

Giorgio Mannina, Gaspare Viviani\*

## EFFETTI DELLE ACQUE DI PIOGGIA SULL'EFFICIENZA DEGLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE

## THE INFLUENCE OF STORMWATER ON THE WASTEWATER TREATMENT PLANT EFFICIENCY

*Nella memoria sono valutati gli effetti delle acque di pioggia sull'efficienza degli impianti di depurazione a servizio di centri urbani dotati di fognature a sistema unitario. In particolare, sono presentati i risultati di uno studio modellistico mirato a identificare e quantificare i maggiori fattori critici che possono avere luogo a causa del sovraccarico di un impianto di depurazione di potenzialità medio-bassa a seguito di un evento di pioggia. L'indagine è stata limitata ai trattamenti secondari dell'impianto, costituiti da una vasca a fanghi attivi seguita da un sedimentatore finale a flusso orizzontale radiale. Per tale schema di impianto sono stati presi in esame cinque diverse potenzialità, corrispondenti a differenti popolazioni equivalenti servite; per ciascuna di esse sono state eseguite simulazioni dinamiche caratterizzate da un diverso valore di coefficiente di diluizione, definito come rapporto tra la portata ammessa all'impianto e la portata media nera, al fine di quantificare gli effetti degli incrementi di portata in ingresso all'impianto durante il tempo di pioggia. In particolare, sono state prese in esame tre differenti serie di idrogrammi e pollutogrammi in ingresso all'impianto, aventi una durata complessiva di due settimane: una prima serie di tempo secco, una seconda serie di tempo di pioggia caratterizzata da due eventi di pioggia successivi e infine una terza serie caratterizzata da un unico evento di pioggia di lunga durata. Per ciascuna serie di portata e concentrazione in ingresso e per ciascuna potenzialità dell'impianto presa in esame sono state analizzate le serie di concentrazione in uscita dal modello al variare del coefficiente di diluizione, al fine di quantificare gli effetti dei possibili sovraccarichi così generati in tempo di pioggia. I risultati ottenuti hanno evidenziato un differente comportamento degli impianti, sia al variare del coefficiente di diluizione e quindi della portata massima ammessa all'impianto, sia al variare della potenzialità dell'impianto esaminato e quindi delle sue dimensioni.*

**Parole chiave:** Depurazione acque reflue, Acque di prima pioggia, Corpi idrici ricettori, Mitigazione dell'impatto delle acque reflue.

*The paper presents the evaluation of the stormwater effects on the wastewater treatment plant efficiency devoted for the treatment of wastewater of urban drainage systems with combined urban drainage systems. Specifically, the results of an experimental modeling study are presented in order to identify and quantify the major critical factors which affect the overloading due to a storm event of wastewater treatment plant of average size. The study was limited to secondary treatment constituted of an activated sludge tank and a secondary settler at horizontal flux. For this plant layout five plant potentialities have been taken into account which in turns correspond to different served populations. For each of them, dynamic simulations have been carried out adopting a different dilution coefficient defined as the ratio between the wastewater treatment plant flow rate and the average wastewater flow during dry weather flow. The dynamic simulations allowed to quantify the effects of stormwater increase on the wastewater treatment plant. In particular three different conditions of hydrograph and pollutograph have been taken into account each having a duration period of two weeks: a first series of dry weather flow; a second series referred to the storm period characterized by two storm events and a third series characterized by only one storm event. For each series of concentrations and flow at the plant inlet and for each wastewater treatment plant size, the series at the plant outlet have been analyzed in order to assess possible overloading effects. The results showed a different behavior of the plant connected to the plant size and with respect to the dilution coefficients.*

**Keyword:** Wastewater Treatment, Stormwater, Receiving Water Bodies, Mitigation of the Wastewater Impact.

### 1. INTRODUZIONE

Nel caso di centri urbani dotati di fognature a sistema unitario, l'avvio delle acque di pioggia all'impianto di depurazione determina, come è ovvio, una variazione delle caratteristiche quantitative e qualitative dei reflui a questo alimentati. I cambiamenti così determinati dei parametri di funzionamento dell'impianto possono causare variazioni

anche sostanziali dei rendimenti delle varie unità che compongono l'impianto, spesso in senso peggiorativo. Tuttavia, non tutte le unità rispondono allo stesso modo alle variazioni delle condizioni di alimentazione; in particolare, i pretrattamenti e i trattamenti primari presentano una discreta elasticità, mentre i trattamenti secondari, specie se di tipo biologico, sono spesso abbastanza sensibili alle variazioni

*Giorgio Mannina, PhD, Assistant professor; Gaspare Viviani, Professore ordinario, Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale, Aerospaziale, dei Materiali, Università degli Studi di Palermo, viale delle Scienze, Ed. 8, 90128 Palermo.*

rispetto alle condizioni stazionarie per le quali sono stati dimensionati.

Gli effetti delle acque di pioggia sugli impianti di depurazione sono sintetizzabili essenzialmente nei seguenti punti (Harremoes et al., 1993; Rouleau et al., 1997a,b; Dauphin et al., 1998; Otterpohl e Freund, 1992):

- 1) diminuzione della concentrazione di biomassa nella vasca di aerazione per effetto del suo dilavamento (wash-out) e del conseguente trasferimento nell'unità di sedimentazione che segue la vasca;
- 2) incremento del flusso solido alimentato all'unità di sedimentazione e del quantitativo di fango in essa accumulata;
- 3) possibile sfioro di solidi col chiarificato dell'unità di sedimentazione, a seguito della risalita del letto di fango, e conseguente riduzione dell'efficienza dell'impianto.

Va poi aggiunto che la perdita di solidi nel corso dell'evento di pioggia, oltre a peggiorare la qualità dei reflui trattati nel corso dell'evento stesso, determina modesti rendimenti di rimozione del processo biologico anche nella fase temporale immediatamente successiva alla fine dell'evento, fino alla ricostituzione delle necessarie concentrazioni di biomassa nella vasca di aerazione. Quindi, l'arrivo delle acque di pioggia può mettere in crisi l'impianto tanto durante l'evento meteorico, quanto (e a volte ancor più) subito dopo questo.

Dalla letteratura tecnica emerge che in passato sono stati condotti pochi studi mirati ad analizzare le variazioni del comportamento degli impianti di depurazione durante gli eventi di pioggia (Stricker et al., 2003). Le principali motivazioni sono da ricercare per lo più nelle elevate risorse umane ed economiche da investire per condurre delle campagne di raccolta dati su impianti reali. Per contro, sempre crescente è il ricorso all'uso di modelli matematici di simulazione, atti ad analizzare, studiare e quantificare gli effetti delle acque di pioggia sugli impianti di depurazione (Yuan et al., 1993; Chapman, 1995; Bauwens et al., 1996; Capodoglio, 2000a-b; Vismara et al., 2002). Infatti lo strumento modellistico consente, in modo semplice e con l'impegno di modeste risorse, la comparazione di differenti strategie di controllo mirate a limitare l'impatto delle acque di pioggia sugli impianti di depurazione (Londong, 1990; Otterpohl et al., 1994; Rouleau et al., 1997a; Mannina e Viviani, 2009; Maruejols et al., 2012; Flores-Alsina et al., 2012).

Nella memoria, con l'obiettivo di valutare gli effetti delle acque di pioggia sugli impianti di depurazione, sono state condotte delle simulazioni matematiche di uno schema di impianto di depurazione, limitatamente ai trattamenti secondari costituiti dall'accoppiamento di una vasca a fanghi attivi seguita da un sedimentatore finale del tipo a flusso orizzontale radiale; la simulazione è stata ripetuta per differenti potenzialità dello schema d'impianto, limitando però l'attenzione al range di potenzialità medio-basso (fra 2.000 e 50.000 abitanti equivalenti) e variando per ciascuna potenzialità il valore del "rapporto di diluizione"  $r_d$  delle portate ammesse all'impianto, definito come rapporto tra la portata massima ammessa in tempo di pioggia e quella media nera di tempo secco. In particolare sono state condotte delle simulazioni in condizioni dinamiche utilizzando il software GPS-X® (Hydromantis, 1999); per ciascuna potenzialità dell'impianto presa in esame, sono stati considerati tre differenti casi caratterizzati da diverse serie di portata e

concentrazione in ingresso all'impianto. Il primo caso è relativo alla situazione di tempo secco, mentre i rimanenti due casi sono caratterizzati dalla presenza di eventi di pioggia aventi diversa intensità e durata.

I risultati dello studio hanno consentito di fare interessanti considerazioni, utili per il dimensionamento e la gestione degli impianti di depurazione, con riferimento alla differente risposta dell'impianto in conseguenza sia di un diverso andamento della portata in ingresso all'impianto in tempo di pioggia, sia della natura degli inquinanti considerati.

## 2. MATERIALE E METODI

### 2.1 Il software di simulazione

Il software GPS-X® (Hydromantis, 1999), utilizzato per le simulazioni dinamiche condotte nello studio, è uno tra i simulatori più diffusi per la modellazione degli impianti di depurazione di acque reflue civili ed industriali. Il software utilizza i più recenti modelli di simulazione e, per mezzo di un'avanzata interfaccia grafica e di una moltitudine di strumenti utili, facilita la costruzione dei più comuni schemi di impianti di trattamento, di cui consente la simulazione in condizioni dinamiche di alimentazione ed esercizio; in tal modo, esso consente di simulare configurazioni degli impianti relativi a nuove realizzazioni o a interventi di up-grading di impianti esistenti. Il software permette ancora di valutare vantaggi e svantaggi di differenti strategie di controllo, di ottimizzare i costi di aerazione e di indagarne gli effetti sulla qualità dell'effluente, anche con riferimento alla possibilità di rimuovere i nutrienti presenti nei reflui.

Per quanto riguarda i processi biologici, i modelli messi a disposizione dal software sono quelli proposti dalla IWA Task Group, quali ASM1, ASM2d e ASM3 (Henze et al., 2000).

Il trattamento di sedimentazione può essere invece simulato nel software facendo ricorso a uno dei seguenti modelli e dei relativi programmi ad essi riconducibili:

- modello reattivo mono-dimensionale: Mantis, ASM1, ASM2d, ASM3, Newgeneral;
- modello non reattivo dimensionale: Point;
- modello non reattivo mono-dimensionale: Simple 1-d.

Nei modelli di tipo reattivo si ipotizza che all'interno dell'unità di sedimentazione avvengano reazioni di tipo biologico; questo tipo di modelli prende il nome dai corrispondenti modelli per la biomassa sospesa. Nei modelli mono-dimensionali non reattivo si assume che all'interno del sedimentatore non avvengano reazioni biologiche e le variazioni del componente generico  $i$  in ingresso al sedimentatore sono esclusivamente di natura fisica. Il modello non reattivo dimensionale (Point) assume che il sedimentatore abbia un funzionamento di tipo ideale garantendo una efficienza di separazione solido-liquido pari ad uno. Il modello mono-dimensionale considera ma il sedimentatore viene suddiviso in un certo numero di strati (10 layer per default) di spessore uguale lungo tutta la sua altezza e per ciascuno strato viene effettuato un bilancio di massa secondo l'approccio proposto da Takacs et al. (1991).

### 2.2 Schema di impianto esaminato e scenari di simulazione

In Fig. 1 è rappresentato lo schema d'impianto simulato, implementato in GPS-X; come già evidenziato, esso si limita ai trattamenti secondari, costituiti dall'accoppiamento di una vasca a fanghi attivi e da un successivo sedimentatore finale a flusso orizzontale radiale.

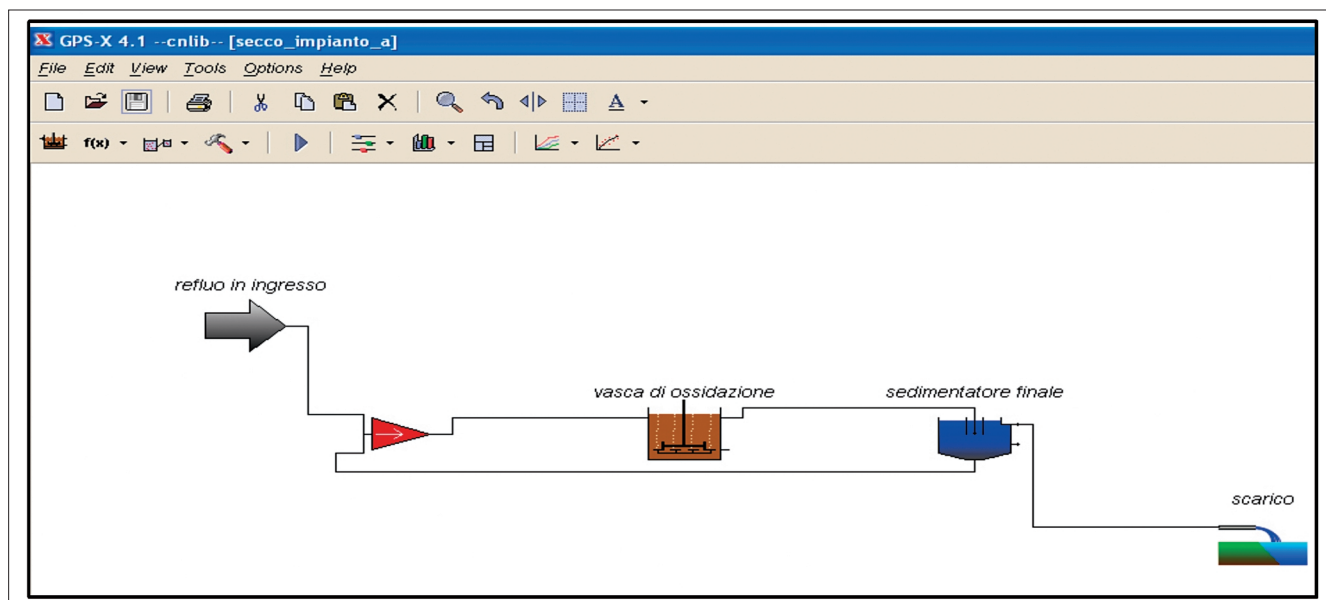


Figura 1 - Schema di impianto di depurazione implementato nel modello GPS-X.

Nella Tab. I sono riportate le principali caratteristiche degli schemi di impianti esaminati, che come detto differiscono per la loro potenzialità, in termini di abitanti equivalenti serviti; le caratteristiche dimensionali e di funzionamento delle unità facenti parte degli schemi esaminati, i cui principali valori sono riportati nella tabella, sono stati ricavati eseguendo una fase preventiva di predimensionamento degli impianti.

te di origine domestica scaricate in fognatura; la seconda serie (*serie 2: storm event*) è relativa alla sovrapposizione delle portate di tempo secco con quelle di pioggia derivanti dal susseguirsi di due eventi di pioggia successivi, di intensità comparabile, di cui il primo comporta un elevato effetto di first-flush per dilavamento degli inquinanti depositatisi nel precedente periodo di tempo secco; infine la terza serie (*serie 3: rain event*) è anche dovuta alla sovrapposizione tra

TABELLA I - Caratteristiche degli impianti considerati nelle simulazioni

Potenzialità	A	B	D	E	F
Abitanti serviti	2.000	7.000	10.000	20.000	50.000
Portata media nera (m <sup>3</sup> /d)	400	1.400	2.000	4.800	12.000
Volume del bacino di ossidazione (m <sup>3</sup> )	231	500	668	1.200	3.000
Superficie sedimentatore (m <sup>2</sup> )	22	113	156	375	937
Portata fango di ricircolo (m <sup>3</sup> /d)	216	984	2.000	4.800	12.000
Portata fango di supero (m <sup>3</sup> /d)	9,5	27,2	56,2	135,0	337,5

I valori delle portate e delle concentrazioni in ingresso agli impianti sono stati derivati a partire dai dati relativi al programma COST (Copp, 2002); poiché le serie di portate in esso utilizzate sono relative a un impianto alimentato con portate medie di tempo secco di circa 18.000 m<sup>3</sup>/d, i valori della portata di tempo secco relativa alle potenzialità qui esaminate sono state ricavate moltiplicando quelli riportati nel COST per il rapporto tra la portata media nera alimentata a ciascuno degli schemi presi in esame e quella dello schema riportato nel COST. Alle portate così determinate sono state sommate quelle di pioggia riportate nel COST, di cui si dirà appresso, ricavate per differenza tra la portata totale e quella di tempo secco. I criteri per il dimensionamento per quanto riguarda i carichi organici ed i carichi idraulici sono stati assunti differenti rispetto a quelli adottati dal COST.

Come accennato, sono state prese in esame tre differenti serie di idrogramma e pollutogramma in ingresso all'impianto, tutti della durata complessiva di due settimane: la prima serie (*serie 1: dry-weather*) è relativa a un periodo di tempo secco, con variabilità delle portate quindi dovute esclusivamente all'usuale variazione nell'arco del giorno delle porta-

te di tempo secco e di pioggia, queste ultime però dovute a un solo evento di pioggia di lunga durata e di intensità inferiori a quelli della seconda serie.

In particolare, la serie 2 comprende gli idrogrammi di pioggia generati da un primo evento della durata di circa 2 ore, seguito da un secondo evento della durata di circa 15 ore separato dal primo da un periodo di tempo secco di circa 2 giorni. La serie 3 comprende invece un solo idrogramma, generato da un evento di pioggia della durata di circa 40 ore.

A titolo di esempio, in Fig. 2 sono riportati gli andamenti nel tempo delle portate e degli inquinanti in forma particolata in ingresso all'impianto (quindi misurate a valle dello scaricatore di piena), relativi al caso della potenzialità d'impianto B e con un valore di  $r_d$  pari a 2,5. L'esame degli andamenti in figura mette in evidenza che, nel caso della serie 2, a seguito del passaggio del primo evento si verifica un incremento delle concentrazioni dovuto alla risospensione degli inquinanti accumulatisi in fognatura in tempo secco; segue una riduzione delle concentrazioni in corrispondenza del secondo evento, che determina la diluizione degli inquinanti di tempo secco. Nel caso della serie 3, in-

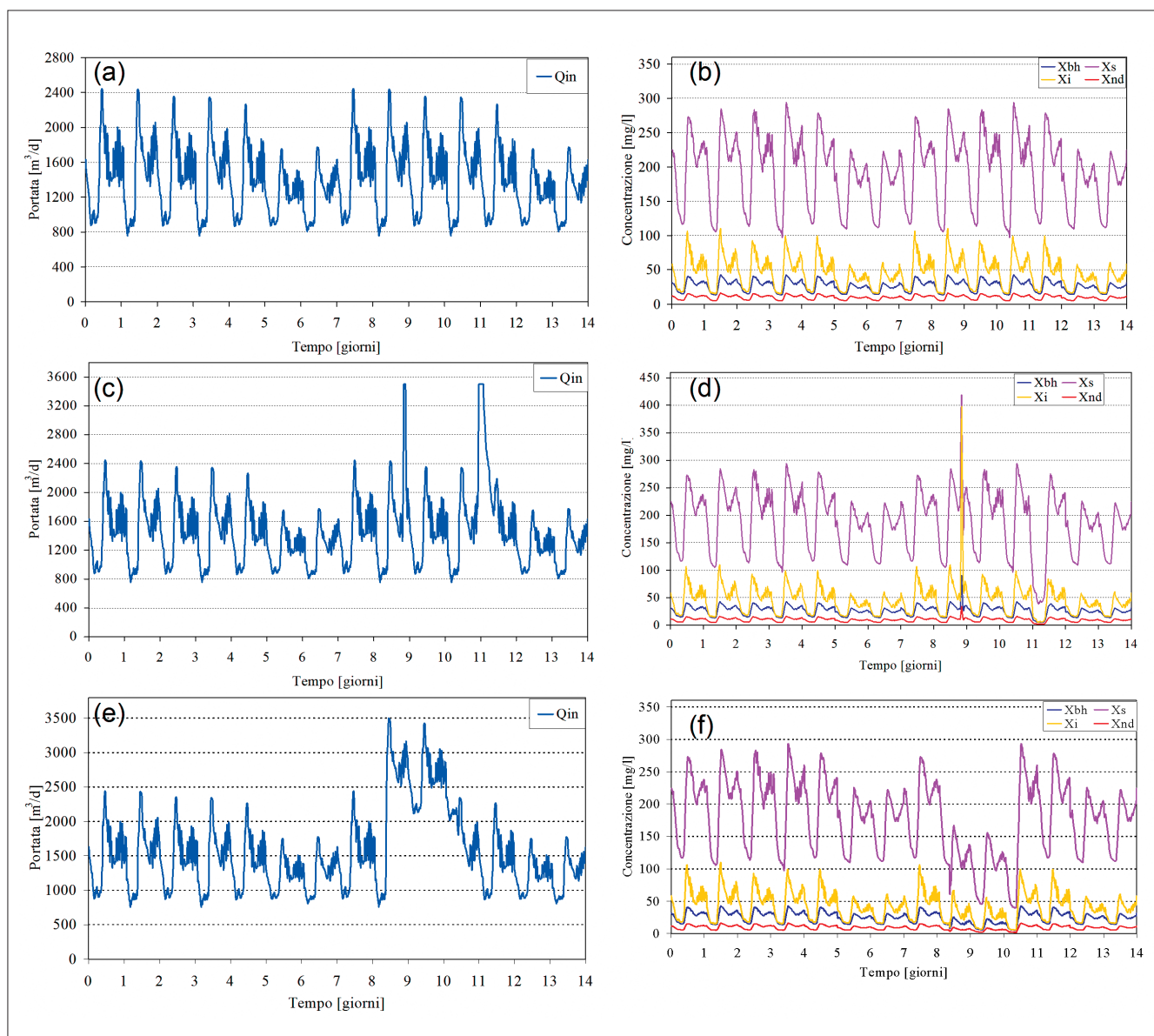


Figura 2 - Andamenti delle portate e delle concentrazioni in ingresso all'impianto di depurazione (potenzialità B e rd=2.5) adoperate per le simulazioni dinamiche col modello GPS-X: a) e b) serie 1; c) d) serie 2; e) ed f) serie 3.

vece, le minori intensità dell'evento di pioggia in gioco e la sua maggiore durata comportano la riduzione delle concentrazioni per diluizione nel corso dell'intero evento.

Per la valutazione della qualità del refluo in ingresso è stato impiegato il modello CODfraction di GPS-X. Per descrivere i processi biologici e quelli di sedimentazione finale sono stati impiegati, rispettivamente, il modello ASM1 e il modello Simple1-d. Per quanto concerne i parametri cinetici e stechiometrici del modello biologico ASM1 e i parametri del modello di sedimentazione, sono stati utilizzati i valori di default forniti dal programma, riportati rispettivamente nelle Tab. II e III.

A partire dai risultati ottenuti dalle simulazioni dinamiche, in tempo secco e di pioggia, sono stati confrontati per differenti valori del rapporto di diluizione i comportamenti dell'impianto, nelle varie potenzialità esaminate. A tale scopo, sono stati calcolati due indicatori di prestazione; il primo,  $\eta_i$ , è pari al rapporto tra la massa dell'inquinante i-esimo rimossa dall'impianto e quella in ingresso; il secondo indica-

tore,  $M_i$ , è pari al rapporto percentuale tra la massa sversata in tempo di pioggia, al netto di quella di tempo secco, e la massa totale scaricata durante il tempo di pioggia.

I due indicatori sono stati calcolati con le seguenti espressioni:

$$a) \text{ rendimento di rimozione: } \eta_i = \frac{M_{in,i} - M_{out,i}}{M_{in,i}} \quad (1)$$

$$b) \text{ massa scaricata: } M_i = \frac{M_{pioggia,i} - M_{secco,i}}{M_{pioggia,i}} \times 100 \quad (2)$$

dove, per l'inquinante i-esimo,  $M_{in,i}$  e  $M_{out,i}$  rappresentano rispettivamente le masse in ingresso e in uscita dall'impianto di depurazione, mentre  $M_{pioggia,i}$  e  $M_{secco,i}$  rappresentano la massa totale scaricata in tempo di pioggia e quella totale scaricata in tempo secco dall'impianto.

Entrambi gli indicatori sono stati valutati per l'intero periodo di simulazione, della durata di 14 giorni.



TABELLA II - Valori di default dei parametri cinetici e stechiometrici del modello ASM1

Descrizione	Simbolo	Valore default GPS-X	U.M.
<b>Parametri cinetici</b>			
coefficiente di crescita degli eterotrofi	$\mu_{\max H}$	4	$d^{-1}$
coefficienti di semisaturazione	$K_S$	10	$g_{COD}/m^3$
coefficienti di semisaturazione	$K_{OH}$	0,2	$g_{O_2}/m^3$
coefficienti di semisaturazione	$K_{NO}$	0,5	$g_{NO_3}/m^3$
coefficiente endogeno degli eterotrofi	$b_H$	0,3	$d^{-1}$
fattori di correzione del tasso di crescita $\eta_g$ e del tasso di idrolisi in condizioni anossiche	$\eta_g$	0,8	-
coefficiente di crescita degli autotrofi	$\mu_{\max A}$	0,5	$d^{-1}$
coefficiente di semisaturazione per la crescita della biomassa autotrofa	$K_{NH}$	1	$g_{NH_3-N}/m^3$
coeff. endogeno degli autotrofi	$b_A$	0,05	$d^{-1}$
coefficienti di semisaturazione	$K_{OA}$	0,4	$g_{O_2}/m^3$
velocità massima di idrolisi	$k_h$	3	$g_{XS}(g_{X_{B,H}COD} d)^{-1}$
coefficiente di semisaturazione per il processo di idrolisi	$K_X$	0,1	$g_{XS}(g_{X_{B,H}COD})^{-1}$
velocità di ammonificazione	$k_a$	0,05	$m^3/(g_{COD} d)$
<b>Parametri stechiometrici</b>			
coefficiente di crescita della biomassa autotrofa	$Y_A$	0,24	$g_{X_{B,A}COD} \text{ formato}/g_N$
coefficiente di crescita della biomassa eterotrofa	$Y_H$	0,67	$g_{X_{B,H}COD} \text{ formato}/g_{COD} \text{ utilizzato}$
frazione di biomassa trasformata in prodotti particellari inerti	$f_p$	0,08	-
quantità di azoto contenuta nella biomassa	$i_{XB}$	0,08	$g_N/g_{COD}$
quantità di azoto contenuta nei prodotti particolati	$i_{XP}$	0,06	$g_N/g_{COD}$

TABELLA III - Valori di default dei parametri del modello di sedimentazione

Descrizione	Simbolo	Valore default GPS-X	U.M.
Velocità sedimentazione	$v_s$	250	m/d
Velocità massima (Velisind)	$v_{\max}$	474	m/d
Parametro sedimentazione di massa	$r_h$	0,000576	$m^3/g_s$
Parametro sedimentazione fioccosa	$r_p$	0,00286	$\frac{s}{m^3/g_s}$
Frazione non sedimentabile	$f_{ns}$	0,00228	-

### 3. RISULTATI

Mediante il software GPS-X e utilizzando le tre serie prima descritte sono state valutate gli andamenti dei principali parametri caratteristici delle prestazioni dell'impianto di depurazione, per tutte le potenzialità esaminate e al variare del valore del rapporto di diluizione.

A titolo di esempio, in Fig. 3 è riportato il confronto tra la concentrazione dell'azoto ammoniacale dell'effluente in tempo secco e quella in tempo di pioggia per la potenzialità B dell'impianto e per un rapporto di diluizione pari a 2,5. L'esame della figura evidenzia che, per entrambe le serie, la concentrazione dell'ammoniaca in tempo di pioggia subisce un incremento con l'aumento della portata in ingresso all'impianto; tale circostanza è legata alla riduzione della capacità di nitrificazione da parte dei batteri autotrofi per effetto, da un lato, della riduzione della concentrazione di ossigeno a seguito dell'incremento della portata in ingresso, in assenza di sistemi automatici di regolazione dell'aerazio-

ne del reattore biologico, dall'altro della riduzione del tempo di residenza cellulare causata anch'essa dall'aumento della portata in ingresso. Tale fenomeno è ricorrente in impianti di questo tipo dove, con la conseguenza evidenziata del rilascio di rilevanti quantità di ammoniaca dall'impianto (*Harremoes et al.*, 1993).

In Fig. 4, relativi alle simulazioni per la serie 2, evidenziano l'incremento delle concentrazioni degli inquinanti in forma particellata nell'effluente, dovuto alle elevate concentrazioni presenti nelle portate entranti, dovute all'effetto di risospensione de-

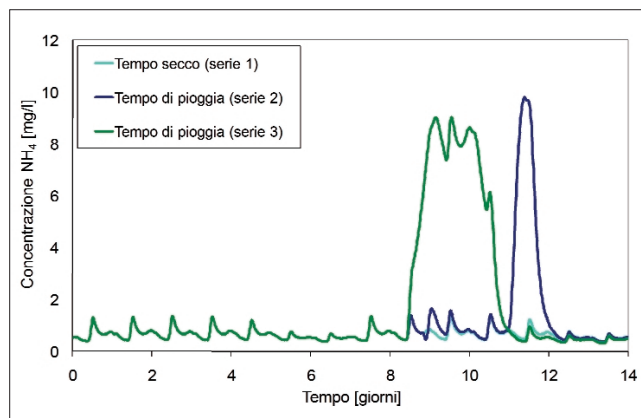


Figura 3 - Confronto tra la concentrazione dell'azoto ammoniacale nell'effluente per le tre serie, nel caso dell'impianto B e per un rapporto di diluizione pari a 2,5.

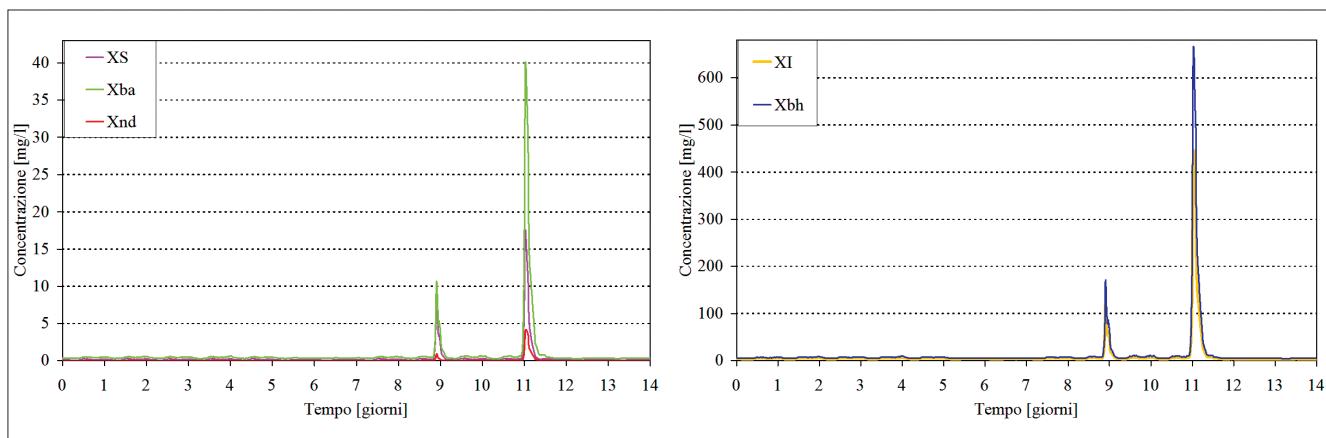


Figura 4 - Andamento delle concentrazioni nell'effluente degli inquinanti in forma particellata, per l'impianto B e la serie 2.

gli inquinanti accumulatisi in fognatura in tempo secco, nonché al dilavamento della biomassa dal reattore biologico e al conseguente sovraccarico del sedimentatore finale. Ciò trova conferma nella Fig. 5, che evidenzia la riduzione della concentrazione di biomassa nel reattore biologico, dovuta come detto al suo dilavamento dalla vasca al sedimentatore finale.

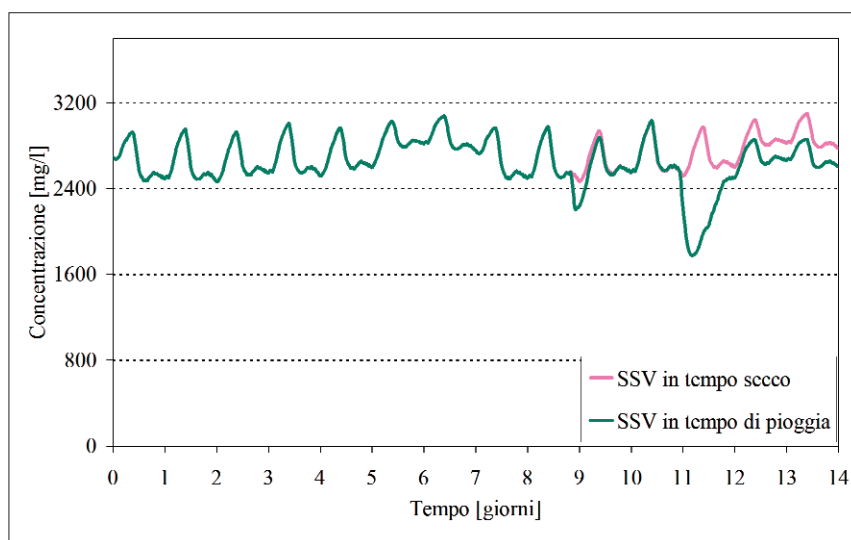


Figura 5 - Confronto tra la concentrazione della biomassa nel reattore biologico, per l'impianto B e le serie 1 e 2.

A partire dai risultati ottenuti dalle simulazioni dinamiche sono stati calcolati e confrontati per i vari impianti i due indicatori, definiti in precedenza, per i principali parametri di inquinamento della qualità dell'acqua (COD, BOD, TSS,  $NH_4$ , TKN), utilizzando valori del rapporto di diluizione  $r_d$  variabili tra 2,5 e 10.

Nelle Fig. 6 e 7 sono riportate la variazioni del rendimento di rimozione  $\eta_i$  degli inquinanti in uscita dall'impianto durante il tempo di pioggia (serie 2 e 3), al variare del rapporto  $r_d$ . Si può osservare che, per effetto delle variazioni di portata e concentrazione in ingresso, la capacità depurativa di ciascun impianto, valutata come massa dell'inquinante rimossa dall'impianto, subisce una riduzione in entrambi i tipi di eventi di pioggia (serie 2 e 3) rispetto al tempo secco. Va osservato che in tempo secco la capacità depurativa dell'impianto, pur variando in funzione del tipo di inquinante

considerato, garantisce valori variabili tra 0,80 e 0,95.

Dall'esame dei confronti dei rendimenti di rimozione di COD, BOD e SST in tempo di pioggia si evince che la riduzione della capacità depurativa è minore negli impianti di elevata potenzialità, rispetto a quelli di minore potenzialità, a causa del maggiore effetto volano offerto dai primi, ciò ovviamente a vantaggio della qualità dell'effluente. Tale situazione è particolarmente evidente per i SST.

Per quanto riguarda la componente azotata, in genere la riduzione della capacità depurativa dei diversi impianti presi in esame è paragonabile. Invero, per fissati valori del rapporto di diluizione, il rendimento di rimozione durante il periodo di pioggia ha, andamenti simili per gli impianti di tipo C, D e E, mentre per i rimanenti due alti valori di  $r_d$  la riduzione del rendimento di rimozione è maggiore negli impianti di bassa potenzialità.

Per gli impianti D ed E i rendimenti di rimozione sono molto simili causando una sovrapposizione delle curve (Fig. 7 e 8). Tale circostanza è legata al probabile raggiungimento di una soglia di massa massima di inquinante rimovibile dall'impianto comportando una invariabilità dell'indicatore, in accordo alla eq. (2), cambiando tipo di impianto.

Nelle Fig. 8 e 9 sono riportati gli andamenti degli incremento delle masse scaricate nelle due serie durante il tempo di pioggia, rispetto a quello secco. L'esame delle figure evidenzia un generale aumento delle masse scaricate, come ovvio contributo dato dalle acque di pioggia; tuttavia tale aumento risulta inferiore nel caso degli impianti di elevata potenzialità, tranne che nel caso dell'azoto ammoniacale nel caso della serie 3 e per coefficienti di diluizione superiori a 5. A titolo di esempio, risulta che, per valori di  $r_d$  pari a 5, la massa di COD avviata al ricettore in tempo di pioggia nella potenzialità E è pari a circa il 50% della massa in ingresso in tempo di pioggia, nel caso delle potenzialità A e B e per lo stesso valore del rapporto di diluizione tale incremento è pari a circa il 70% della massa totale scaricata in tempo di pioggia. Analoghe considerazioni possono essere fatte per gli altri parametri di inquinamento.

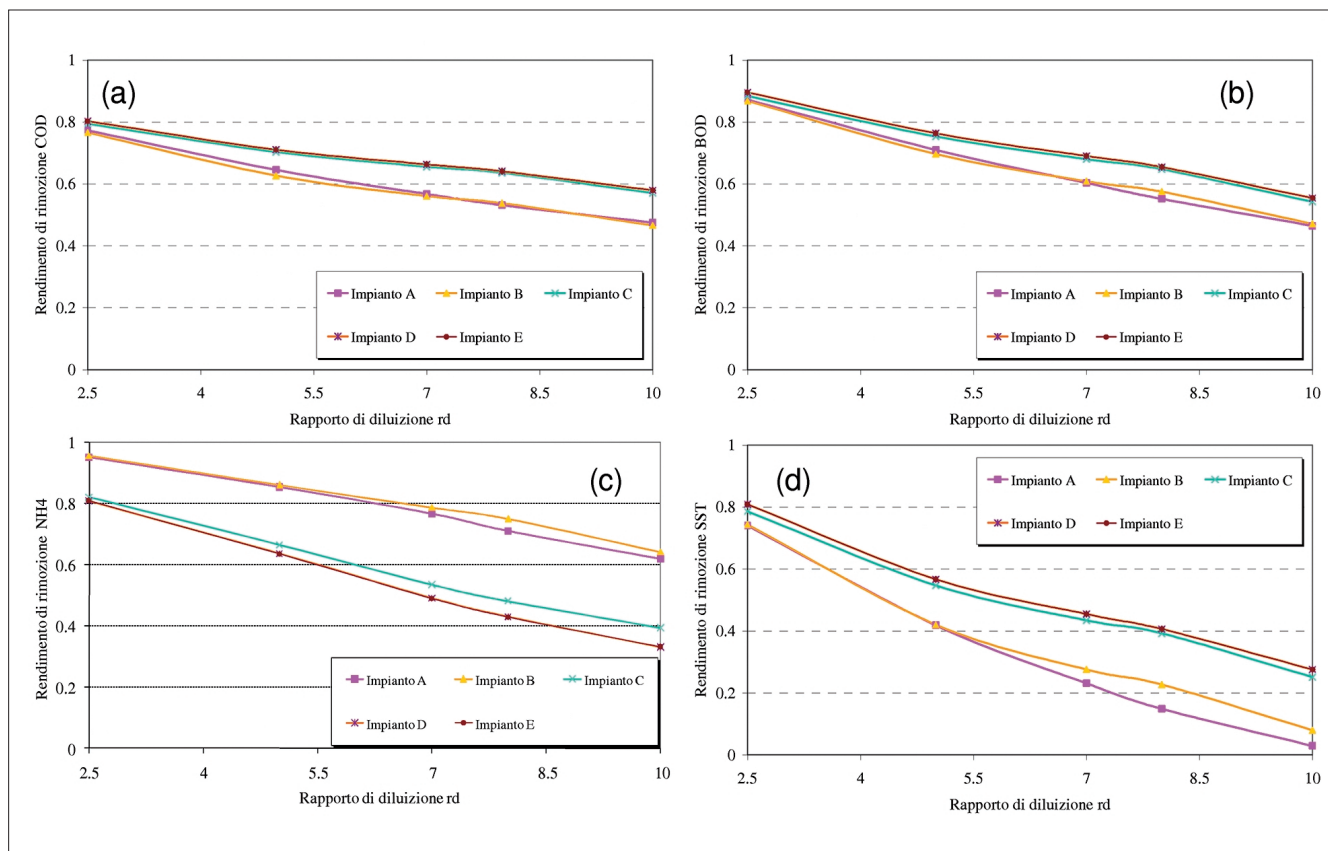


Figura 6 - Confronto tra i rendimenti di rimozione dei diversi impianti per la serie 2.

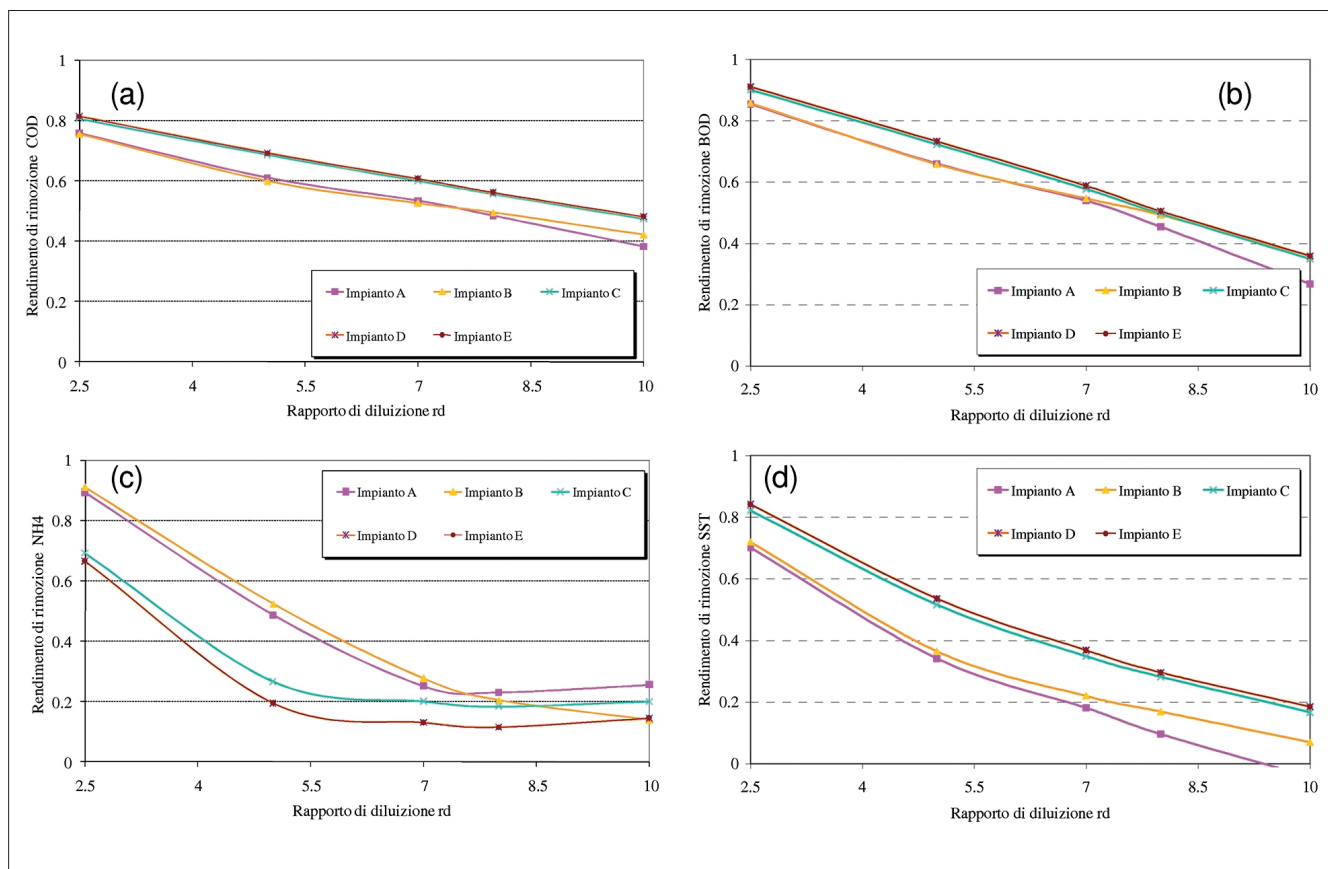


Figura 7 - Confronto tra i rendimenti di rimozione dei diversi impianti per la serie 3.

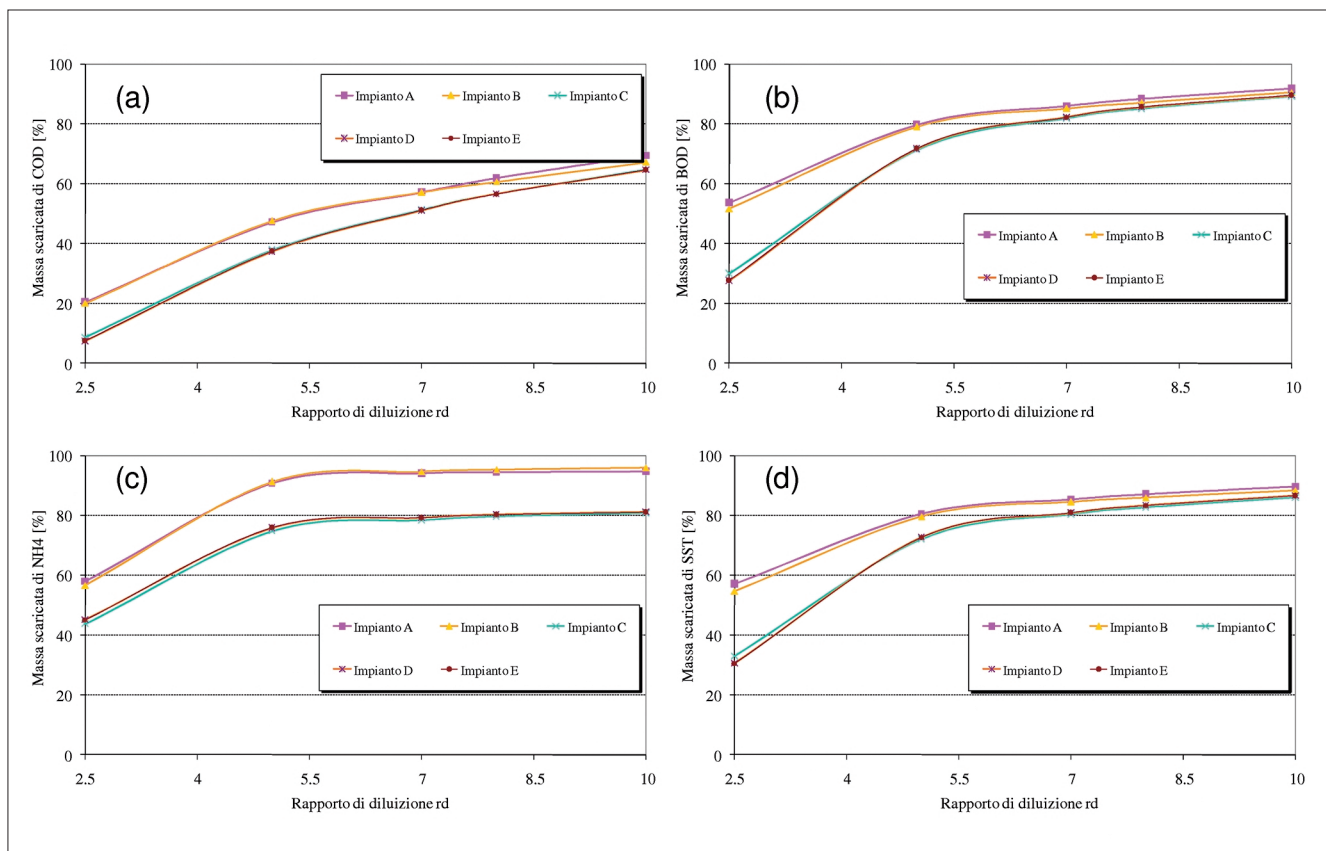


Figura 8 - Andamenti delle masse scaricate  $M_i$  per la serie 2.

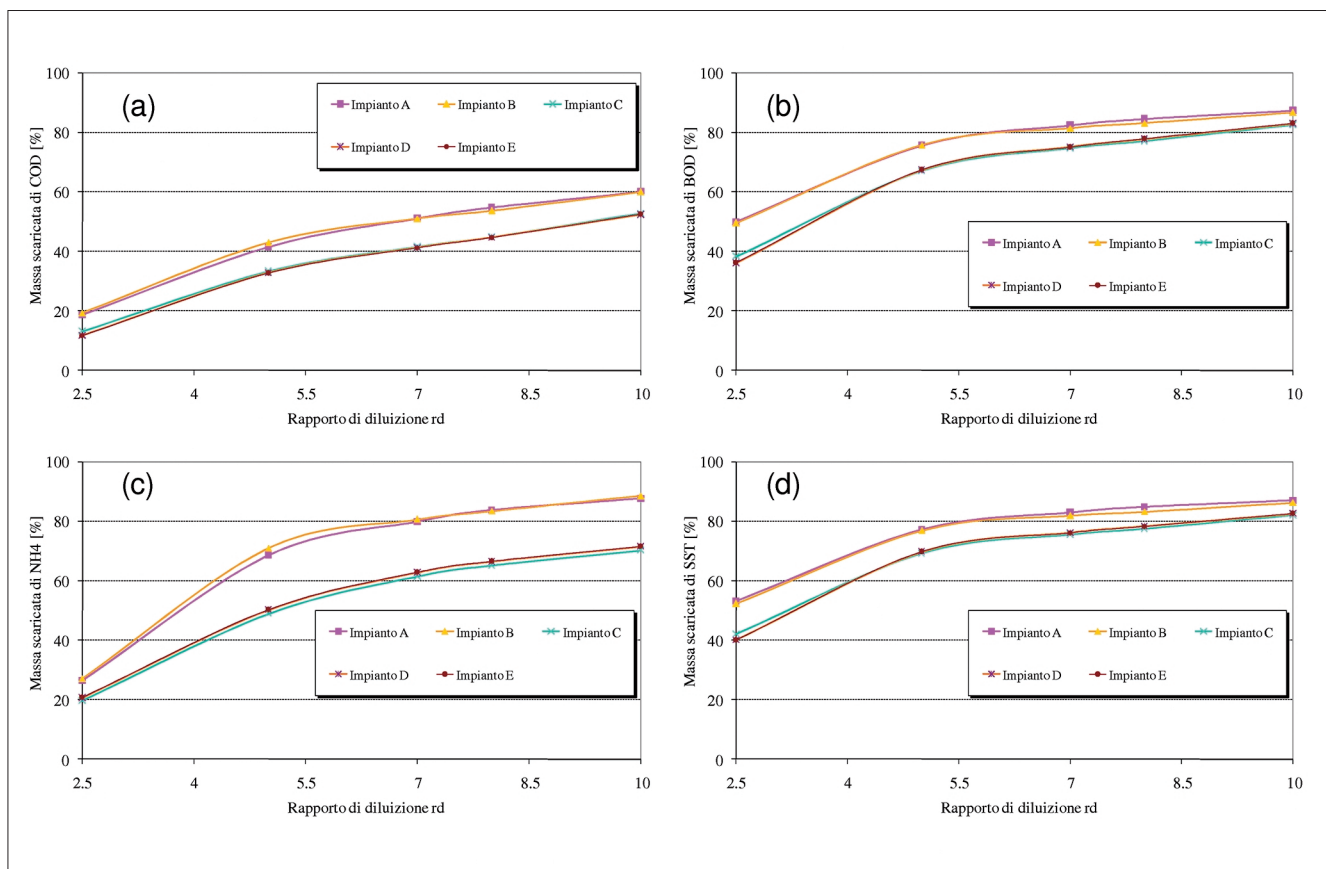


Figura 9 - Andamenti delle masse scaricate  $M_i$  per la serie 3.



#### 4. CONCLUSIONI

Gli effetti indotti dalla variazione delle portate in seguito a eventi di pioggia sono state analizzate e quantificate a mezzo di uno studio di tipo modellistico basato sul modello di simulazione GPS-X. A partire dai risultati ottenuti dalle simulazioni dinamiche sono state valutate le variazioni delle prestazioni degli impianti, per differenti potenzialità degli stessi e in corrispondenza di rapporti di diluizioni crescenti. In particolare, i risultati ottenuti hanno evidenziato che la capacità depurativa di un impianto subisce una riduzione in

tempo di pioggia rispetto al tempo secco, con una riduzione della capacità depurativa minore negli impianti di alta potenzialità, rispetto a quella degli impianti di bassa potenzialità, per l'effetto volano offerto dalle unità costituenti l'impianto stesso.

Tali osservazioni possono essere di utilità per stabilire il valore di progetto da assegnare al rapporto di diluizione, al fine di non superare prefissate standard di qualità ambientale, per quanto riguarda concentrazioni e carichi avviati nel corpo idrico durante il tempo di pioggia.

#### BIBLIOGRAFIA

- Bauwens W., Vanrolleghem P., Smeets M.**, An evaluation of the efficiency of the combined sewer-wastewater treatment system under transient conditions, *Water Science & Technology*, 33, (2), 1996, pp. 199-208.
- Capodaglio A. G.**, Interazione tra fognature, impianti di trattamento e corpi idrici recettori - introduzione ai problemi ed esempi di soluzioni, *Atti Conferenza Nazionale sul Drenaggio Urbano*, Palermo 10-12 maggio, 2000a.
- Capodaglio A. G.**, Modello gestionale per sistemi di raccolta e trattamento delle acque reflue urbane durante eventi critici, *Atti II Conferenza Nazionale sul Drenaggio Urbano*, Palermo 10-12 maggio, 2000b.
- Chapman D. T.**, *Final settler performance during transient loading*. J. Water Pollution Control Federation, 57 (1), 227-234, 1995.
- Copp J. B.**, *The COST simulation benchmark-description and simulator manual*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2002.
- Dauphin S., Joannis C., Degnin A., Bridoux G., Ruban G., Aumond M.**, Influent flow control to increase the pollution load treated during rainy periods, *Water Science & Technology*, 37(12), 1998, pp. 131-139.
- Flores-Alsina X., Corominas L., Neumann M. B., Vanrolleghem P. A.**, Assessing the use of activated sludge process design guidelines in wastewater treatment plant projects: A methodology based on global sensitivity analysis, *Environmental Modelling & Software*, 38, 2012, pp. 50-58.
- Harremoes P., Capodaglio A. G., Hellstrom B. G., Henze M., Jensen K. N., Lynggaard-Jensen A., Soeberg H.**, Wastewater treatment plants under transient loading-performance, modelling and control, *Water Science & Technology*, 27(12), 1993, pp. 71-115.
- Henze M., Gujer W., Mino T., van Loosdrecht M.**, *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater treatment, IWA Publishing, London, UK, 2000.
- Hydromantis Inc.**, *GPS-X-Technical Reference*. Ontario, Canada, 1999.
- Londong J.**, *Sandfanggut in kommunalen Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser*. 37. Heft 12, 1990, pp. 1473-1475.
- Mannina G., Viviani G.**, Hybrid moving bed biofilm reactors: an effective solution for upgrading a large wastewater treatment plant, *Water Science & Technology*, Vol 60(5), 2009, pp. 1103-1116.
- Maruejols T., Vanrolleghem P. A., Pelletier G., Lessard P.**, A phenomenological retention tank model using settling velocity distributions, *Water Research*, 46(20), 2012, pp. 6857-6867.
- Otterpohl R., Freund M.**, Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows, *Water Science & Technology*, 26, (5-6), 1992, pp. 1391-1400.
- Otterpohl R., Freud M., Sanz J. P., Durchschlag A.**, Joint consideration of sewage system and wastewater treatment plant, *Water Science & Technology*, 301, 1994, pp. 147-155.
- Rouleau S., Lessard P., Bellefleur D.**, Simulation of a transient failure in a wastewater treatment plant: a case study, *Water Science & Technology*, 36, (5), 1997a, pp. 349-355.
- Rouleau S., Lessard P., Bellefleur D.**, Behaviour of a small wastewater treatment plant during rain events, *Canadian Journal of Civil Engineering*, 24, (5), 1997b, pp. 790-798.
- Stricker A.-E., Lessard P., Heduit A., Chatellier P.**, Observed and simulated effect of rain events on the behaviour of an activated sludge plant removing nitrogen, *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2, (6), 2003, pp. 429-440.
- Takács G., Patry G., Nolasco D.**, A dynamic model of the clarification-thickening process, *Water Resour.*, 25 (10), 1991, pp. 1263-1271.
- Vismara R., Pomesano G., Baganella K., Ratti A.**, La gestione delle acque di pioggia negli impianti a fanghi attivi: comparazione tra gli schemi ad alimentazione tradizionale e ad alimentazione frazionata (step-feed), *Ingegneria Ambientale*, 31(6), 2002, pp. 304-317.
- Yuan W., Okrent D., Stenstrom M. K.**, Model calibration for the high-purity oxygen activated sludge process-algorithm development and evaluation, *Water Science & Technology*, 28, (11-12), 1993, pp. 163-171.