(T) dt} \quad (4.1)$$

dove:

“M” è la massa totale di inquinante [g],

“V” è il volume di deflusso totale [m^3], anche noto come $V_{defluito}$

“Q (t)” è la portata variabile nel tempo [m^3/s]

“C (t)” è la concentrazione di inquinante variabile nel tempo [g/m^3]

“T” è la durata totale dei deflussi.

EMC rappresenta la concentrazione di uno specifico inquinante contenuto nel deflusso superficiale all'interno di un bacino. La definizione matematica di EMC è necessaria per introdurre il metodo MBFF (*Mass-based first flush*). Il metodo MBFF (*Mass-based first flush*) è strutturato nel seguente modo:

$$MBFF = \frac{\frac{\int_0^t C(t) Q(t) d\tau}{M}}{\frac{\int_0^t Q(t) d\tau}{V}} \quad (4.2)$$

dove:

“t” è il tempo di deflusso trascorso corrispondente a n% di volume di deflusso totale, $V_{defluito}$

“C (t)” è la concentrazione di inquinante al momento t [mg/l],

“Q (t)” è la portata al momento t

“M” è la massa inquinante totale [kg]

“V” è il volume di deflusso totale [m^3], anche noto come $V_{defluito}$.

In base agli studi condotti da Ma et al. (2002) [27], il fenomeno di first flush risulta significativo se:

$$MBFF > 1 \quad (4.3)$$

Il metodo qui esaminato si basa su un rapporto tra concentrazioni.

In base alla seguente definizione di MBFF, il fenomeno di first flush è dato da una *densità* di washoff ad un dato tempo $t=t_1$, rispetto a quello che sarebbe il washoff totale (e quindi al tempo $t=T$), numericamente maggiore rispetto alla *densità* del volume defluito rispetto al volume defluito totale (e quindi al tempo $t=T$). Naturalmente al tempo t_1 corrisponde una data % di $V_{defluito}$. Per applicare questo metodo al fine di poter ricavare il first flush, è necessario considerare l'equazione 3.15:

$$B_0 = \sum_{k=1}^n P_{k,modello}$$

dove i valori di $P_{k,modello}$ sono dati dall'equazione 3.14, riferita al $Washoff_{modello}$. Si procede nel seguente modo: una volta integrata la curva di $Washoff_{modello}$, lungo il primo intervallo di tempo, $t_0 - t_1$, questa porta al calcolo della prima quantità di volume corrispondente. Tale quantità, denominata V_{0-1} , coincide con $P_{1,modello}$. Quest'ultimo valore è fatto corrispondere alla percentuale di $V_{defluito}$ durante l'intervallo di tempo $t_0 - t_1$ e tale quantità percentuale viene chiamata $V_{defluito}$ (1). Allo stesso modo si procede per il secondo intervallo di tempo, quindi anche a questo intervallo viene associata una parte del $V_{defluito}$, denominata V_{1-2} . A questo punto, risulta possibile ricavare $P_{2,modello} = V_{0-1} + V_{1-2}$, proprio come indicato nell'equazione 3.14. In questo modo, rientrando sull'idrogramma di piena, è possibile calcolare il valore percentuale $V_{defluito}$ (2), corrispondente all'intervallo di tempo $t_0 - t_2$.

Tali dati, riferiti alla curva di $Washoff_{modello}$, sono affiancati a quelli della curva $Washoff_{osservato}$, al fine di poter vedere se l'ottimizzazione abbia o meno amplificato il fenomeno di first flush.

Sono di seguito riportati i dati di MBFF nel caso di BOD per l'evento del 05/03/2008 sul bacino di Skudai (Malaysia), secondo il cui il first flush sarebbe poco significativo:

$\%V_{defluito, modello}$	$\%V_{defluito, osservato}$	$MBFF_{modello}$	$MBFF_{osservato}$
0	0	0	0
9.05	7.83	0.960	0.831
36.53	34.05	0.940	0.876
51.20	49.11	0.940	0.902
64.25	66.60	0.946	0.981
74.73	79.18	0.955	1.012
81.74	84.97	0.964	1.002
95.34	96.58	0.988	1.001
98.02	98.47	0.994	0.999
100	100	1	1

Tabella 13: Valori di MBFF, per BOD, in riferimento all'evento del 05/03/2008 sul bacino di Skudai (Mayilaysia). Sono evidenziati in rosso i valori per i quali non si manifesta il first flush ($MBFF < 1$).

Il caso in Tabella 14 mostra l'assoluta presenza di first flush, anche per valori di MBFF molto maggiori di 1, a parità di intervallo temporale (rappresentato dalle percentuali di volume defluito), sia nel caso del modello sia nel caso delle osservazioni.

$%V_{defluito, modello}$	$%V_{defluito, osservato}$	$MBFF_{modello}$	$MBFF_{osservato}$
0	0	0	0
15.56	14.93	2.411	2.313
56.31	54.18	2.261	2.175
78.45	75.46	2.039	1.962
91.40	87.65	1.734	1.663
98.15	95.14	1.382	1.339
99.16	98.51	1.151	1.143
100	100	1	1

Tabella 14: Valori di MBFF indicativi di first flush, per BOD, in riferimento all'evento del 13/06/2004 sul bacino di Anzola (Bologna).

Si osservino i dati in Tabella 15: si tratta di un caso in cui il first flush è significativo contemporaneamente negli intervalli temporali di $Washoff_{osservato}$ ed in quelli di $Washoff_{modello}$. Allo stesso tempo si noti come il first flush non sia più presente per valori di $%V_{defluito}$, superiori allo 0.85, 0.88%, rispettivamente nei casi modello e di osservazione.

$%V_{defluito, modello}$	$%V_{defluito, osservato}$	$MBFF_{modello}$	$MBFF_{osservato}$
0	0	0	0
13.63	12.80	1.446	1.357
42.12	40.83	1.084	1.051
54.20	52.90	0.995	0.971
64.86	61.02	0.955	0.899
74.01	68.00	0.946	0.869
81.19	75.01	0.958	0.885
95.67	92.63	0.991	0.960
98.08	96.71	0.995	0.981
100	100	1	1

Tabella 15: Valori di MBFF, per NH_3N , in riferimento all'evento del 05/03/2008 sul bacino di Skudai (Mayilaysia). Sono evidenziati in rosso i valori per i quali non si manifesta il first flush ($MBFF < 1$).

I valori di $%V_{defluito, modello, first\ flush}$ riportati in Tabella 16, indicano quanta percentuale di $V_{defluito}$ contribuisce al fenomeno di first flush, per ognuno degli eventi analizzati. Allo stesso modo si procede per i dati osservati, in modo da avere un confronto con i dati ricavati dal modello (Tabella 17).

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	%V _{defluito,modello,first flush}			
		TSS	BOD	COD	NH ₃ -N
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	100	59.32715	100	72.60
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	9.50	0	0	40.57
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	100	32.86696	100	32.35
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	100	100	100	100
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	100			
Skudai (Malaysia)	2009	99.56			
Sannicandro (Italia)	22/11/2006	100			
Anzola (Italia)	17/01/2004	100		100	
Anzola (Italia)	28/05/2004	96.85		98.49	
Anzola (Italia)	13/06/2004	100		100	

Tabella 16: percentuali di $V_{defluito}$ che hanno contribuito al first flush per ognuno dei casi analizzati

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	%V _{defluito,osservato,first flush}			
		TSS	BOD	COD	NH ₃ -N
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	100	100	100	94.57
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	40.19	29.98	30.42	40.57
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	51.34	25.98	100	7.79
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	100	100	100	100
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	100			
Skudai (Malaysia)	2009	100			
Sannicandro (Italia)	22/11/2006	99.46			
Anzola (Italia)	17/01/2004	84.40		100	
Anzola (Italia)	28/05/2004	90.67		99.99994	
Anzola (Italia)	13/06/2004	98.83		100	

Tabella 17: percentuali di $V_{defluito}$ che hanno contribuito al first flush per ognuno dei casi analizzati

I dati qui riportati mostrano come il first flush possa manifestarsi diversamente per ognuno degli intervalli temporali che caratterizzano la curva di washoff, così come potrebbe essere più determinante in alcuni intervalli di deflusso superficiali a meno di altri.

Se si analizza un preciso intervallo di tempo e si considerano i fenomeni di washoff e deflusso superficiale insieme, si nota come il first flush sia evidente quanto più la porzione di inquinante trasportato, identificata da $\int_0^t C(t) Q(t) d\tau$ sia rilevante rispetto all'inquinante trasportato durante tutto il fenomeno, M . Allo stesso tempo, quanto meno rilevante è la porzione di deflusso superficiale (identificata in termini volumetrici da

$\%V_{defluito, modello}$ o da $\%V_{defluito, osservato}$) rispetto al $V_{defluito}$, tanto più sarà accentuato il fenomeno di first flush.

In ultima analisi è utile notare come l'utilizzo di MBFF preveda la conoscenza del $V_{defluito}$, volume defluito totale, e di T . Quindi, la ricerca di first flush attraverso tale parametro viene stimata solo ad evento concluso.

4.1.2 Valutazione dell'intensità di first flush

La valutazione dell'intensità del first flush può sempre essere quantificata confrontando la massa cumulata degli inquinanti rispetto al volume cumulato durante di deflusso, attraverso la seguente formulazione:

$$m(t) = [v(t)]^b \quad (4.4)$$

dove:

“ $m(t)$ ” è massa cumulativa senza dimensioni normalizzata;

“ $v(t)$ ” è il volume di deflusso cumulativo senza dimensioni normalizzato

“ b ” è una funzione di potenza.

Al fine di linearizzare l'equazione precedente si può passare nella forma logartimica come segue:

$$\ln[m(t)] = b \cdot \ln[v(t)] \quad (4.5)$$

dove il coefficiente b diventa il termine di pendenza del modello di regressione lineare. In questo modo viene stimata una retta, la quale ammette l'intercetta nell'origine del sistema di riferimento $v - m$. Tale retta, inoltre, vista la natura dei parametri in gioco avrà il punto di massimo nel punto (1;1).

In base a quanto studiato da Saget et al. (1996), Bertrand-Krajewski et al. (1998), la retta espressa nell'equazione 4.5 si deve confrontare con un'altra retta passante per l'origine, avente inclinazione pari a 45° . Con questo metodo risulta possibile delineare graficamente l'intensità del first flush per ognuno degli eventi fino ad ora studiati, attraverso il *coefficiente angolare b*:

- se $b > 1$ (pendenza della retta 4.5 maggiore di 45°): si è nella condizione di *stronger first flush effect*, quindi un first flush più forte.

- se $b < 1$ (pendenza della retta 4.5 minore di 45°): si è nella condizione di *weaker first flush effect*, quindi un first flush più debole.

In base a quanto pubblicato da Saget et al. (1996) e Bertrand-Krajewski et al. (1998), valori di b superiori o prossimi al valore di 1 portano a fenomeni di diluzioni durante il deflusso superficiale.

Per ognuno dei casi studio considerati sono ricavati i valori di tale coefficiente, come mostrato in Tabella 18. Si può notare come la maggior parte dei casi presenti un first flush debole o comunque non superiore al valore di soglia $b = 1$. Il valore più basso di b si registra nel caso dei BOD sul bacino di Skudai. Mentre il caso più grave lo si ha sul bacino industriale di Anzola.

Si noti come, a parità di eventi e di bacino (Skudai nel 2008), i valori di b che superano il valore di 1 si hanno solo una volta per TSS e per BOD. Per COD ed $NH_3 - N$, invece, i valori, almeno per tre casi su quattro, si avvicinano al valore soglia di 1, senza però mai superarlo.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	b			
		TSS	BOD	COD	$NH_3 - N$
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	0.580	0.951	0.794	0.937
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	1.011	1.032	0.977	0.871
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	0.880	0.898	0.849	0.906
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.606	0.288	0.559	0.737
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	0.593			
Skudai (Malaysia)	2009	0.974			0.723
Sannicandro (Italia)	22/11/2006	0.461			
Anzola (Italia)	17/01/2004	0.979		0.916	
Anzola (Italia)	28/05/2004	2.098		1.233	
Anzola (Italia)	13/06/2004	0.497		0.567	

Tabella 18: Valori del coefficiente angolare b , in relazione ai casi studio analizzati

L'ottimizzazione della curva $\ln[m(t)]$ attraverso la curva $b \cdot \ln[v(t)]$ permette di conoscere il valore di b .

La calibrazione effettuata si basa nuovamente sull'utilizzo del *Risolutore* di Excel, con il quale è possibile variare il valore della cella contenete b , fino al raggiungimento del valore minimo di $RMSE$ tra le curve $\ln[m(t)]$ e $b \cdot \ln[v(t)]$.

4.1.3 Valutazione dei parametri C_3 , C_4 , B_0 ottenuti dal modello matematico

I parametri che caratterizzano la curva di Washoff_{modello} sono stimati attraverso i metodi illustrati nel paragrafo 3.2.1. La calibrazione è effettuata con l'utilizzo dello strumento *Risolutore* (Capitolo 3.4), presente in *Excel*, e conduce alla risoluzione del problema di ottimizzazione delle curve di Washoff_{modello}. In Tabella 19 sono riportati i risultati dei parametri ricavati dalle ottimizzazioni, ad eccezione di ΔB , il quale è ricavato dall'integrazione della curva di Washoff_{osservato}, come illustrato nel paragrafo 3.3.3. Tale valore, come si può vedere nei risultati ottenuti, risulta sempre inferiore al valore di B_0 , il quale rappresenta la totalità dell'inquinante iniziale sulla superficie, mentre ΔB è strettamente la quantità asportata (Paragrafo 3.3.4).

In tutti i casi esaminati, inoltre, si sceglie di inserire dei valori iniziali di B_0 , come già accennato nel capitolo 3.3.4, che siano almeno inizialmente pari a quelli di B_0 .

Per quanto riguarda i coefficienti, il valore di C_3 , per l'evento del 25/02/2008 sul bacino di Skudai, viene fissato ad un valore massimo di 2.3 a causa dell'impossibilità da parte del Risolutore di Excel di trovare soluzioni che siano performanti.

Tale vincolo si impone dopo che il risolutore ha fornito delle soluzioni nell'ordine di 10^6 per il valore di C_3 ed al contempo dei valori di B_0 negativi; Tale caso non solo è utile per far riflettere sul problema di *equifinalità* tra B_0 e C_3 , ma anche sulla bontà dei dati ottenuti e su come lo strumento risolutore sia influenzato dalle condizioni iniziali. Pertanto, prima di stimare $C_3 = 2.3$, si è scelto di stimare i parametri di B_0 , C_3 , C_4 per gli altri eventi riferiti al medesimo bacino.

In questo modo, per l'evento del 25/02/2008 sul bacino di Skudai, i valori di *input* di C_3 sono stati presi da curve di washoff che hanno in comune il bacino ed il trasporto solido sospeso, TSS; in tal modo è stato possibile notare, vincolando il valore di C_4 , come il risolutore comunque trovi dei valori di C_3 e di B_0 (in questo caso positivi), con un RMSE pari al valore di 39655.32 [mg/s].

Tale valore di RMSE presenta un ordine di grandezza non molto lontano da quello che si sarebbe ottenuto se non si fosse applicato il vincolo su C_3 durante la calibrazione e prova l'influenzabilità del risolutore dai parametri iniziali durante la fase di calibrazione, molto evidente nel seguente caso di studio.

			TSS	BOD	COD	NH ₃ -N
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	2.3	0.007	0.263	0.016
		C_4	0.975	0.0013	0.792	0.443
		ΔB [g/m ²]	0.426915	0.041656	0.252471	0.000319
		B_0 [g/m ²]	0.555911	0.048449	0.373195	0.000451
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	0.01	0.004	0.0014	0.005
		C_4	0.837	0.886	1.084	0.287
		ΔB [g/m ²]	1.717628	0.414811	2.48532	0.008947
		B_0 [g/m ²]	10.65351	80.66366	376.1693	0.009599
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	0.0707	0.0017	0.3594	0.0014
		C_4	1.072	0.449	1.327	0.423
		ΔB [g/m ²]	0.376391	0.069679	0.220658	0.002084
		B_0 [g/m ²]	0.752781	0.208621	0.378545	0.006252
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	0.025	0.001	0.192	0.048
		C_4	0.638	0.0001	0.911	0.803
		ΔB [g/m ²]	0.31747	0.032522	0.262343	0.002057
		B_0 [g/m ²]	0.410876	0.0328	0.301561	0.003333
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	15.933			
		C_4	1.375			
		ΔB [g/m ²]	0.123561			
		B_0 [g/m ²]	0.127676			
Skudai (Malaysia)	2009	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	0.194			0.199
		C_4	1.242			0.951
		ΔB [g/m ²]	0.035291			0.009722
		B_0 [g/m ²]	0.063962			0.009722
Sannicandro (Italia)	22/11/2006	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	0.788			
		C_4	0.678			
		ΔB [g/m ²]	0.173353			
		B_0 [g/m ²]	0.173487			
Anzola (Italia)	17/01/2004	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	0.003		0.276	
		C_4	1.063		0.986	
		ΔB [g/m ²]	0.195807		0.177039	
		B_0 [g/m ²]	117.5562		0.672343	
Anzola (Italia)	28/05/2004	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	911.115		0.013	
		C_4	2.144		1.243	
		ΔB [g/m ²]	0.054848		0.151215	
		B_0 [g/m ²]	1.660359		157.6355	
Anzola (Italia)	13/06/2004	C_3 [mm/s] ^{-C₄/s}	28.832		2055807	
		C_4	1.486		3.83	
		ΔB [g/m ²]	1.387145		0.845628	
		B_0 [g/m ²]	1.48301		3.113494	

Tabella 19: Parametri ricavati dall'ottimizzazione delle curve di washoff, C_3 , C_4 , B_0 e parametri osservati, ΔB , in riferimento agli eventi dei casi studio considerati.

In Tabella 19, tra le sostanze analizzate, vi sono anche BOD e COD. Come già illustrato

nel paragrafo 1.2.1, a seguito di un campionamento corretto, il valore di COD deve essere sempre maggiore, in termini di quantità, al valore di BOD: questo perché molte sostanze sono ossidabili molto più facilmente per via chimica che per via biologica. Basti pensare che nelle acque reflue di origine urbano il rapporto $COD/BOD = 1.9 \div 2.5$.

A seguito della ricostruzione delle curve di washoff, come si può notare dai risultati in Tabella 19, tale ipotesi risulta verificata per ognuno dei casi presi in esame; infatti, i valori di B_0 per i COD, sia nel caso delle osservazioni, sia per i valori di modello, risultano maggiori dei corrispettivi per BOD.

Sempre osservando le concentrazioni iniziali di inquinante in Tabella 19, si noti come, nella maggior parte dei casi, il valore di densità iniziale di inquinante nel modello si discosti molto dal valore asportato, anche di alcuni ordini di grandezza.

Nel caso di $NH_3 - N$, invece, si può notare come, nella maggior parte dei casi analizzati questo inquinante venga asportato quasi del tutto, con una intensità di first flush non particolarmente debole (Tabella 18).

Al fine di poter comprendere al meglio come questi parametri siano correlabili tra loro è necessario metterli in relazione con le altre grandezze che caratterizzano gli eventi meteorici, insieme ai parametri di inquinamento, come segue nel paragrafo successivo.

4.1.4 Problema di equifinalità tra C_3 e B_0

L'equazione in forma esponenziale del washoff utilizzata da SWMM sottende il prodotto $C_3 \cdot B(t)$ per ognuno degli istanti t , a partire dall'inizio del fenomeno. Tale prodotto si riduce progressivamente col passare del tempo, fino ad una possibile asportazione totale dell'inquinante superficiale. Sebbene la curva $B(t)$ ricavata a seguito delle calibrazioni, in base a $W(t) = -\frac{dB(t)}{dt}$, abbia un comportamento coerente con la rimozione degli inquinanti a seguito del deflusso, non è possibile allo stesso modo stabilire quanto il valore di $B(t)$ al tempo $t = 0$ venga influenzato dalla presenza di C_3 .

Quello che si stabilisce con il procedimento a seguire è un problema di equifinalità tra C_3 e B_0 , quindi la possibilità che, all'aumentare di uno dei due coefficienti, possa diminuire l'altro.

Tale comportamento è dovuto alla struttura della legge esponenziale di washoff, in particolare all'istante iniziale del deflusso superficiale (equazione 4.5): si tratta prettamente di un *problema di calibrazione*. Questo perché al momento della

calibrazione, l'operatore matematico utilizzato, in questo caso il *Risolutore* di Excel, garantisce un prodotto $C_3 \cdot B_0$ tale da approssimare il più possibile la curva di $Washoff_{osservato}$ con quella di $Washoff_{modello}$ senza tuttavia distinguere C_3 e B_0 .

A questo punto è possibile notare come il valore numerico di B_0 potrebbe in parte essere assorbito dal valore di C_3 , seppur venga garantito $B_0 > \Delta B$. In questo modo si avrebbero dei valori di B_0 non reali ma che garantiscono ugualmente un RMSE tale da ottimizzare la curva di $Washoff_{osservato}$.

$$W(t = 0) = C_3 \cdot q^{C_4} \cdot B_0 \quad (4.5)$$

Al fine di poter dimostrare questo comportamento si consideri l'evento sul bacino commerciale di Skudai (Malaysia) del 05/03/08 e si ripetano le ottimizzazioni più volte fissando ogni volta B_0 ai valori (espressi in $[g/m^2]$) di 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 50 e 100. In tal modo il valore di B_0 non è ottimizzato, ma al contempo il risolutore modifica gli altri parametri, C_3 e C_4 . I valori di B_0 in termini *densità superficiale* sopracitati sono stati fissati attraverso la funzione *ricerca obiettivo*, garantendo così dei valori dei valori di B_0 [mg] utili per questo tipo di indagine.

In questo modo si ricavano i seguenti risultati (Tabella 20):

B_0	C_3			
$[g/m^2]$	<i>TSS</i>	<i>BOD</i>	<i>COD</i>	<i>NH₃ - N</i>
0.1	0	0	0	0.00340807
0.5	0.00632293	0.023912	0	0.00073814
1	31.0958151	0.018395	1.39E+46	0.00037282
5	0.00309804	0.005771	0.08624	7.5107E-05
10	0.00215408	0.003027	0.045495	3.7591E-05
50	0.00053567	0.000628	0.010352	7.5261E-06
100	0.00027463	0.000315	0.005251	3.3992E-06

Tabella 20: Valori di C_3 al variare di B_0

Tali valori, soprattutto quelli più bassi di B_0 , non garantiscono affatto una buona ottimizzazione della curva di $Washoff_{osservato}$, portando a risultati per nulla utilizzabili, come mostrato in Figura 22.

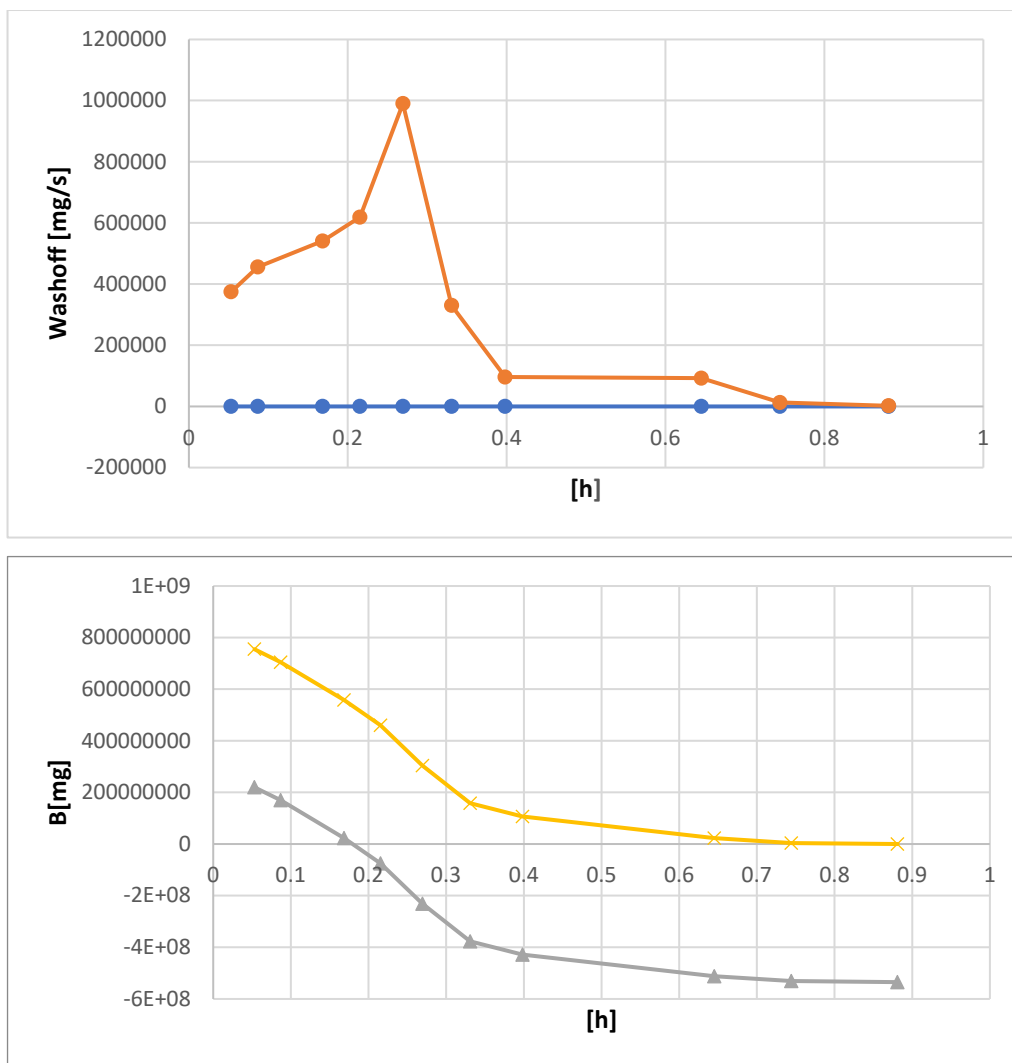


Figura 22: curve di washoff (figura in alto) e di B(t) (figura in basso) in un caso di ottimizzazione non riuscita nel caso di TSS (sui grafici: curve di modellazione in blu e grigio, curve osservate in arancione e giallo).

Questo genere di problematiche si hanno quando non vengono rispettate le condizioni di base. Ad esempio, in questo caso non viene rispettata la condizione necessaria $B_0 > \Delta B$.

Densità inquinante iniziale osservato [g / m ²]	Densità inquinante iniziale modellato [g / m ²]
1.717627683	0.5

Figura 23: Condizione iniziale errata sulle quantità iniziali di inquinante, per TSS

Al fine di non scegliere per l'analisi sull'equifinalità dei valori non corretti si scelgono degli *indici* in modo da poter sezionare i dati. Tra questi, oltre ad *RMSE*, già utilizzato per le ottimizzazioni, sono utilizzati anche *EF* (*Efficienza della Modellazione*) e *CRM* (*Coefficiente di Massa Residua*), in base a quanto proposto da Loague e Green (1991)

[28]:

- Il valore ottimale per EF è 1; valori maggiori di 0 indicano come le stime del modello siano migliori della media delle osservazioni, mentre valori negativi indicano come la media delle osservazioni abbia un valore di previsione migliore del modello.

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{medio})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{medio})^2} \quad (4.6)$$

- Il valore ottimale di CRM è invece 0; valori positivi ci informano che il modello tende a sottostimare i dati misurati, mentre valori negativi indicano il contrario.

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{medio})^2}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (4.7)$$

dove:

“ O_i ” sono i valori associati alle osservazioni

“ P_i ” sono i valori associati al modello utilizzato.

Wilmott (1982) [29] sostiene come il rapporto tra RMSE e la media dei dati osservati in generale non costituisca un indice attendibile, in quanto si avrebbe un indice instabile in conseguenza del fatto che O_{medio} può assumere anche valori prossimi allo zero. Di seguito, rispettivamente in Tabella 21 ed in Tabella 22, si riportano i valori di EF e CRM .

B_0 [g/m ²]	EF			
	TSS	BOD	COD	NH ₃ -N
0.1	-1.37803	-1.46952	-1.35841	0.741254
0.5	-1.37803	0.558525	-1.35841	0.718719
1	-0.55626	0.768787	-0.0215	0.715926
5	0.517673	0.847359	0.810867	0.713696
10	0.56274	0.853848	0.877025	0.713417
50	0.592462	0.858625	0.906886	0.713195
100	0.595836	0.859197	0.909553	0.71302

**Tabella 21: Valori di EF per in base
alle calibrazioni effettuate**

B_0	CRM			
$[g/m^2]$	TSS	BOD	COD	NH_3-N
0.1	1	1	1	-0.00389
0.5	0.99999	0.13198	1	0.00173
1	0.57165	0.02055	0.55841	0.00249
5	-0.00961	-0.0093	0.05456	0.00307
10	-0.02438	-0.0113	0.01652	0.00311
50	-0.03283	-0.0128	0.00182	0.00321
100	-0.0337	-0.01299	0.00023	-0.0014

**Tabella 22: Valori di CRM in base
alle calibrazioni effettuate**

Insieme ad EF e CRM si riportano anche i valori di RMSE (Tabella 23), utilizzati dallo strumento risolutore per effettuare le calibrazioni.

Si noti, tuttavia, come RMSE sia un parametro meno sintetico rispetto agli due indici, non permettendo immediata visibilità dell'errore se non confrontandolo con i valori della curva di washoff se modellata a parità di unità di misura.

B_0	RMSE			
$[g/m^2]$	TSS	BOD	COD	NH_3-N
0.1	461490.7	107261.4	657743	753.14
0.5	461490.6	45351.38	657743	785.25
1	373331.8	32820.36	432879.3	789.14
5	207838	26666.9	186264.5	792.23
10	197890.1	26094	150195	792.61
50	191046.3	25663.99	130693.8	792.92
100	190253.7	25611.97	128808	793.16

**Tabella 23: valori di RMSE in base
alle calibrazioni effettuate**

In Tabella 21 ed in Tabella 22 sono indicate in rosso le ottimizzazioni non accettabili, mentre in verde quelle accettabili, le cui calibrazioni di parametri permettono di tracciare gli andamenti $B_0 - C_3$, come mostrato in Figura 24, Figura 25, Figura 26, Figura 27.

Tali andamenti evidenziano equifinalità tra il parametro C_3 e la quantità B_0 , pertanto non risulta possibile avere assoluta certezza della stima del parametro B_0 in base alle calibrazioni effettuate.

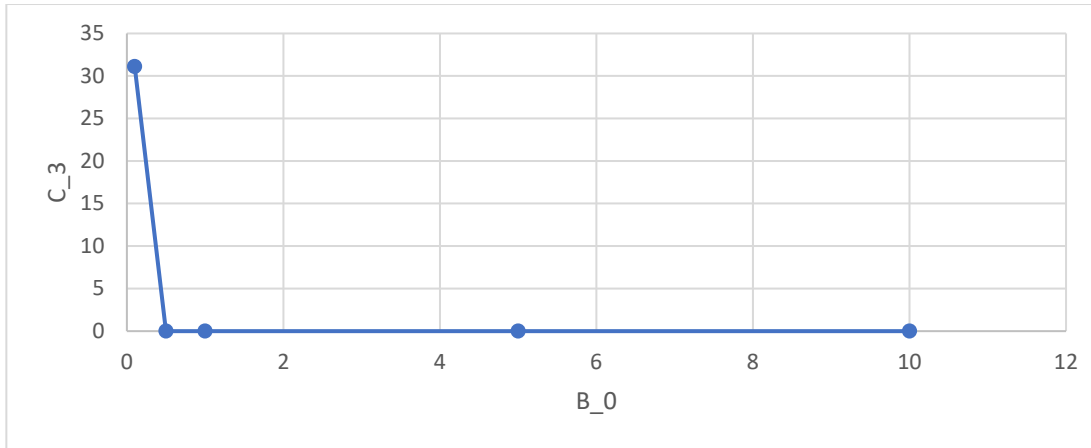


Figura 24: Andamento di C_3 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di TSS

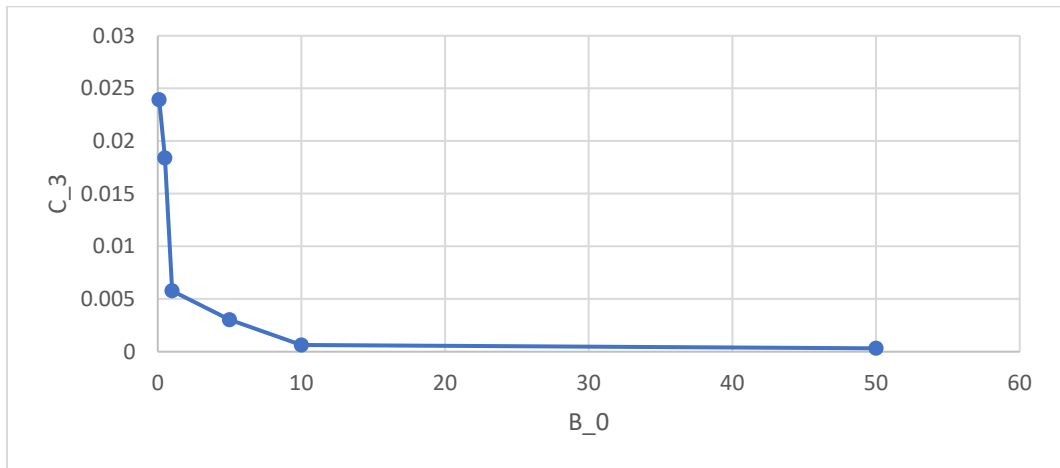


Figura 25: Andamento di C_3 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di BOD

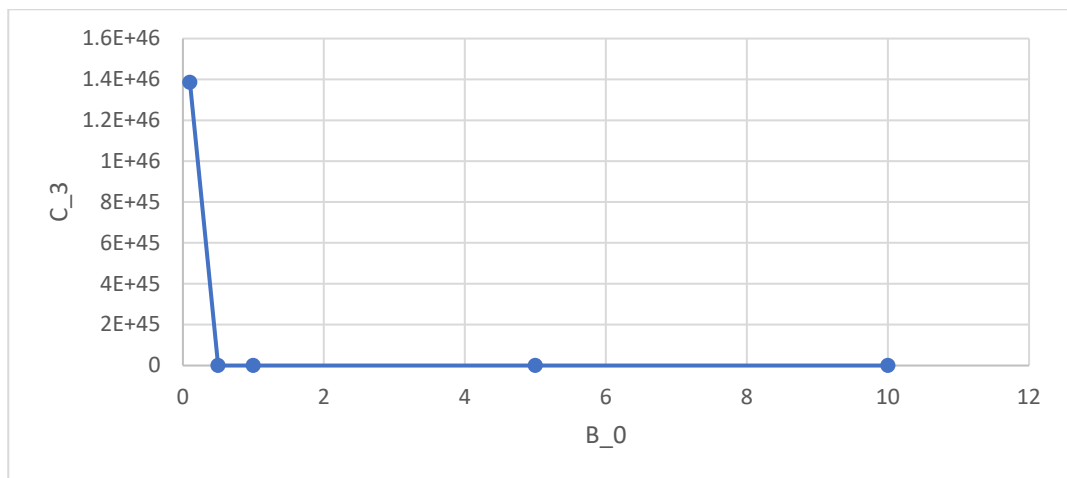


Figura 26: Andamento di C_3 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di COD

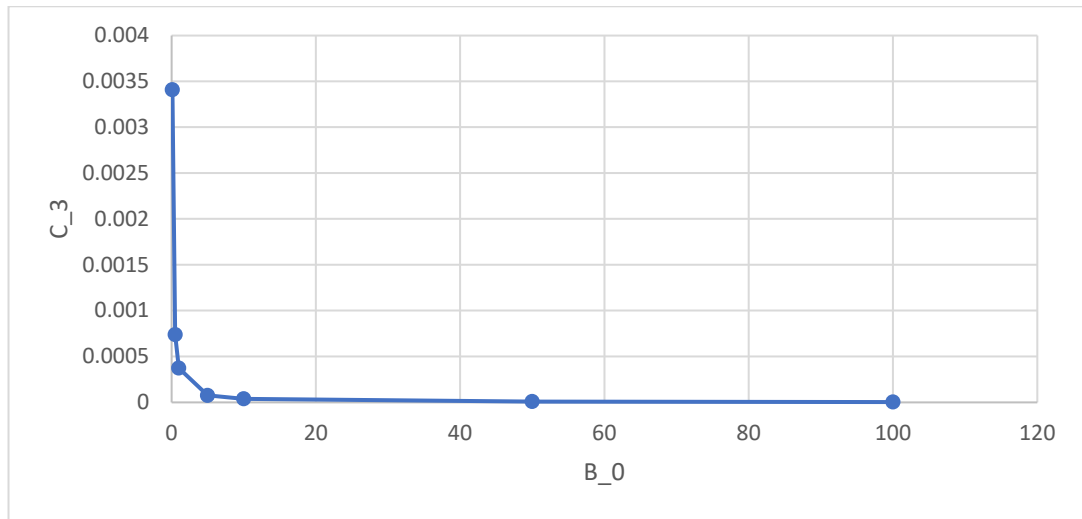


Figura 27: Andamento di C_3 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di NH_3N

L'andamento della curva di Washoff_{modello} non è basabile unicamente sulla stabilità del parametro B_0 o del coefficiente C_3 , in quanto entrambi soggetti ad equifinalità.

Washoff_{modello} può basare la propria sulla stabilità sul prodotto $B_0 \cdot C_3$, il quale rimane analiticamente invariato, ai fini dell'ottimizzazione. Questo avviene perché, se anche B_0 dovesse decrescere, si avrebbe comunque, al fine di approssimare la curva di washoff osservato, un valore di C_3 in grado di coprire numericamente tale decrescita, in modo da garantire quel dato valore ottimizzato da parte di Washoff_{modello}.

Proprio per questo si è indagato anche sul prodotto $B_0 \cdot C_3$, ottenendo i seguenti risultati riportati in Tabella 24.

$B_{0,modello}$	$B_0 \cdot C_3$			
	$[kg/mm^2] \cdot [mm/h]^{-C_4}/h$			
$[g/m^2]$	TSS	BOD	COD	NH_3-N
0.1				2.74E-12
0.5		2.03E-10		2.5E-12
1		1.35E-10		2.47E-12
5	1.23E-09	8.93E-11	4.08E-10	2.44E-12
10	9.54E-10	2.45E-09	3.51E-10	2.44E-12
50	8E-10	8.2E-11	2.95E-10	2.85E-12
100	7.84E-10	8.13E-11	2.88E-10	2.44E-12

Tabella 24: Risultati del prodotto $B_0 \cdot C_3$ al variare di B_0 imposto

Si noti come i valori di $NH_3 - N$ si stabilizzino attorno a valori molto simili tra di loro, non soltanto per l'ordine di grandezza. Lo stesso succede per i valori di TSS e COD a meno dei primi tre valori, i quali non sono accettabili in base agli indici EF e CRM.

Per i BOD, invece, si verifica una situazione più varia dove l'ordine di grandezza cambia più spesso.

Se ne deduce come il parametro $B_0 \cdot C_3$ possa essere ritenuto, ai fini della sicurezza sui dati, molto più affidabile del parametro B_0 se preso singolarmente.

4.1.5 Stabilità dell'esponente C_4

I risultati delle calibrazioni effettuate (Paragrafo 4.1.3) hanno portato alla conoscenza del parametro C_4 , il quale, al crescere dei valori di B_0 , risulta decisamente più stabile, come mostrato dai seguenti risultati:

$B_{0,modello}$	C_4			
$[g/m^2]$	TSS	BOD	COD	NH_3-N
0.1	8E-05	5.197436	7.288309	0.745251
0.5	2.466466	0.654333	7.429562	0.766426
1	1.964026	0.756577	22.24635	0.769098
5	0.466116	0.861933	1.006507	0.771076
10	0.537086	0.873498	1.031505	0.771334
50	0.585104	0.882602	1.068843	0.7716
100	0.59069	0.883614	1.073123	0.752202

Tabella 25: Valori di C_4 al variare di

B_0

Si noti come gli andamenti in Figura 28, Figura 29, Figura 30 e Figura 31, a meno dei valori iniziali, rispecchino come l'esponente C_4 sia più stabile del coefficiente C_3 e di conseguenza utilizzato per le successive correlazioni (Paragrafo 4.1.7).

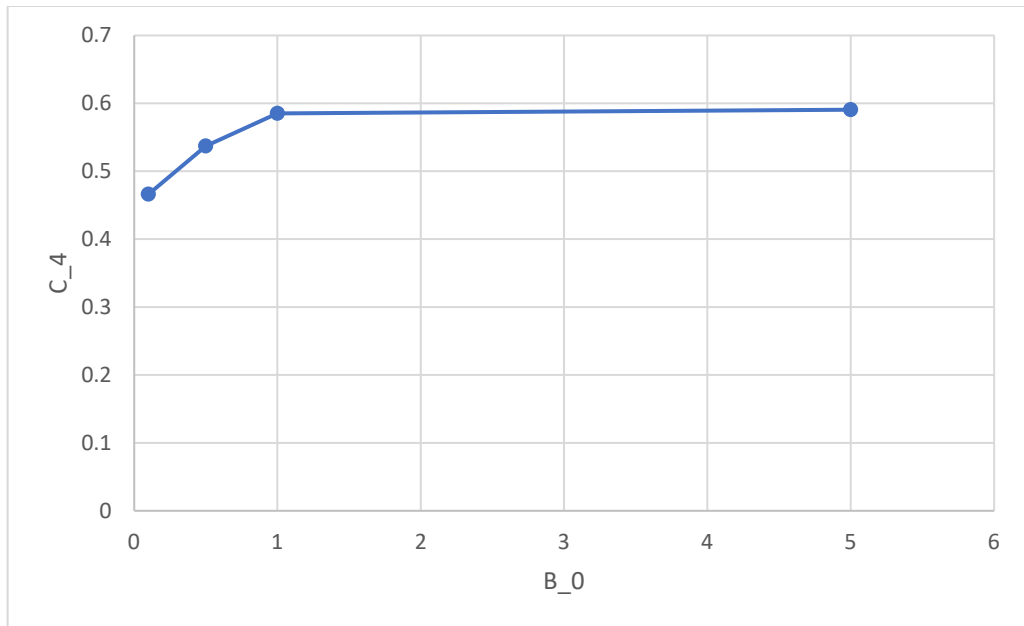


Figura 28: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di TSS

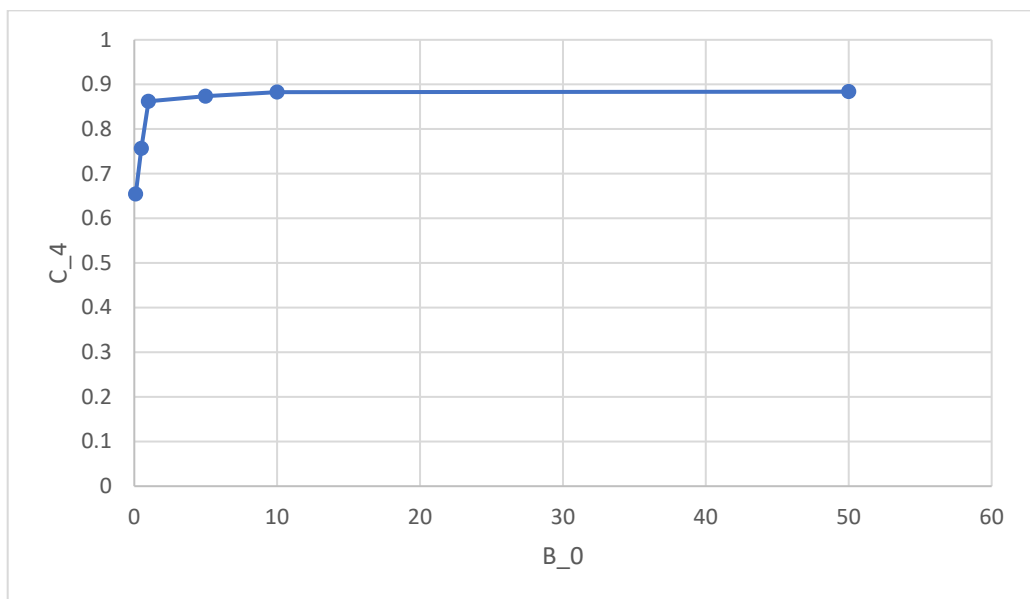


Figura 29: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di BOD

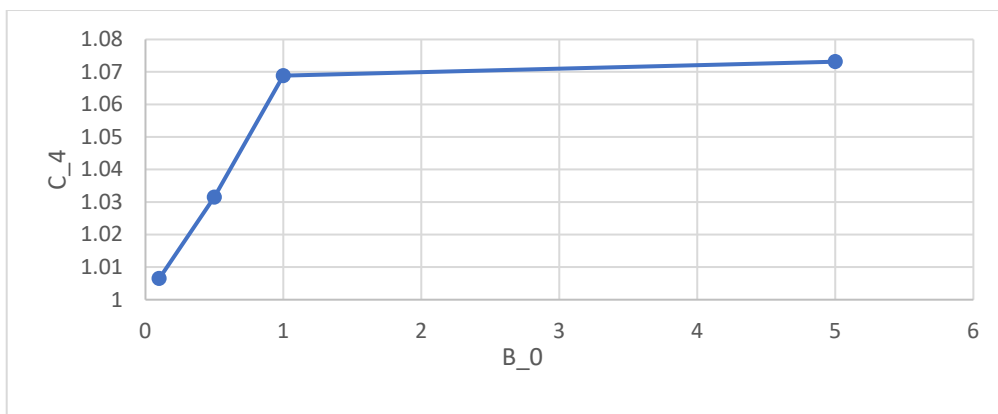


Figura 30: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di COD

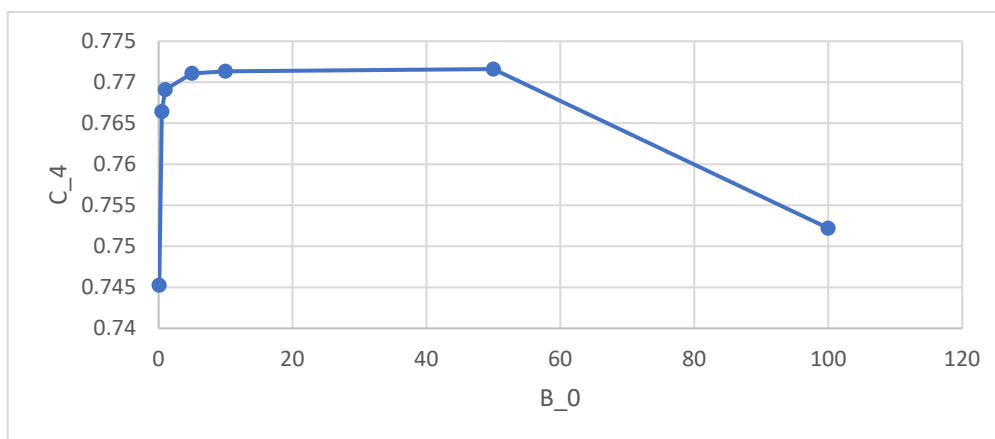


Figura 31: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a B_0 (asse ascisse) nel caso di NH_3N

4.1.6 Correlazioni tra C_3 e C_4

Sulla base dei dati analizzati nel paragrafo 4.1.4 è possibile correlare i dati di C_3 e C_4 , ottenuti al variare di B_0 .

I dati scelti si basano su quelli raccolti in Tabella 20 e Tabella 25, pertanto nei grafici seguenti si hanno le curve costruite ponendo sull'asse delle ascisse i valori di C_3 mentre sulle ordinate i valori di C_4 , riferiti alla stessa quantità di B_0 .

In questo modo è possibile notare come il valore di C_4 tenda a decrescere al crescere dei valori di C_3 , quindi al contempo al decrescere della quantità di B_0 .

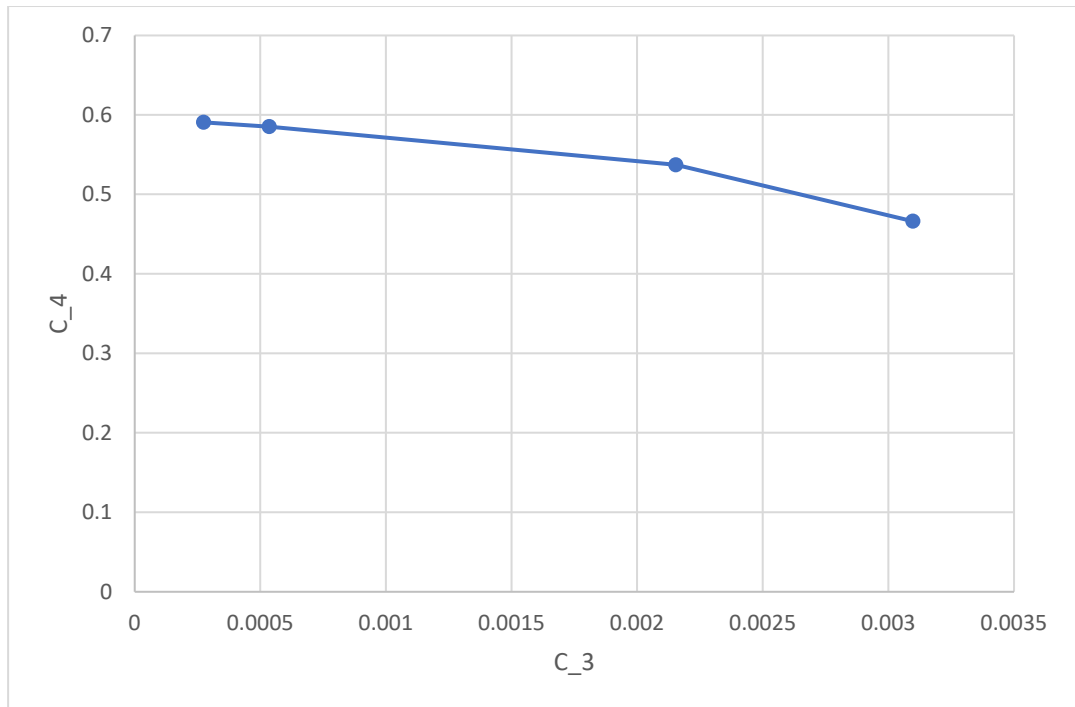


Figura 32: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a C_3 (asse ascisse) nel caso di TSS

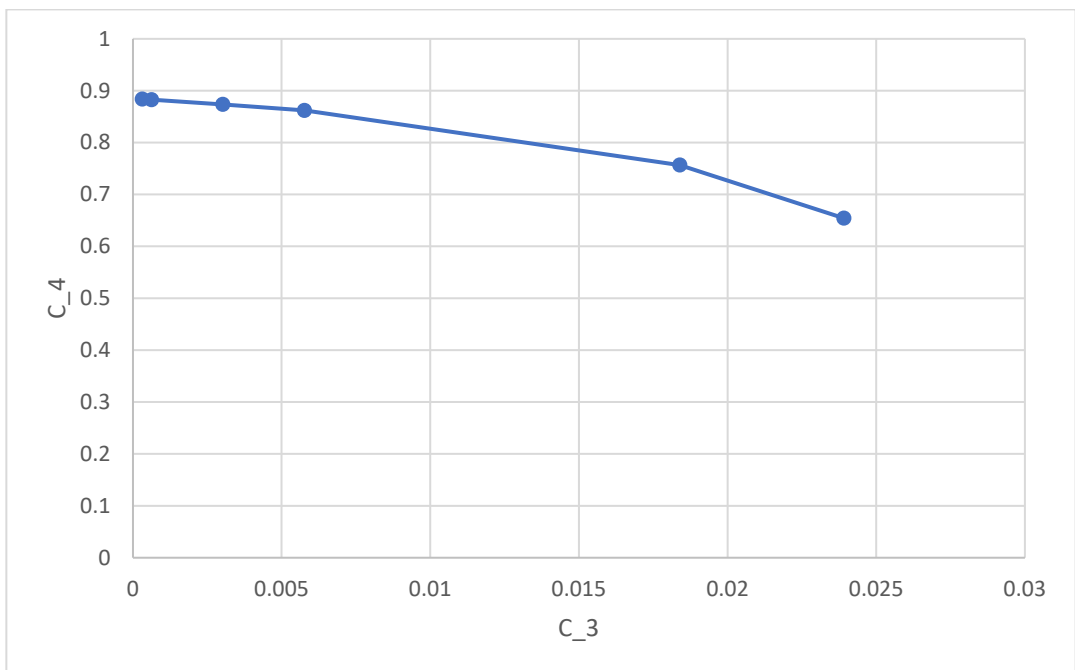


Figura 33: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a C_3 (asse ascisse) nel caso di BOD

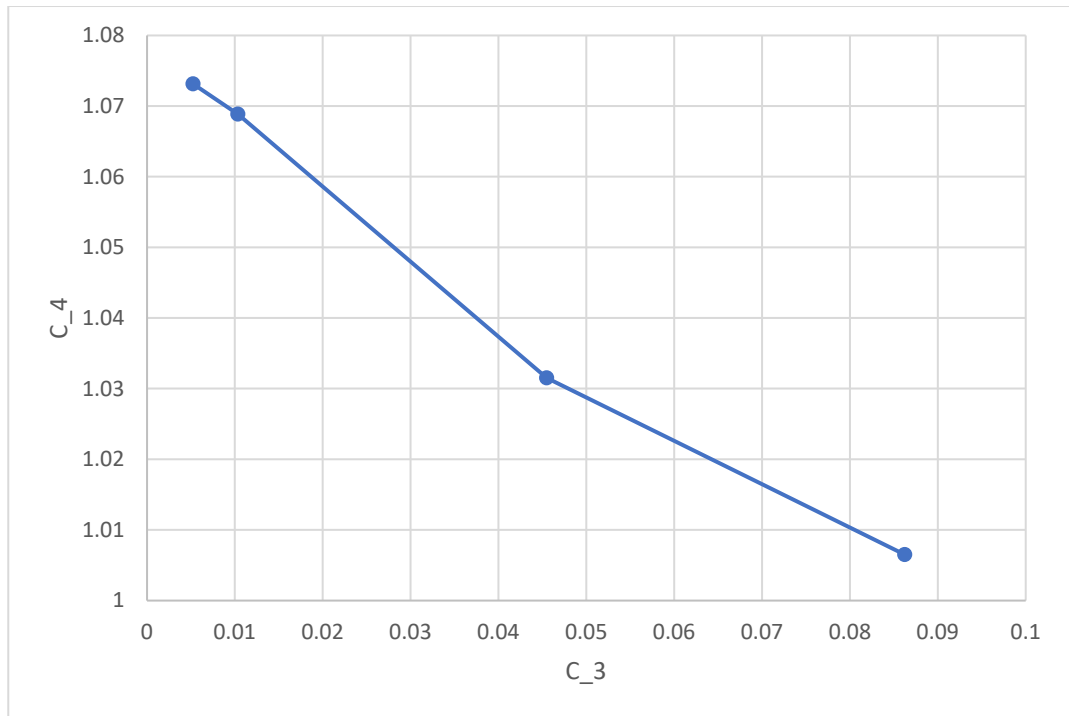


Figura 34: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a C_3 (asse ascisse) nel caso di COD

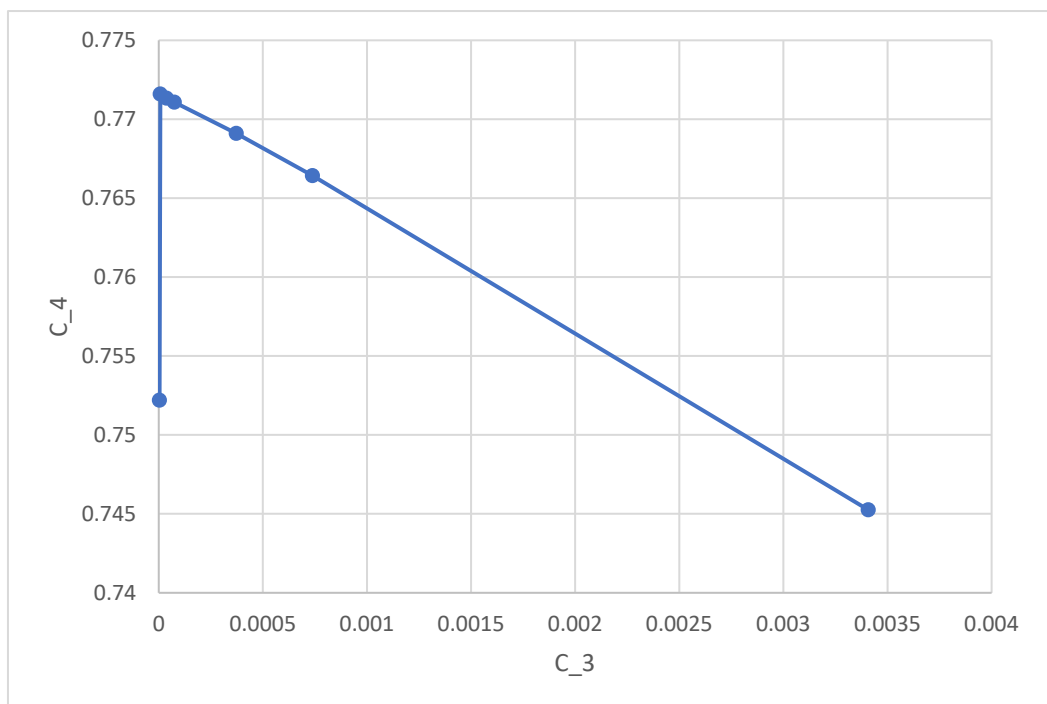


Figura 35: Andamento di C_4 (asse ordinate) rispetto a C_3 (asse ascisse) nel caso di NH_3N

I valori del runoff, $q[mm/s]$, risultano minori di 1 per ognuno dei casi studio considerati;

pertanto, si ha:

$$0 < q^{C_4} < 1 \quad (4.8)$$

Da cui si deduce:

- $q^{C_4} \rightarrow 0$, se $C_4 > 1$
- $q^{C_4} \rightarrow 1$, se $C_4 < 1$.

Per valori crescenti di C_3 , si ha una decrescita dell'esponente C_4 ed al contempo una decrescita di B_0 .

La decrescita dell'esponente C_4 , implica la crescita di q^{C_4} a valori sempre più prossimi all'unità, in un intervallo di valori di $q[mm/s] \in (0; 1)$.

Al decrescere di B_0 , quindi, ci sarà una crescita del termine $C_3 \cdot q^{C_4}$, con q^{C_4} che amplifica i valori di C_3 già di per sé crescenti. Si avrebbe lo stesso risultato per il viceversa, ossia, al crescere di B_0 . In quest'ultimo caso q^{C_4} , diminuendo il valore di C_3 , porterebbe $C_3 \cdot q^{C_4}$ a diminuire ulteriormente.

4.1.7 Correlazioni tra C_4 e parametri idrologici e di inquinamento

In questo paragrafo verranno analizzate le possibili correlazioni esistenti tra l'esponente C_4 ed i parametri idrologici e riferiti all'inquinamento:

- **parametri idrologici:** $Q_{media}, Q_{max}, q_{max}, q_{media}, V_{defluito}, h_{caduta}, C_{deflusso}, h_{defluita}, first-flsh/h_{defluita}$
- **parametri di inquinamento:** EMC .

Si ricordi come $V_{defluito}, h_{defluita}, h_{caduta}$ siano valori cumulati durante la durata degli eventi di riferimento.

I parametri $C_3, B_{0,modello}$, come già illustrato nel paragrafo precedente, sono soggetti ad *equifinalità*, pertanto non possono essere ritenuti dei parametri stabili al fine delle *analisi simulazione* effettuate.

Al fine di poter comprendere al meglio la legge di washoff vengono qui riportate le correlazioni ottenute tra i parametri sopracitati e l'esponente C_4 ; esso, proprio come C_3

e $B_{0,modello}$, caratterizzerà l'equazione del Washoff_{modello}, nonché la stessa utilizzata in SWMM per i processi di simulazione sul Bacino di Borgo Dora (Cap. 4.2)

Si è proceduto nel seguente modo: i valori rilevati per ognuno dei parametri idrologici sono stati posti in ordine crescente, dopodiché ad ognuno di essi è stato associato il valore di C_4 corrispondente, in base all'evento meteorico al quale il valore del parametro selezionato risulta riferito.

In Tabella 26 è riportato un esempio di quanto illustrato in precedenza, nel caso di TSS; si può notare come i dati di portata superficiale media, q_{media} , siano stati ordinati in ordine crescente, per poi essere associato ad ognuno di essi il valore di C_4 , corrispondente all'evento a cui una data q_{media} risulta riferita.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	q_{media}	C_4
		[mm/s]	
Sannicandro (Italia)	22/11/2006	0.000084	0.678
Anzola (Italia)	28/05/2004	0.000164	2.144
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	0.000238	0.975
Anzola (Italia)	17/01/2004	0.000245	1.063
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	0.000648	1.375
Anzola (Italia)	13/06/2004	0.000826	1.486
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.001899	0.638
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	0.003232	0.837
Skudai (Malaysia)	2009	0.004417	1.242
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	0.004611	1.072

Tabella 26: confronto tra i valori q_{media} e C_4 , nel caso di TSS.

Lo stesso procedimento è stato seguito nel caso di BOD , COD ed $NH_3 - N$, anche se in questi casi i dati raccolti risultavano numericamente inferiori (Tabella 26)

Da qui in poi risulta immediato ricavare dei grafici che si basino sui risultati raccolti in Tabella 26 ed in Tabella 27. In Figura 36 è riportato l'andamento di C_4 (asse delle ordinate) rispetto ai valori di q_{media} (asse delle ascisse).

Lo stesso procedimento viene eseguito per i valori di COD (Figura 38), di BOD e di $NH_3 - N$ (rispettivamente Figura 37, Figura 39), anche se in questi ultimi due casi la quantità di dati raccolta risulta inferiore ai precedenti dei casi. Per queste ragioni, seppur la bontà dei dati di C_4 sia affidabile per BOD ed $NH_3 - N$, non è possibile utilizzare tali risultati a scopo simulativo ma soltanto a scopo qualitativo.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	q_{media}	C_4		
		[mm/s]	BOD	COD	NH ₃ – N
Sannicandro (Italia)	22/11/2006	0.000084			
Anzola (Italia)	28/05/2004	0.000164		1.243	
Skudai (Malaysia)	25/02/2008	0.000238	0.0013	0.792	0.443
Anzola (Italia)	17/01/2004	0.000245		0.986	
Seosan (Corea del Sud)	03/06/2014	0.000648			
Anzola (Italia)	13/06/2004	0.000826		3.832	
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.001899	0.0001	0.911	0.803
Skudai (Malaysia)	05/03/2008	0.003232	0.8862	1.084	0.287
Skudai (Malaysia)	2009	0.004417			0.951
Skudai (Malaysia)	12/03/2008	0.004611	0.4495		0.423

Tabella 27: confronto tra i valori di q_{media} e C_4 , nel caso di BOD, COD ed NH₃N

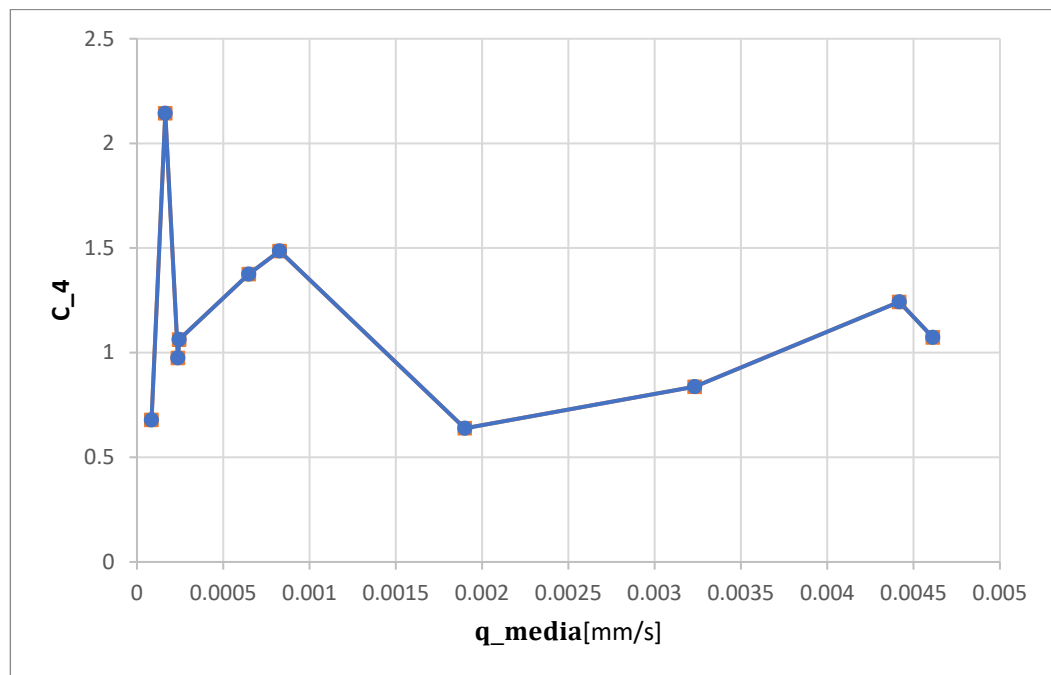


Figura 36: Correlazione tra q_{media} e C_4 nel caso di TSS

In Figura 36 si noti il di valore $C_4 = 2.14$, nel caso di TSS. Esso è stato valutato come outlier a differenza della maggior parte dei valori, oscillanti nel range [0.64; 1.48].

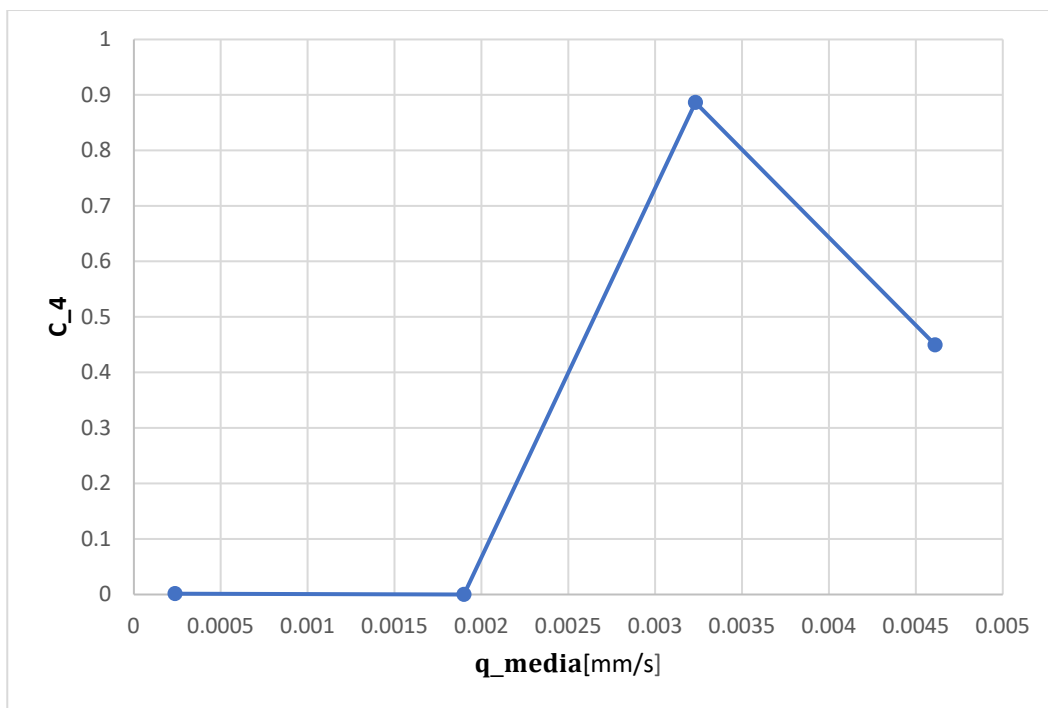


Figura 37: Correlazione tra q_{media} e C_4 nel caso di BOD

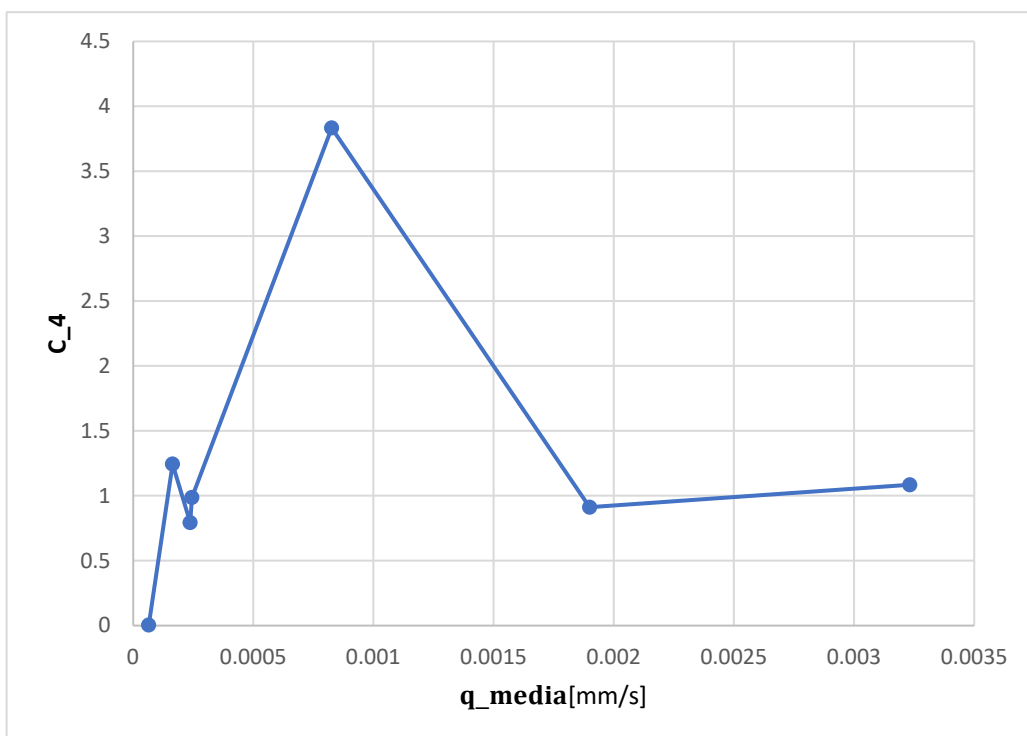


Figura 38: Correlazione tra q_{media} e C_4 nel caso di COD

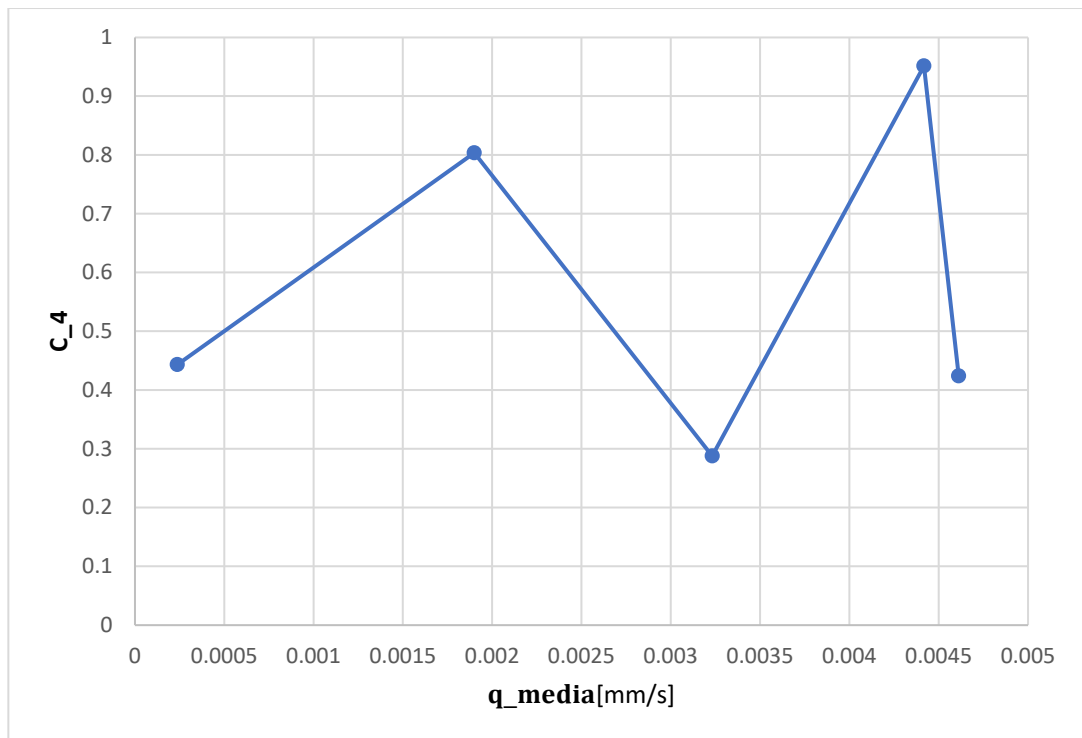


Figura 39: Correlazione tra q_{media} e C_4 nel caso di NH_3N

Tali risultati, come riportato in Allegato 2, rispecchiano lo stesso andamento di C_4 al variare dei parametri idrologici considerati fino ad ora, il quale mostra una assenza di correlazione tra i parametri idrologici e lo stesso esponente.

4.2 Risultati delle simulazioni su SWMM

Le simulazioni effettuate sul bacino di Borgo Dora, situato nella città di Torino, sono eseguite per mezzo del software SWMM 5.1.

Il bacino Borgo Dora è stato modellato per la prima volta in 84 sottobacini nel lavoro di tesi di Rosalba Senette [30]. La larghezza equivalente di ogni sottobacino è definita in base al rapporto tra l'area del sottobacino per la media delle massime lunghezze di drenaggio; le pendenze, invece, si basano sulla misura delle quote del terreno riportate dalla cartografia attuale.

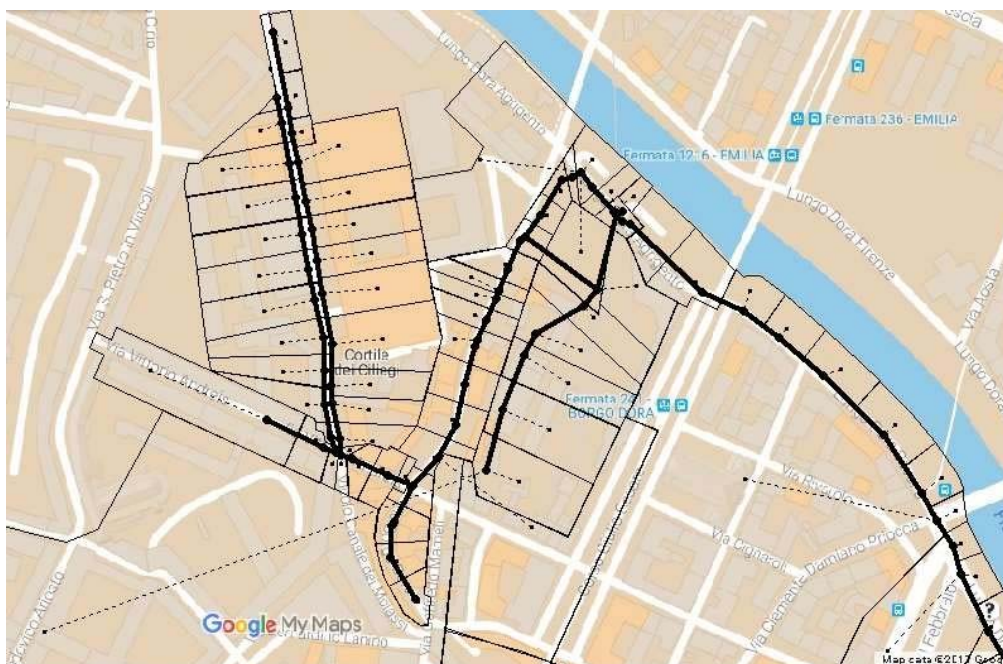


Figura 40: Suddivisione del bacino di Borgo Dora in sottobacini secondo il modello SWMM di Rosalba Senette

Al fine di definire i diversi sottobacini è possibile seguire la nomenclatura delle aree drenate (Figura 41) sulla base dei precedenti studi sulla rete [31].

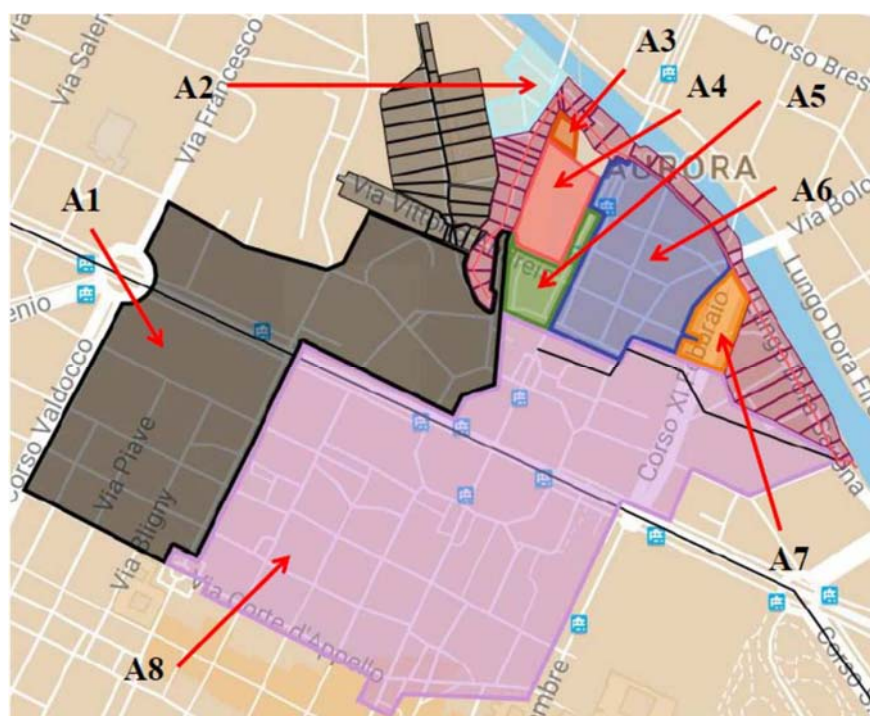


Figura 41: Suddivisione delle aree drenate per il bacino di Borgo Dora

Il nuovo modello, discretizzato in 126 sottobacini, ed utilizzato per il seguente lavoro di tesi è tratto dal lavoro di tesi di Angela Petruzzello [32]. Sono visibili in Figura 42 le ulteriori discretizzazioni.

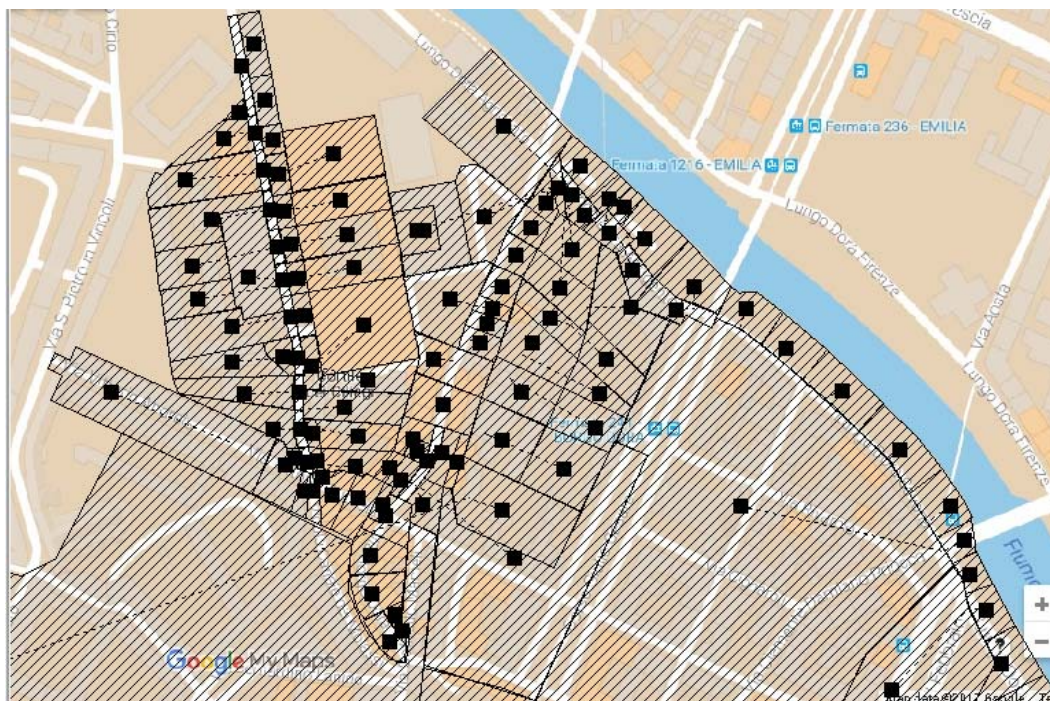


Figura 42: Ulteriori discretizzazioni dei sottobacini del bacino di Borgo Dora secondo il modello SWMM [32]

I coefficienti di Manning per le aree sono stati riferiti ai classici valori utilizzati ai fini di progettazione in ambito urbano [31], come segue in Tabella 28:

Area impermeabile	n_{imp}	Area permeabile	n_{perm}
%	[s/m ^{1/3}]	%	[s/m ^{1/3}]
85	0.05	25	0.1

Tabella 28: Coefficienti di Manning in ambito urbano.

Il processo di infiltrazione è stato valutato su SWMM in base al metodo del Curve Number, inserendo i parametri su come indicato in Figura 43; dove:

- CN per le aree urbane è pari a 98 sulla base di dati di letteratura [31],
- *Drying time*[giorni] è il tempo necessario ad un terreno per passare dallo stadio di completamente saturo a quello di completamente secco.
- *Conductivity*, indica la conducibilità idrica e risulta compreso tra 0 (deflusso nullo) 100 (deflusso totale).

I risultati delle simulazioni sono valutati utilizzando l'analisi *Dynamic Wave*.

Infiltration Method	CURVE_NUMBER
Property	Value
Curve Number	98
Conductivity	0.5
Drying Time	7

Figura 43: Parametri di Curve Number utilizzati

4.2.1 Eventi meteorici applicati alle simulazioni

Una parte delle simulazioni effettuate si basano su l'evento di pioggia risalente al 29 Agosto dell'anno 2016, visibile in Figura 44 per la sua particolare intensità.

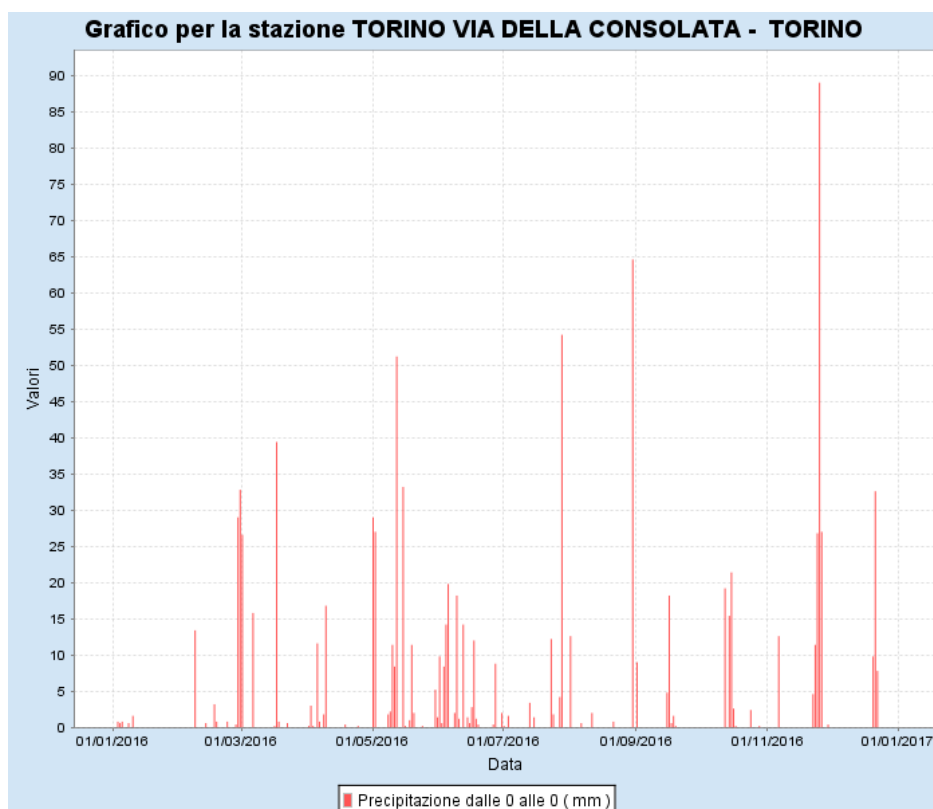


Figura 44: Altezze di pioggia giornaliere – Anno 2016 per la stazione S3447 in via della Consolata (TO) (Fonte ARPA Piemonte, banca dati meteorologica [33])

Esso è stato registrato dalla stazione S3447 in via della Consolata 10 (Figura 44) nella

città di Torino (TO) presso il sito ARPA Piemonte, per il quale è stata registrata un'altezza di pioggia pari a 69,9 mm ed una intensità di pioggia pari a 2,7 mm/h. Tale evento, verificatosi tra il 29 e il 30 agosto del 2016, è stato simulato mediante le altezze di pioggia registrate ogni 10 minuti e fornite da ARPA Piemonte (Figura 45).

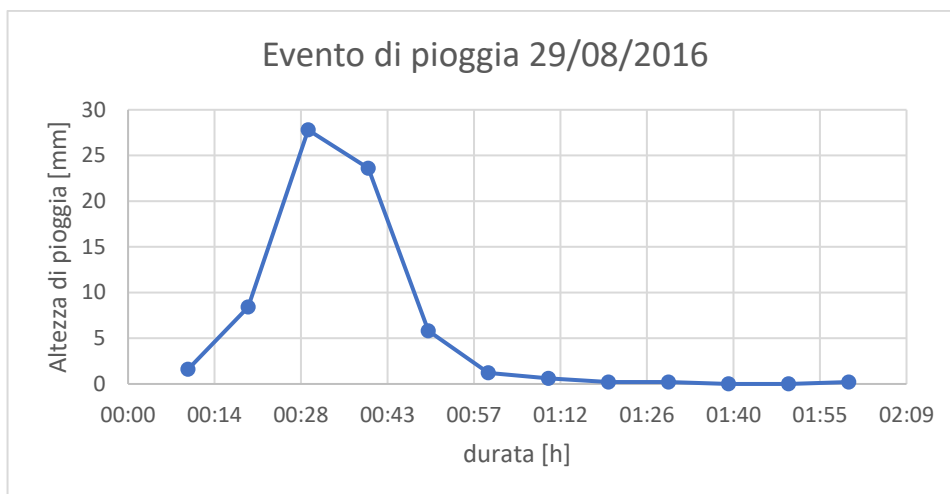


Figura 45: Altezze di pioggia con intervallo di 10 minuti, registrate dal pluviometro in Via della Consolata durante l'evento temporalesco del 29/08/2016

Le altezze pioggia corrispondenti a tale evento, moltiplicate per un fattore 0,10, sono utilizzate, in una seconda fase simulativa, per determinare valori di washoff inferiore e vedere l'effetto sul trasporto di inquinanti (Paragrafo 4.2.3).

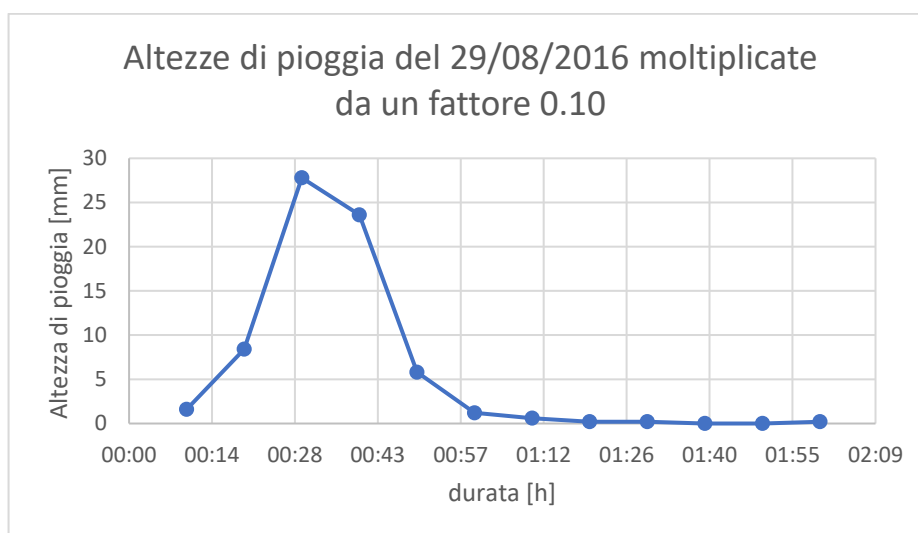


Figura 46: Altezze di pioggia dell'evento del 29/08/2016 (Figura 45) moltiplicate per un fattore 0.10.

Tale procedimento è utile al fine di simulare il fenomeno di washoff con altezze di pioggia

inferiori e di conseguenza con un deflusso superficiale meno efficace sul trasporto di inquinanti. Di seguito sono riportati i valori di portata entrante ed uscente sull'intero Bacino di Borgo Dora, rispettivamente nel caso dell'evento 29/08/2020 e nel caso dell'evento di pioggia ridotto (Figura 46).

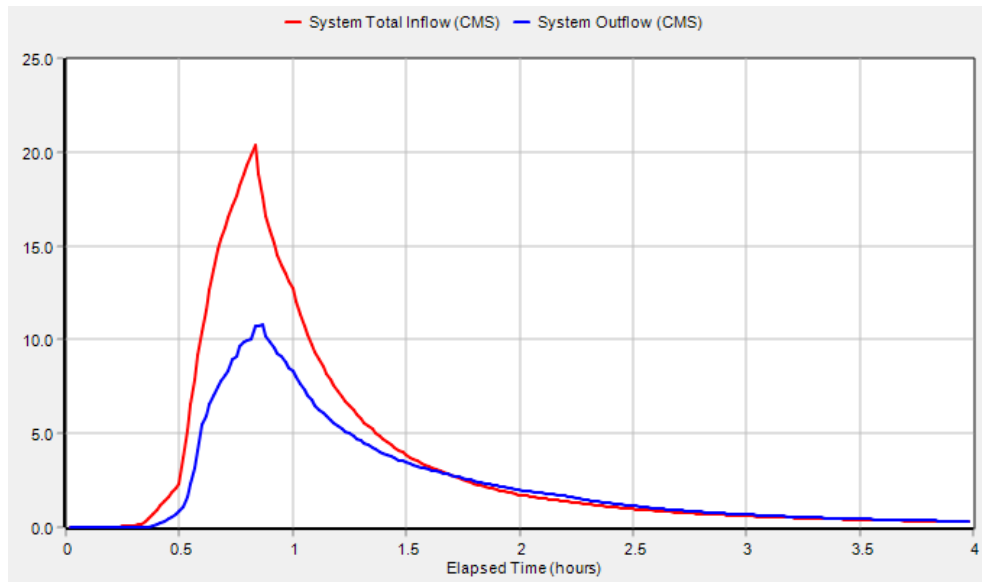


Figura 47: Valori di portata entrante (Total inflow) e portata uscente (System outflow) in riferimento all'evento del 29/08/2016.

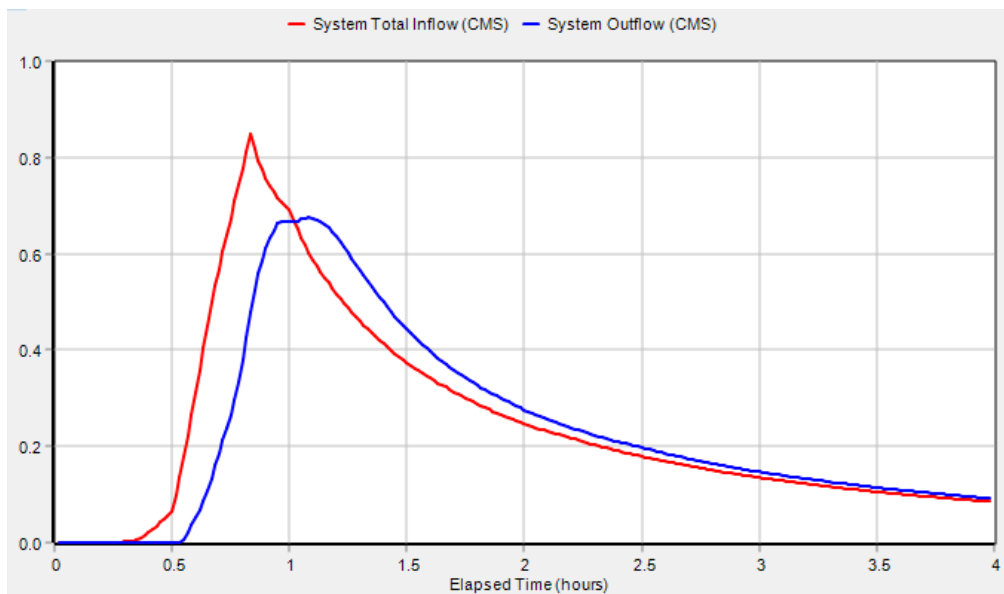


Figura 48: Valori di portata entrante (Total inflow) e portata uscente (System outflow) in riferimento all'evento del 29/08/2016 per altezze di pioggia ridotte di un fattore 0,10 (Figura 46)

4.2.2 Risultati di simulazione basati sulla calibrazione dei modelli matematici

Il modello matematico di washoff è calibrato sulla base dei parametri C_3 , C_4 e B_0 . Il parametro C_4 , come mostrato nel paragrafo 4.1.7, assume il minimo valore di 0,638 e quello massimo di 1.48, a meno del valore outlier che si ha per C_4 pari a 2,14.

Le simulazioni su SWMM, pertanto, si baseranno sui valori estremi del campo di C_4 , associando ad essi, in una prima fase, anche i valori di C_3 e B_0 dell'evento corrispondente (Tabella 29).

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	C_4	C_3	$B_{0,evento}$
			$\frac{[mm/h]^{-C_4}}{h}$	$\left[\frac{kg}{ha}\right]$
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.638	0.497	4.10
Anzola (Bologna, Italia)	13/06/2004	1.486	0.538	14.8
Anzola (Bologna, Italia)	28/05/2004	2.144	0.077	16.6

Tabella 29: parametri di C_3 , C_4 , $B_{0,evento}$ utilizzati per la simulazione dell'evento del 29/08/2020 su SWMM.

I risultati della simulazione su SWMM per l'evento del 29/06/2016 (Figura 45) vengono riportati di seguito si riferiscono agli andamenti di concentrazione sul sottobacino A6 (Figura 41); in Figura 49 è possibile osservarne la curva di deflusso superficiale in CMS.

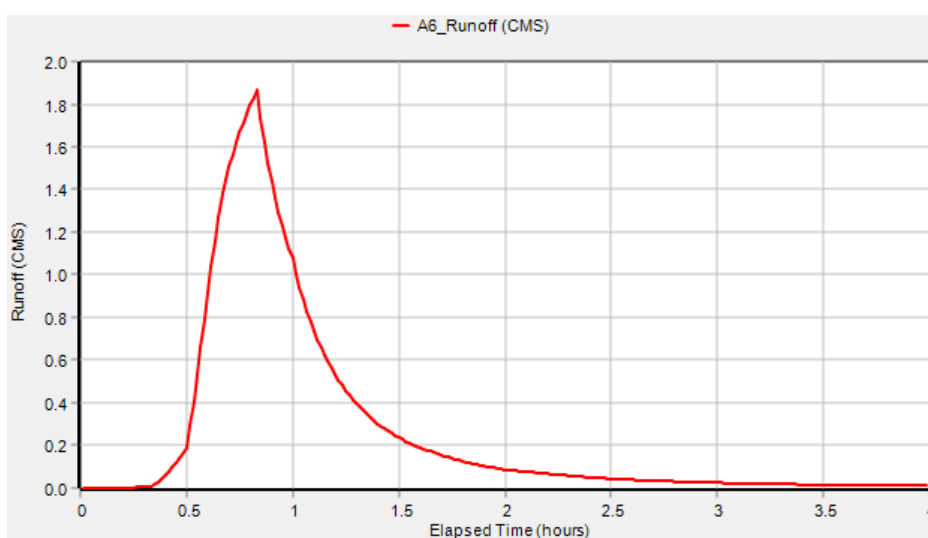


Figura 49: Valori di Runoff per il sottobacino A6 espressi in m^3/s in riferimento all'evento del 29/08/2016

L'evento del 29/08/2016, risultando molto intenso e con un'altezza pioggia cumulata di circa 70mm, porta ad una asportazione completa dell'inquinante presente sulla superficie (Allegato 4).

A fine esplicativo vengono commentati i risultati ottenuti sul sottobacino A6 e nella sezione di outfall:

- **Sottobacino A6:** il runoff risulta identico per ognuno dei tre eventi considerati (Tabella 29). La curva avente come esponente C_4 pari ad 1,48 (rappresentata dalla curva rossa in Figura 50) presenta il picco di concentrazione più alto tra le tre curve. Questo fa notare come la curva avente come esponente il valore outlier 2,14 (rappresentata dalla curva blu) abbia un valore di picco prossimo alla curva con esponente pari ad 1,48 soltanto a causa di un ordine di grandezza inferiore sull'esponente C_3 . Se il valore del coefficiente per la curva con valore di esponente outlier fosse identico a quello della curva con esponente pari ad 1,48 si avrebbe il picco per la curva con esponente outlier; tale aspetto viene approfondito nel paragrafo 4.2.3.
- **Outfall:** i valori delle concentrazioni nella sezione di uscita del bacino di Borgo Dora (Figura 51) risultano inferiori in ognuna delle curve rispetto a quelli sul bacino A6. Si nota la presenza di un doppio picco dovuta alla presenza di due portate confluenti nel medesimo collettore.

L'andamento delle curve è dominato dagli esponenti, i quali fanno sì che il valore di runoff, rapportato all'area del sottobacino, possa essere al massimo prossimo al valore unitario. In questo modo ad un esponente maggiore corrisponde un valore inferiore, in quanto $q = Runoff[CMS]/Area [m^2]$.

Il valore di q non risulta maggiore all'unità, rappresentando il rapporto tra il runoff in CMS di SWMM e l'area del sottobacino; inoltre, risulta un utile parametro di controllo, essendo rappresentativo del bacino e quindi portatore degli stessi valori per ognuna delle tre curve di concentrazione

Risulta possibile notare come la curva con esponente outlier superi la curva con esponente pari ad 1.48 non soltanto nel caso in cui nella legge di washoff che la governa abbia valori maggiori di C_3 , ma anche in termini inquinante iniziale, nonostante in questo caso i valori di $B_{0,evento}$ tra la curva con esponente outlier e quella con esponente 1,48 siano

rispettivamente pari a 14,8 e 16,6 (espressi in kg/ha), pertanto molto vicini.

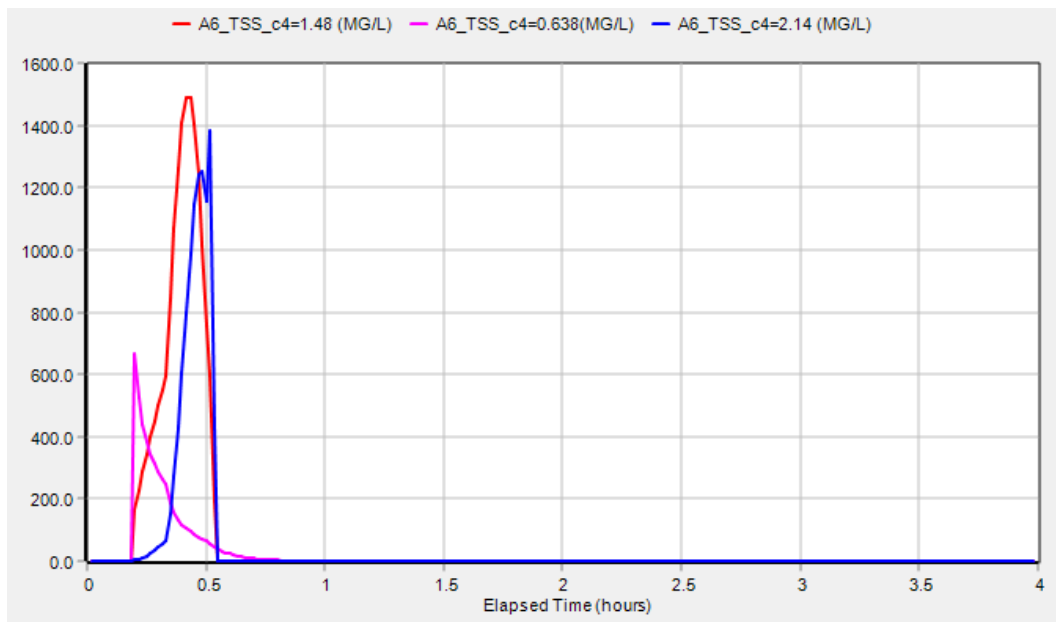


Figura 50: Valori delle concentrazioni dei solidi sospesi totali (TSS) sul sottobacino A6 a seguito delle simulazioni su SWMM in riferimento all'evento del 29/08/2016

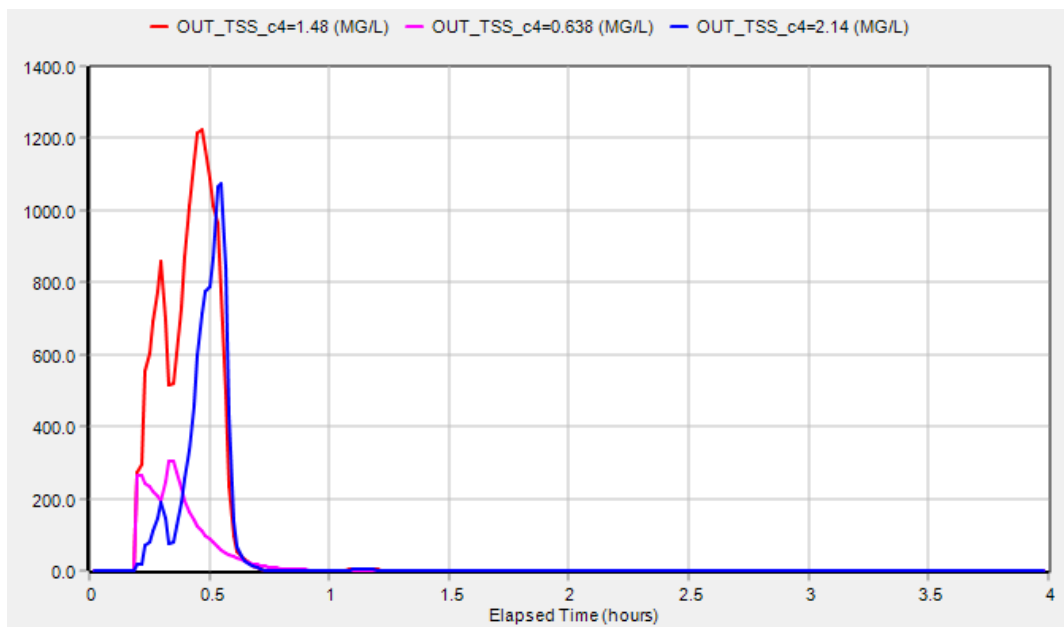


Figura 51: Valori delle concentrazioni dei solidi sospesi totali (TSS) all'uscita bacino di Borgo Dora a seguito delle simulazioni su SWMM in riferimento all'evento del 29/08/2016

La massa dei solidi sospesi asportati totali è rappresentata matematicamente dall'area sottesa alle curve di washoff (Paragrafo 3.3.3). In questo caso, avendo solo le

concentrazioni, il valore dell'area sottesa a tali curve viene moltiplicato per i valori di portata agente sul bacino, per ogni istante temporale, al fine di ricavare il valore della massa totale asportata.

4.2.3 Risultati di simulazione data una quantità di inquinante iniziale costante

Il procedimento con cui sono state svolte le simulazioni, i cui risultati sono stati illustrati nel paragrafo 4.2.2, possono essere ripetuti *fissando* una quantità di inquinante iniziale, rappresentativa del valore intermedio tra i B_0 considerati. Tale valore è riferito a quello dell'evento del 13/06/2004 sul bacino di Anzola (Bologna), pertanto si ha $B_{0,intermedio}=14,8$ [kg/ha].

In Tabella 30 sono riportati i parametri utilizzati per effettuare le simulazioni su SWMM.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	C_4	C_3	$B_{0,intermedio}$
			$\frac{[mm/h]^{-C_4}}{h}$	$\left[\frac{kg}{ha}\right]$
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.638	0.497	14.8
Anzola (Bologna, Italia)	13/06/2004	1.486	0.538	14.8
Anzola (Bologna, Italia)	28/05/2004	2.144	0.077	14.8

Tabella 30: parametri di C_3 , C_4 , $B_{0,intermedio}$ utilizzati per la simulazione dell'evento del 29/08/2020 su SWMM.

Al fine esplicativo vengono commentati i risultati ottenuti sul sottobacino A6 e nella sezione di outfall, mentre in Allegato 4 vengono indicati i corrispettivi in kg dell'inquinante asportato, a seguito della simulazione:

- **Sottobacino A6:** il runoff risulta identico per ognuno dei tre eventi considerati, valutando così la simulazione su SWMM soltanto sulla base dei parametri precedentemente calibrati (Tabella 30). La curva avente come esponente C_4 pari ad 0.638 (rappresentata dalla curva rossa in Figura 52) presenta il picco di concentrazione più alto tra le tre curve, seguita rispettivamente dalla curva con esponente 1,48 e quella con esponente pari a 2,14 (rappresentata dalla curva blu in Figura 52). Si considerino gli eventi del 28/03/2008 sul bacino di Skudai e quello del 13/06/2004 sul

bacino di Anzola, aventi rispettivamente esponente 0,638 e 1,468: si noti come a parità di inquinante $B_{0,intermedio}$ la curva con esponente 0,638 abbia un picco superiore alla curva con esponente 1,48, nonostante abbiano quasi il medesimo valore di C_3 . Tale comportamento indica quanto incida l'esponente sul valore di picco, proprio perché i valori di C_3 risultano molto vicini tra loro, mentre quelli di B_0 risultano i medesimi.

- **Outfall:** i valori delle concentrazioni nella sezione di uscita del bacino di Borgo Dora (Figura 53) risultano inferiori in ognuna delle curve rispetto a quelli sul bacino A6, rispettando tuttavia la gerarchia di picchi. La presenza di un doppio picco è dovuta alla confluenza di due portate nel medesimo collettore in istanti differenti.

Tali risultati mostrano le diverse curve di concentrazione, utilizzando esponente e coefficiente di washoff provenienti dalle calibrazioni, ma mantenendo un valore di inquinante iniziale fissato per tutti e tre i casi. L'inquinante iniziale, inoltre, non è determinabile con sicurezza visti i parametri in gioco e la formulazione del modello matematico; pertanto, resta visibile soltanto come i parametri caratteristici del modello esponenziale interagiscano tra loro.

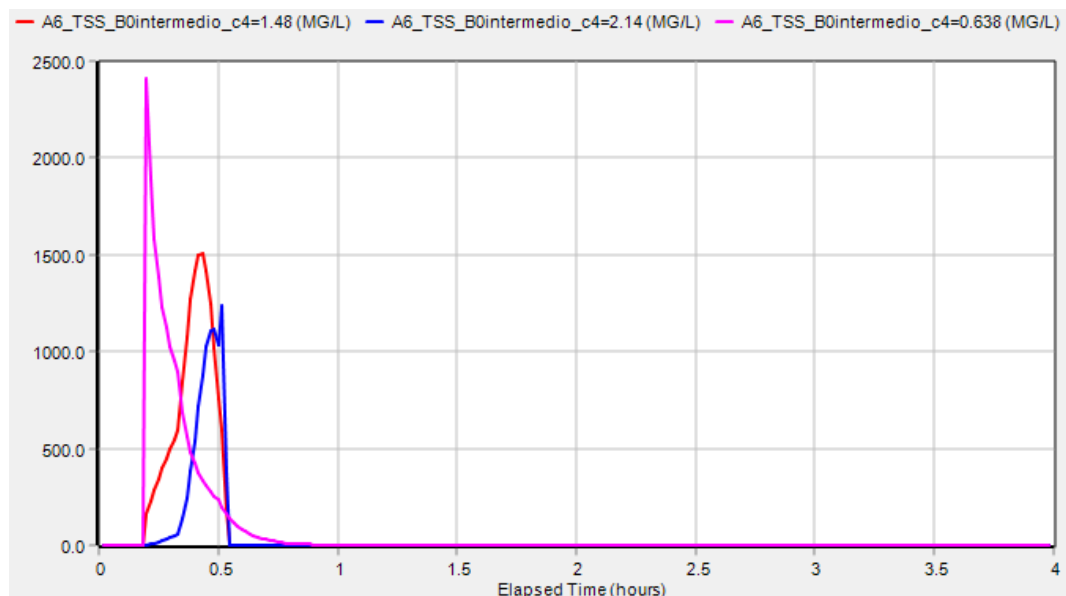


Figura 52: Valori delle concentrazioni dei solidi sospesi totali (TSS), valutate a parità di inquinante iniziale, sul sottobacino A6 a seguito delle simulazioni su SWMM in riferimento all'evento del 29/08/2016

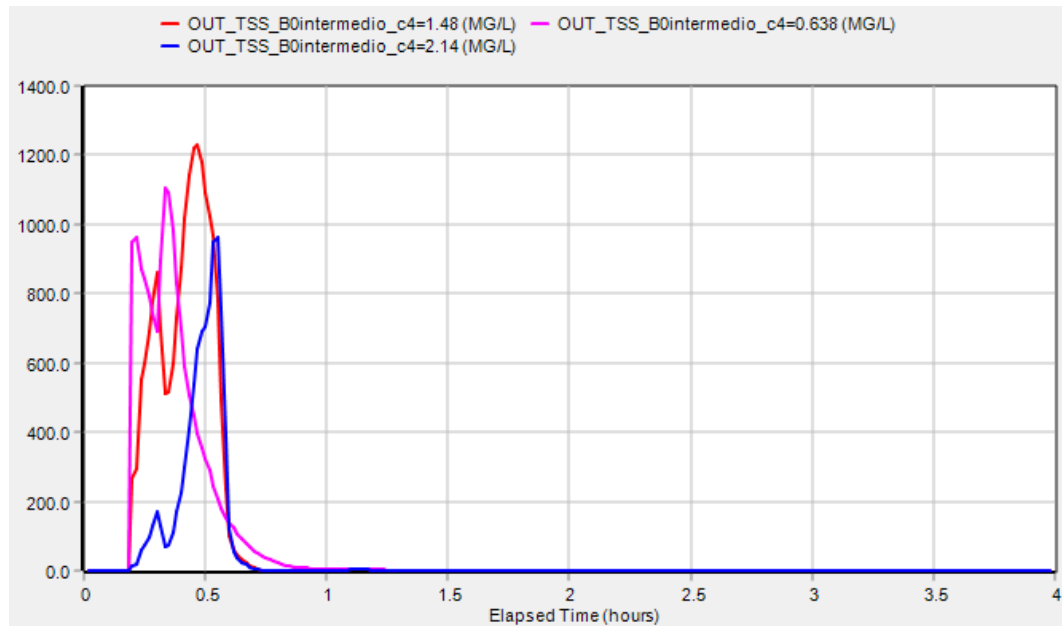


Figura 53: Valori delle concentrazioni dei solidi sospesi totali (TSS), valutate a parità di inquinante iniziale, all’uscita del bacino di Borgo Dora a seguito delle simulazioni su SWMM in riferimento all’evento del 29/08/2016

Di seguito vengono riportate le curve di concentrazione nel caso in cui l’evento di pioggia considerato venga ridotto, moltiplicandone le altezze di pioggia per un fattore 0,10, ma pur sempre partendo dai parametri di Tabella 30; tale procedimento permette di cogliere con quali tempistiche ed in quali quantità venga asportato l’inquinante iniziale presente sulla superficie, a seguito del washoff. Se ne deduce, a seguito di tali riduzioni, come i valori di runoff su SWMM, espressi in CMS, risultino inferiori rispetto ai valori considerati nelle simulazioni precedenti (Figura 49).

A differenza del caso precedente, la riduzione delle altezze di pioggia per un fattore pari a 0,10 porta alla non asportazione completa della quantità di inquinante iniziale presente sulla superficie del bacino; pertanto, vi sarà ancora dell’inquinante superficiale ad evento terminato, come visibile nel report in Allegato 4.

Le curve di concentrazione sul bacino A6 (Figura 55) sia nella sezione outfall (Figura 56) presentano delle derivate più lievi, rendendo così la quantità di inquinante asportato maggiormente dilazionata nel tempo; tale comportamento è riconducibile ad un deflusso superficiale meno intenso (Figura 54), il quale porta ad una minore capacità di asportazione degli inquinanti.

Le concentrazioni, proprio per tali motivi, si stabilizzano su un valore costante (Figura 55) senza mai diminuire, anche nelle fasi finali del deflusso.

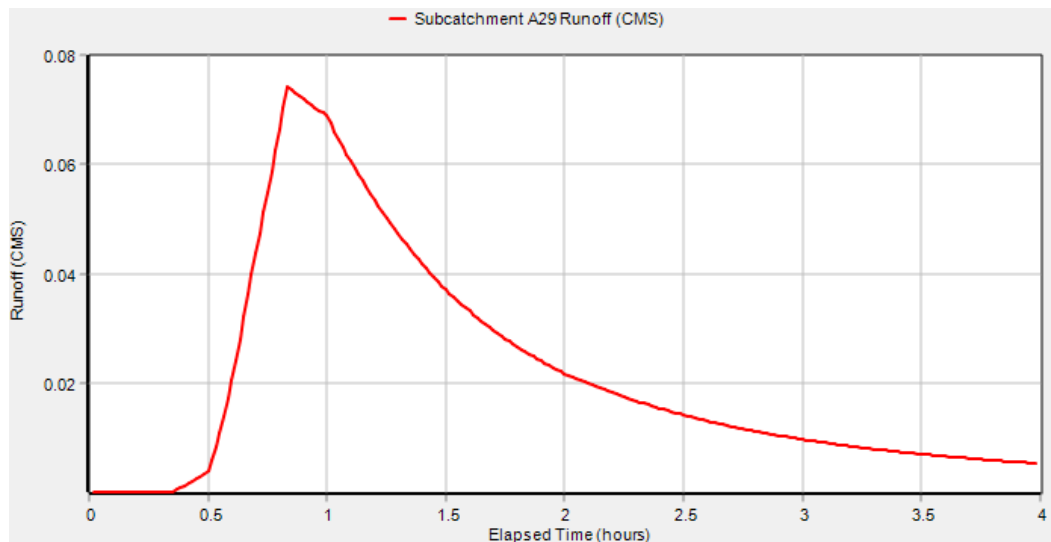


Figura 54: Valori del runoff [m^3/s] sul sottobacino A6 a seguito delle simulazioni su SWMM in riferimento all'evento del 29/08/2016 nel caso di altezze di pioggia ridotte tramite un fattore pari a 0,10 (Figura 46).

Il valore di picco della curva con esponente pari a 0,638 (Figura 55), per l'evento con le altezze di pioggia ridotte sul sottobacino A6, risulta prossimo al valore che si avrebbe nell'evento non modificato (Figura 52); tale comportamento indica come una quantità minore di acqua nel deflusso superficiale possa portare ad avere valori di concentrazione maggiori, proprio perché il volume, rappresentato dalla quantità d'acqua, si riduce rispetto alla massa inquinante che invece resta identica; tuttavia, non sempre tale comportamento si esprime con la conservazione del picco di concentrazione, poiché potrebbe anche verificarsi una attenuazione dello stesso ed al contempo un abbassamento non immediato della curva dopo il raggiungimento del suddetto picco.

La curva con esponente 1.48 in Figura 55, ad esempio, risulta maggiormente estesa della curva con il medesimo esponente in Figura 52: la prima smette di avere valori di concentrazione significativi dopo 3 ore, mentre la seconda subito dopo i 30 minuti.

Per tali motivi è anche possibile comprendere come il first flush abbia avuto una azione più intensa nel fenomeno con deflusso superficiale maggiore, rispetto al caso dell'evento con altezze di pioggia ridotte.

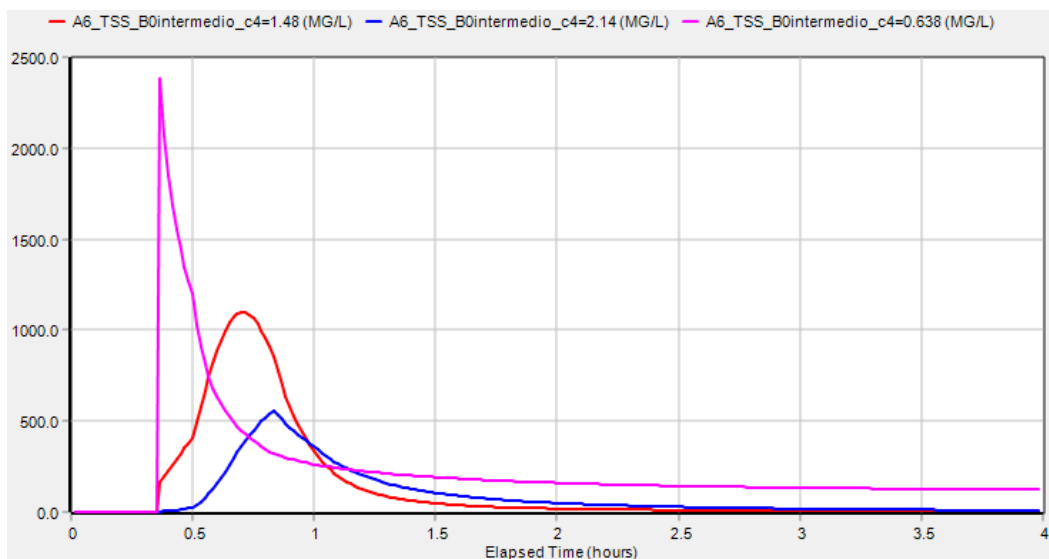


Figura 55: Valori delle concentrazioni dei solidi sospesi totali (TSS), valutate a parità di inquinante iniziale, sul sottobacino A6 a seguito delle simulazioni su SWMM, in riferimento all'evento del 29/08/2016 nel caso di altezze di pioggia ridotte tramite un fattore 0,10 (Figura 46)

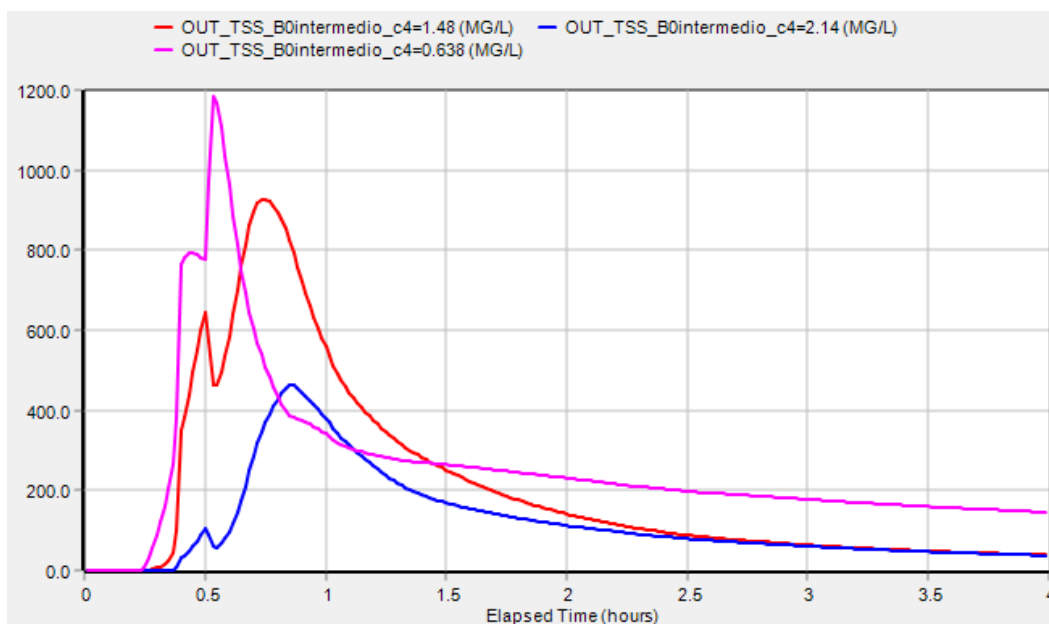


Figura 56: Valori delle concentrazioni dei solidi sospesi totali (TSS), valutate a parità di inquinante iniziale, all'uscita del Bacino di Borgo Dora a seguito delle simulazioni su SWMM, in riferimento all'evento del 29/08/2016 nel caso di altezze di pioggia ridotte tramite un fattore pari a 0,10 (Figura 46).

4.2.4 Confronto sul valore di inquinante asportato e problema di esportazione dei parametri

I parametri C_3 , C_4 , B_0 , ricavati a seguito delle calibrazioni di modelli di washoff (Paragrafo 4.1.3), sono applicati ai modelli SWMM per il trasporto di inquinanti, conducendo a risultati di simulazione visibili nei paragrafi 4.2.2, 4.2.3 del seguente capitolo.

L'esponente C_4 , ritenuto più stabile rispetto a C_3 e B_0 , non è sufficiente a prevedere l'entità complessiva del dilavamento, in quanto i risultati sono determinati anche in base al prodotto tra C_3 e B_0 ; se ne deduce che, sebbene le considerazioni matematiche attorno al funzionamento delle equazioni di modello portano a risposte coerenti da parte dello stesso (Parr. 4.2.2, 4.2.3), allo stesso tempo non risulta possibile affidare la quantità di inquinante dilavato unicamente all'esponente C_4 . Si riportano i risultati ottenuti dalle simulazioni su SWMM in risultati in Tabella 31, Tabella 32, Tabella 33:

C_4	$B_{0,iniziale}$	$B_{0,asportato}$
	[kg]	[kg]
0.638	305.085	304.926
1.486	1091.357	1092.091
2.144	1232.856	1233.672

Tabella 31: Valori di $B_{0,iniziale}$ e $B_{0,asportato}$, in riferiti all'intero Bacino di Borgo Dora per l'evento del 29/08/2016 simulato su SWMM, nel caso di TSS (Paragrafo 4.2.2)

C_4	$B_{0,iniziale}$	$B_{0,asportato}$
	[kg]	[kg]
0.638	1101.170	1100.596
1.486	1101.170	1101.905
2.144	1101.170	1101.899

Tabella 32: Valori di $B_{0,iniziale}$ e $B_{0,asportato}$, in riferiti all'intero Bacino di Borgo Dora per l'evento del 29/08/2016 simulato su SWMM, nel caso di TSS a parità di inquinante iniziale (Paragrafo 4.2.3)

C_4	$B_{0,iniziale}$	$B_{0,asportato}$
	[kg]	[kg]
0.638	1101.170	935.146
1.486	1101.170	1034.052
2.144	1101.170	601.411

Tabella 33: Valori di $B_{0,iniziale}$ e $B_{0,asportato}$, in riferiti all'intero Bacino di Borgo Dora per l'evento del 29/08/2016 simulato su SWMM, nel caso di TSS a parità di inquinante iniziale ed evento con altezze di pioggia ridotte (Paragrafo 4.2.3).

Non potendo legare C_4 al valore di $B_{0,asportato}$ si deduce come l'esportazione di parametri calibrati su altri bacini porta a dei risultati la cui affidabilità risulta ridotta.

4.2.5 Simulazione basata sulla stabilità del prodotto $C_3 \cdot B_0$

I dati di calibrazione sviluppati nel paragrafo 4.1.3 possono essere utilizzati a fini simulativi, utilizzando i valori di C_3 e B_0 per l'applicazione della legge esponenziale del washoff sulla base dei prodotti $B_0 \cdot C_3$ mostrati in Tabella 24. In questo modo vengono considerate ai fini simulativi le combinazioni indicate in Tabella 34 e riferite valori di C_4 già valutati in Tabella 19.

I parametri di inquinante applicati nelle simulazioni su SWMM si riferiscono ai solidi sospesi totali (TSS); si riportano, pertanto, i valori corrispondenti in Tabella 34, una volta convertiti nelle unità di misura utilizzate da SWMM.

In *Combinazione 1* sono utilizzati quei parametri di C_3 riferiti all'evento calibrato ed al contempo un parametro di B_0 tale da garantire il prodotto tra B_0 e C_3 per TSS, come mostrato in Tabella 24. In *Combinazione 2*, invece, C_3 sarà ricavato dal prodotto garantito in Tabella 24, mentre B_0 sarà il valore proprio dell'evento calibrato.

Questo tipo di simulazione ha portato delle curve di concentrazione di inquinante difficilmente confrontabili tra loro, ma che evidenziano il comportamento di C_3 rispetto a B_0 , allo stesso modo di come è stato ricavato nei paragrafi successivi (Parr. 4.2.2 e 4.2.3).

I risultati delle seguenti simulazioni sono riportati in Allegato 3.

Luogo dell'evento	Giorno dell'evento	C_4	Combinazione 1		Combinazione 2	
			$C_{3,evento}$	B_0	C_3	$B_{0,evento}$
			$\frac{[mm/h]^{-C_4}}{h}$	$\left[\frac{kg}{ha}\right]$	$\frac{[mm/h]^{-C_4}}{h}$	$\left[\frac{kg}{ha}\right]$
Skudai (Malaysia)	28/03/2008	0.638	0.497	8.813	1.067	4.10
Anzola (Bologna, Italia)	13/06/2004	1.486	0.538	0.0079	0.0002	14.8
Anzola (Bologna, Italia)	28/05/2004	2.144	0.077	0.0002	1.2E-06	16.6

Tabella 34: Risultati del prodotto tra inquinante iniziale e C_3 , in base alle combinazioni scelte.

Conclusioni

L'urbanizzazione eccessiva assieme al depauperamento degli ambienti naturali incentivano sempre maggiormente la progettazione di spazi verdi ed aree sostenibili atte a ristabilire il ciclo idrologico corretto; riportare la vegetazione su una parte dei suoli ormai impermeabilizzati permette di ridurre il deflusso superficiale ed impedisce eccessivi depositi, soprattutto di inquinanti, lungo la rete di drenaggio urbano.

Il trasporto di inquinanti da parte di acque di prima pioggia ha origine nel momento in cui il deposito degli stessi avvenga su superfici che ne facilitano la rimozione; in tali casi il deflusso superficiale porta ad una mobilitazione dell'inquinante lungo la rete di drenaggio fino al raggiungimento del ricettore idrico.

La stima degli inquinanti presenti nelle acque di prima pioggia, pertanto, permette di comprendere le cause dovute alla presenza degli stessi sul suolo, nonché il conseguente impatto ambientale sui corpi idrici riceventi, inerente anche ad un possibile riutilizzo delle stesse acque; per tali motivi, i problemi legati al deflusso superficiale prevedono la costruzione di modelli matematici rappresentativi del trasporto di inquinanti ad esso associato.

I dati su cui viene effettuata la modellazione sono estrapolati da eventi noti, già facenti parte del corredo scientifico attuale; tali *osservazioni*, inoltre, permettono di conoscere l'intensità del first flush per intervalli di tempo, in modo da poter valutare l'intensità dell'azione dilavante per un volume defluito, nonché quanto essa sia persistente sull'intero processo di washoff.

La calibrazione del modello *esponenziale* di washoff, presa in esame nel seguente lavoro di tesi, è legata alla calibrazione dei parametri che lo caratterizzano e che sono stimabili solo a seguito di un confronto con i dati osservati.

In questo modo, ed a seguito di opportune correlazioni tra gli stessi parametri, è possibile notare come tale modello soffra di equifinalità tra il parametro rappresentativo dell'inquinante iniziale, B_0 , ed il coefficiente di washoff, C_3 ; per tali motivi la parte solida del modello esaminato è stata affidata all'esponente di runoff, C_4 .

Il problema di equifinalità in fase di calibrazione evidenzia come non sia possibile conoscere un reale valore di inquinante iniziale, ma soltanto una quantità funzionale all'ottimizzazione del modello; ragion per cui, l'unico modo per avere tale informazione

sarebbe la calibrazione dei parametri di *buildup*. Se ne deduce come la determinazione di B_0 tramite misure in campo risulti difficoltosa non solo nei casi presi in esame nel seguente lavoro, ma in generale nei bacini urbani di grandi dimensioni; nei bacini di dimensioni molto ridotte, invece, si attende una migliore misurabilità di tale parametro. L'esponente C_4 , pertanto, resta il parametro più stabile; esso, a seguito delle calibrazioni, ammette valori in un intervallo finito e, al contempo, mostra una assenza di correlazione se confrontato con altri parametri, tra cui portata ed altezze di pioggia dei bacini di riferimento.

In fase simulativa su SWMM, tuttavia, si è notato come C_4 non sia sufficiente a prevedere l'entità complessiva del dilavamento; esso non è riconducibile alle quantità di inquinante dilavato ed i modelli simulati necessitano della coesistenza di tutti e tre i parametri calibrati in precedenza al fine di comprendere appieno il meccanismo con cui gli inquinanti vengono dilavati.

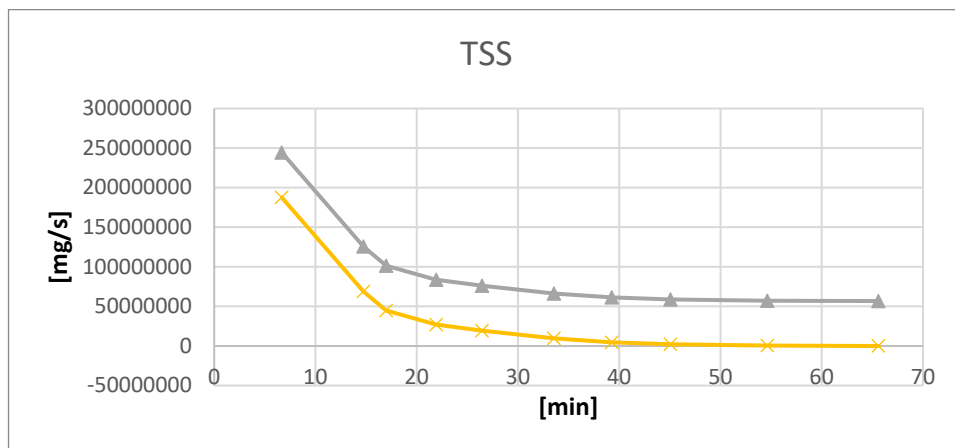
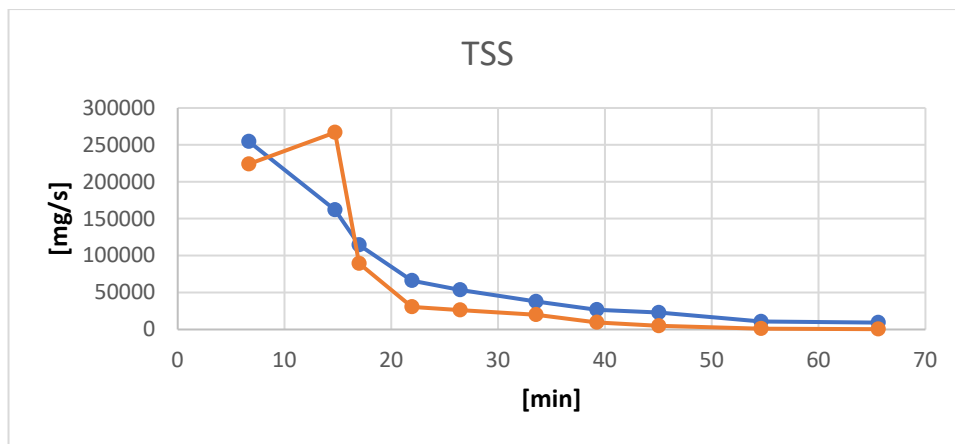
Il modello matematico utilizzato, pertanto, si rivela intrinsecamente debole ed in parte non affidabile a simulare su SWMM il trasporto di inquinanti sulla base di parametri calibrati su altri bacini; benché tale modello possa essere utilizzato per il confronto relativo di diversi scenari nello stesso bacino, l'uso di altri modelli appare più indicato ai fini della stima del trasporto di inquinanti.

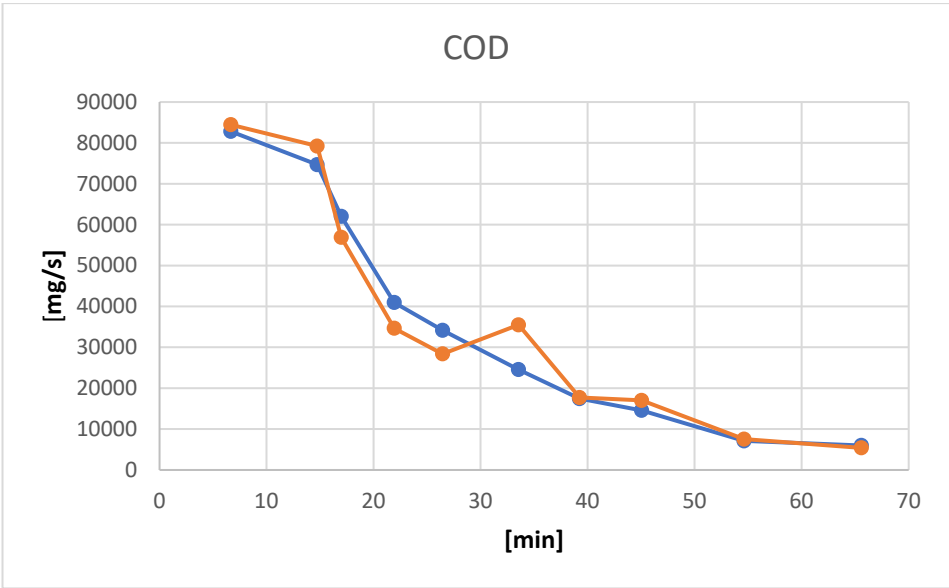
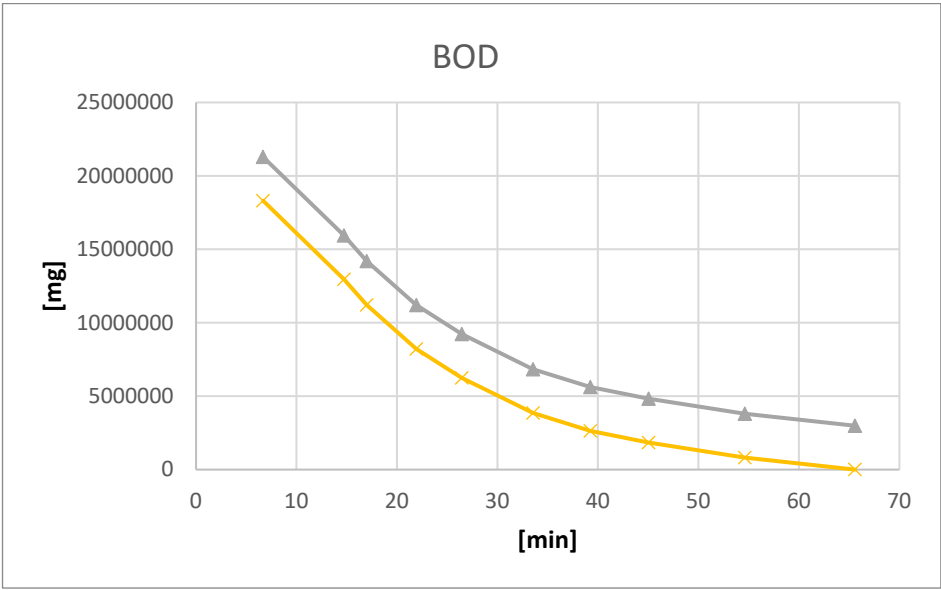
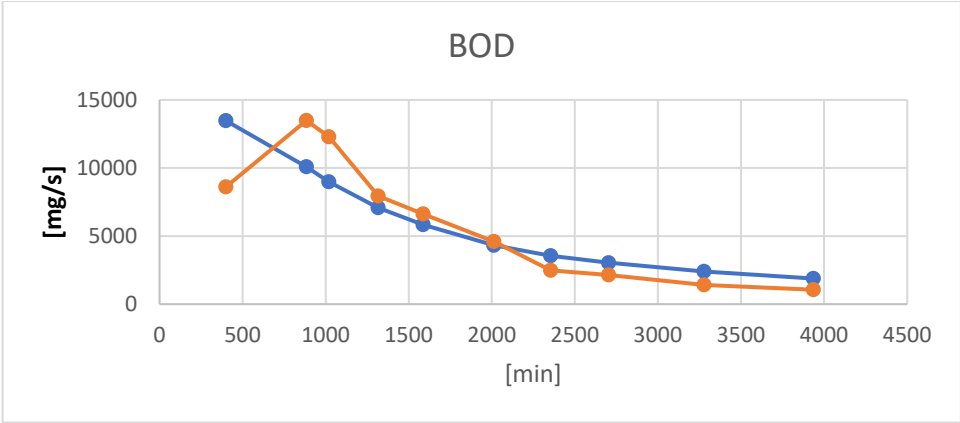
Allegati

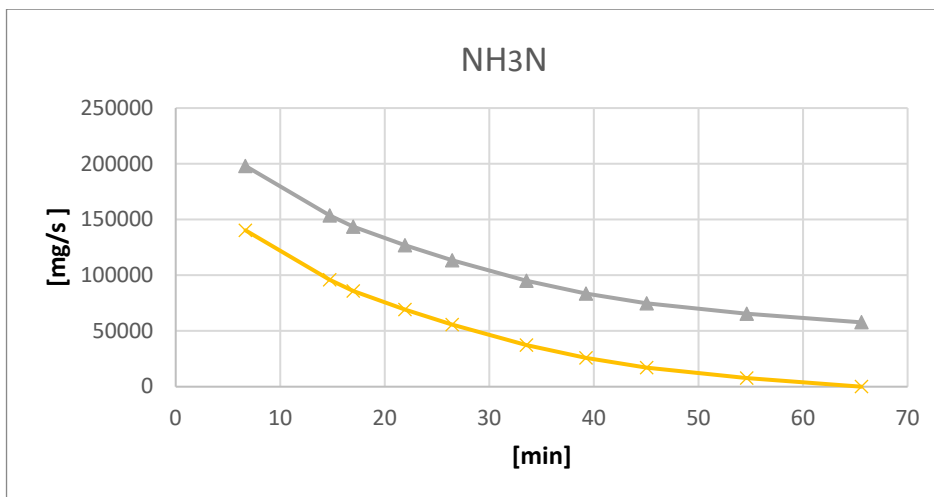
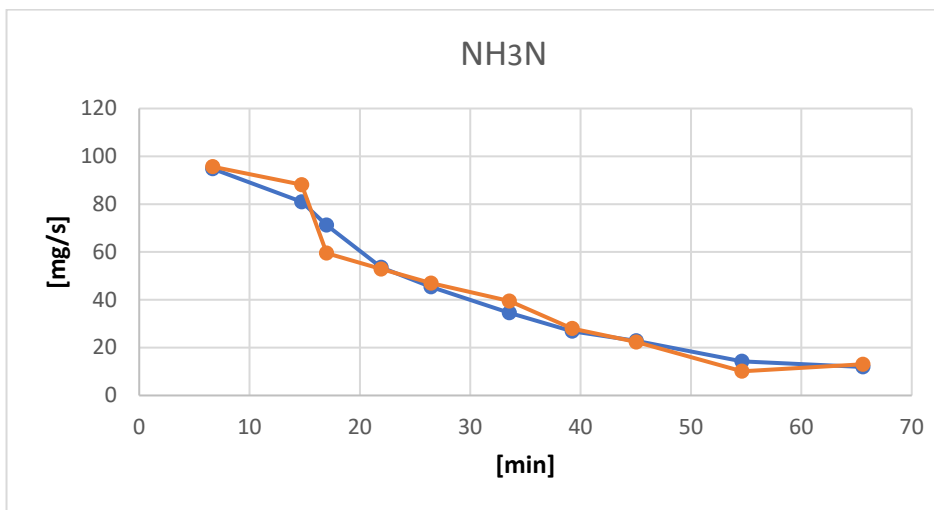
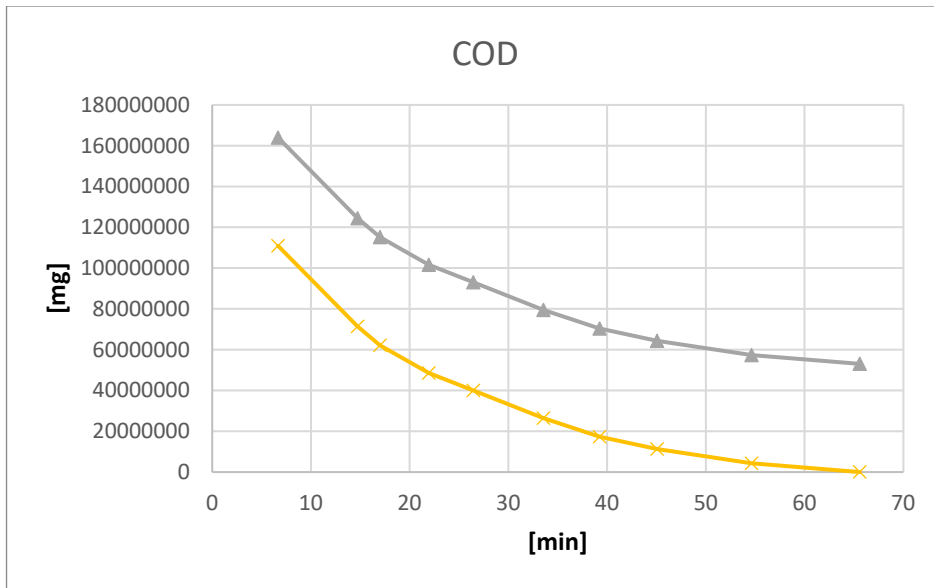
Allegato 1

Grafici delle curve di $Washoff_{modello}$ (in blu) e $Washoff_{osservato}$ (in arancione), insieme alle curve di $B(t)_{modello}$ (in grigio) e $B(t)_{osservato}$ (in giallo), in riferimento a:

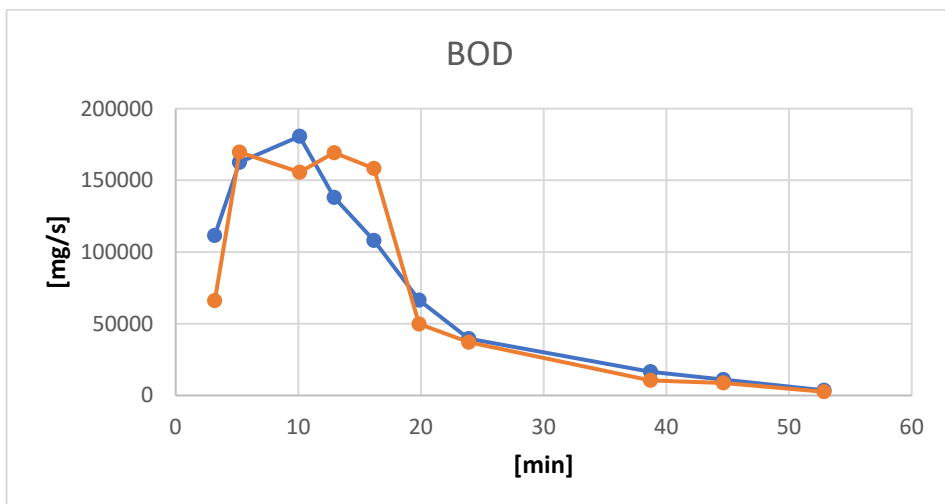
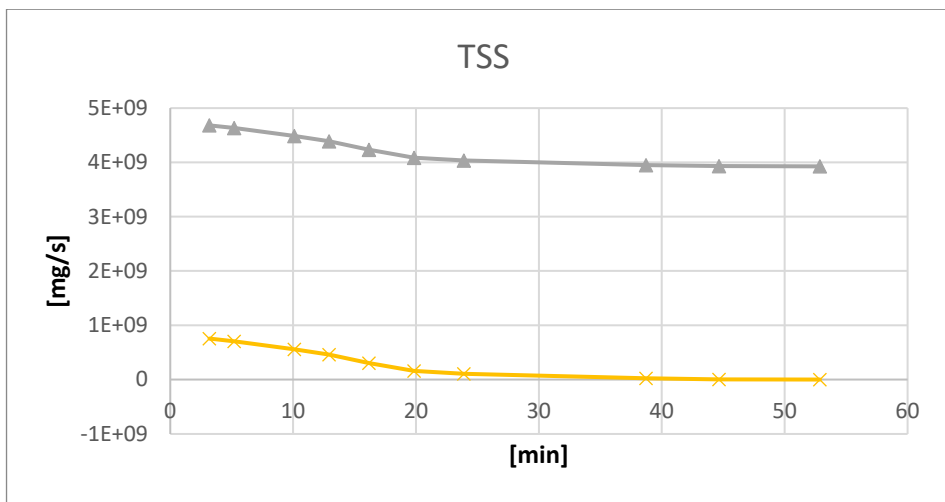
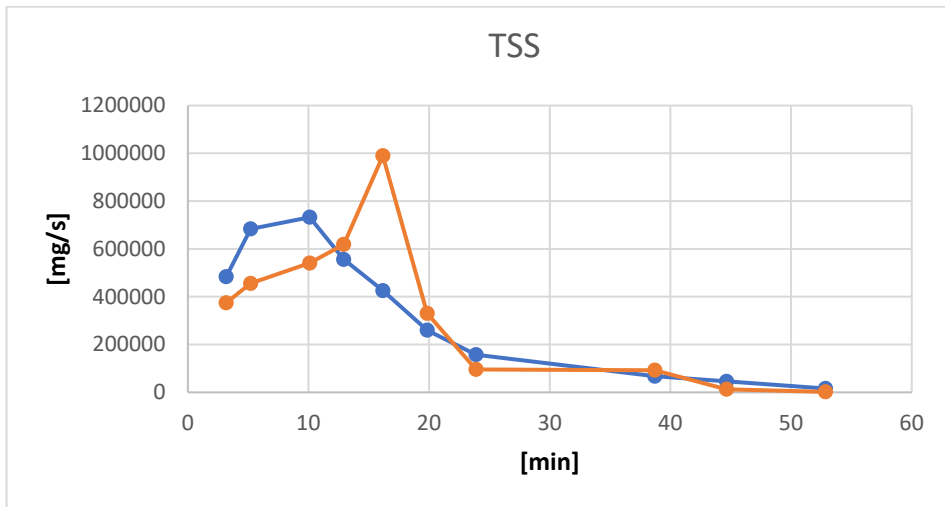
- Evento di Skuday (Malaysia) del 25/02/2008 sul bacino commerciale

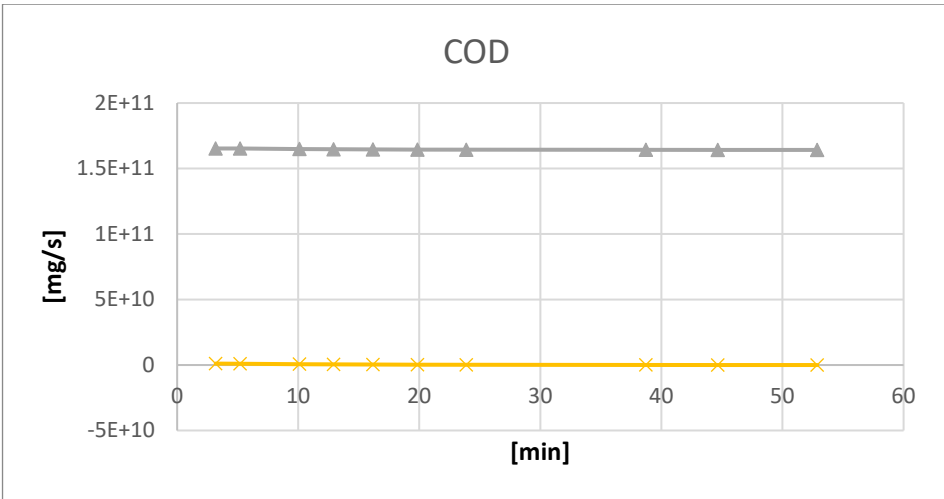
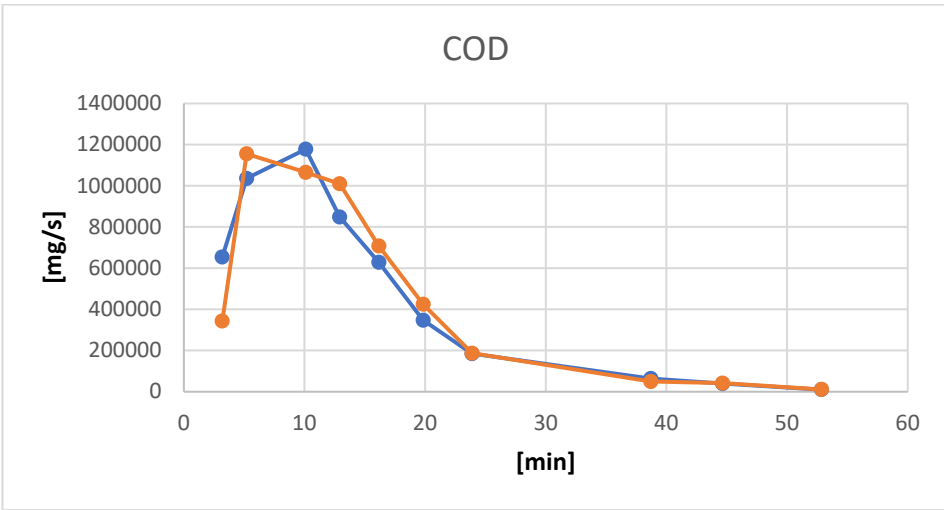
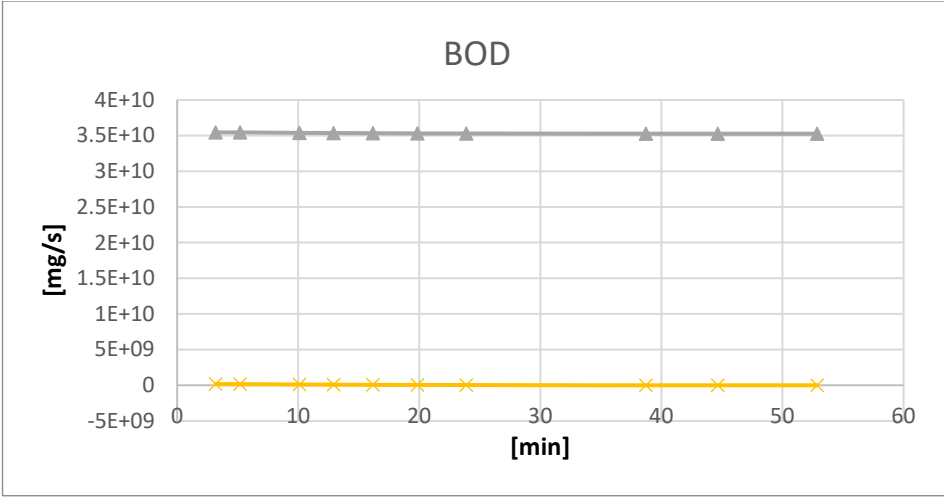


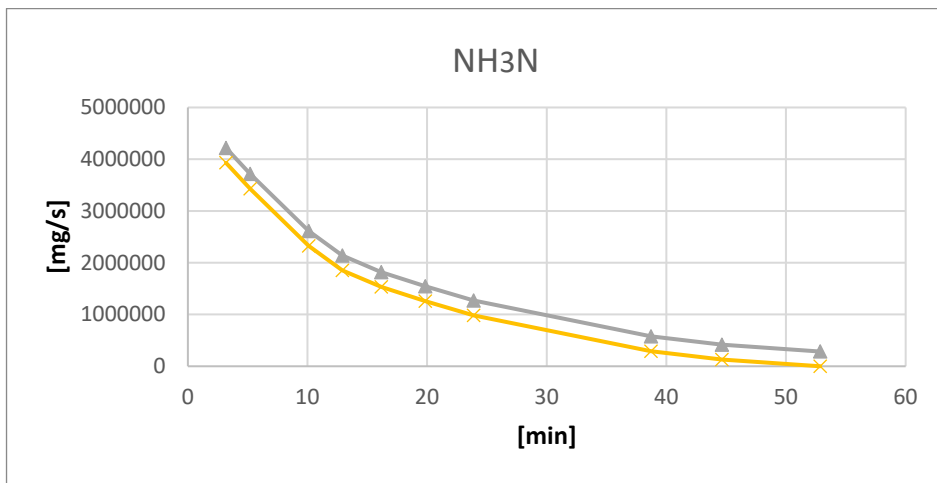
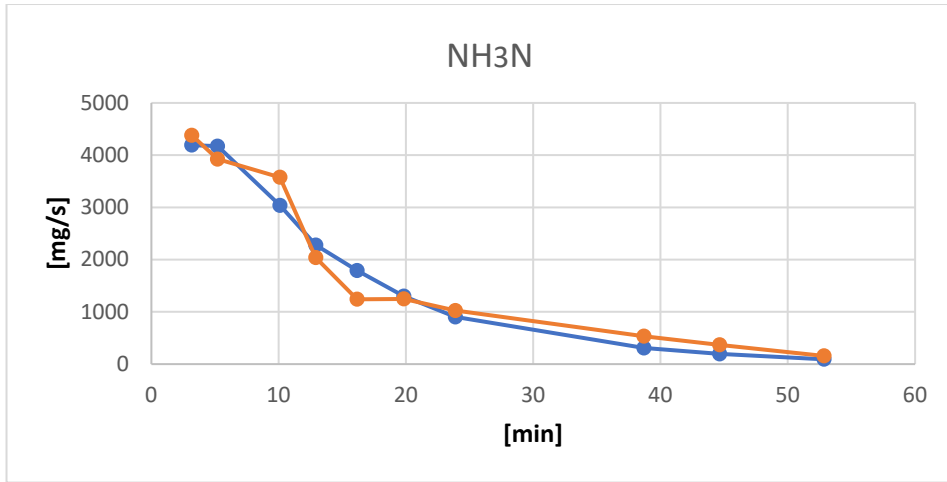




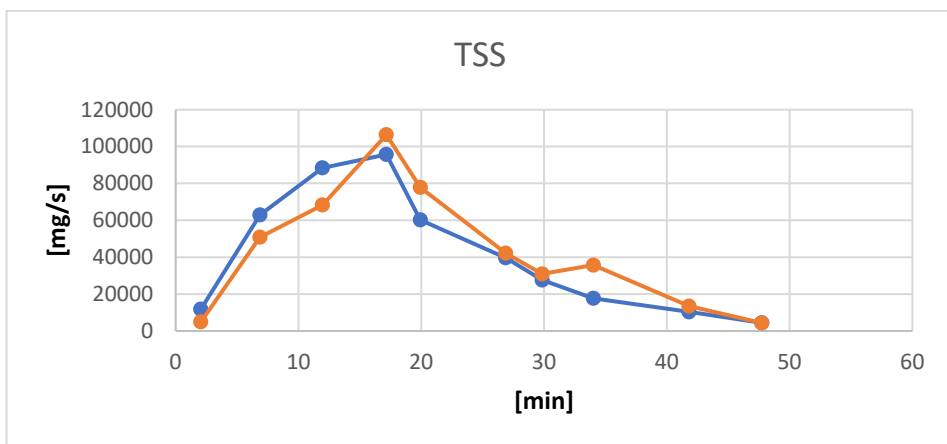
- Evento di Skuday (Malaysia) del 05/03/2008 sul bacino commerciale

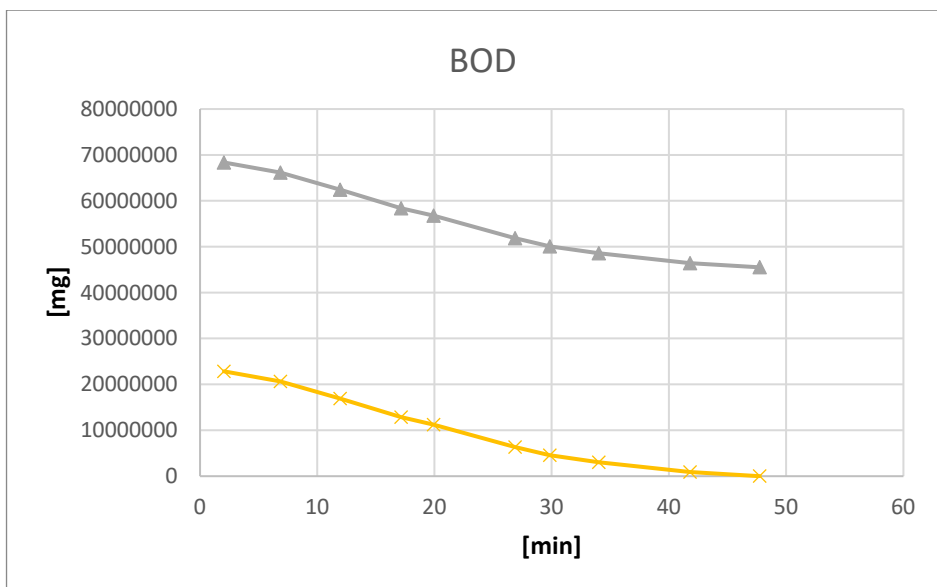
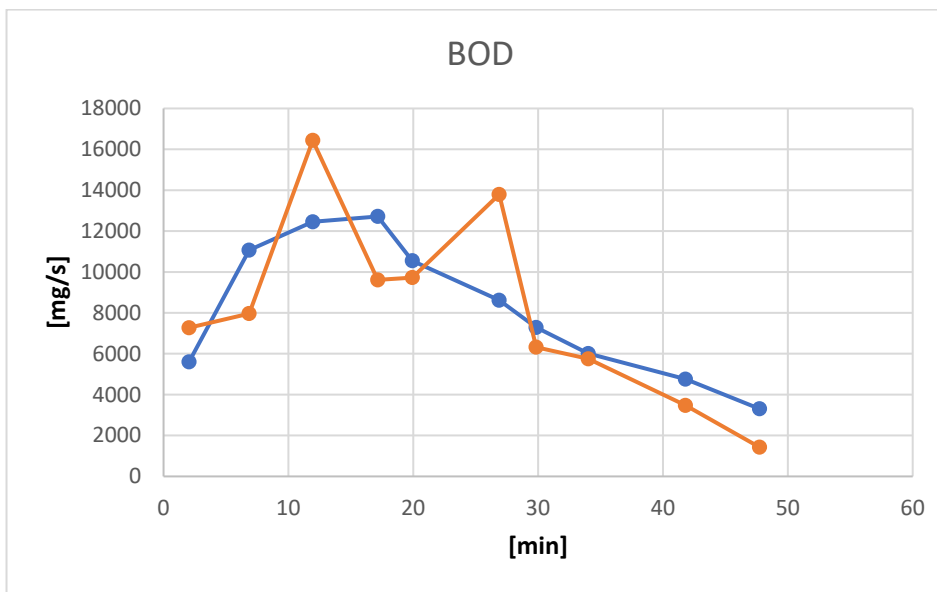
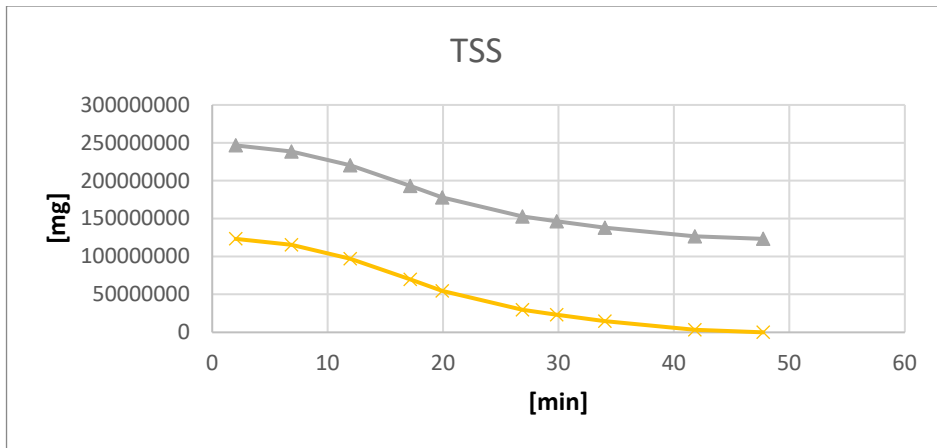


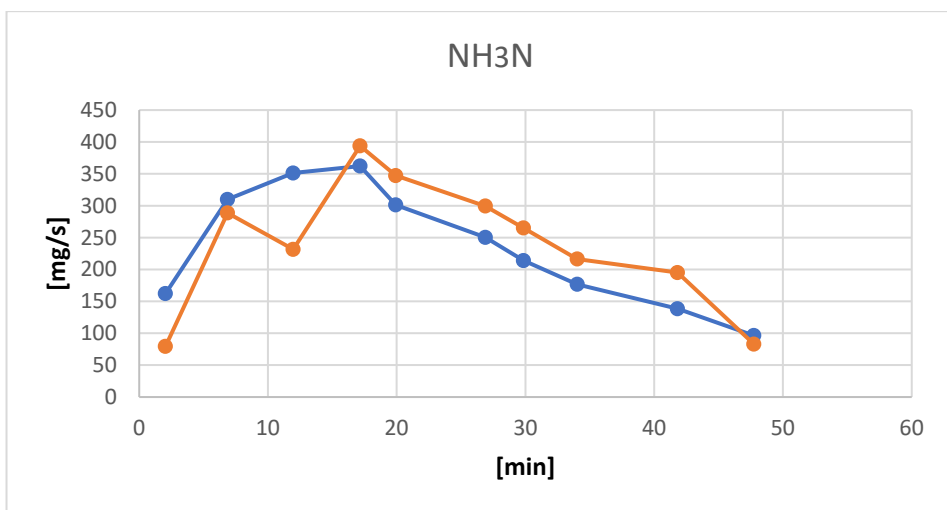
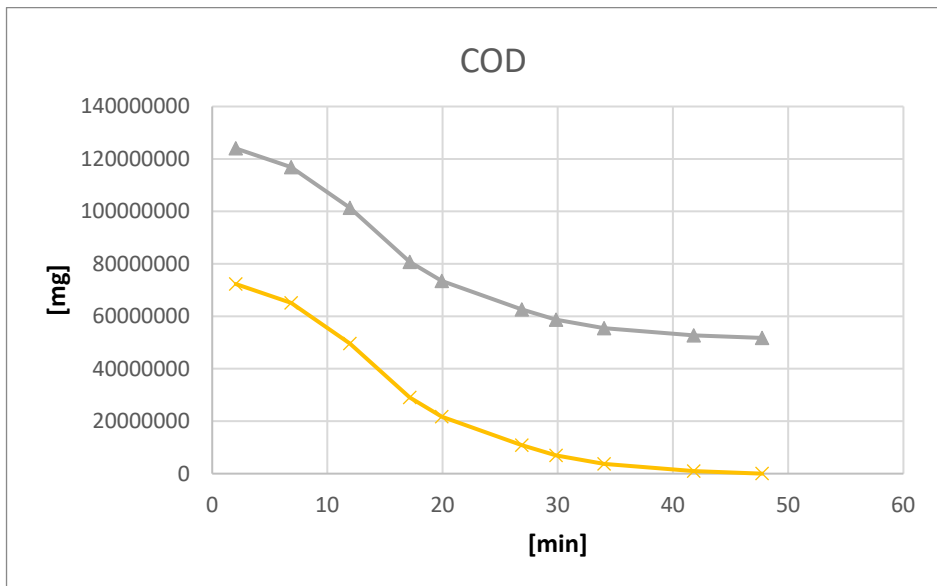
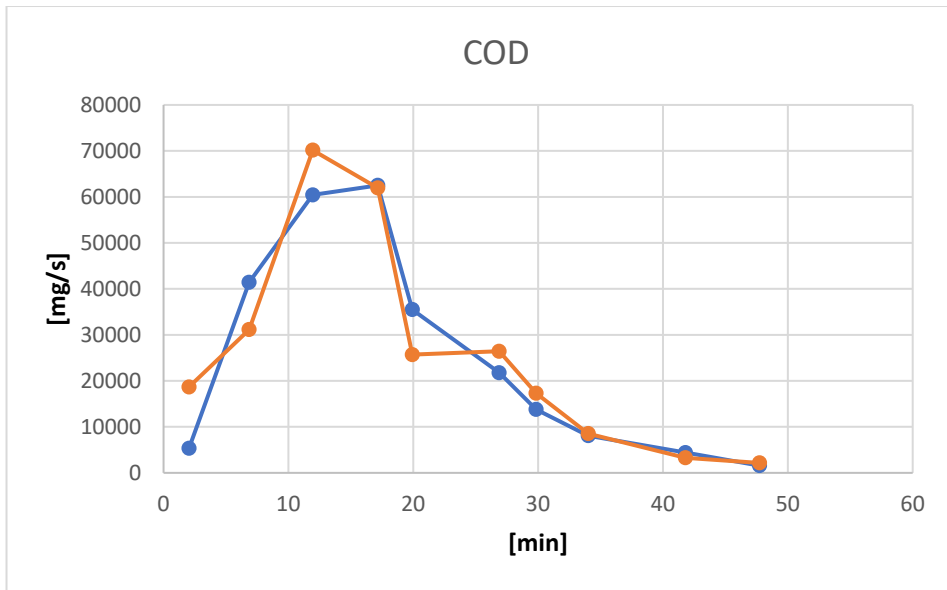


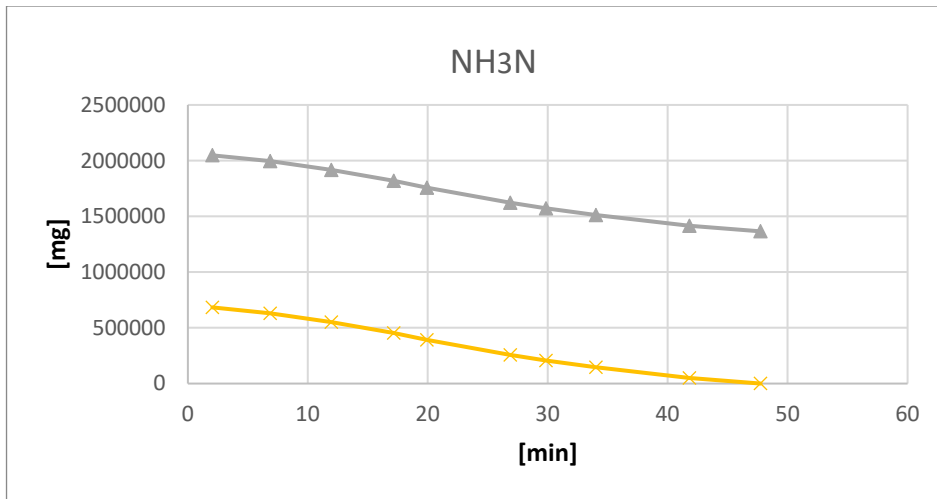


- Evento di Skuday (Malaysia) del 12/03/2008 sul bacino residenziale:

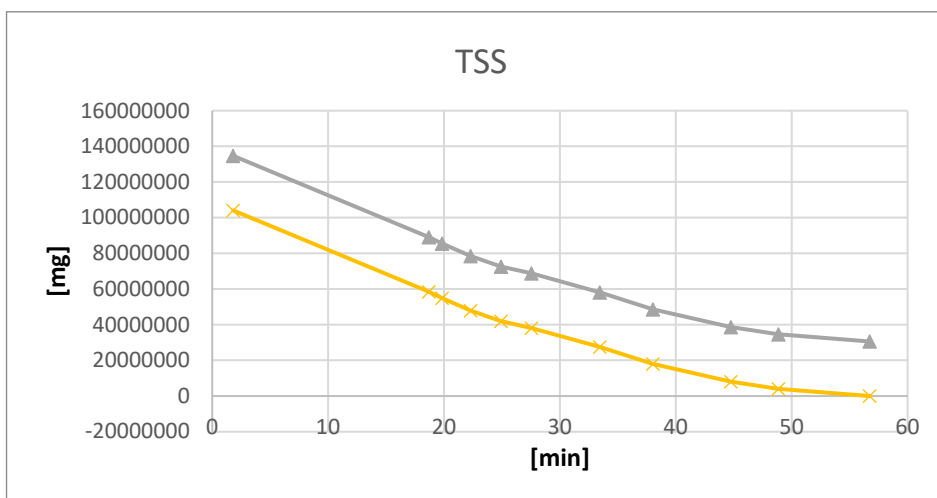
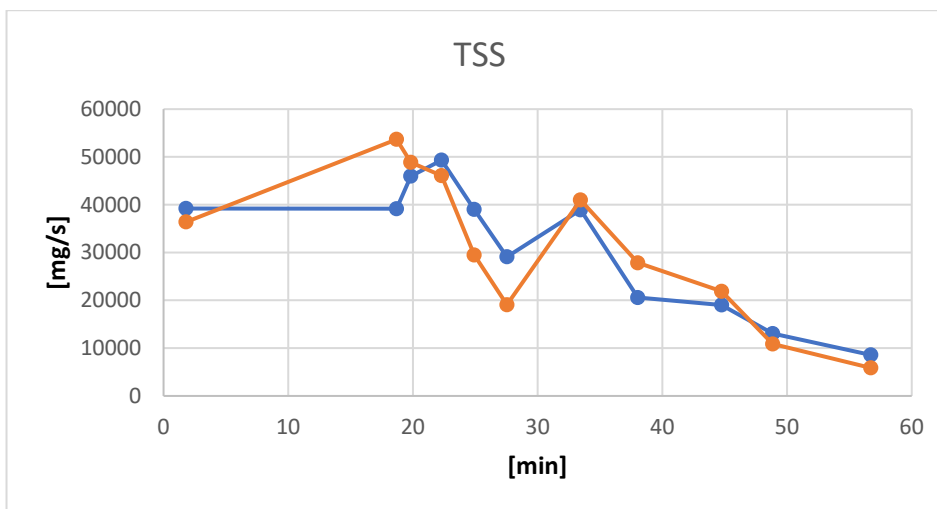


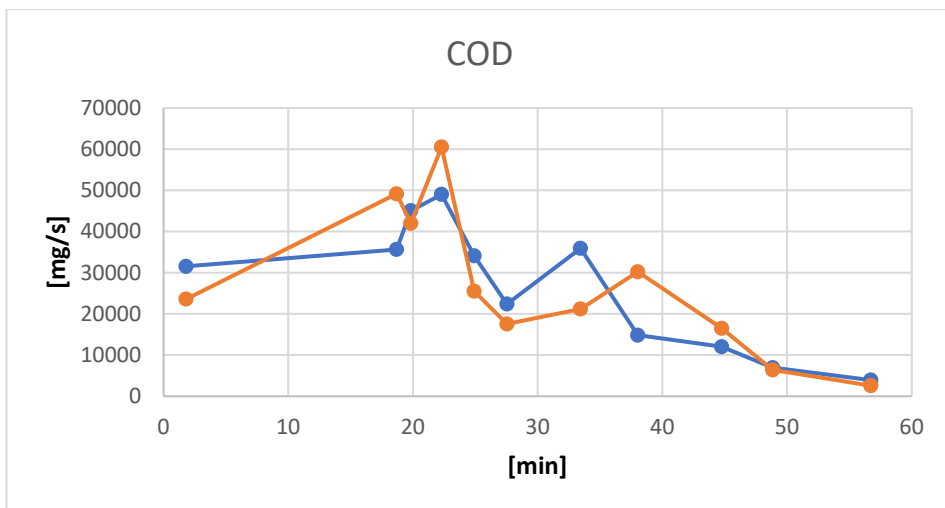
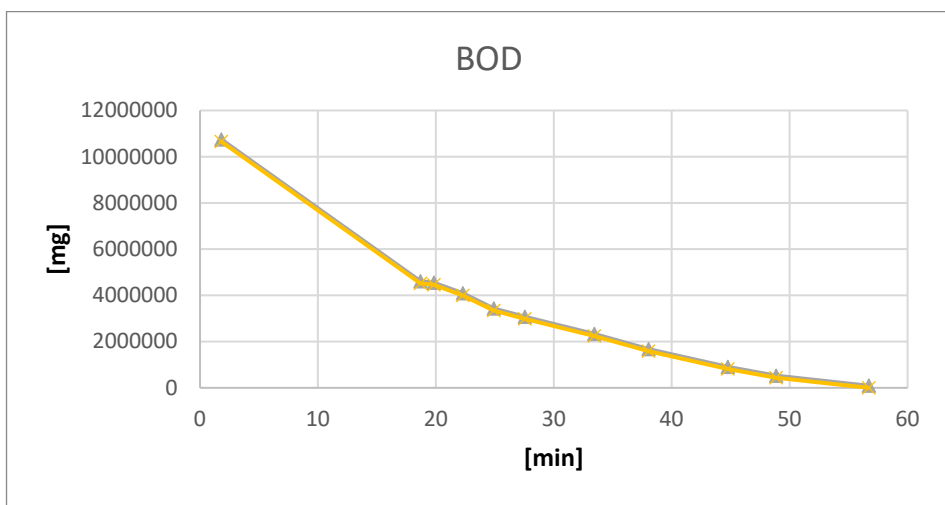
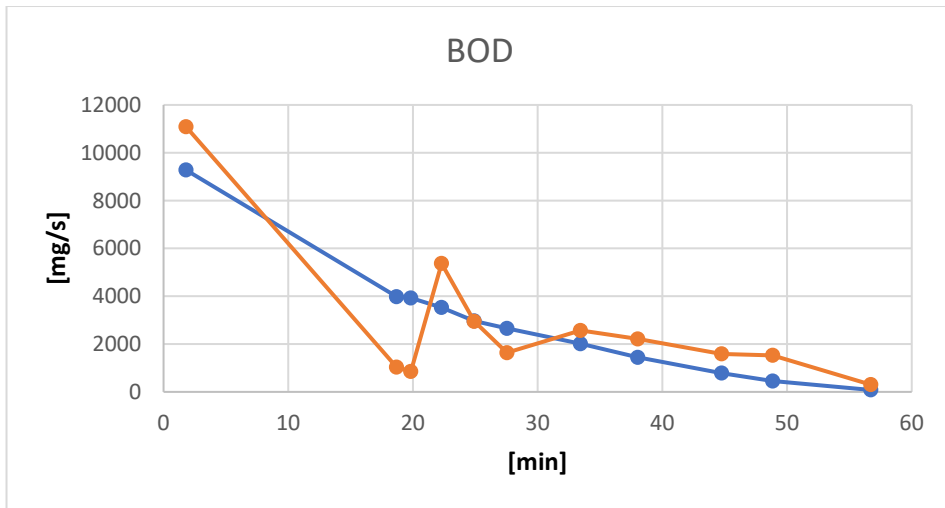


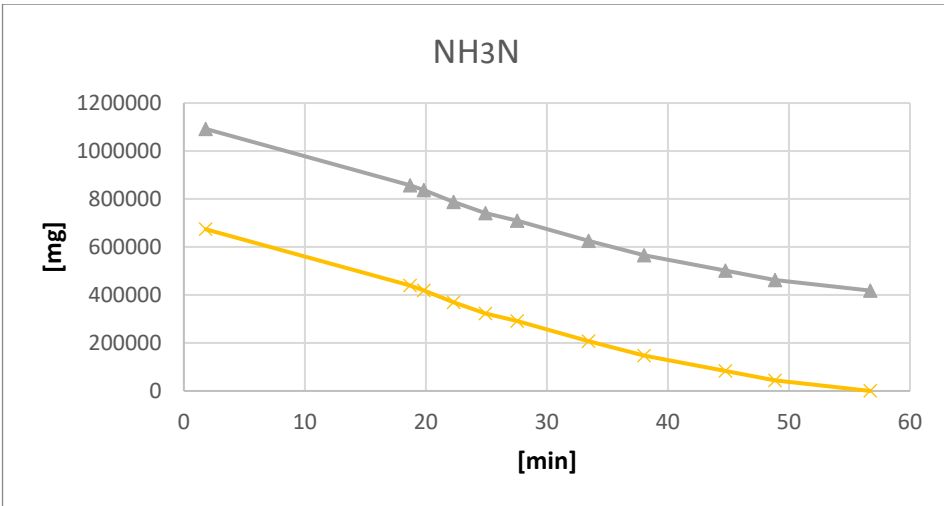
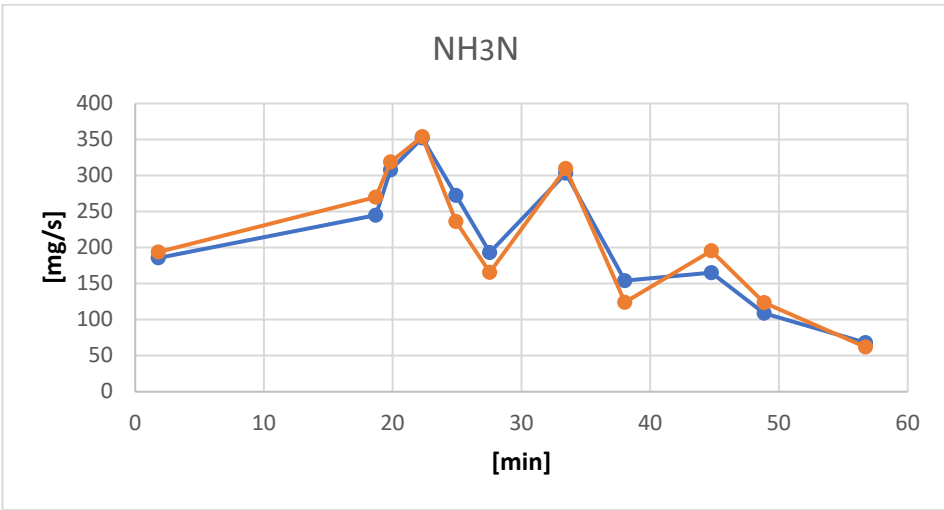
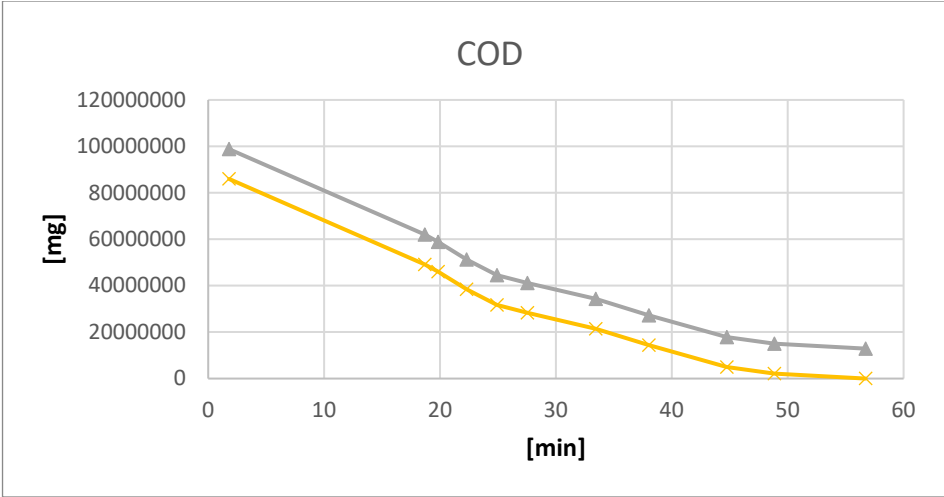




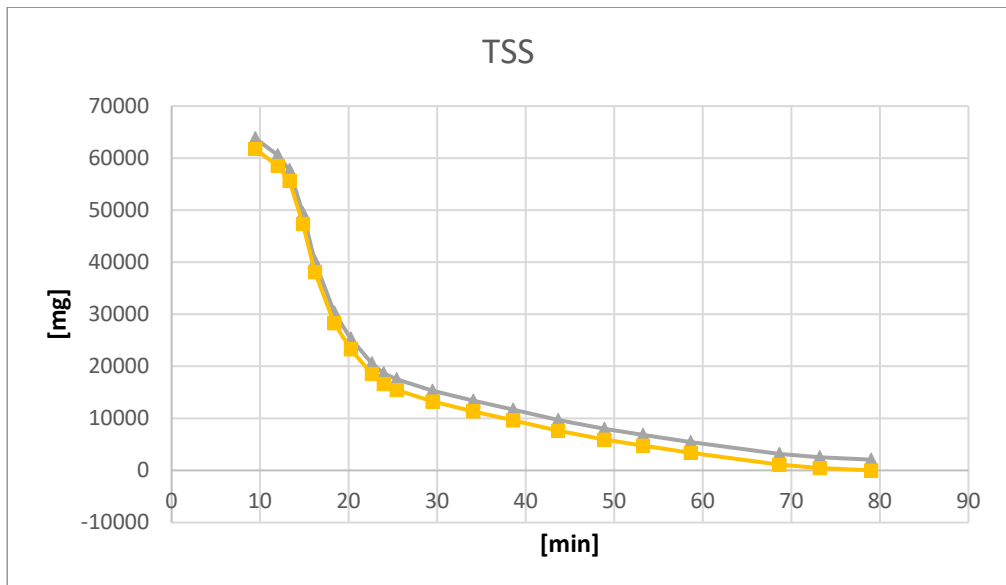
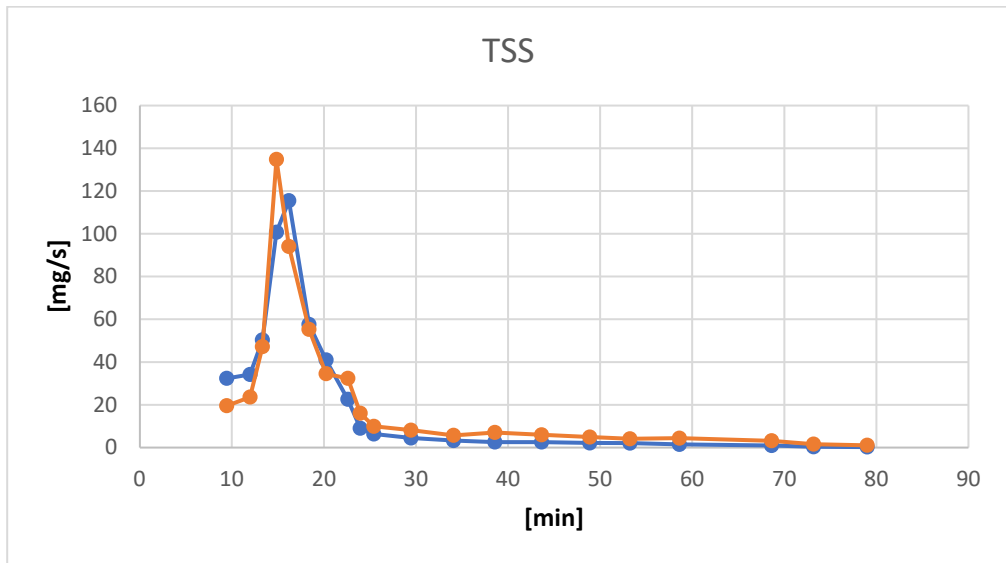
- Evento di Skuday (Malaysia) del 28/03/2008 sul bacino residenziale:



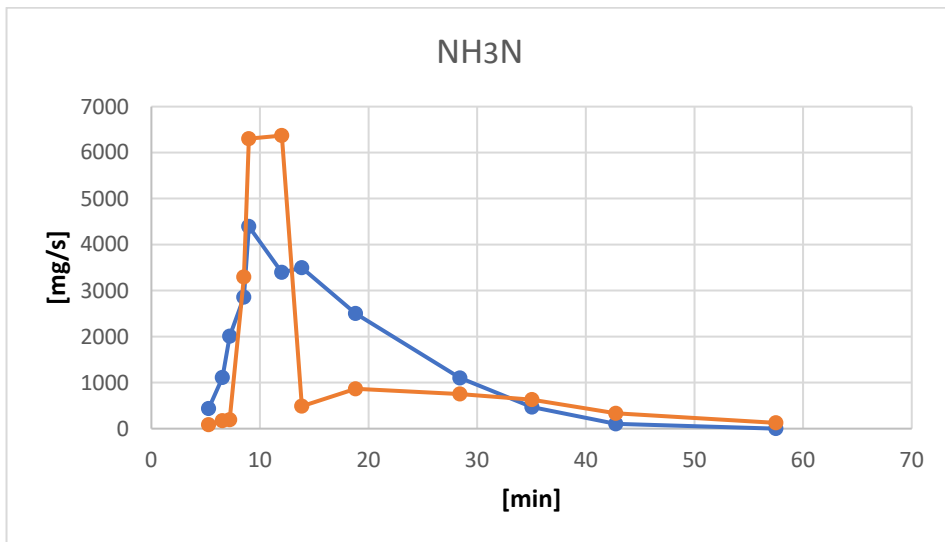
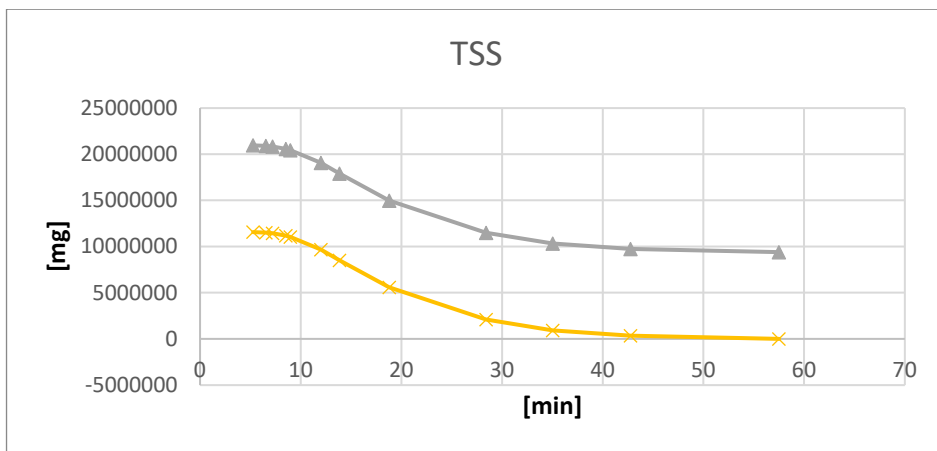
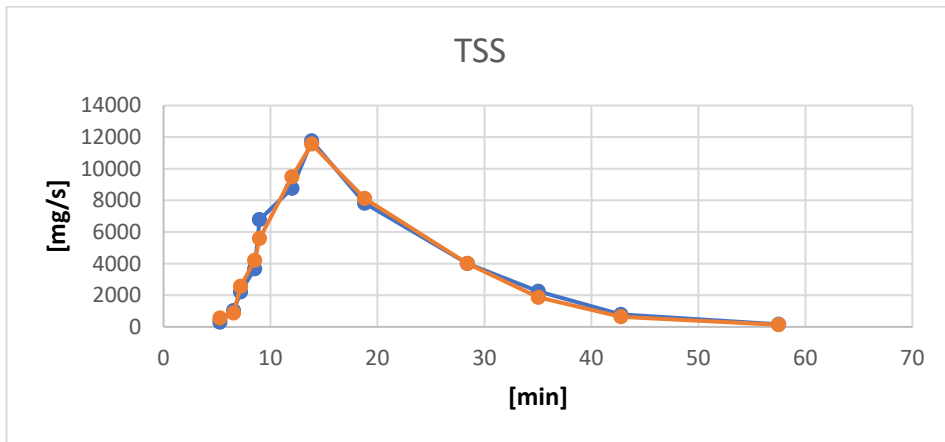


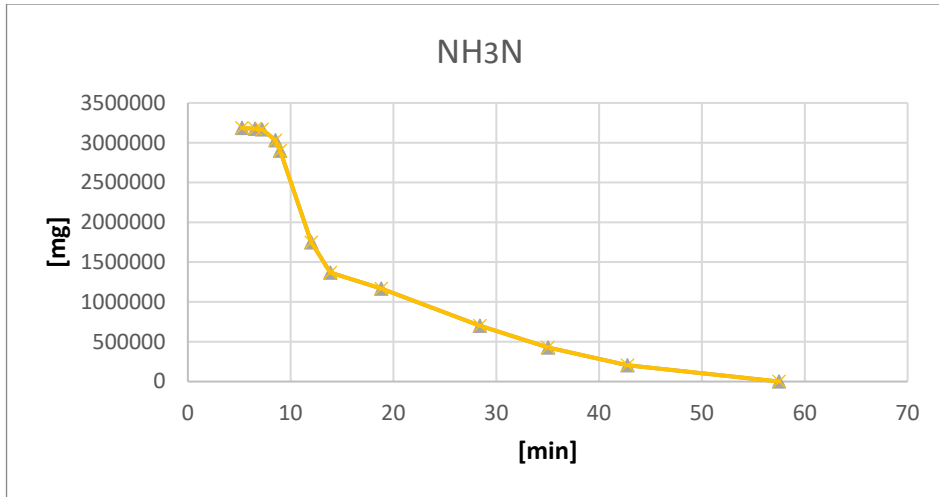


- Evento di Seosan (Corea del Sud) del 03/06/2014 sul bacino residenziale:

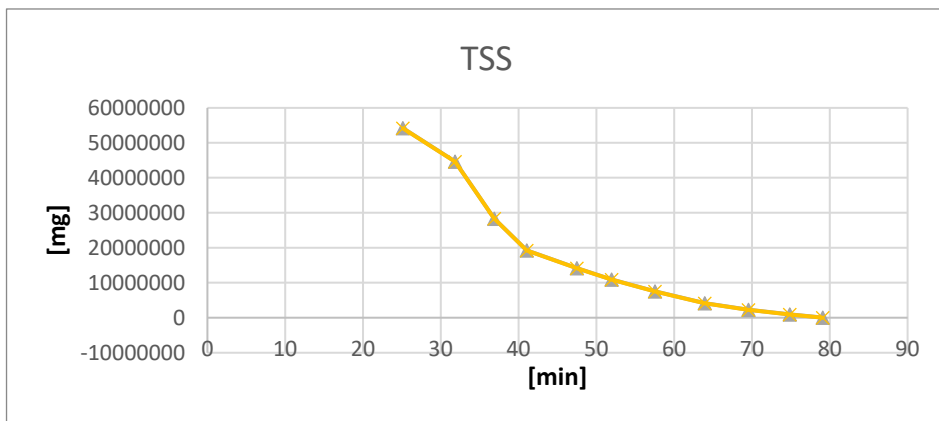
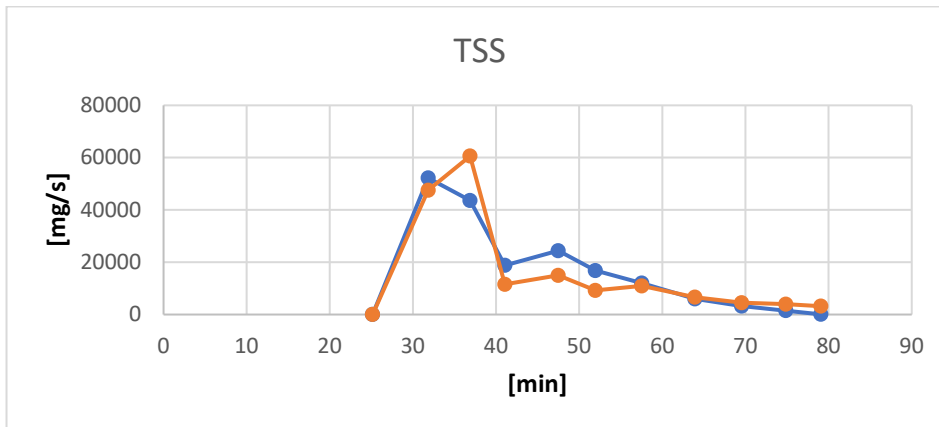


- Evento sul bacino di Skudai (Malaysia) del 2009 sul bacino residenziale:

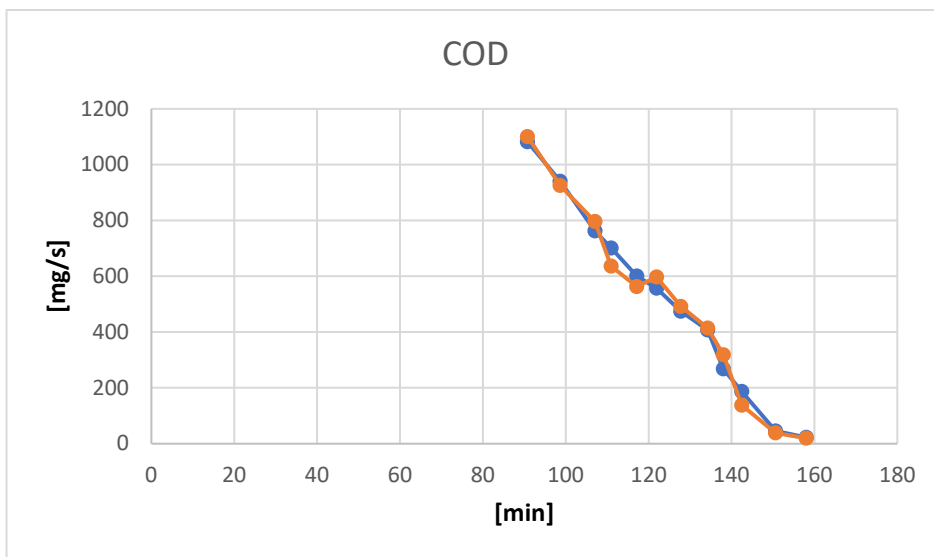
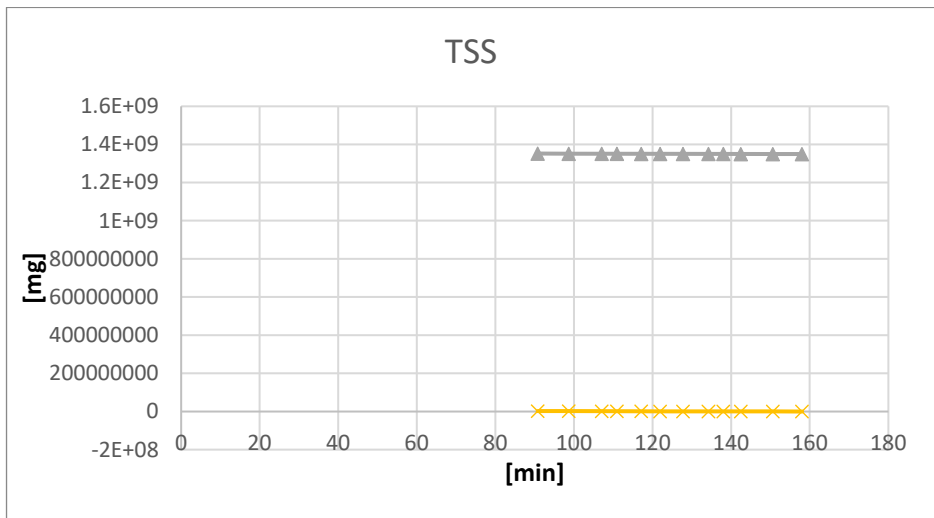
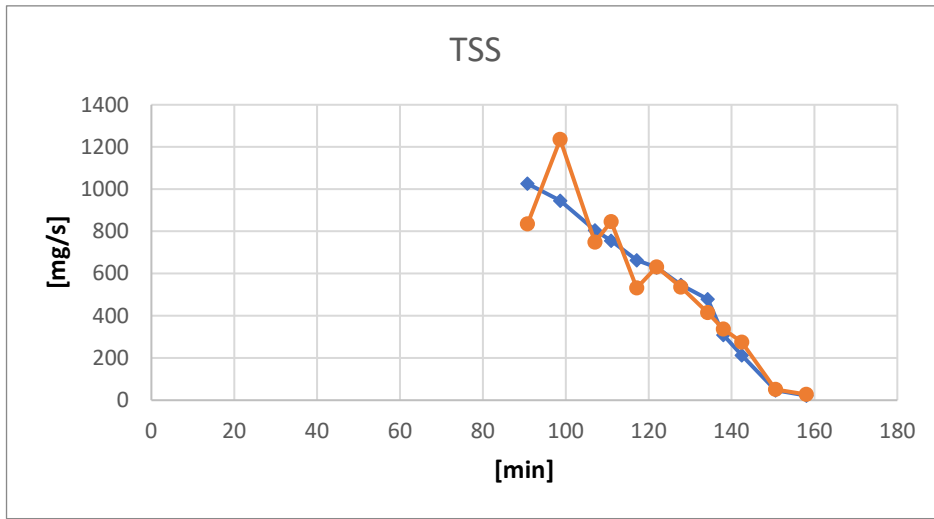


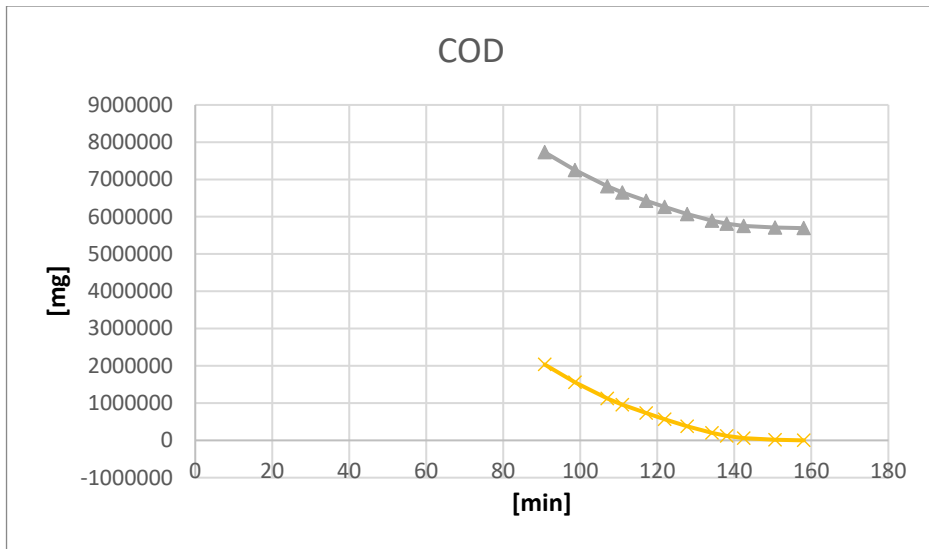


- Evento sul bacino di Sannicandro (Bari) del 22/11/2006 sul bacino residenziale:

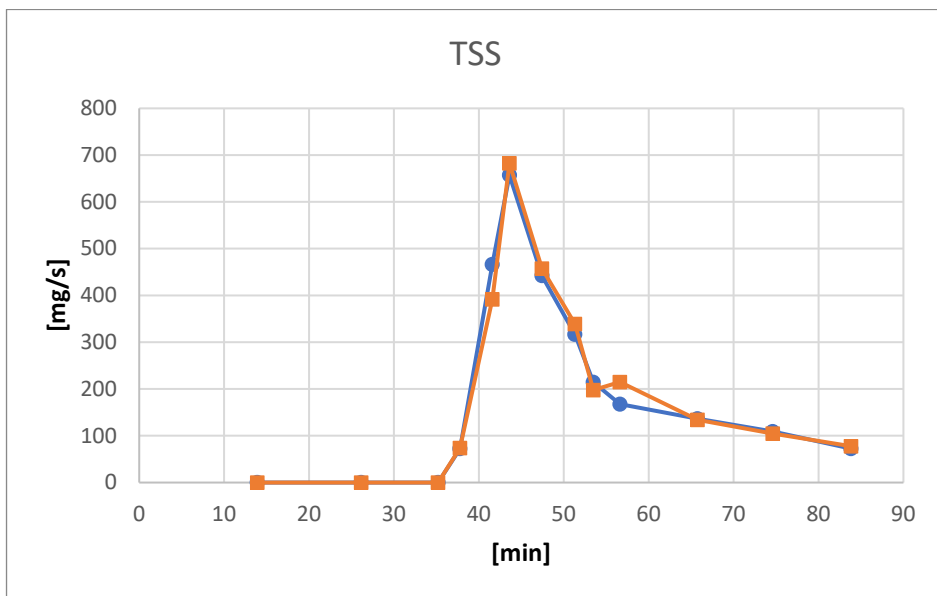


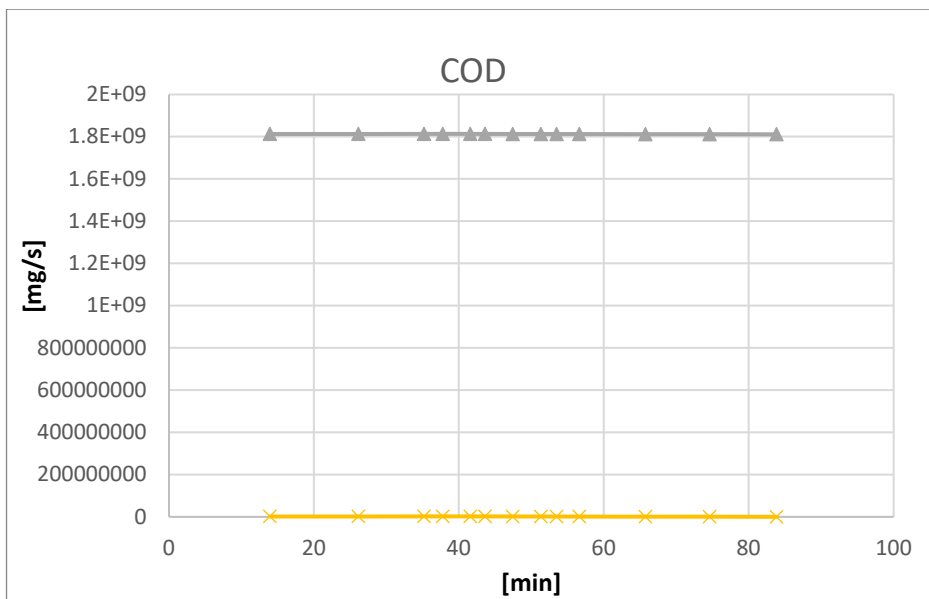
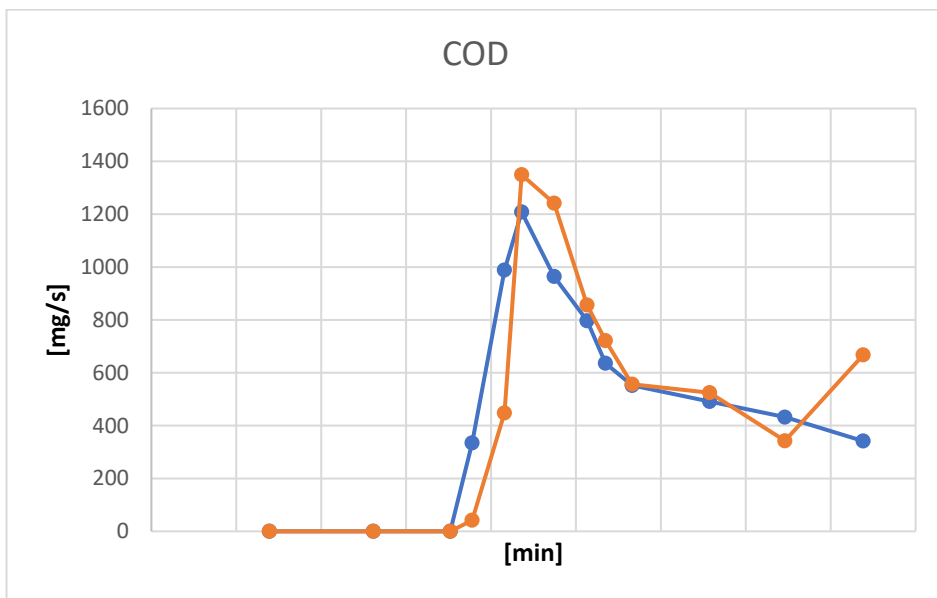
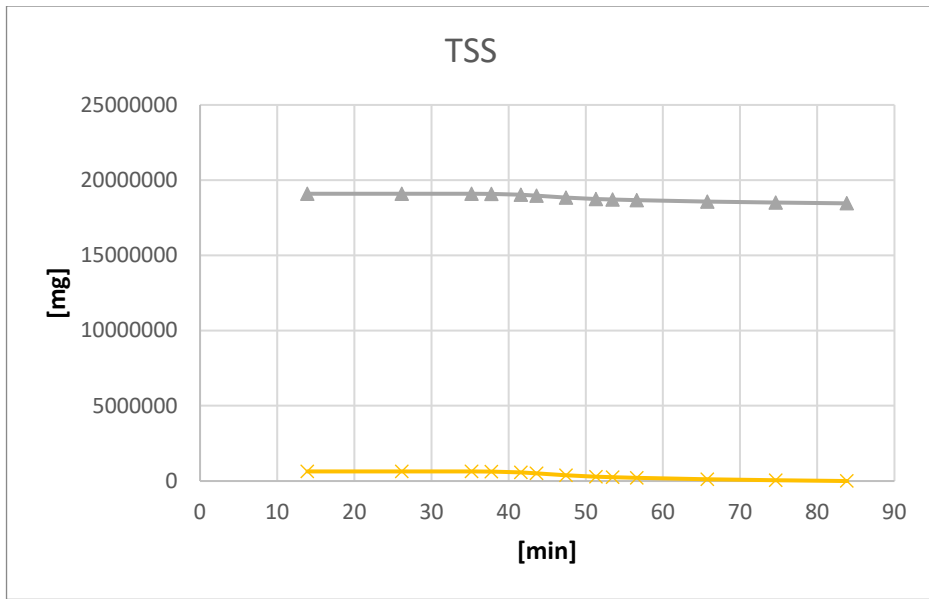
- Evento sul bacino di Anzola (Bologna) del 17/01/2004 su bacino industriale:



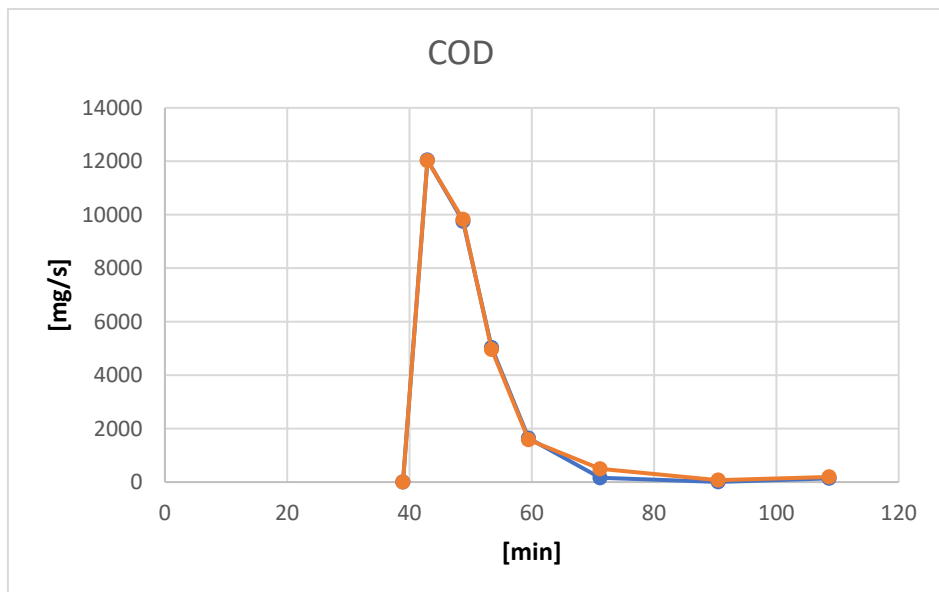
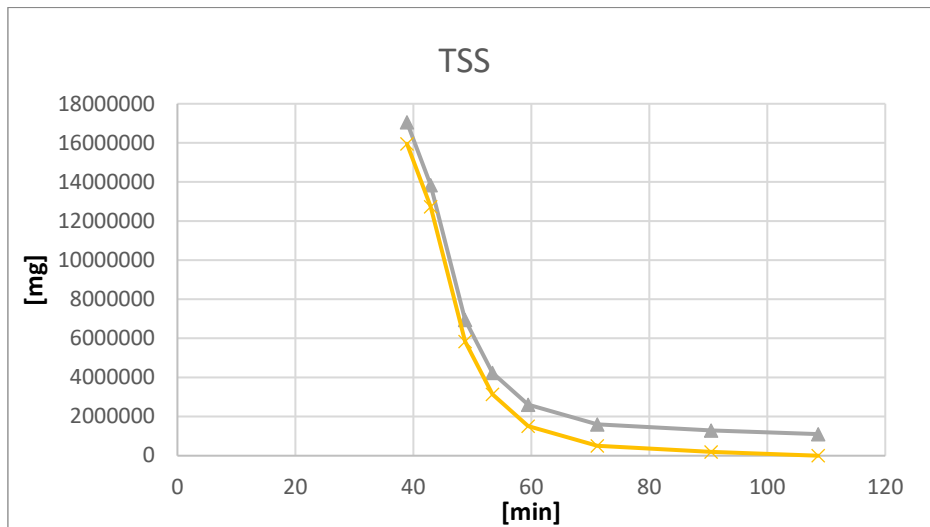
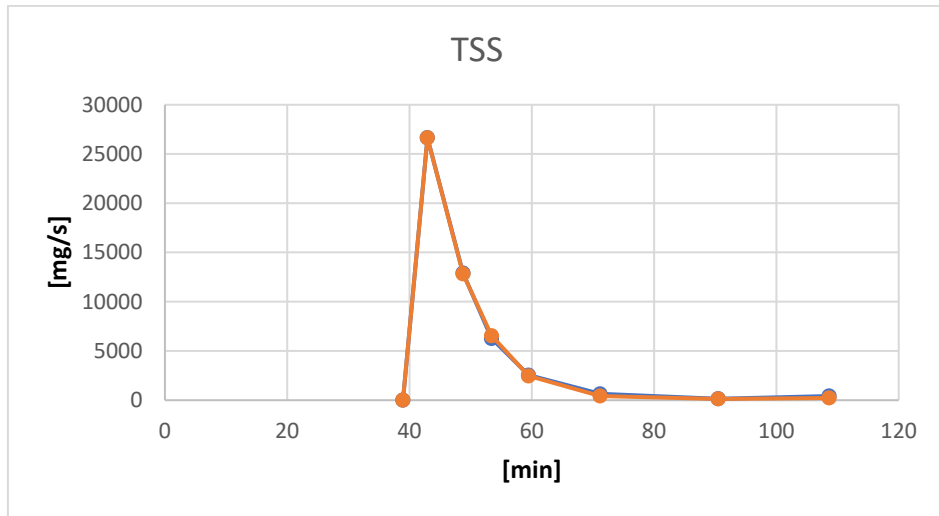


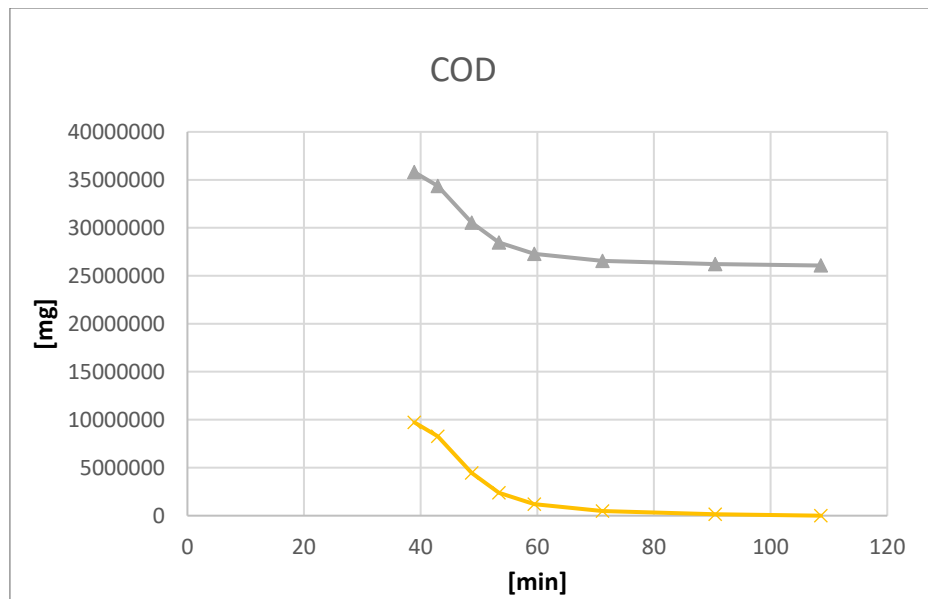
- Evento sul bacino di Anzola (Bologna) del 28/05/2004 sul bacino industriale:





- Evento sul bacino di Anzola (Bologna) del 13/06/2004 sul bacino industriale:

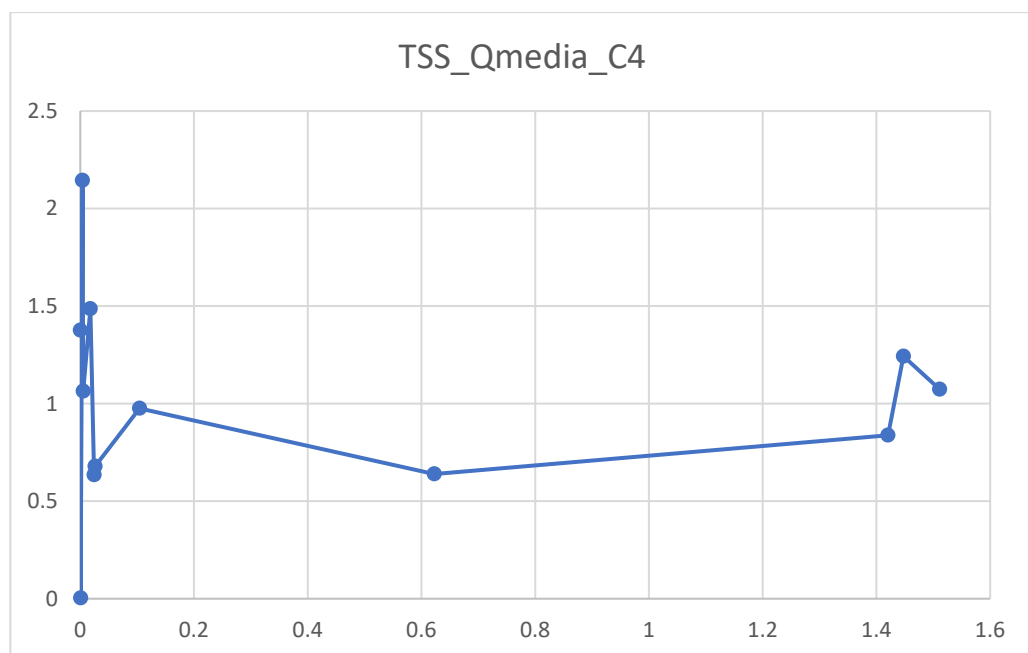


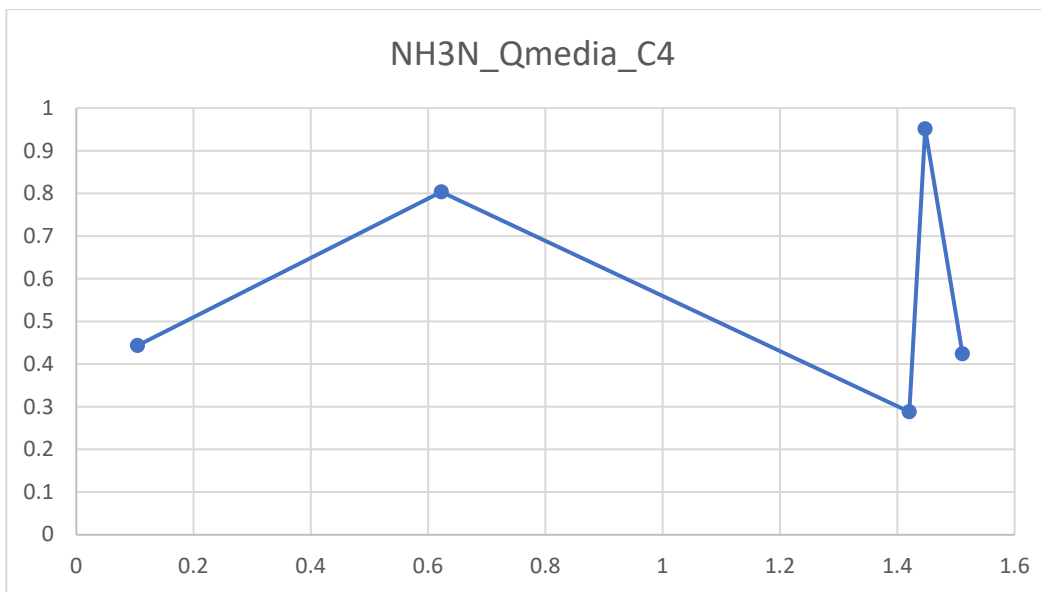
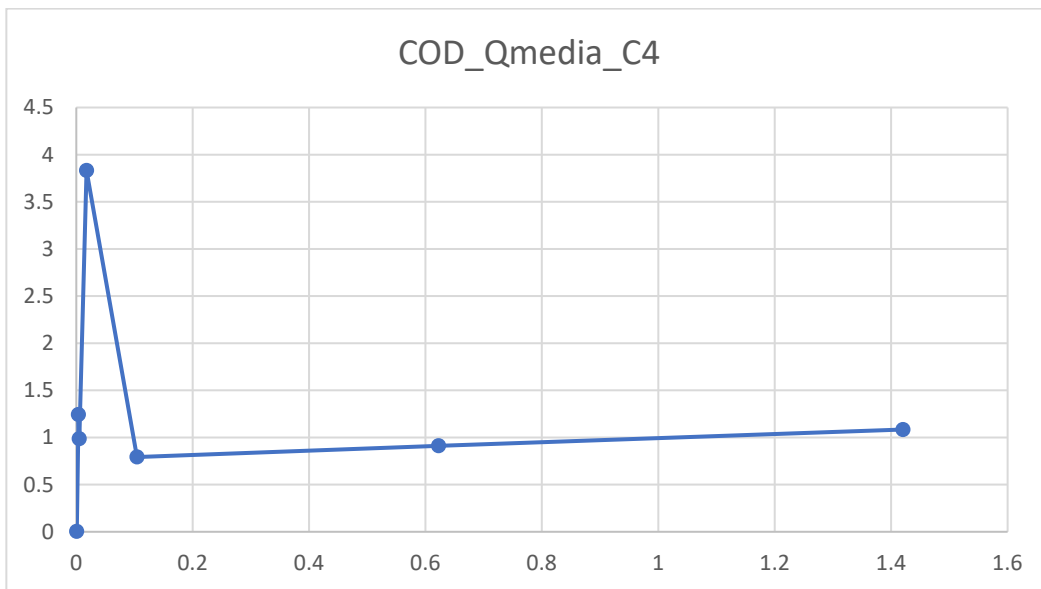
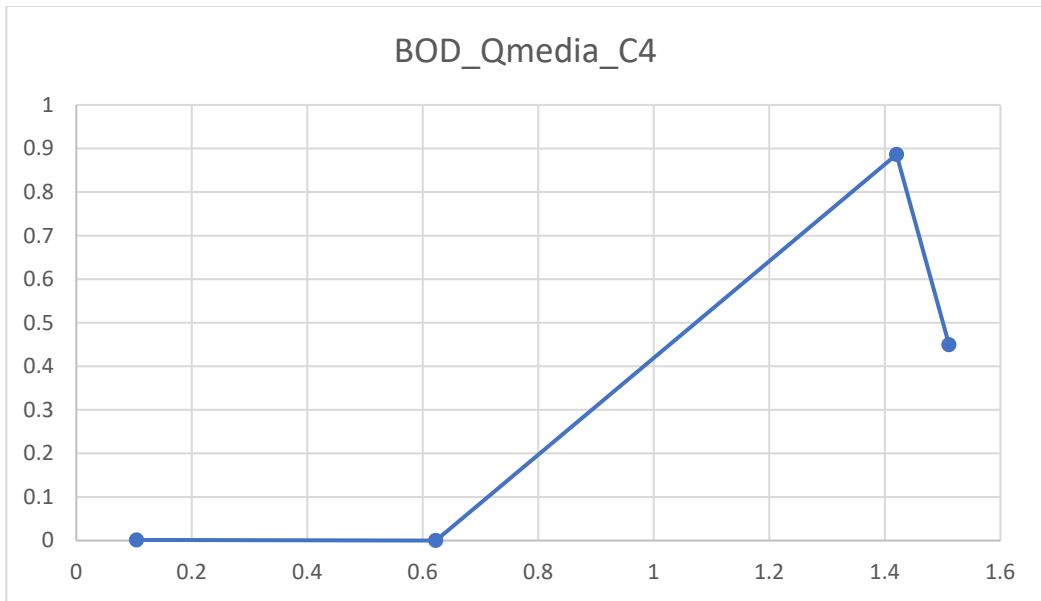


Allegato 2

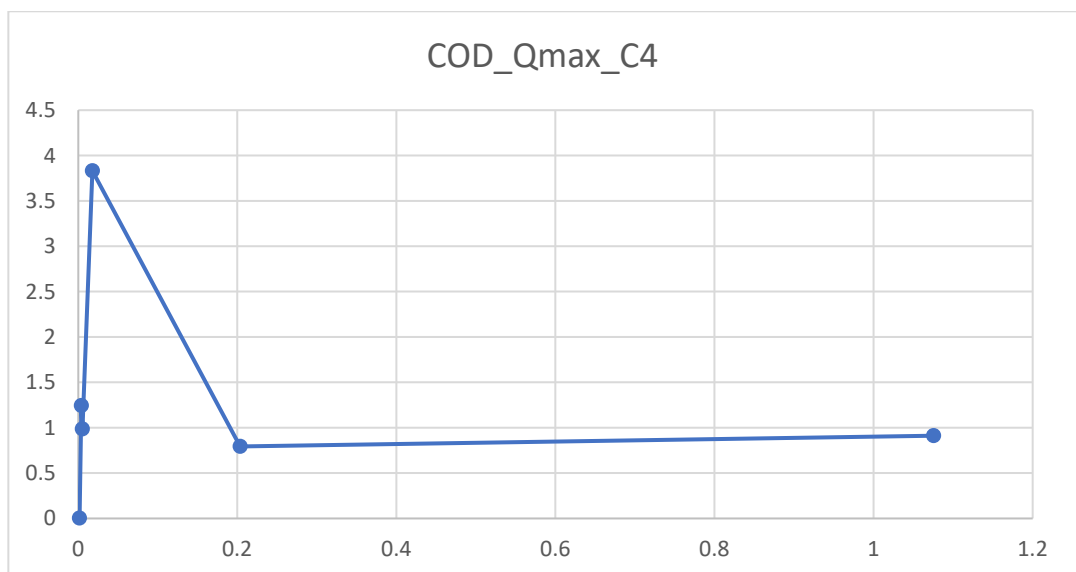
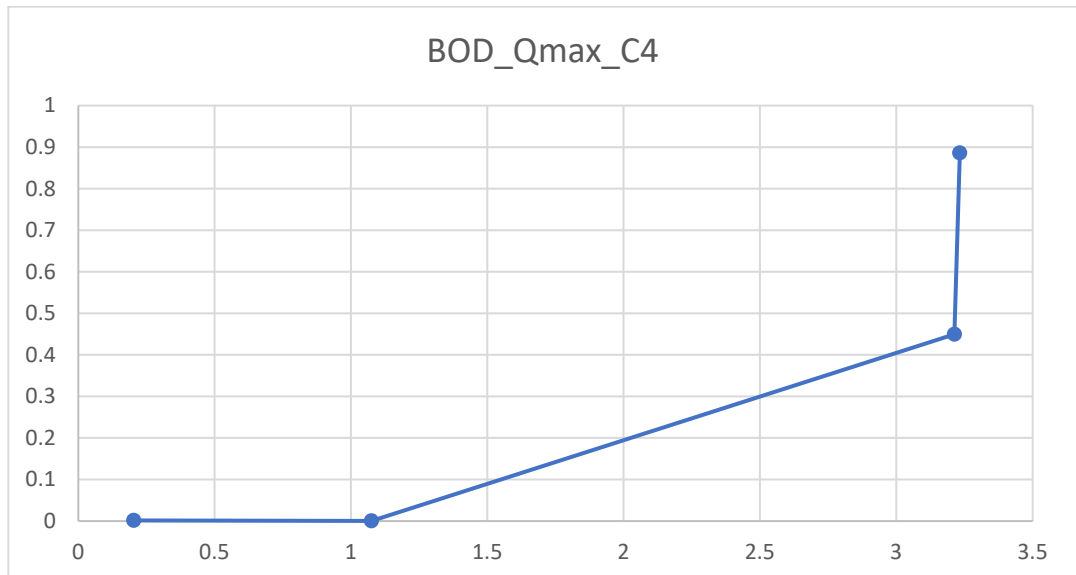
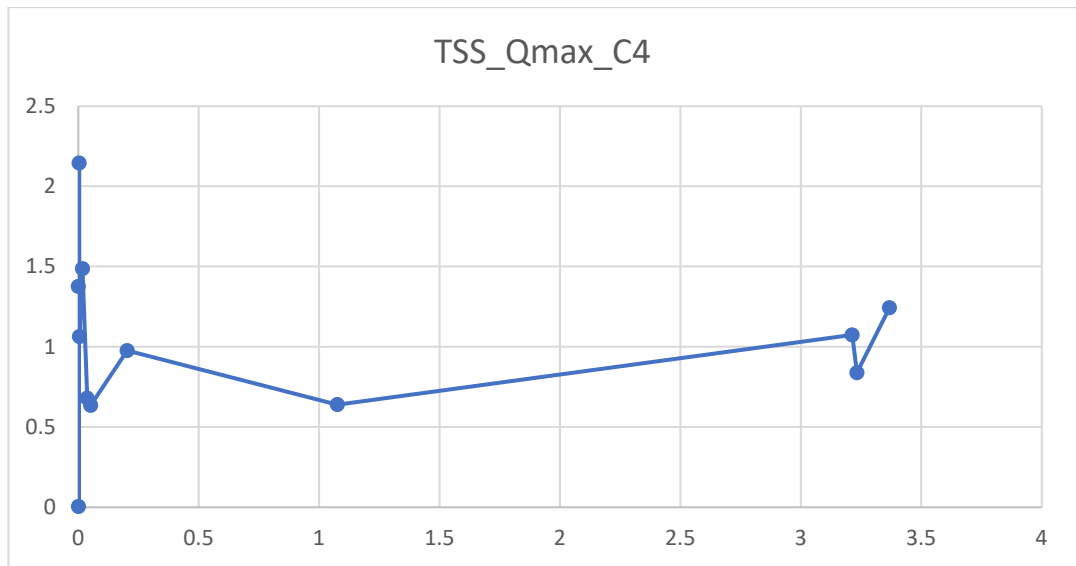
I seguenti grafici rappresentano i risultati di correlazione per le sostanze esaminate. Su ognuna delle ordinate è presente il valore dell'esponente C_4 (adimensionale):

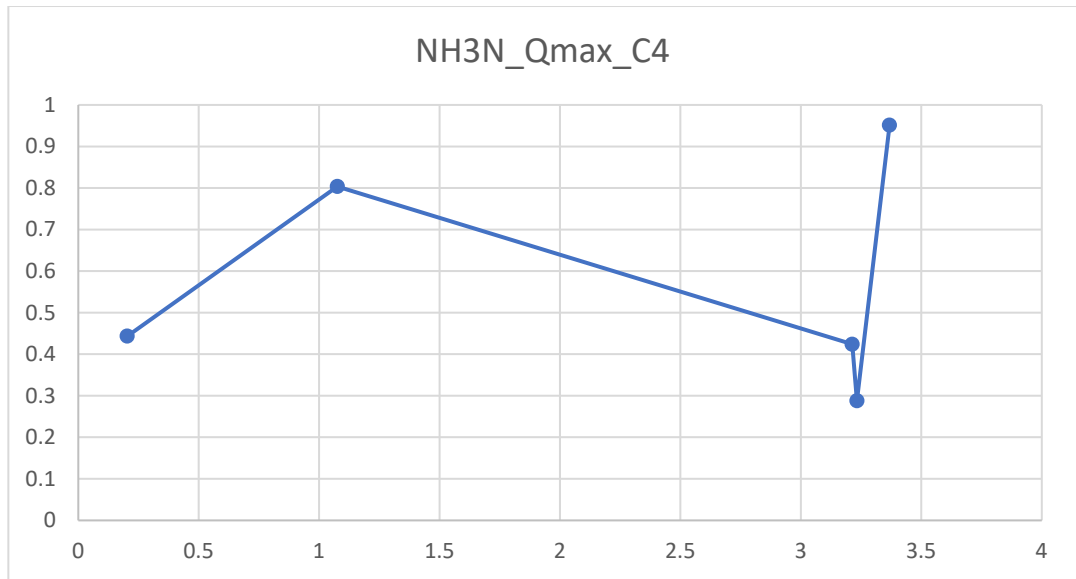
- Grafici di correlazione tra $Q_{media} [m^3/s]$ (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



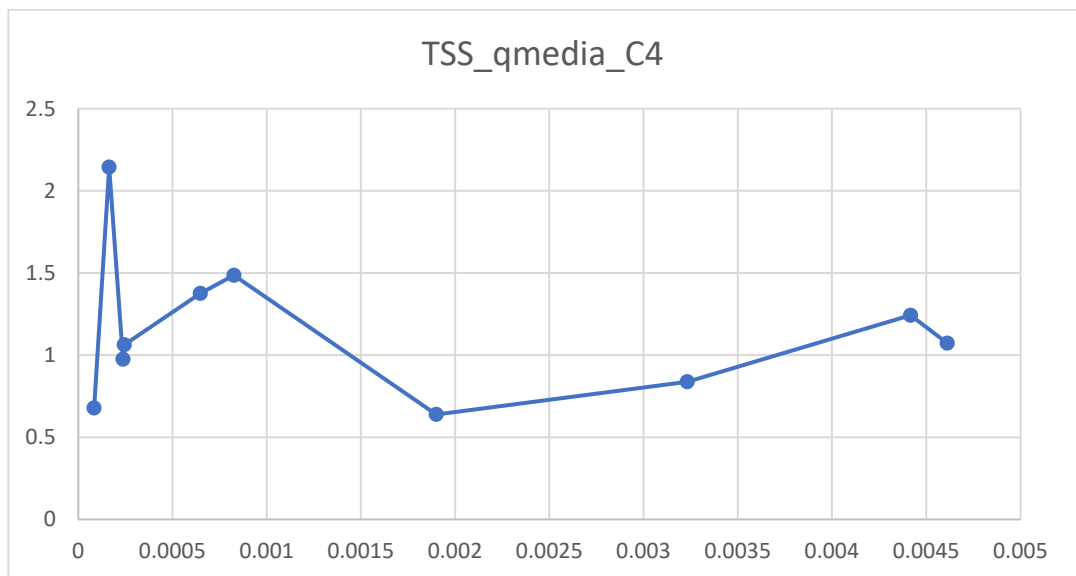


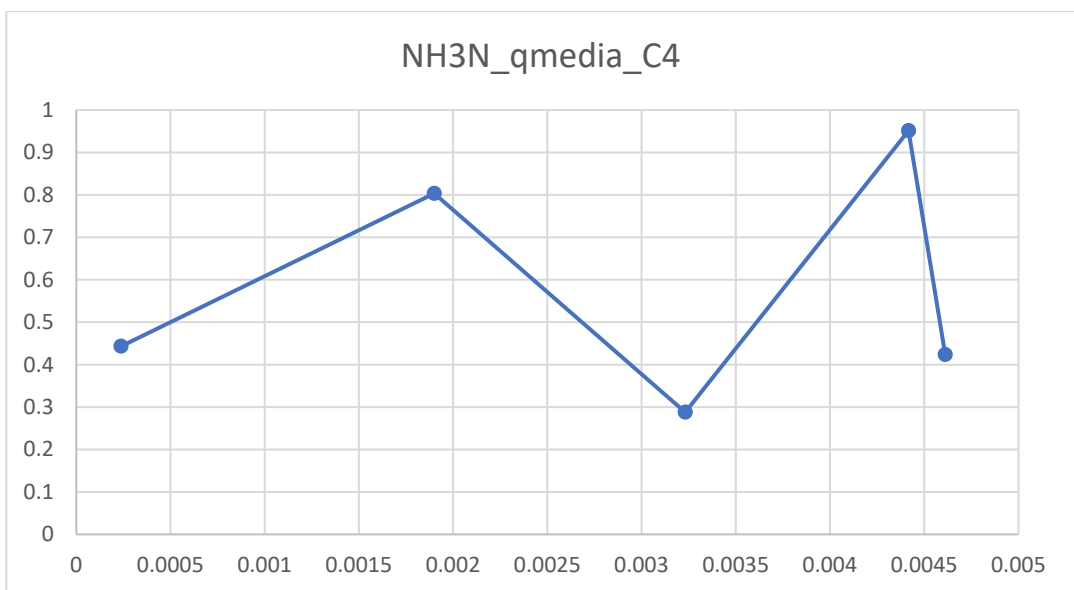
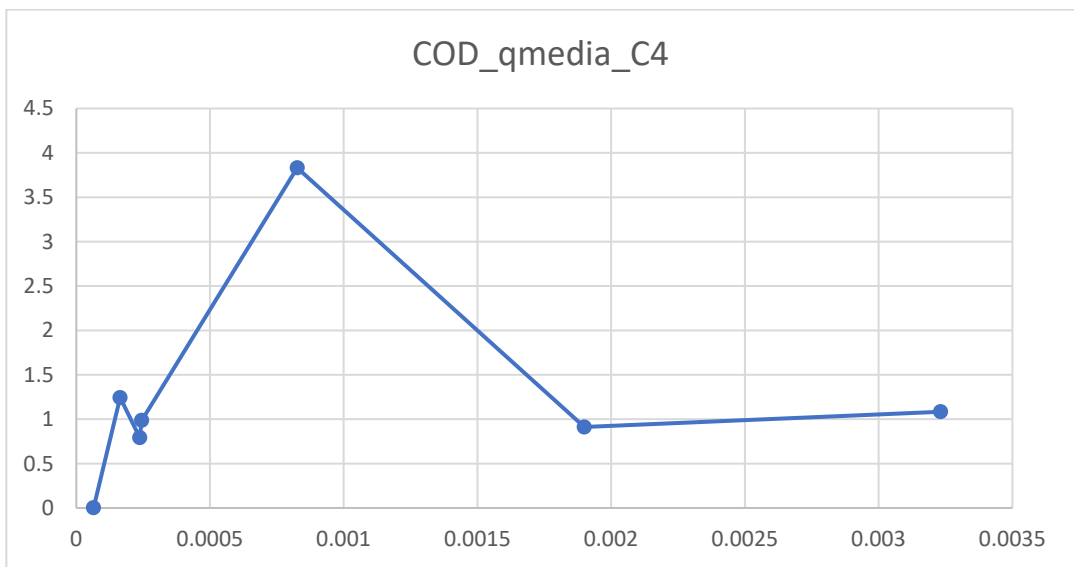
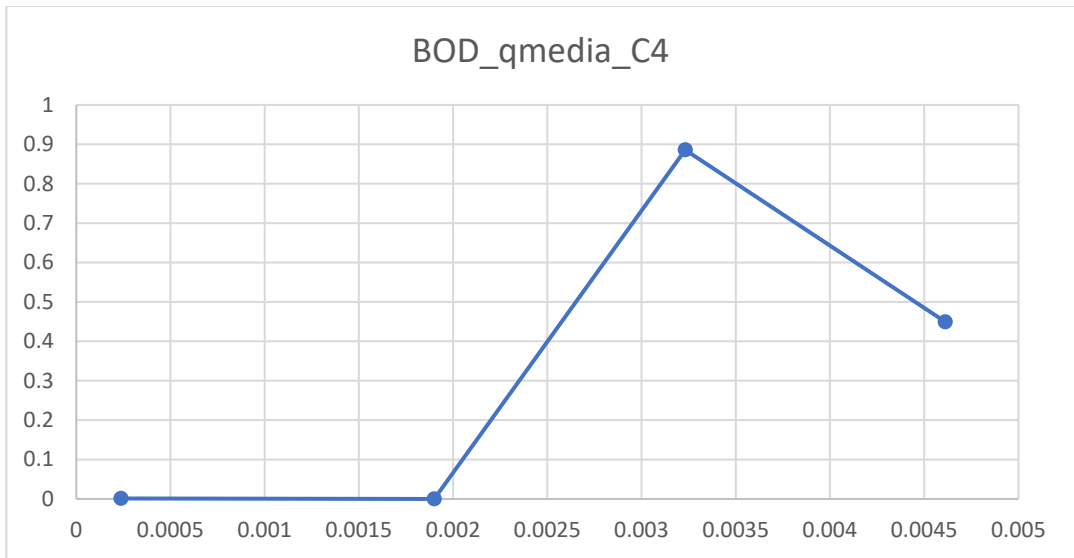
- Grafici di correlazione tra $Q_{max}[m^3/s]$ (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



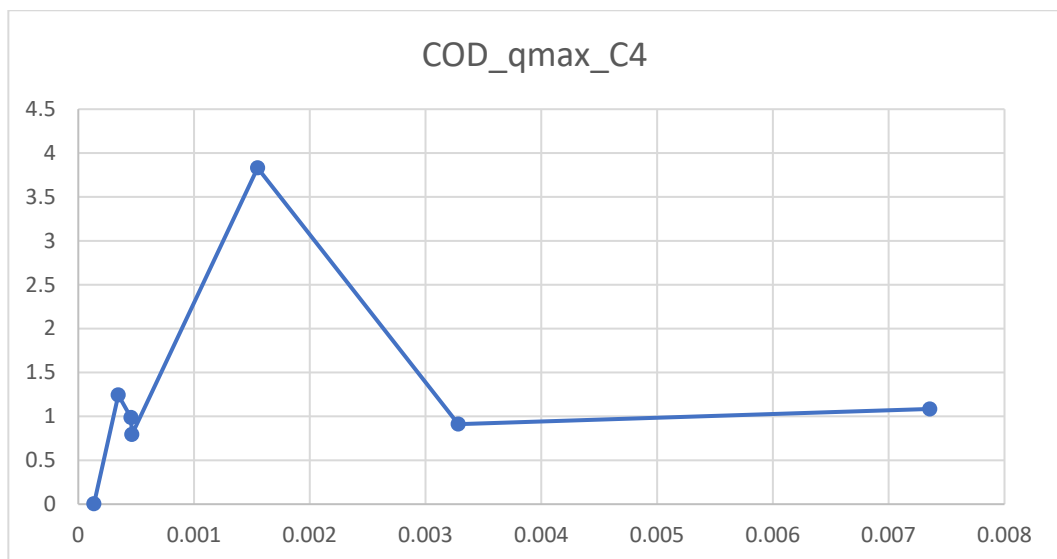
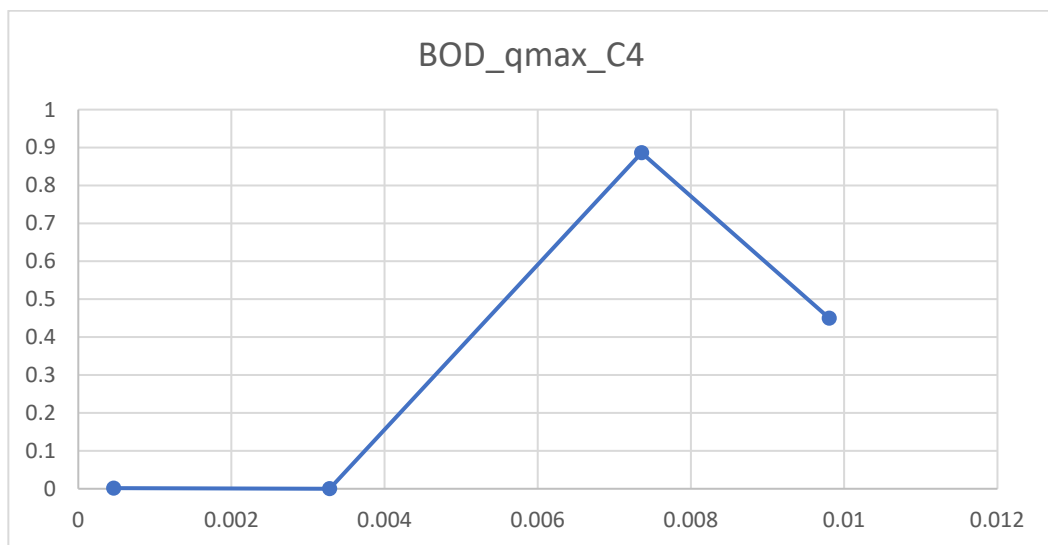
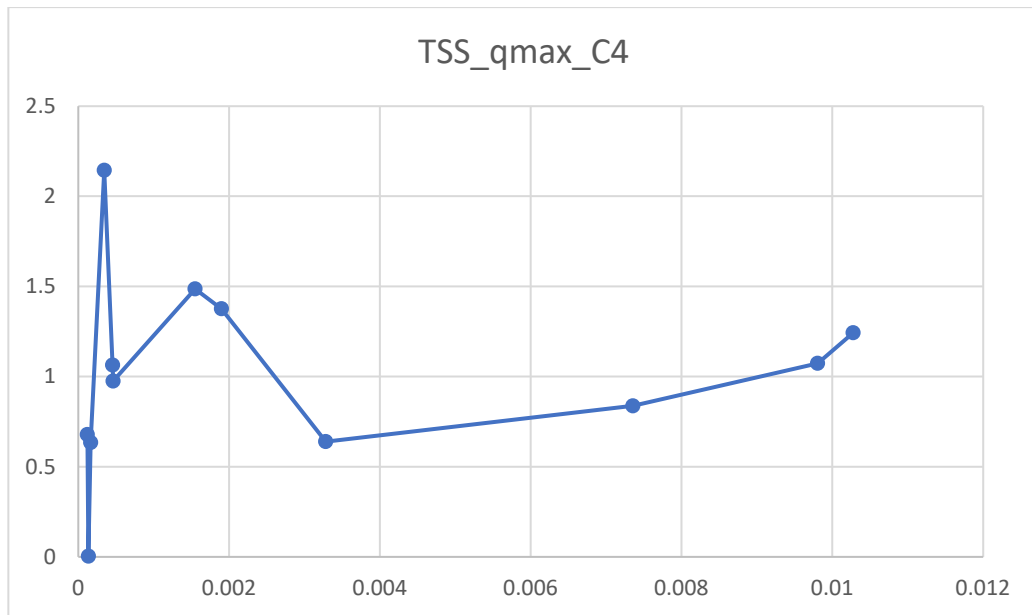


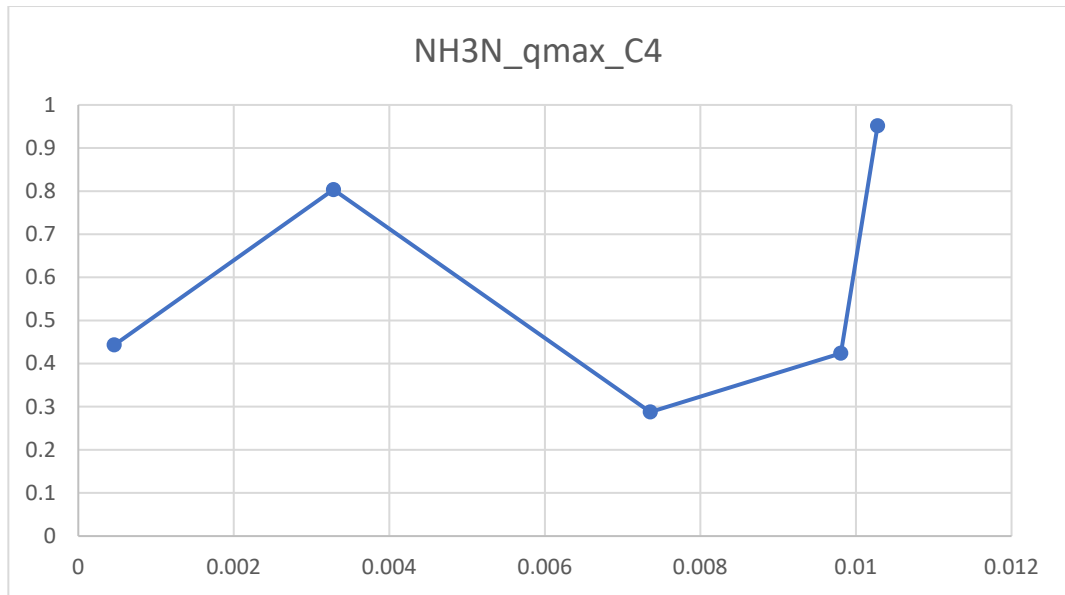
- Grafici di correlazione tra q_{media} [mm/s] (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



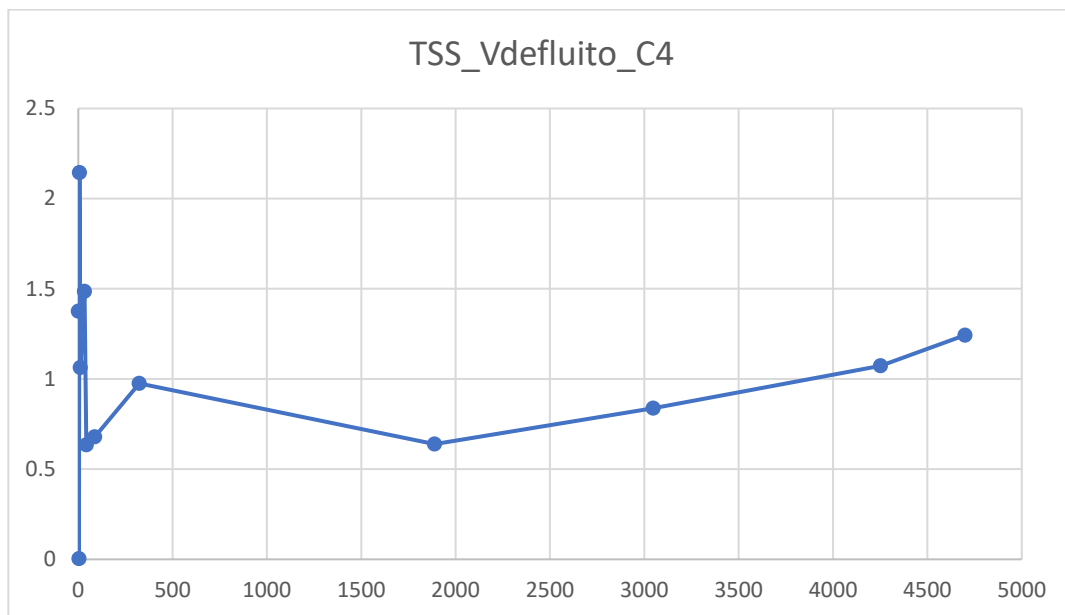


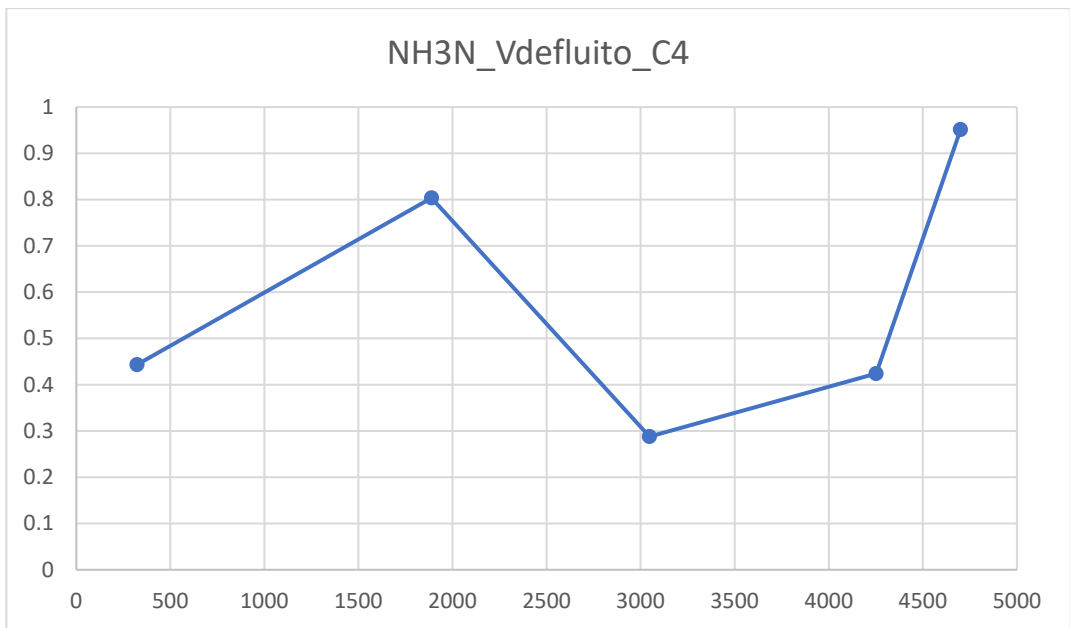
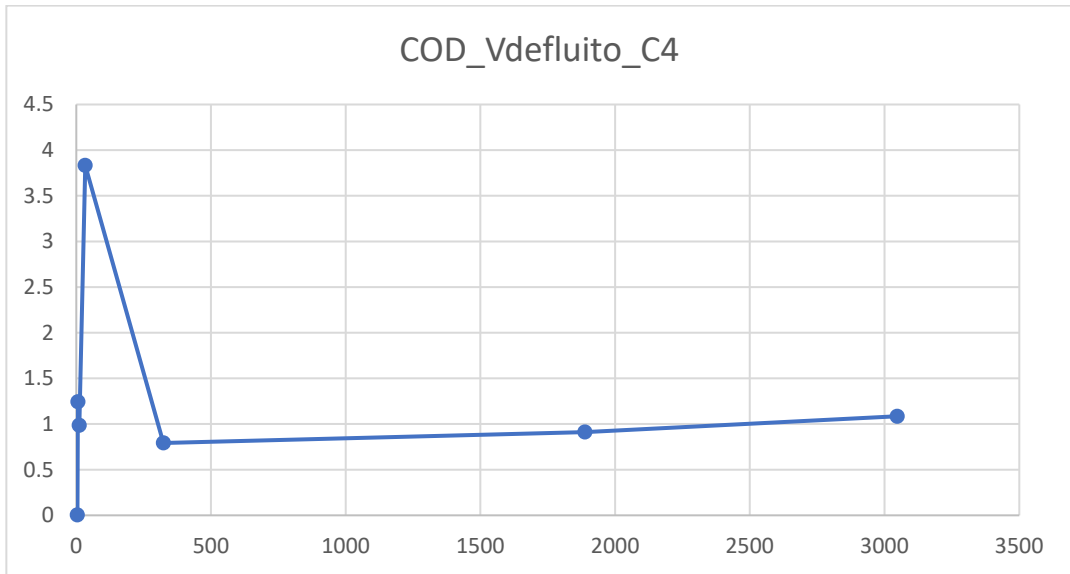
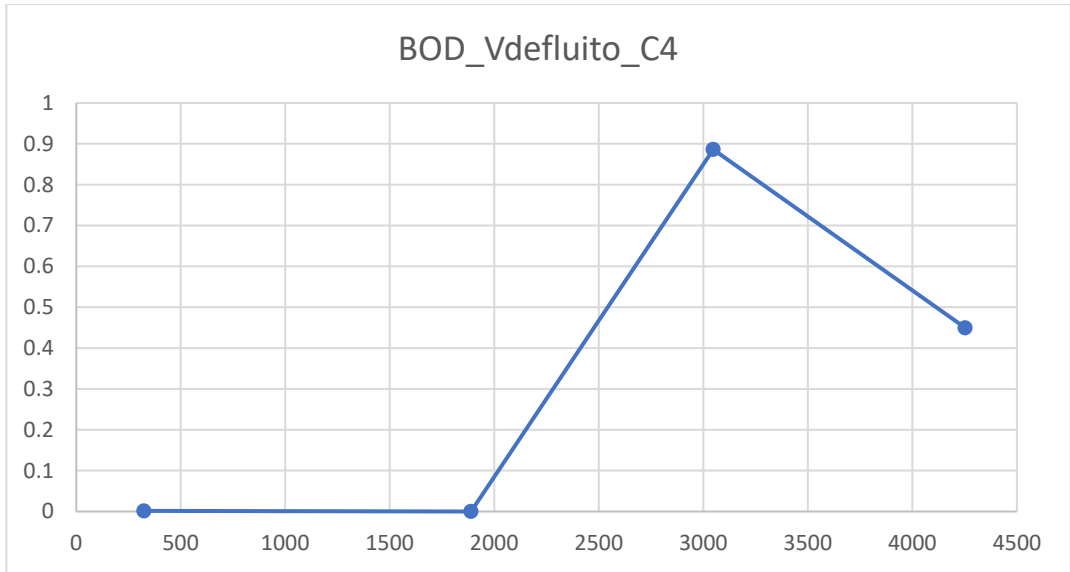
- Grafici di correlazione tra q_{max} [mm/s] (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



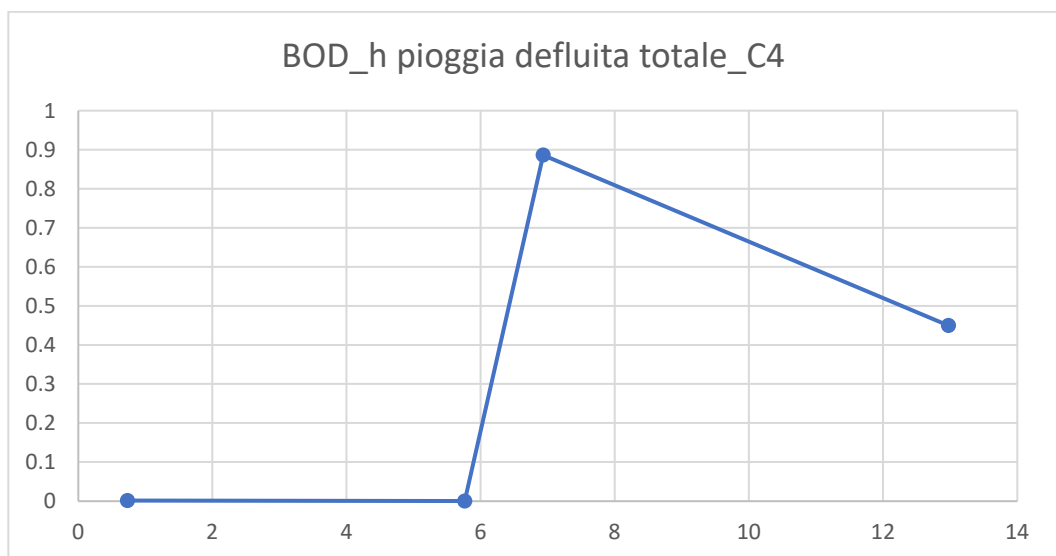
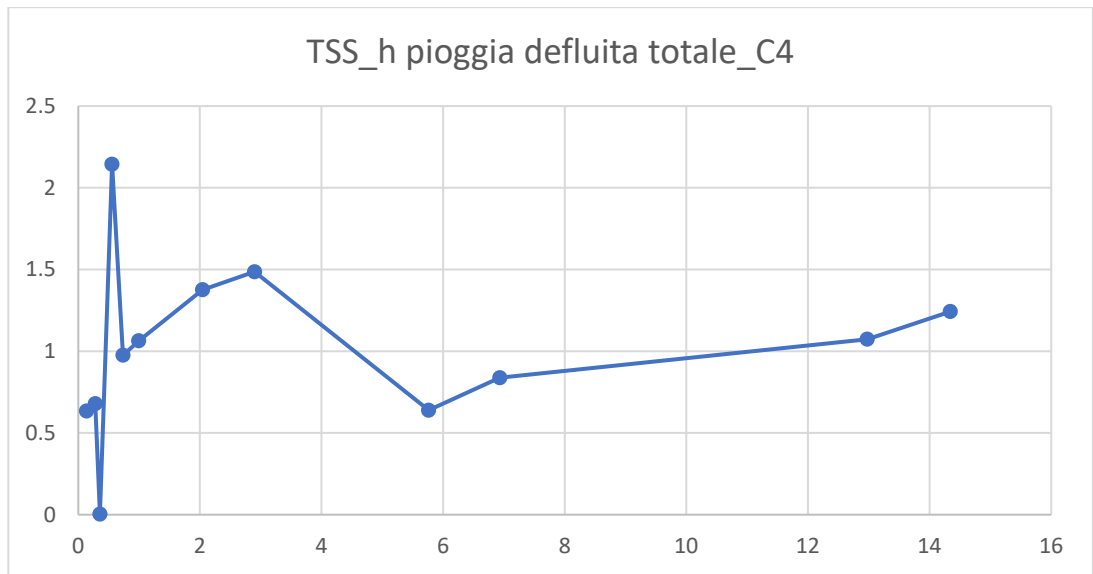


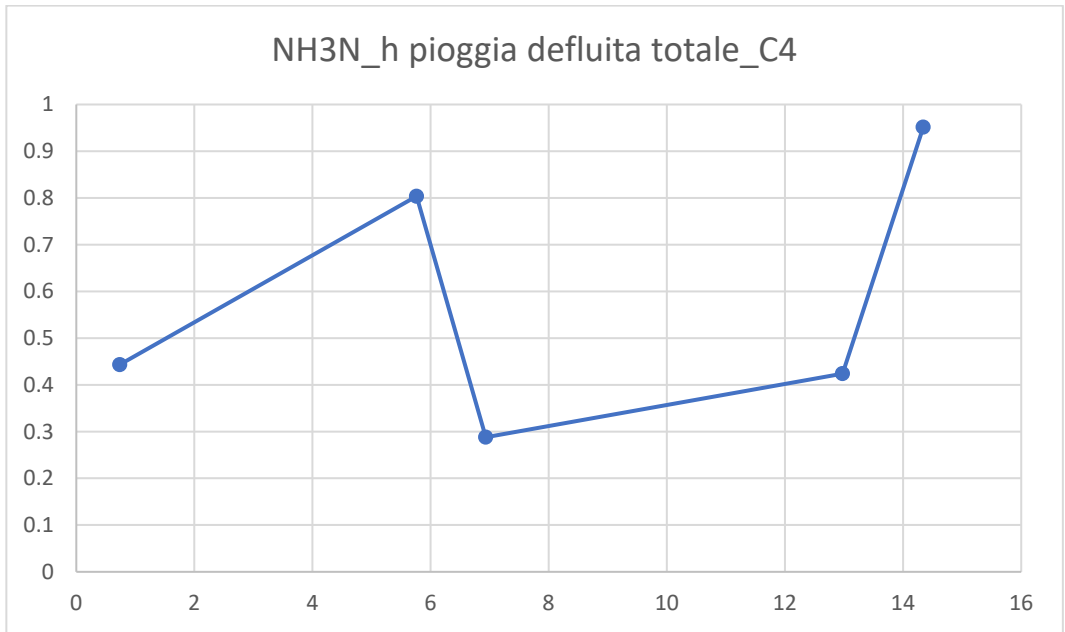
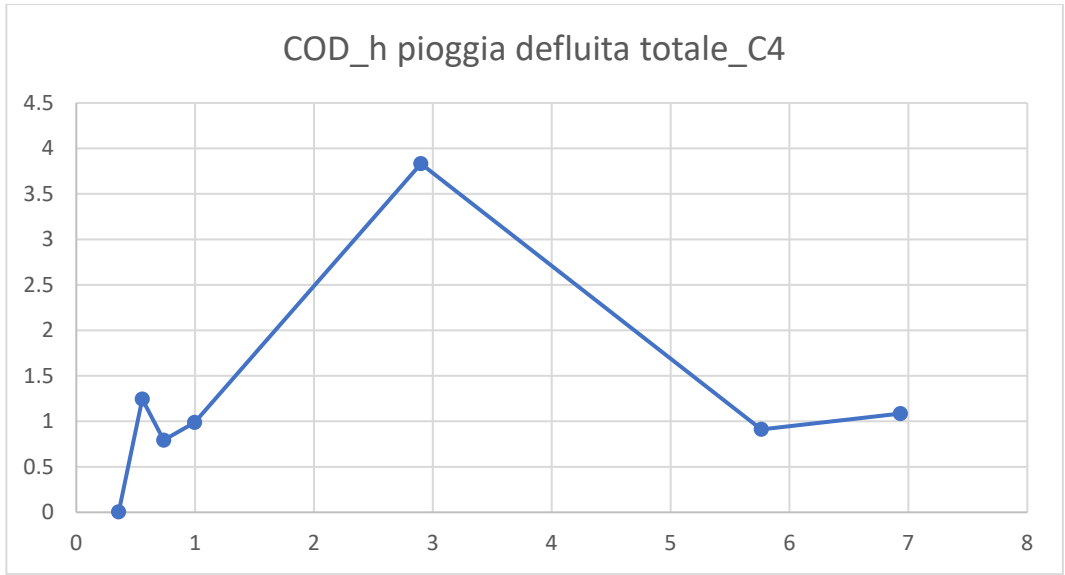
- Grafici di correlazione tra $V_{defluito}[m^3]$ (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



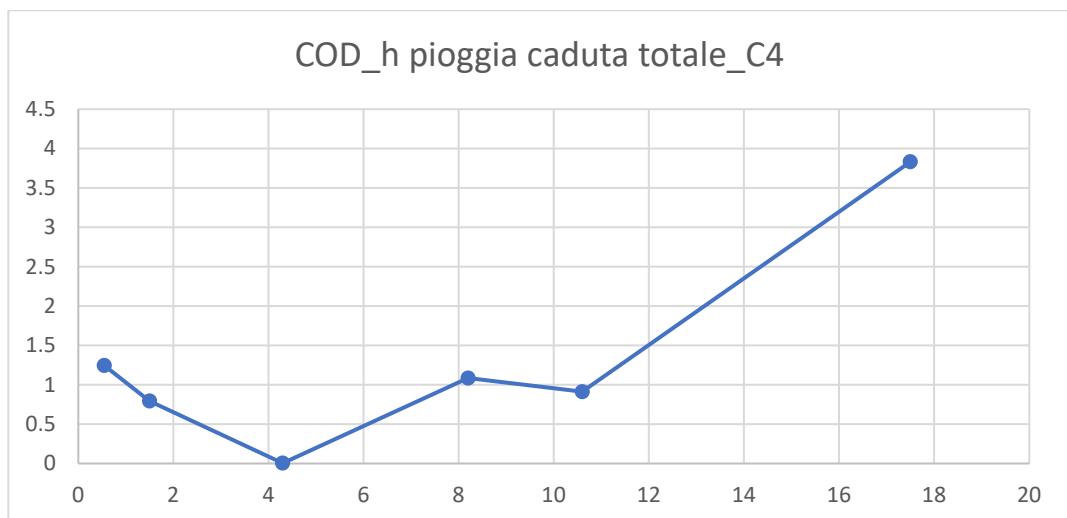
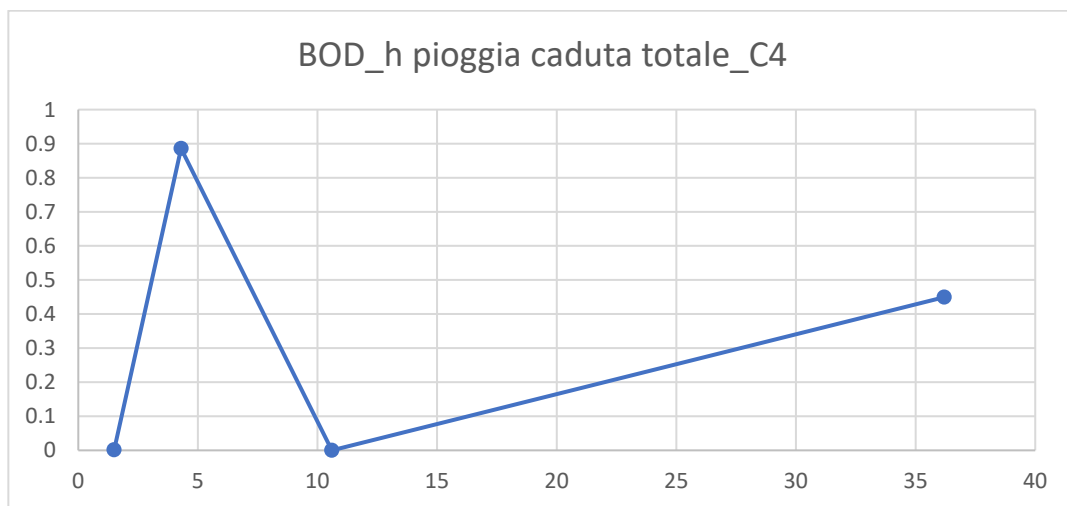
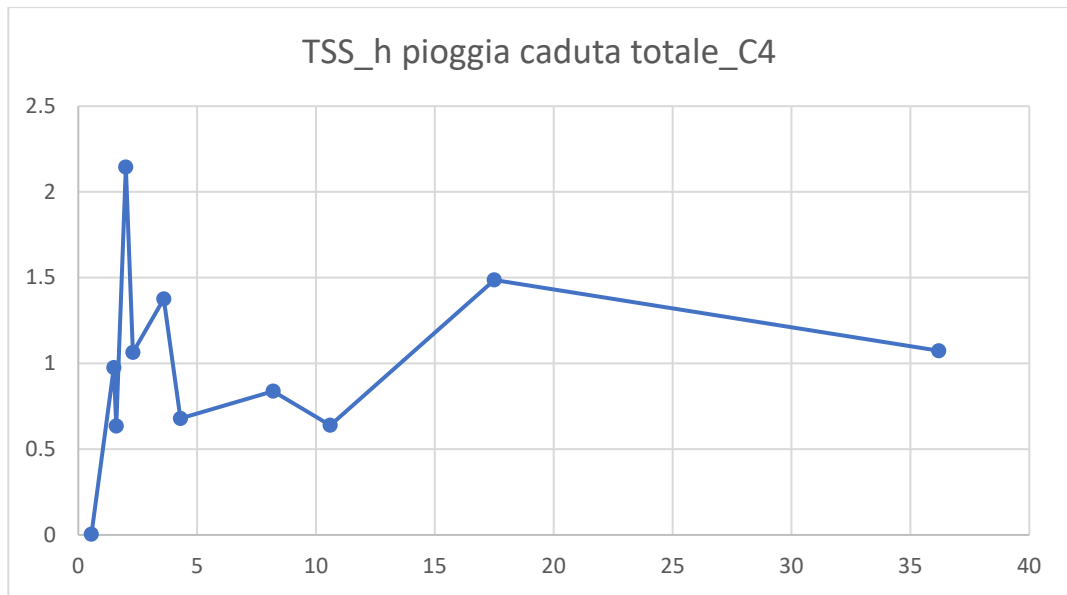


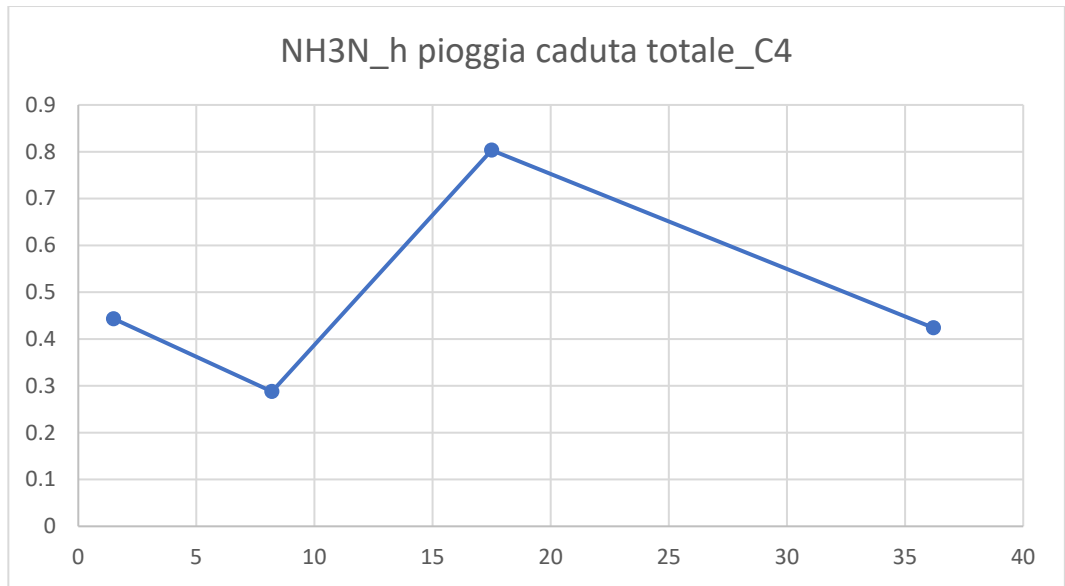
- Grafici di correlazione tra $h_{pioggia\ defluita\ totale}$ [mm] (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



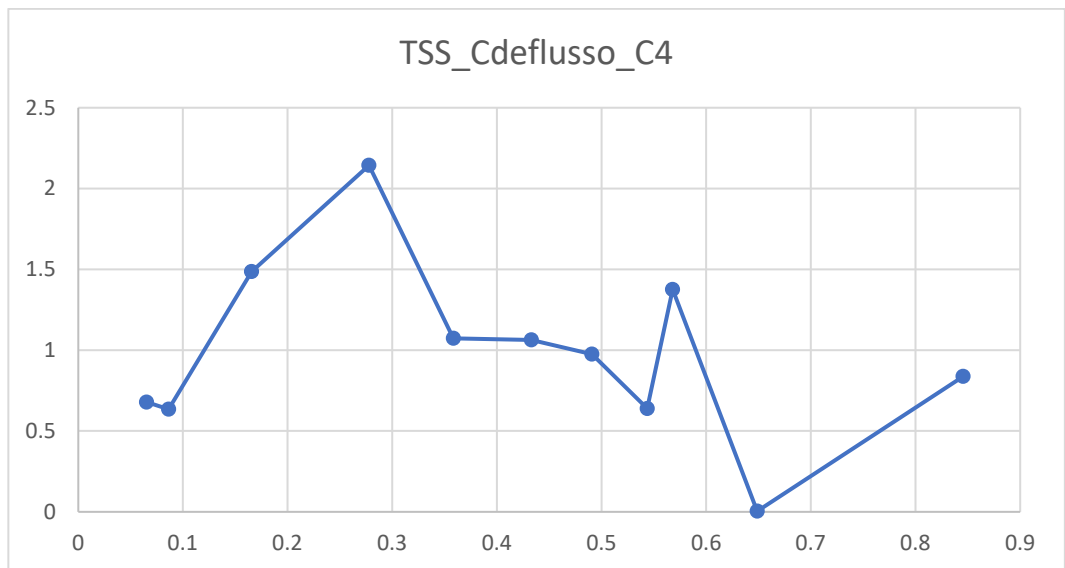


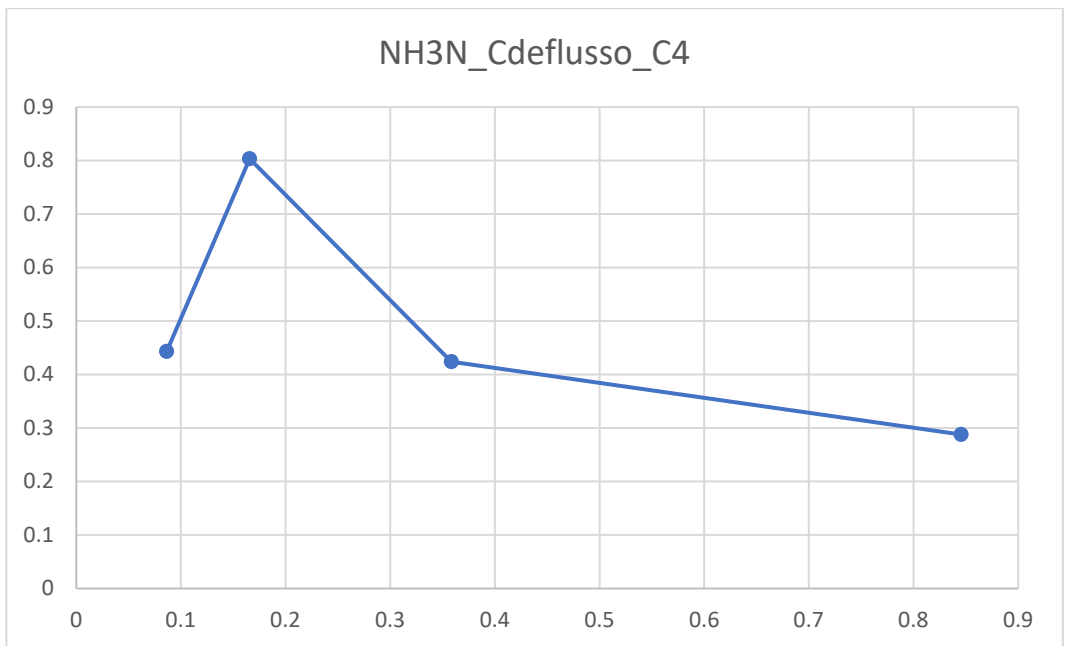
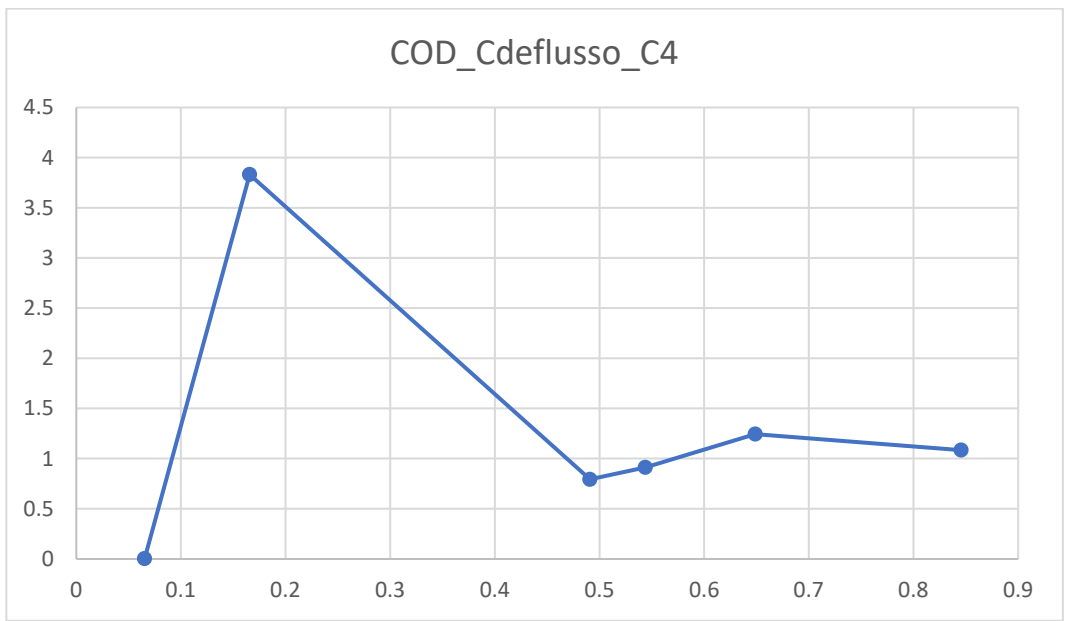
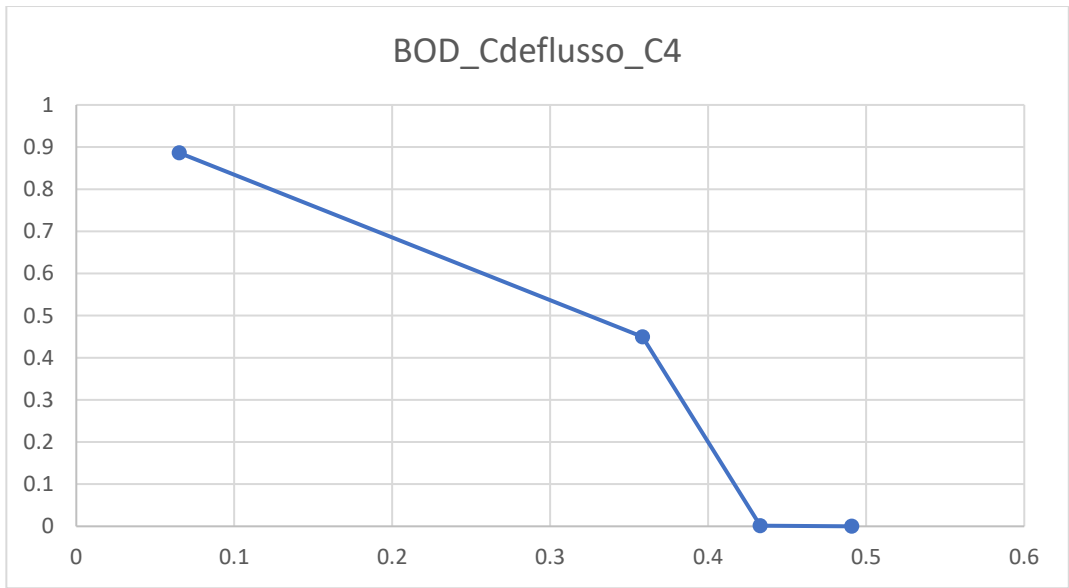
- Grafici di correlazione tra $h_{caduta}[mm]$ (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



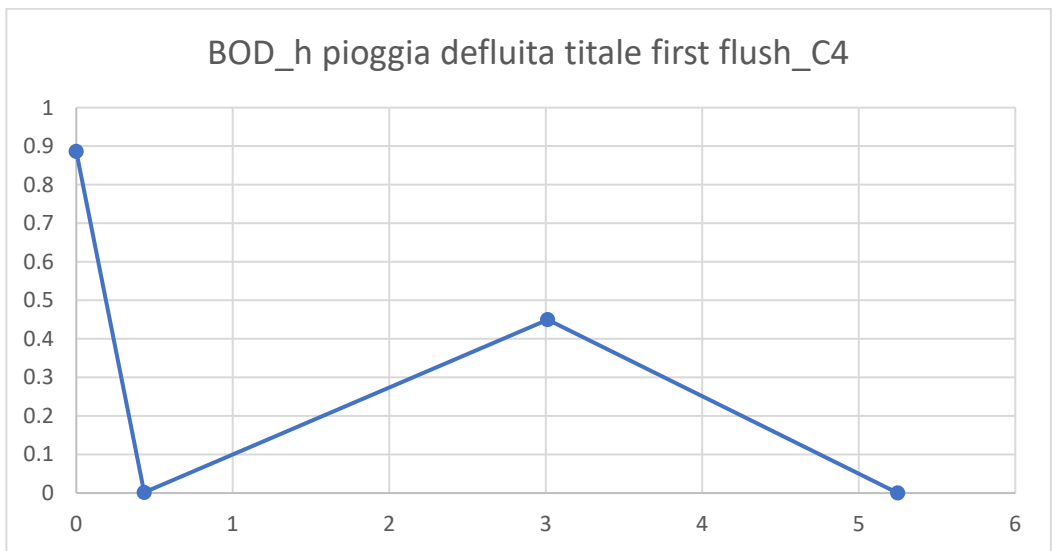
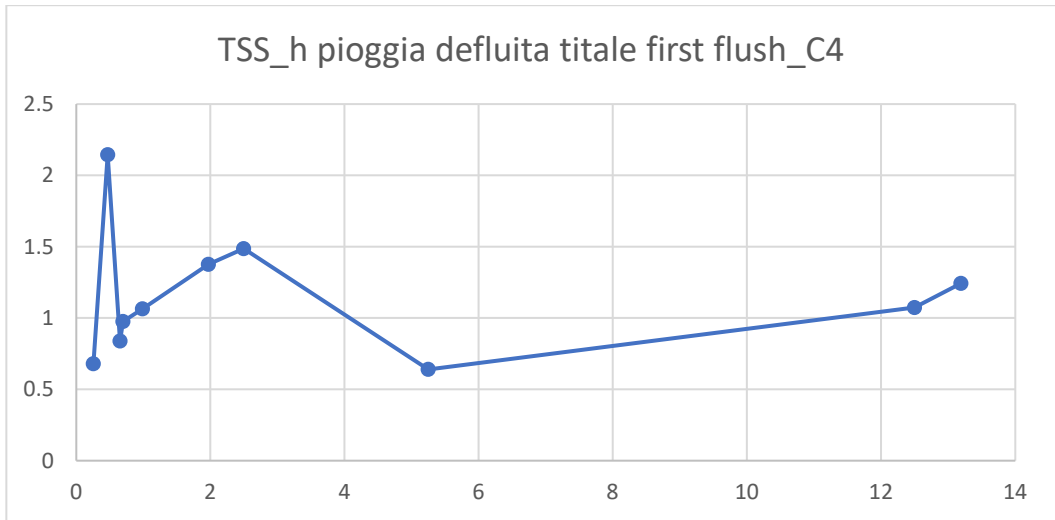


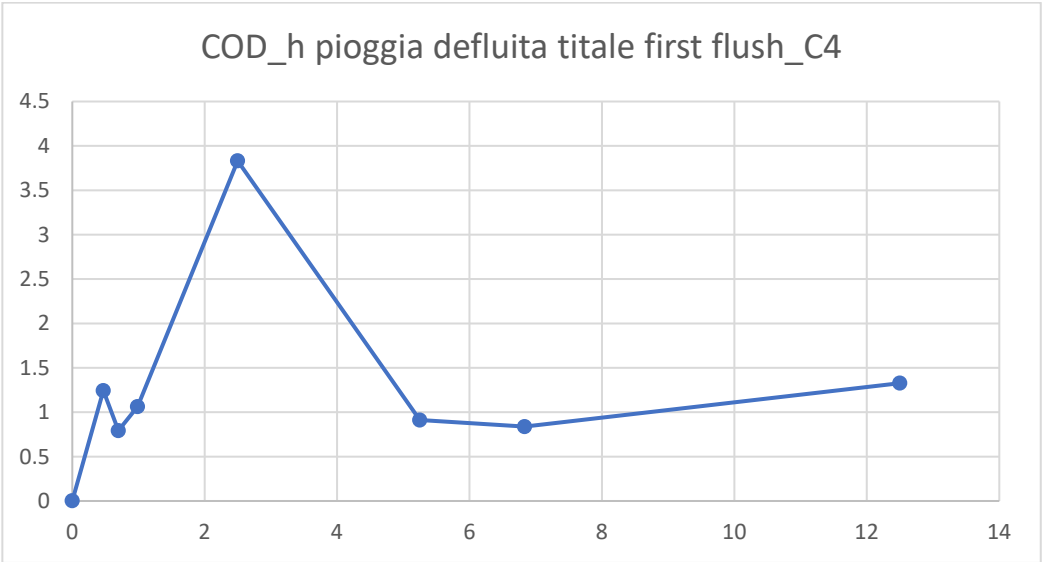
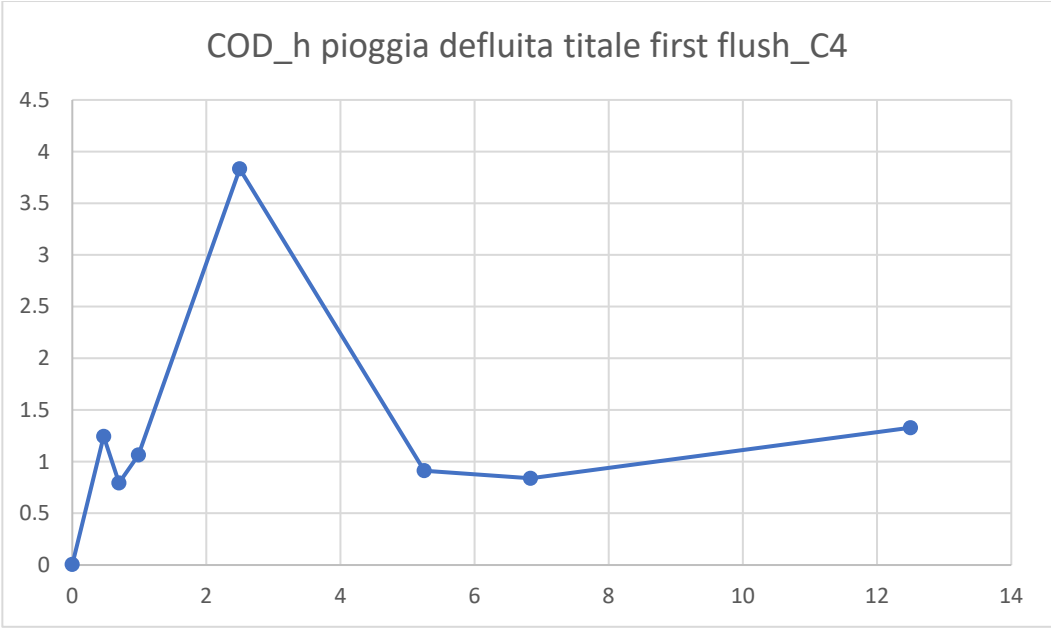
- Grafici di correlazione tra $C_{deflusso}$ (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):



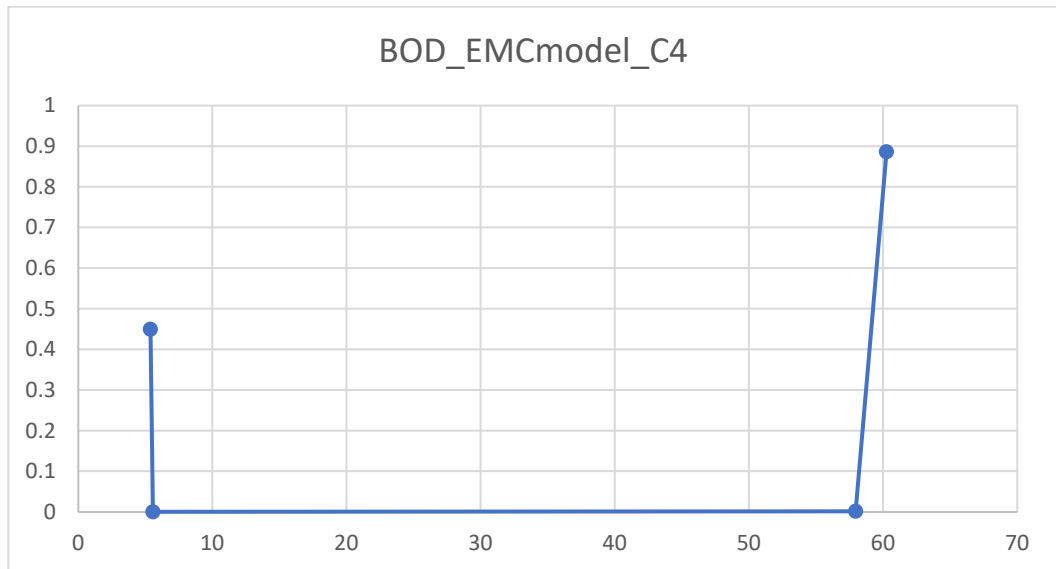
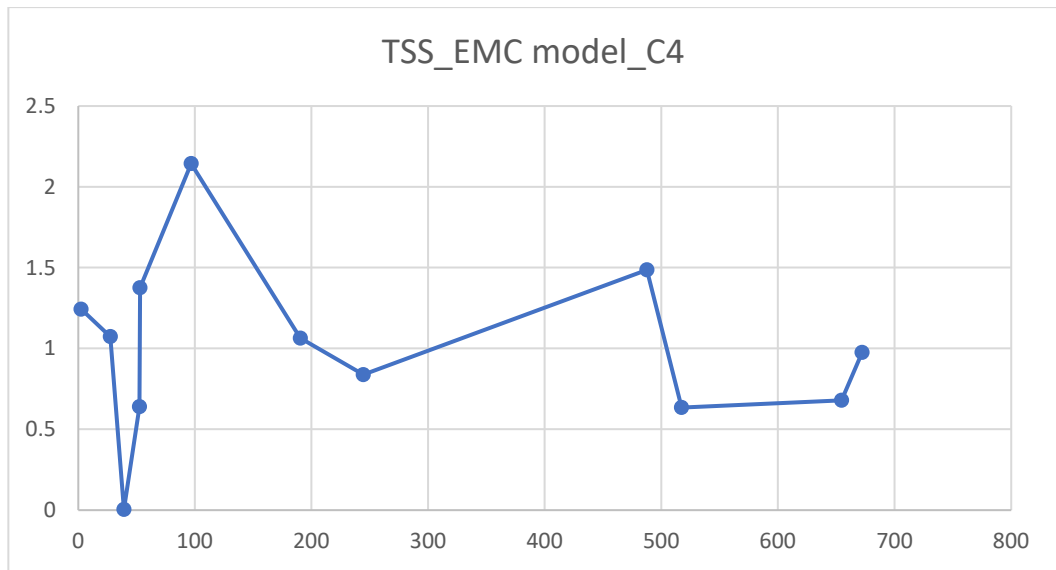


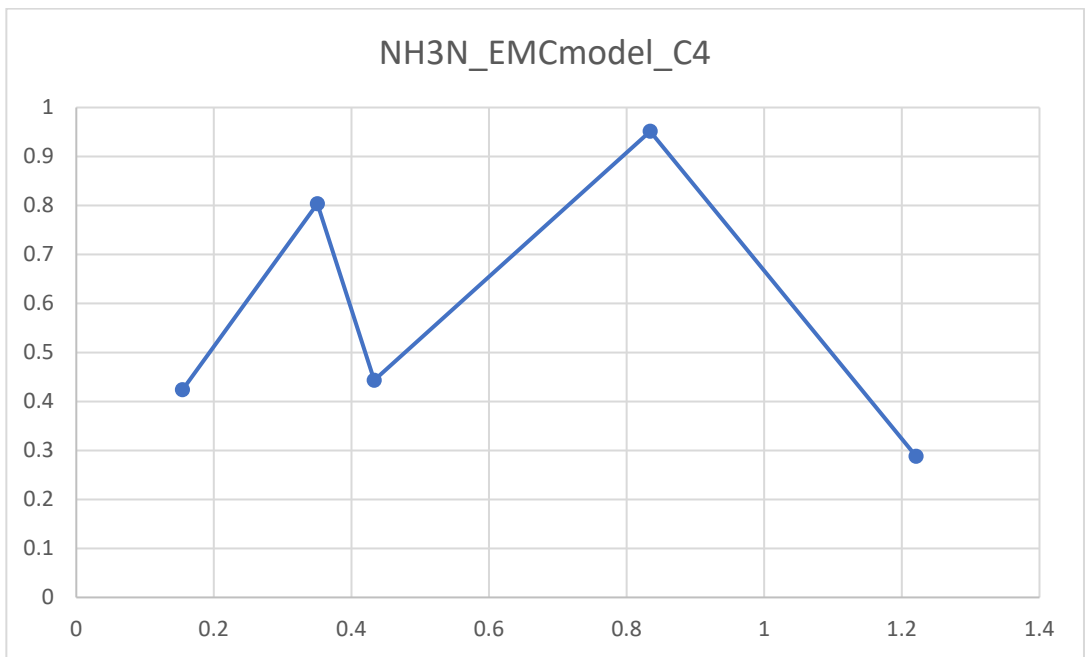
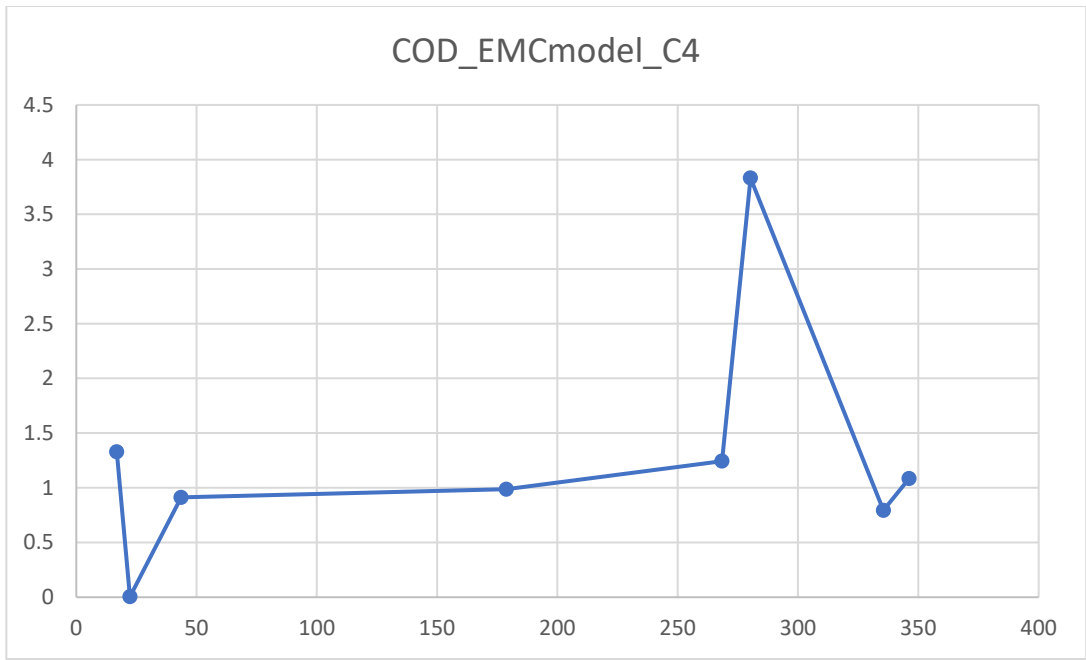
- Grafici di correlazione tra $h_{defluita\ first-flsuh}$ (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):





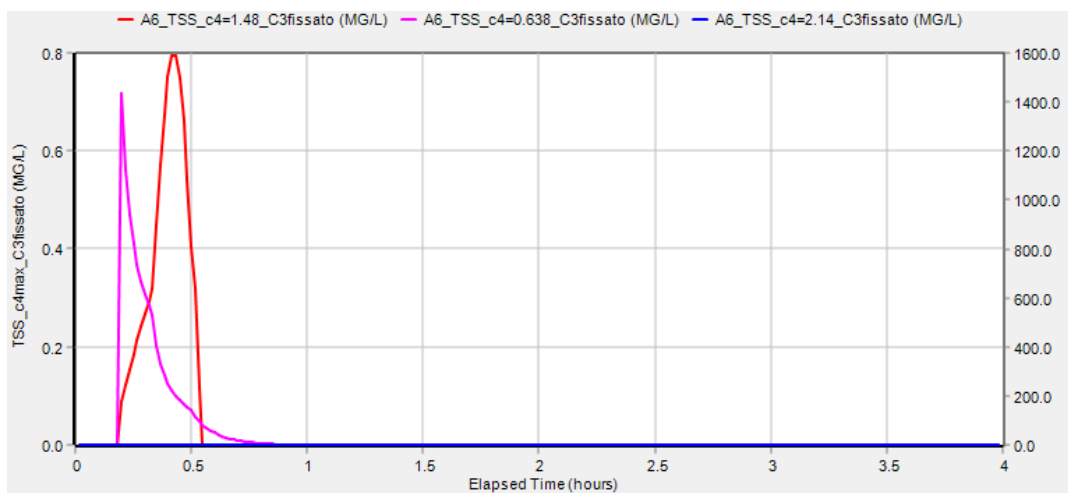
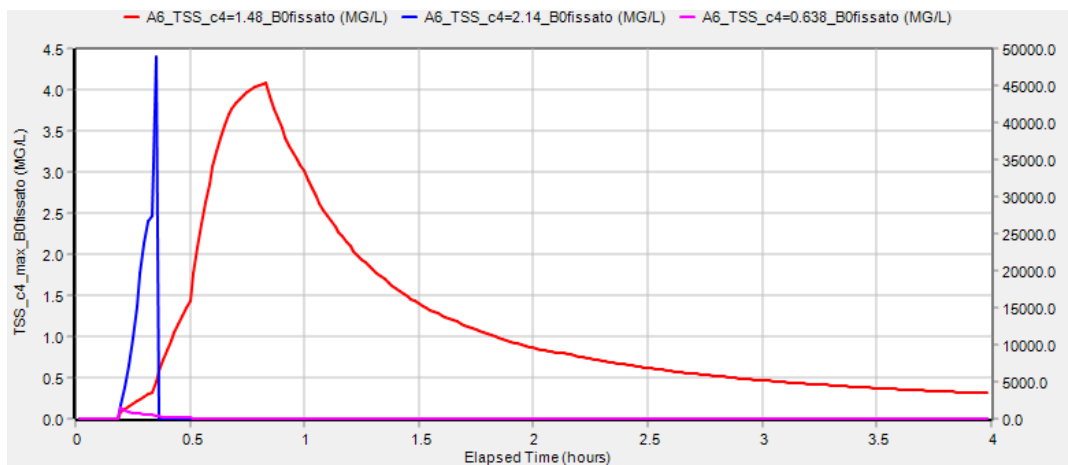
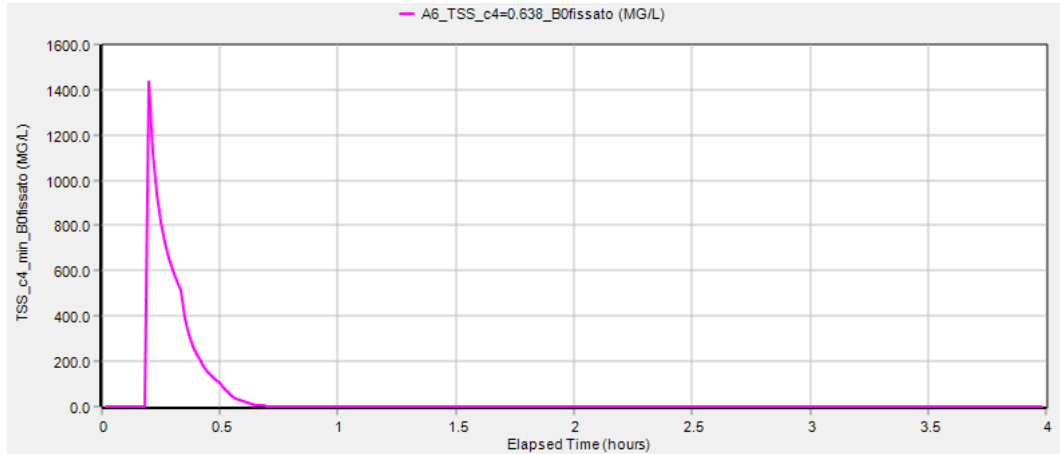
- Grafici di correlazione tra EMC [mg/l] (sulle ascisse) e C_4 (sulle ordinate):

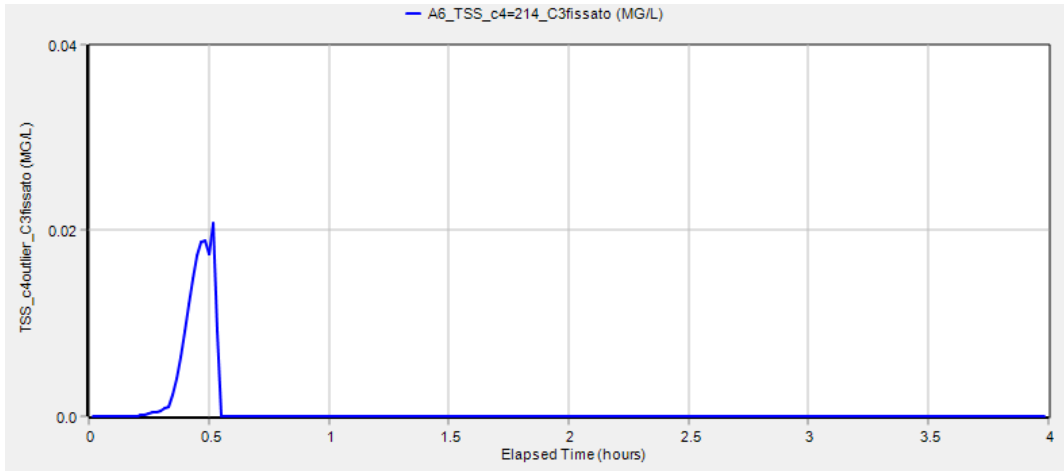




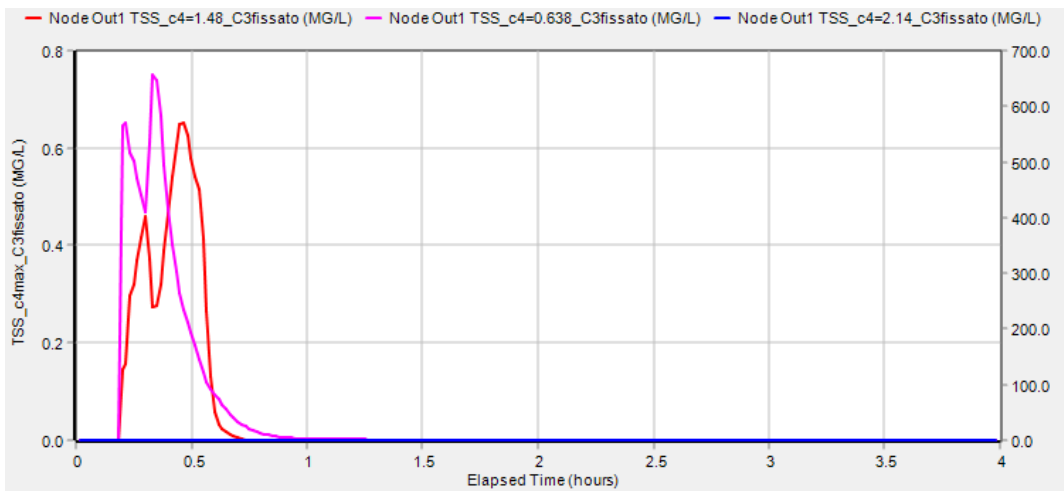
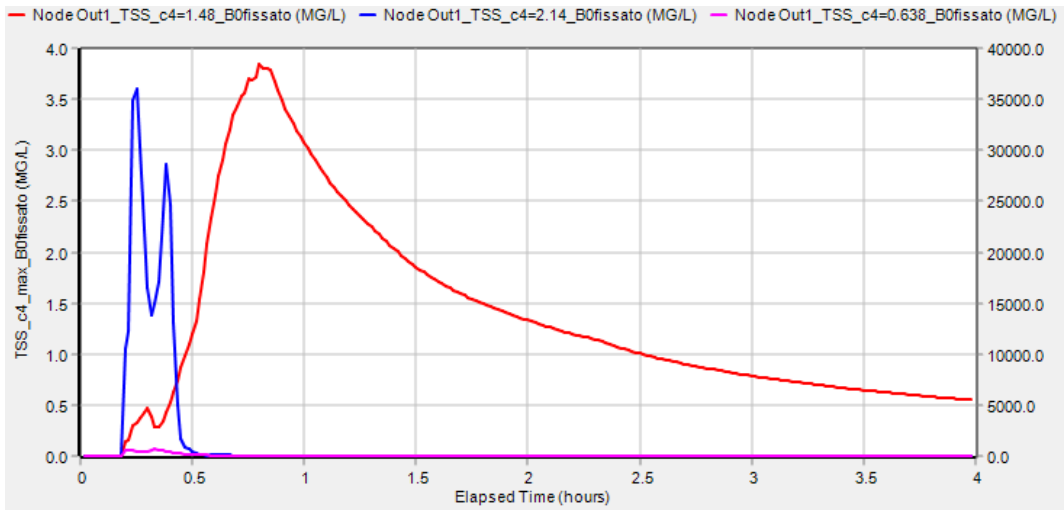
Allegato 3

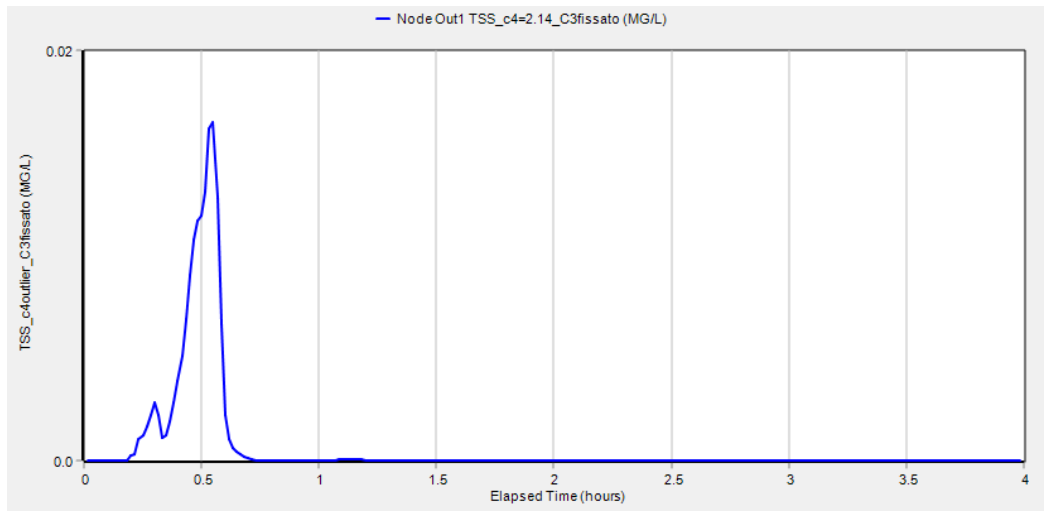
- Risultati di simulazione per il sottobacino A6:





- Risultati di simulazione nella sezione di **OUTFALL**:





Allegato 4

- Simulazione evento del 29/08/2016

```

*****TSS_c4max_B0fissatoTSS_c4outlier_B0fissatoTSS_c4min_B0fissato TSS_c4outlier TSS_c4max
Quality Routing Continuity          kg          kg          kg          kg          kg
*****
Dry Weather Inflow .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Wet Weather Inflow .....    1101.390    1101.684    1101.591    1233.431    1091.599
Groundwater Inflow .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
RDII Inflow .....              0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
External Inflow .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
External Outflow .....       774.959       746.521       707.186       835.795       764.421
Flooding Loss .....          382.570          408.378          419.412          457.215          382.625
Exfiltration Loss .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Mass Reacted .....            0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Initial Stored Mass .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Final Stored Mass .....         0.144          0.090          0.254          0.100          0.144
Continuity Error (%) .....     -5.110         -4.838         -2.293         -4.838         -5.093

```

```

***** TSS_c4min
Quality Routing Continuity          kg
*****
Dry Weather Inflow .....          0.000
Wet Weather Inflow .....     305.201
Groundwater Inflow .....          0.000
RDII Inflow .....              0.000
External Inflow .....          0.000
External Outflow .....       195.930
Flooding Loss .....          116.200
Exfiltration Loss .....          0.000
Mass Reacted .....            0.000
Initial Stored Mass .....          0.000
Final Stored Mass .....         0.070
Continuity Error (%) .....     -2.293

```

- Simulazione evento ridotto del 19/08/2016

```

*****TSS_c4max_B0fissatoTSS_c4outlier_B0fissatoTSS_c4min_B0fissato TSS_c4outlier TSS_c4max
Runoff Quality Continuity          kg          kg          kg          kg          kg
*****
Initial Buildup .....     1101.170     1101.170     1101.170     1232.856     1091.357
Surface Buildup .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Wet Deposition .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Sweeping Removal .....          0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Infiltration Loss .....       0.229         0.131         0.156         0.147         0.228
BMP Removal .....            0.000          0.000          0.000          0.000          0.000
Surface Runoff .....       1034.052       601.411       935.146       673.332       1023.870
Remaining Buildup .....        67.144        499.762        165.902        559.527        67.512
Continuity Error (%) .....     -0.023         -0.012         -0.003         -0.012         -0.023

```

```

***** TSS_c4min
Runoff Quality Continuity          kg
*****
Initial Buildup .....     305.085
Surface Buildup .....          0.000
Wet Deposition .....          0.000
Sweeping Removal .....          0.000
Infiltration Loss .....       0.043
BMP Removal .....            0.000
Surface Runoff .....       259.088
Remaining Buildup .....        45.964
Continuity Error (%) .....     -0.003

```


Bibliografia e sitografia

- [1] Brett Davis, Gavin Birch, «Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves,» *Environmental Pollution*, 2010.
- [2] E. I. B. A. I. Comune di Bologna, «Linee guida sull'adozione di tecniche di drenaggio urbano sostenibile per una città più resiliente ai cambiamenti climatici,» p. “, 2018.
- [3] Franco Salerno, Viviano Gaetano, Tartar Gianni, «Urbanization and climate change impacts on surface water quality: : Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces,» in *Water research*, 2018, pp. pp. 491-502.
- [4] J. Zischgi et al., «Future trajectories of urban drainage systems: A simple exploratory modeling approach for assessing socio-technical transitions,» in *Science of the total environment (2019)*, 2019, pp. 1709-1719.
- [5] Andersson et al., «Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services,» in *AMBIO*, 2014, pp. pp. 445-453..
- [6] Jeffrey N Brown, Barrie M Peake, «Sources of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Stormwater Runoff,» in *Science of The Total Environment*, 2006.
- [7] Gioia Gibelli, Alessandra Gelmini, Ester Pagnoni, Francesca Natalucci, «Gestione sostenibile delle acque urbane. Manuale di drenaggio ‘urbano’,» 2015.
- [8] Woods Ballard et al., in “*The SuDS Manual*” (riadattato), 2015.
- [9] Z. Y. M. E. T. M. F. Chow, «Level and transport pattern of faecal coliform bacteria from tropical urban catchments,» *Water Science & Technology* , p. 1822, 2013.
- [10] Arpa, <http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/glossario/solidi-sospesi-totali>.
- [11] Arpa, «<http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/glossario/coliformi>,» [Online].
- [12] Arpa, «<http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/glossario/cod>,» [Online].
- [13] RMB, «<https://www.rmbel.info/primer/total-phosphorus/>,» [Online].
- [14] A. Leone, Ambiente e territorio agroforestale: linee guida per la pianificazione sostenibile e gli studi di impatto ambientale.
- [15] H. A. Aziz, «Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone,» in *Waste Management & Research*, 2004.
- [16] T. Manios, E. Stentiford e P. Millner, «The removal of NH₃-N from primary treated wastewater in subsurface reed beds using different substrates,» in *Journal of Environmental Science and Health*, 2002, p. Part A. 37 (3): 297–308.

- [17] Z. Y. Ming Fai Chow, «Sizing first flush pollutant loading of stormwater runoff in tropical urban catchments,» *Environmental Earth Science*, n. 72, p. 4047–4058, 2014.
- [18] A. B. T. L. M. M. G. S. S. Artina, «Experimental analysis of first foul flush in an industrial area».
- [19] Q. Y. K. Y. Jing Cheng, «Evaluation of a first-flush capture and detention tank receiving runoff from an asphalt-paved road,» *Water and Environment Journal*, 2017.
- [20] A. G. A. G. V. I. G. I. F. A. F. P. E. R. Maria Di Modugno, «Build-Up/Wash-Off Monitoring and Assessment for Sustainable Management of First Flush in an Urban Area,» *Sustainability*, pp. 5050-5070, 2015.
- [21] S. J. X. H. N. E. J. A. R. Abdullah Al Mamoon, «First flush analysis using a rainfall simulator on a micro catchment in an arid climate,» *Science of the Total Environment*, 2019.
- [22] «<https://www.freeflush.co.uk/>,» [Online].
- [23] M. K. S. Masoud Kayhanian, «Mass Loading of First Flush Pollutants with Treatment Strategy Simulations,» 2005.
- [24] B. K. Lee J.H., «Characterization of urban stormwater runoff,» *Water Resource*, vol. 34, p. 1772–1780, 2000.
- [25] Caltrans, *Guidance manual: stormwater monitoring protocols*, In: report no. CTSW-RT-00-005, Department of Transportation, California, 2000.
- [26] Min-Cheng Tu, Patricia Smith, «Modeling Pollutant Buildup and Washoff Parameters for SWMM Based on Land Use in a Semiarid Urban Watershed,» *Water Air Soil Pollut*, (2018) .
- [27] Ma JS, Khan S, Li YX, Kim LH, Ha S, Lau SL, Kayhanian M, Stenstrom MK, «First flush phenomena for highways: how it can be meaningfully defined.,» in *Proceedings of the 9th international conference on urban drainage*, Portland, 2002.
- [28] Keith Loague, Richard E. Green, «Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application,» in *Journal of Contaminant Hydrology, Volume 7, Issues 1–2*, 1991, pp. 51-73.
- [29] Cort J. Willmott, «Some Comments on the Evaluation of Model Performance».
- [30] R. Senette, «Modello di simulazione SWMM per le tecniche di drenaggio urbano sostenibile in zona Borgo Dora (Torino)».
- [31] I. S. L. P. L. R. Prof. Fulvio Boano, «Rete di drenaggio in zona Borgo Dora – Analisi delle criticità e interventi migliorativi,» 2017.
- [32] A. Petruzzello, «Effetto di sistemi di drenaggio urbano sostenibile sulla qualità delle acque di prima pioggia: modellazione della rete di Borgo Dora».
- [33] ARPA. [Online]. Available: https://www.arpa.piemonte.it/rischinaturali/accesso-ai-dati/annali_meteorologici/annali-meteo-idro/banca-dati-meteorologica.html.

- [34] M. F. Chow, Z. Yusop and M. E. Toriman, «Level and transport pattern of faecal coliform bacteria from tropical urban catchments,» in *Water Science & Technology*, 2013, p. 1822–1831.