



Ricerca di Sistema elettrico

Gestione efficiente della risorsa idrica e del rifiuto organico in una smart city

M. Cauditelli, M. Ferraris, P. G. Landolfo, L. Luccarini,
D. Mattioli, F. Musmeci, L. Petta, G. Sabia

GESTIONE EFFICIENTE DELLA RISORSA IDRICA E DEL RIFIUTO ORGANICO IN UNA SMART CITY

M. Cauditelli, M. Ferraris, P. G. Landolfo, L. Luccarini, D. Mattioli, F. Musmeci, L. Petta, G. Sabia (ENEA)

Settembre 2017

Report Ricerca di Sistema Elettrico

Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico - ENEA

Piano Annuale di Realizzazione 2016

Area: "Efficienza energetica e risparmio di energia negli usi finali elettrici ed interazione con altri vettori energetici"

Progetto: "D.6 - Sviluppo di un modello integrato di Smart District Urbano"

Obiettivo: "Gestione sostenibile e circolare dell'ambiente urbano"

Responsabile del Progetto: Claudia Meloni ENEA

Indice

SOMMARIO.....	4
1 INTRODUZIONE.....	6
2 DESCRIZIONE DELLE ATTIVITÀ SVOLTE E RISULTATI.....	7
2.1 GESTIONE EFFICIENTE DELLA RISORSA IDRICA.....	7
2.1.1 <i>Acqua energia e cambiamenti climatici</i>	7
2.1.2 <i>Smart water in ambito urbano e ruolo delle ICT</i>	9
2.2 CARATTERIZZAZIONE E MONITORAGGIO DEI CONSUMI IDRICI PER LA GESTIONE OTTIMIZZATA DELLA DISTRIBUZIONE.....	11
2.3 CARATTERIZZAZIONE, MONITORAGGIO E MODELLAZIONE DELLE RETI DI DRENAGGIO URBANO.....	14
2.4 SISTEMI DI EARLY WARNING PER LA GESTIONE DEGLI EVENTI METEORICI.....	20
2.4.1 <i>Meccanismi di flooding urbano</i>	21
2.4.2 <i>Componenti di un sistema di early warning del flooding urbano</i>	23
2.4.3 <i>Caratteristiche di un Sistema di Early Warning</i>	26
2.5 EFFICIENZA DEL CICLO DI TRATTAMENTO DEPURATIVO.....	30
2.5.1 <i>Analisi e ottimizzazione dei consumi energetici</i>	33
2.5.2 <i>Integrazione del settore depurazione nella piattaforma Smart Water</i>	46
2.5.3 <i>Impiego dei modelli di simulazione a supporto dell'efficienza energetica negli impianti di depurazione</i>	54
2.5.4 <i>Rilevanza dei risparmi energetici conseguibili tramite interventi di efficientamento in impianti di depurazione</i>	71
2.6 CONTROLLO AUTOMATICO IMPIANTI DI DEPURAZIONE.....	73
2.6.1 <i>Controllo intelligente degli impianti di depurazione</i>	74
2.6.2 <i>Materiali e metodi</i>	76
2.6.3 <i>Sistema per il controllo automatico impianti di depurazione schema predenitro/nitro</i>	81
2.6.4 <i>Controllo processo di denitrificazione</i>	83
2.6.5 <i>Controllo processo di nitrificazione</i>	90
2.6.6 <i>Descrizione del sistema brevettato</i>	99
2.7 REALIZZAZIONE DI UN SISTEMA A RETE PER IL COMPOSTAGGIO A PICCOLA SCALA.....	102
2.7.1 <i>La gestione della frazione organica e i principali processi</i>	102
2.7.2 <i>Il compostaggio su piccola scala</i>	103
2.7.3 <i>Il sistema a rete per il compostaggio a piccola scala</i>	105
2.7.4 <i>Metodologia e predisposizione di un sistema di rete per la gestione del compostaggio a piccola scala con l'approccio Internet Of Things (IOT) "Il compostino"</i>	112
3 CONCLUSIONI.....	120
4 RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI.....	123

Sommario

Il lavoro svolto rappresenta la prima fase di una serie di attività, il cui obiettivo finale consiste nello sviluppo di un sistema integrato di monitoraggio e diagnostica in tempo reale per la gestione efficiente della risorsa idrica (Smart Water) e del rifiuto organico (Smart Waste).

Per ciò che concerne la risorsa idrica, la soluzione studiata a livello urbano o di distretto si fonda sulla realizzazione di un sistema di monitoraggio ed analisi dei dati relativi all'intero ciclo delle acque, da implementare all'interno di una piattaforma ICT ("SMART_WATER"), da associare alla piattaforma ICT di livello superiore ("SMART_CITY").

Il termine "Smart Water" si riferisce alle infrastrutture del servizio idrico integrato per la distribuzione dell'acqua potabile, la raccolta e collettamento delle acque reflue e delle acque meteoriche ed il loro trattamento e smaltimento finale. Questo sistema deve garantire la conservazione della risorsa idrica e l'uso efficiente dell'energia. Il sistema di gestione della risorsa idrica della città deve essere sostenibile a lungo termine e deve essere dotato della capacità di monitorare e di collegarsi in rete con altri sistemi critici per scambiare informazioni, perché quando i diversi sistemi sono in grado di condividere informazioni rilevanti e reciprocamente utili si ottengono notevoli vantaggi. Un esempio è lo scambio di dati tra il servizio di allerte meteo, che fornisce previsioni sulle precipitazioni intense, ed il sistema di gestione della rete di raccolta delle acque meteoriche, che elabora probabili zone e tempi di alluvione e a sua volta comunica col sistema di gestione del trasporto, che può quindi ridefinire il traffico di conseguenza e avvisare preventivamente la popolazione.

Per ciò che concerne la *distribuzione idrica*, un sistema "Smart" è progettato per raccogliere dati significativi e funzionali della rete, per calcolare accuratamente i consumi e fare previsioni affidabili sul futuro. Il risultato atteso è una gestione di flusso e pressione di rete il più possibile tarati sulla effettiva domanda, così da evitare sprechi di acqua ed energia e garantire l'affidabilità del servizio. In quest'ottica l'analisi dei consumi idrici in ambito residenziale, grazie all'introduzione di sistemi smart metering in grado di restituire le informazioni relative alla domanda in tempo reale, è un fattore essenziale. Essa consente una gestione più consapevole della rete idrica da parte dei gestori ed un uso più efficiente delle risorse da parte dei consumatori. Le attività in questo ambito, tutte realizzate in stretta collaborazione con l'Università di Ferrara, sono consistite nella caratterizzazione e monitoraggio dei consumi idrici residenziali, per la gestione ottimizzata della rete di distribuzione idropotabile. Partendo da un'analisi dell'attuale sistema di misura dei consumi idrici delle utenze, si è studiata la fattibilità di un sistema basato su tecnologie ICT per il rilevamento, l'archiviazione e la restituzione delle informazioni inerenti i consumi idrici residenziali. Sono inoltre state analizzate le informazioni deducibili dal sistema di monitoraggio dei consumi idrici implementato in piena scala nel centro abitato di Gorino (FE) (Cfr. Report RdS/PAR2016/029).

Per ciò che concerne la *gestione delle acque meteoriche*, la riduzione degli impatti di eventi atmosferici e climatici pericolosi è priorità assoluta per una Smart City, che per questo è chiamata a dotarsi di un sistema per comprendere, modellare e prevedere i fenomeni di flooding e soprattutto di flash flooding, per mettere in atto le misure di prevenzione e mitigazione degli effetti. La modellazione computerizzata, il rilevamento delle precipitazioni e gli avanzamenti tecnologici nella sensoristica e nella comunicazione permettono di realizzare sistemi di early warning in grado di individuare in anticipo le condizioni che possono portare ad un imminente evento e fornire informazioni in tempo reale durante l'evento. Le Smart City potranno così passare dal doversi confrontare con le conseguenze spesso disastrose delle alluvioni, alla possibilità di intervenire in anticipo, riducendo in tal modo i costi diretti e indiretti. Ciò potrebbe portare a vite salvate e ad una riduzione dei danni al territorio ed alle proprietà, grazie alla prevenzione da un lato e, dall'altro, all'attuazione precoce delle misure di intervento di emergenza e di soccorso. In ambiente urbano, inoltre, la gestione non ottimale dei deflussi meteorici in occasione degli eventi più violenti rappresenta un rischio potenziale per tutte le infrastrutture ed in particolare per quelle del sistema elettrico. Le attività svolte in collaborazione con l'Università di Bologna sono partite dalla caratterizzazione, monitoraggio e modellazione delle reti di drenaggio urbano e l'analisi dei Key Performance Indicators. Ci si è rifatti al caso studio della rete di drenaggio urbano di Rimini (esempio di rete ad elevato grado di monitoraggio e

telecontrollo) di cui è stato realizzato e studiato un modello. Si sono quindi delineate le caratteristiche di un sistema di monitoraggio e di Early Warning per il flooding urbano, per mitigare gli effetti dei fenomeni e la necessità di ricorrere a procedure di emergenza con il relativo stress sul sistema elettrico. Si è quindi definita l'interfaccia fra la rete di drenaggio e le reti di distribuzione e di depurazione (Cfr. Report RdS/PAR2016/028).

Sul versante della *depurazione delle acque reflue* c'è un passaggio in atto in alcune Smart City per trasformare gli impianti di trattamento delle acque reflue in strutture di recupero di risorse e principalmente di energia. Ci sono esempi in Europa e negli Stati Uniti di impianti che ora producono più energia di quanto non sia necessario per le loro operazioni e immettono in rete l'energia in eccesso. Anche se questo non è fattibile praticamente per tutti gli impianti di trattamento, rappresenta per tutti l'obiettivo verso cui tendere. Gli impianti di depurazione, per loro natura estremamente energivori e soggetti a notevoli variabilità temporali delle condizioni operative, possono inoltre beneficiare dell'introduzione di un sistema per la gestione intelligente e il controllo automatizzato di processo, con la finalità di conseguire significativi risparmi nei consumi elettrici particolarmente concentrati nelle ore di picco. Il primo step, su cui si è concentrata l'attività del PAR 2016, è quello dell'analisi dei fabbisogni energetici per le diverse fasi del ciclo depurativo. Tale conoscenza è la base per elaborare strategie per la riduzione e l'ottimizzazione dei consumi elettrici del servizio idrico integrato. L'ENEA ha provveduto in primo luogo alla costruzione di un dataset rappresentativo del panorama degli impianti di depurazione nazionali, da assumere alla base del calcolo dei valori di benchmark di riferimento per le valutazioni di efficienza. Sulla base del dataset individuato, si è proceduto alla definizione di appropriati KPI ritenuti rappresentativi dei consumi degli impianti di depurazione municipali, con riferimento sia all'intero processo che alle singole fasi di trattamento. Sono stati selezionati casi studio di impianti di depurazione per valutazioni di dettaglio. Per gli impianti selezionati, in collaborazione con l'Università di Parma (Cfr. Report RdS/PAR2016/030), sono stati realizzati modelli dei processi depurativi finalizzati all'analisi dei consumi energetici. Inoltre sono state definite le condizioni per l'installazione in scala reale di un sistema per la gestione intelligente e il controllo automatizzato di un impianto di depurazione delle acque di scarico brevettato da ENEA.

Relativamente alla *gestione del rifiuto organico*, le attività progettuali nel PAR 2016, in collaborazione con il Dipartimento DIBAF dell'Università di Viterbo (Cfr. Report RdS/PAR2016/031), si sono focalizzate sulla predisposizione e l'avvio del sistema a rete per il compostaggio a piccola scala all'interno di un modello di smart district. In particolare si è provveduto ad ottimizzare la metodologia di processo dei compostatori elettromeccanici sia con la parametrizzazione e il monitoraggio in ogni sua fase (temperatura, umidità, respirazione, produzione di metano etc.) in quanto le attrezzature utilizzate, se mal gestite, richiedono un elevato consumo elettrico, sia a sperimentare anche per queste macchine più semplici ed economiche di compostaggio, dei sistemi di "monitoraggio e controllo" a basso costo, basati sulla piattaforma Arduino e sulla relativa sensoristica al fine di renderli disponibili su apparati di diverso genere (smatphone, PC, tablet, etc.).

1 Introduzione

Il presente documento si focalizza sull'analisi delle influenze del modello di gestione delle risorse idriche e dei rifiuti sull'efficienza e sulla sicurezza del sistema elettrico. Il modello attuale è fortemente dissipativo ed il successo mondiale ottenuto con l'approccio della economia circolare ha dimostrato di poter incidere fortemente sul sistema elettrico.

Il sistema idrico è fortemente connesso per vari aspetti tra cui: a) la produzione di energia elettrica, b) la flessibilità (bacini di pompaggio) del sistema elettrico, c) la quota parte di energia spesa per la distribuzione, la depurazione e la re-immissione nel ciclo, d) la sicurezza della fornitura di energia a causa della interazione tra sistema idrico ed eventi climatici (piogge meteoriche). L'infrastruttura del servizio idrico integrato è tra le più importanti e critiche infrastrutture della città. Col crescere della popolazione in aree urbane, è inevitabile che cresca anche il consumo di acqua. Il termine "Smart Water" si riferisce alle infrastrutture per la distribuzione dell'acqua potabile, la raccolta di fognatura e acque meteoriche ed il trattamento e smaltimento delle acque reflue. Queste infrastrutture devono garantire la conservazione della risorsa idrica e l'uso efficiente dell'energia utilizzata dal sistema idrico. Il presente rapporto, dopo un breve inquadramento della situazione attuale e delle sfide poste dai cambiamenti climatici nonché delle potenzialità delle ICT (par. 2.1), si focalizza su tutti e tre i settori in cui le tecniche e le tecnologie 'Smart water' in ambito urbano possono dare contributo decisivo e cioè: distribuzione dell'acqua (par.2.2), gestione degli eventi meteorici (par.2.3) e in particolare sistemi di Early Warning per il flooding urbano (par.2.4), gestione delle acque reflue (par. 2.5) e controllo automatico degli impianti (par. 2.6).

Per quanto attiene al tema dei rifiuti (par. 2.7), il problema fondamentale è connesso al riciclo del rifiuto ed il trend attuale è quello di distribuire quanto più possibile questa funzione sul territorio. Questo modello è particolarmente interessante nel caso della gestione del rifiuto organico applicando un principio di prossimità effettuato il più vicino possibile ai luoghi di produzione nel contesto di una "comunità smart".

L'obiettivo finale consiste nello sviluppo di un sistema integrato di monitoraggio e diagnostica in tempo reale per la gestione efficiente della risorsa idrica e del rifiuto organico.

2 Descrizione delle attività svolte e risultati

2.1 Gestione efficiente della risorsa idrica

L'infrastruttura del servizio idrico integrato è tra le più importanti e critiche infrastrutture della città. Essa è composta dalle infrastrutture per la distribuzione dell'acqua potabile, la raccolta di acque fognarie e acque meteoriche ed il trattamento e smaltimento delle acque reflue. Queste infrastrutture devono garantire la conservazione della risorsa idrica e l'uso efficiente dell'energia utilizzata dal sistema idrico.

I sistemi idrici sono componenti critici anche della gestione energetica nelle Smart City, rappresentando fino al cinquanta per cento della spesa totale di energia della città. L'efficientamento energetico del ciclo idrico urbano può portare a notevoli risparmi energetici.

Il sistema di gestione della risorsa idrica della città deve essere sostenibile a lungo termine e deve essere dotato della capacità di monitorare e di collegarsi in rete con altri sistemi critici per scambiare informazioni, perché quando i diversi sistemi sono in grado di condividere informazioni rilevanti e reciprocamente utili, si ottengono notevoli vantaggi. Un esempio è lo scambio di dati tra il servizio di allerte meteo, che fornisce previsioni sulle precipitazioni intense, e il sistema di gestione della rete di raccolta delle acque meteoriche, che determina probabili zone e tempi di alluvione e a sua volta comunica col sistema di gestione della viabilità, che può quindi attuare modifiche correttive e avvisare preventivamente la popolazione.

Per ciò che concerne la distribuzione di acqua, un sistema "Smart" è progettato per raccogliere dati significativi e funzionali sul flusso, sulla pressione e sulla distribuzione dell'acqua, per calcolarne accuratamente il consumo e fare previsioni affidabili sul futuro. La gestione delle perdite di acqua sta diventando sempre più importante in quanto le falde e i corpi idrici superficiali sono sottoposti a stress per la crescita della popolazione e per i cambiamenti climatici in atto. Molte regioni stanno sperimentando siccità record e molti acquiferi si stanno svuotando, perché sfruttati al di sopra della loro capacità rigenerativa. L'applicazione delle tecnologie di "Smart Water" consente ai fornitori del servizio idrico di ridurre al minimo l'acqua non fatturata, trovando rapidamente le perdite, utilizzando dati in tempo reale e confrontandoli con simulazioni di rete. La riduzione delle perdite comporta inoltre risparmi di energia e reagenti.

La riduzione degli impatti degli eventi atmosferici e climatici pericolosi è priorità assoluta per una Smart city, che per questo è chiamata a dotarsi di un sistema per comprendere, modellare e prevedere i fenomeni di flooding e soprattutto di alluvioni improvvise (flash flooding) e per mettere in atto le misure per prevenirne e attenuarne gli effetti. La modellazione computerizzata, il rilevamento delle precipitazioni e gli avanzamenti tecnologici della comunicazione permettono di realizzare sistemi di early warning in grado di individuare in anticipo le condizioni che possono portare ad un imminente evento e fornire informazioni in tempo reale durante l'evento. Le smart city potranno passare dal doversi confrontare con le conseguenze, spesso disastrose, delle alluvioni, alla possibilità di intervenire in anticipo, riducendo in tal modo i costi diretti e indiretti. Ciò potrebbe portare a vite salvate e a una riduzione dei danni al territorio ed alle proprietà, grazie alla prevenzione da un lato e dall'altro all'attuazione precoce delle misure di intervento di emergenza e di soccorso.

Sul versante delle acque reflue c'è un passaggio in atto in alcune smart city per trasformare gli impianti di trattamento delle acque reflue in strutture di recupero di risorse e principalmente di energia. Ci sono esempi in Europa e negli Stati Uniti di impianti che ora producono più energia di quanto non sia necessario per le loro operazioni e immettono in rete l'energia in eccesso. Anche se questo non è fattibile praticamente per tutti gli impianti di trattamento, rappresenta per tutti l'obiettivo verso cui tendere.

2.1.1 Acqua energia e cambiamenti climatici

Sia l'acqua che l'energia sono essenziali nella nostra vita e hanno forti impatti sugli ecosistemi. La domanda mondiale di energia e acqua sta aumentando e allo stesso tempo le questioni relative all'acqua e all'energia sono strettamente collegate. L'acqua viene utilizzata per produrre energia; l'energia è necessaria per fornire acqua. Sia acqua che energia sono necessari per le colture; le colture possono essere a loro volta utilizzate per produrre energia attraverso i biocarburanti. Analogamente, la desalinizzazione e il trattamento delle acque reflue richiedono una quantità enorme di energia, che a sua volta implica l'uso di

acqua per la sua produzione. Per questo secondo l'Agencia Europea dell'Ambiente le misure per l'efficienza del settore idrico devono essere allineate con gli obiettivi dell'efficienza energetica [1].

Il cambiamento climatico influenzerà la disponibilità d'acqua, riducendone la disponibilità alle medie latitudini, che sono già in parte affette da scarsità di acqua disponibile. Inoltre, secondo la FAO, entro il 2025, la domanda d'acqua dovrebbe aumentare del 56% rispetto ad oggi. La gestione e la conservazione delle sorgenti d'acqua dolce sono pertanto molto critiche [2].

Nel 2008, il documento tecnico IPCC VI [3] ha indicato che, in base ai dati e alle variazioni di precipitazioni, evaporazione e temperatura previste, le risorse idriche saranno maggiormente vulnerabili, con notevoli conseguenze per le società umane e gli ecosistemi. Oltre al cambiamento climatico, l'aumento previsto della popolazione, soprattutto nelle aree urbane, nel corso del prossimo ventennio porterà anche a sfide significative nei settori della sicurezza alimentare e della disponibilità di acqua dolce. Il consumo globale di l'acqua raddoppia ogni 20 anni, più del doppio del tasso di crescita della popolazione umana.

In analogia al concetto di carbon footprint, il concetto di water footprint o impronta idrica si sta diffondendo come parametro per capire l'acqua totale consumata o impiegata per la produzione di prodotti. I paesi con un tasso relativamente elevato di evapotraspirazione e un elevato reddito nazionale pro capite, come l'Italia, hanno in genere impronta idrica elevata e il valore del nostro paese (2330 m³ all'anno pro capite) è tra più alti al mondo (vedi Figura 1).

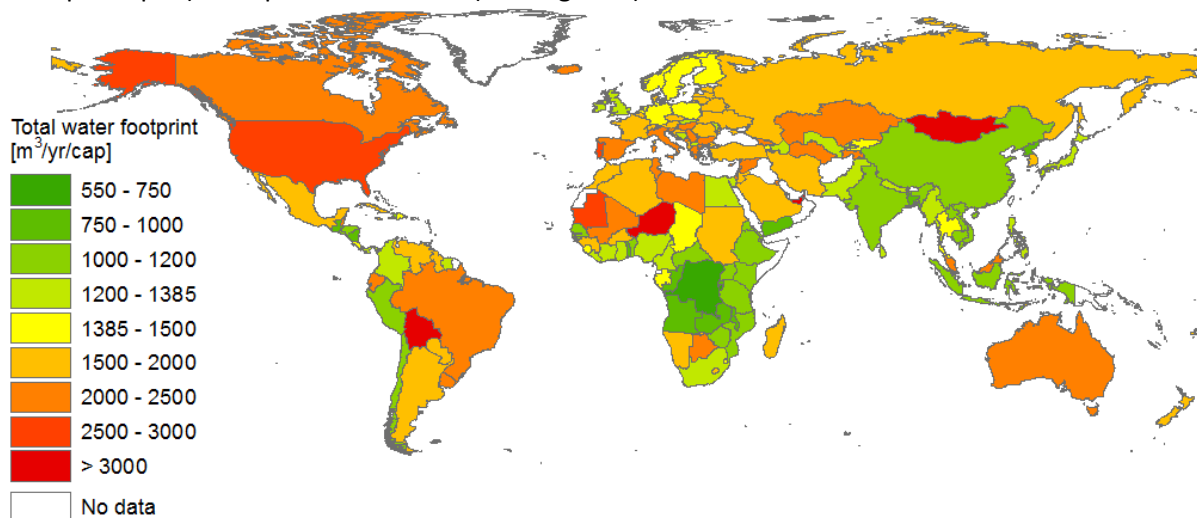
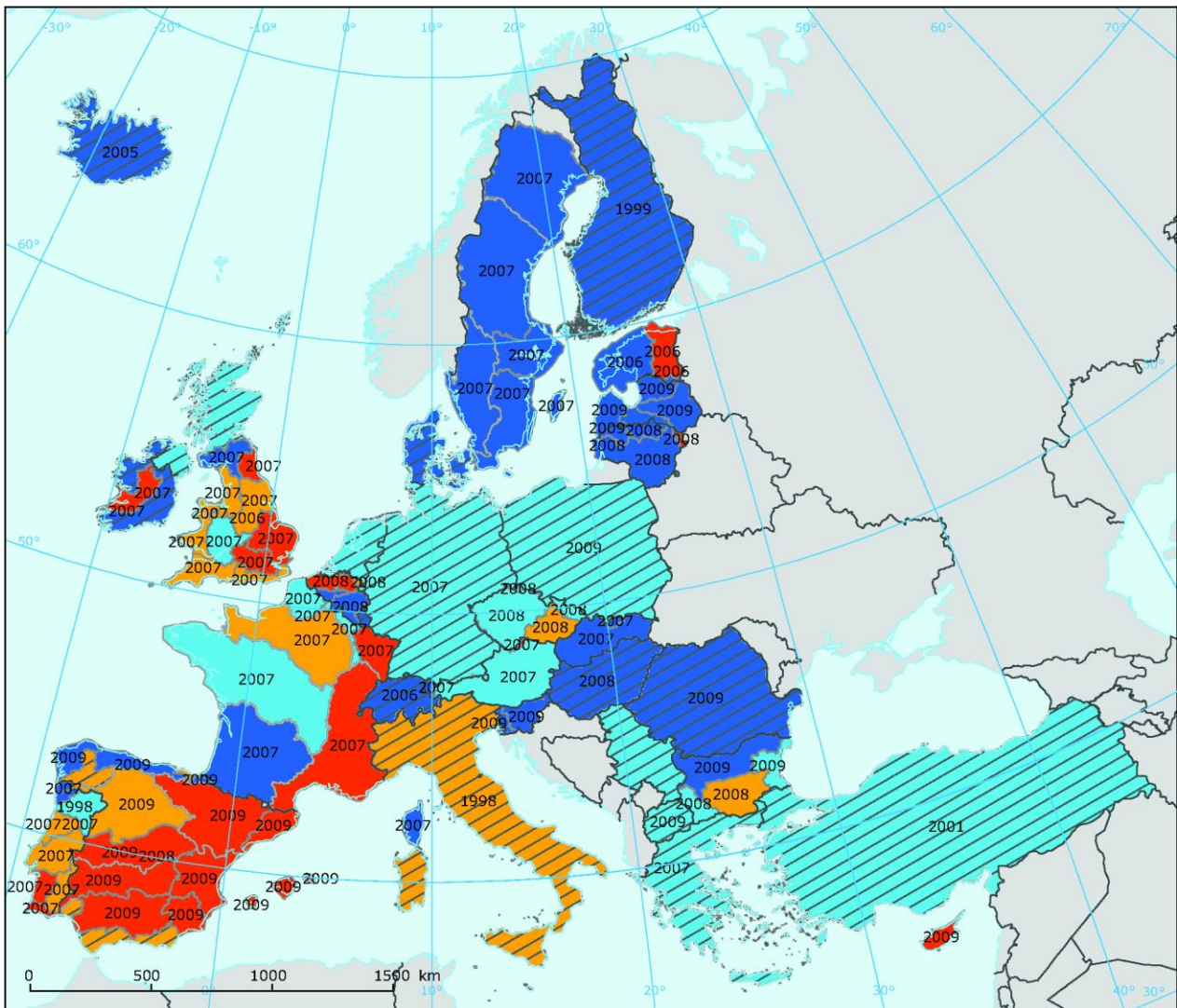


Figura 1 Impronta idrica totale per nazione (<http://waterfootprint.org/en/resources/water-footprint-statistics/#CP3>)

Un altro indicatore della scarsità d'acqua è l'Indice di sfruttamento dell'acqua (WEI) [4], che fornisce la rappresentazione più ampia dell'uso dell'acqua, rispetto alla disponibilità generale e descrive il rischio rappresentato da un eccessivo sfruttamento. Anche rispetto a questo parametro l'Italia è classificata come zona soggetta a stress idrico (vedi Figura 2). Va inoltre sottolineato che, anche se il paese ha complessivamente risorse idriche che non lo collocano nella fascia di stress estremo, ciò non esclude che tali condizioni possano sussistere nelle regioni più aride o nelle grandi città.



Water exploitation index (%)



Figura 2 Indice di sfruttamento dell'acqua (WEI) in Europa (EEA, 2012).

Il World Economic Forum sostiene che: “È necessario un cambiamento netto per trasformare la crisi in opportunità. Trovare modelli di crescita sostenibile, che possano funzionare in questa situazione critica, sostenendo al tempo stesso una ripresa economica globale, sarà difficile, ma è possibile. Progressi tecnici, analisi economiche e politiche devono essere sempre più integrate. Sta diventando chiaro che un modello di sviluppo a bassa emissione di carbonio, anche se cruciale, deve anche essere impostato in un contesto più ampio per una crescita sostenibile, che comprenda la sicurezza della risorsa idrica “. E ancora: “La sicurezza dell'acqua (che sia la sfida della siccità o delle alluvioni) è una sfida politica, economica e sociale delle più tangibili e a più rapida crescita. È anche una crisi ambientale in rapida evoluzione ... Senza un netto cambiamento nel modo di gestire la risorsa idrica, si genera un conflitto tra domanda e offerta impossibile da risolvere.” [5] In ambito urbano i sistemi “smart water” rappresentano lo strumento principe per affrontare con successo le sfide dello sviluppo sostenibile in epoca di crisi ambientale.

2.1.2 Smart water in ambito urbano e ruolo delle ICT

La gestione delle acque in ambito urbano deve garantire l'accesso ai servizi idrici e sanitari, gestire adeguatamente le acque di scarico e le acque meteoriche, prevenire l'inquinamento delle falde e dei corpi idrici per evitare effetti nocivi sulla salute, fronteggiare adeguatamente la siccità , preservando allo stesso

tempo la risorsa per il futuro. Come abbiamo visto i principali problemi sono rappresentati dall'urbanizzazione accelerata, accoppiata a crescenti preoccupazioni per la sicurezza dell'acqua a fronte dei cambiamenti climatici e, in paesi come l'Italia, a fronte anche dell'età delle infrastrutture.

Nell'economia mondiale integrata, le innovazioni nelle telecomunicazioni creano una preziosa opportunità per affrontare queste sfide di acqua all'interno delle città. Le ICT hanno un enorme potenziale nel processo di sviluppo di soluzioni innovative, per affrontare i problemi di scarsità idrica in diverse aree di intervento.

Innanzitutto la mappatura delle risorse idriche sta diventando sempre più importante per le aziende di servizi idrici. E' necessario conoscere bene le caratteristiche attuali dell'approvvigionamento idrico, per determinare come soddisfare i fabbisogni di una crescita economica sostenibile. I sistemi ICT come i radio sensori remoti, sensori satellitari remoti e GIS permettono un monitoraggio e una gestione efficaci delle risorse idriche. Tecnologie di telerilevamento accoppiate con sistemi di radiocomunicazione satellitare, GPS e GIS permettono l'identificazione delle nuove fonti di approvvigionamento idrico, la costruzione di modelli del bacino idrografico e l'analisi dei problemi ambientali.

Gli sviluppi tecnologici recenti, inoltre, consentono il monitoraggio in tempo reale delle reti, migliorando la modellazione e la diagnosi dei problemi, consentendo così una corretta manutenzione e ottimizzazione di tutti gli aspetti della rete idrica.

Anche la scienza del monitoraggio degli eventi climatici ha beneficiato notevolmente dello sviluppo delle ICT. Tra il 1980 e il 2005, oltre 7.000 disastri naturali si sono verificati in tutto il mondo il novanta per cento dei quali causati da eventi meteorologici correlati all'acqua come inondazioni, cicloni e siccità. [2] Il ruolo delle ICT nel monitoraggio del clima è centrale come ad esempio descritto nel World Weather Watch (WWW) del World Meteorological Organisation (WMO). [6]

L'approccio Smart Water Management nelle città ha tre obiettivi principali vale a dire: coordinamento della gestione e della distribuzione delle risorse idriche, protezione ambientale, e la fornitura sostenibile dei servizi. Gli strumenti utilizzati possono essere classificati nelle sette aree principali elencate di seguito: [7]

1. Acquisizione e integrazione dei dati (ad esempio reti sensoriali, tubi intelligenti, misuratori intelligenti).
2. Disseminazione dei dati (ad esempio trasmettitori radio, WiFi, Internet).
3. Modellazione e analisi (ad esempio sistema informativo geografico (GIS), software di modellazione della distribuzione della raccolta acque meteoriche e fognarie e della depurazione).
4. Elaborazione e memorizzazione dei dati (ad esempio cloud storage, cloud computing, Software as a Service (SaaS)).
5. Gestione e controllo (ad esempio supervisione e acquisizione dati (SCADA), strumenti di ottimizzazione).
6. Visualizzazione e supporto decisionale (ad esempio strumenti web di comunicazione e di sistemi informativi).
7. Restituzione di dati e informazioni ai servizi tecnici della città e agli utenti finali (ad esempio strumenti per la condivisione di informazioni sull'acqua e sui servizi).

In particolare l'utilizzo dei modelli nella gestione delle acque si è evoluto nel corso degli anni per migliorare qualità, quantità e costi operativi dei servizi idrici. Questi software di modellazione incorporano in qualche misura i processi osservati nel mondo reale (ad esempio attraverso equazioni, algoritmi e scenari) e contengono vari strumenti di reporting e visualizzazione dei dati per l'interpretazione dei risultati dei sistemi di distribuzione delle acque, dei dati di monitoraggio della qualità dell'acqua e dei sistemi di gestione delle acque reflue, oltre ad altre informazioni pertinenti per il supporto decisionale.

Gli strumenti di ottimizzazione poi mirano a trovare le migliori soluzioni tecniche, ambientali e finanziarie dei modelli e possono svolgere un ruolo importante nel processo decisionale efficace in materia di pianificazione, progettazione e funzionamento dei sistemi di risorse idriche.

2.2 *Caratterizzazione e monitoraggio dei consumi idrici per la gestione ottimizzata della distribuzione*

Negli ultimi anni, il tema della gestione sostenibile della risorsa idrica ha assunto un ruolo dominante nella sfera politica, sociale ed economica in quanto benché l'acqua sia una risorsa rinnovabile, i cambiamenti climatici e lo sfruttamento incontrollato dovuto a fattori quali l'aumento della popolazione e l'incremento dello sviluppo socio-tecnologico, ne riducono notevolmente la disponibilità. Al contempo, la scarsa sensibilità al tema del risparmio idrico dei singoli individui e le profonde carenze strutturali e gestionali dalle quali è affetto l'intero sistema acquedottistico italiano sono fonte di inutili sprechi, che chiaramente comportano impatti di varia natura (ambientali, economico-finanziari ed etico-sociali). In questo scenario, i sistemi di monitoraggio in tempo reale dei consumi idrici, emergenti oggi grazie ai recenti sviluppi offerti dal settore dell'ICT (Information Communication Technology), possono rappresentare l'effettiva opportunità per i gestori delle multi-utility, per ottimizzare la gestione delle reti idriche di propria competenza, e per gli utenti, per acquisire una maggiore sensibilità al tema del risparmio idrico.

In questo contesto si inserisce il lavoro, svolto dal Dipartimento di Ingegneria dell'Università di Ferrara, sulla caratterizzazione e monitoraggio dei consumi idrici residenziali per la gestione ottimizzata della distribuzione.

Questo lavoro è stato sviluppato parallelamente ad un altro progetto finanziato nell'ambito POR-FESR 2014-2020 della regione Emilia Romagna, intitolato GST4Water. Fra i due progetti vi è stata una certa sinergia. In particolare l'attività di *"Analisi dell'attuale sistema di misura dei consumi idrici delle utenze"* è stata completamente sviluppata nell'ambito del presente progetto. L'attività di *"Identificazione dell'architettura di un sistema per il rilevamento, archiviazione e restituzione delle informazioni inerenti i consumi idrici residenziali"* ha portato all'identificazione di una architettura di monitoraggio che nel progetto GST4Water ha poi trovato una forma di implementazione tramite la realizzazione di un prototipo per la lettura in automatico. L'attività di *"Analisi delle informazioni deducibili dal sistema di monitoraggio dei consumi idrici di Gorino (FE)"* ha messo in evidenza come un monitoraggio in continuo possa essere utile ad evidenziare in tempi brevi possibili perdite all'interno delle utenze. Sulla base di questa osservazione, nell'ambito del progetto GST4Water sono stati messi a punto algoritmi in grado di interpretare, in modo automatico, la variazione dei consumi di utenza in termini di presenza o meno di una perdita.

Analisi dell'attuale sistema di misura dei consumi idrici delle utenze

Per garantire una corretta fatturazione dei consumi idrici agli utenti del servizio idrico integrato e al contempo per minimizzare la quota parte delle perdite amministrative dovute agli errori di misura, è fondamentale che il rilevamento delle informazioni di consumo avvenga avvalendosi di contatori d'utenza dotati di opportune prestazioni metrologiche. Attualmente, il parco contatori italiano presenta un notevole grado di vetustà ed è costituito principalmente da strumenti basati sul principio fisico di misura dinamico (in presenza di componenti meccaniche in movimento), soggetti nel tempo ad usura e deterioramento, processi che danno luogo a rilevamenti sottostimati soprattutto nei dintorni delle portate minime. La normativa italiana, riconoscendo i limiti dei contatori dinamici, ha stabilito, con Decreto 30/10/2013 n. 155, il tempo massimo entro cui devono essere sottoposti a verifica. Al fine di rispettare tale normativa, alcune utility hanno avviato veri e propri piani per la sostituzione dei contatori di loro competenza, ritenendo le operazioni di verifica più onerose. Inoltre, con il recepimento in Italia della Direttiva 2004/22/CE è stato deliberato che le misurazioni nel campo della metrologia legale possano essere indipendenti dal principio fisico di misura (in contrapposizione a quanto avveniva con le normative precedentemente in vigore), purché vengano garantite le necessarie prestazioni metrologiche dei contatori d'utenza. Questo ha favorito lo sviluppo di strumenti di misura innovativi dotati di componenti elettroniche, quali i contatori d'utenza elettromagnetici. Questi ultimi, basandosi sul principio fisico di misura statico (non presentano parti meccaniche in movimento) mantengono inalterata nel tempo la loro qualità metrologica in tutto il campo di portata. Inoltre, essendo dotati di un modulo radio integrato, sono in grado di rendere disponibili, a distanza, i dati di lettura dei consumi, aggiudicandosi l'appellativo di smart meter. Con l'avvento dei contatori elettromagnetici d'utenza, sono stati introdotti sul mercato di settore anche alcuni dispositivi elettronici in grado di rendere intelligenti i tradizionali contatori dinamici, essendo la smartness di uno

strumento di misura una peculiarità legata non tanto al principio fisico di misura, quanto alla capacità di comunicare.

Identificazione dell'architettura di un sistema per il rilevamento, archiviazione e restituzione delle informazioni inerenti i consumi idrici residenziali

Attualmente, per consentire la telelettura e la tele-gestione dei contatori intelligenti dell'acqua, il mercato di settore offre due diversi sistemi denominati rispettivamente RMR (Remote Meter Reading) e AMR (Automatic Meter Reading). Il primo prevede che il rilevamento dei dati avvenga in prossimità degli smart meter, in modalità drive-by o walk-by, a opera del letturista provvisto di adeguata strumentazione proprietaria, necessaria per la raccolta delle informazioni e dalla quale successivamente possono essere scaricate le informazioni acquisite su PC (anch'esso provvisto di apposito software proprietario). Chiaramente, tale sistema non consente il vero e proprio monitoraggio in tempo reale dei consumi idrici (le informazioni sono disponibili solo a seguito del passaggio dell'operatore) ed è vincolato all'utilizzo di apparecchiature dello stesso produttore dei contatori d'utenza. Il secondo, invece, prevede che i dati rilevati da più smart meter vengano inviati via radio a intervalli di tempo prefissati, a un concentratore locale che, a sua volta, li trasmette a un server centrale per mezzo di reti Wi-Fi o mobile. Ovviamente, maggiore è l'area da monitorare e maggiore sarà il numero di concentratori da dover impiegare. Tale sistema, a differenza del primo, consente il monitoraggio in tempo reale dei consumi idrici ma, anch'esso risulta vincolato all'utilizzo di concentratori aventi lo stesso marchio di fabbrica dei contatori d'utenza. Un'alternativa al sistema AMR, prevede la sostituzione dei concentratori locali con dei dispositivi di ricezione, da installare presso ciascuna utenza e in grado di acquisire i dati di consumo, sfruttando protocolli di comunicazione aperti pensati appositamente per il metering. Per la realizzazione del dispositivo di ricezione possono essere adottati componenti come ad esempio i Single Board Computer (SBC), sviluppando la componente software in ambiente Open Source. Ai SBC sono integrati due moduli radio aggiuntivi: il modulo radio Wireless M-Bus per la ricezione dei dati dagli smart meter e il modulo Wi-Fi/3G per la trasmissione dei dati a una piattaforma Cloud Computing nella quale i dati inviati vengono archiviati, memorizzati, elaborati e resi disponibili agli utenti e al gestore. L'architettura del sistema proposto consente al gestore una maggiore libertà nella scelta dei dispositivi di misura intelligenti da utilizzare permettendogli, a seconda delle proprie esigenze, di installare smart meter di marche diverse, purché sfruttino protocolli di comunicazione aperti. Inoltre, nel caso di multi-utility, i gestori godrebbero della possibilità di monitorare in tempo reale il consumo di più servizi con un'unica infrastruttura, riducendo rispetto alla gestione separata, i costi d'investimento e di gestione legati alle diverse infrastrutture da impiegare. Ulteriori vantaggi che deriverebbero dalla diffusione del sistema di smart metering presentato consistono nella possibilità, per il gestore, di definire costantemente bilanci idrici aggiornati e, per gli utenti, di acquisire sensibilità sul tema del risparmio idrico, potendo consultare in continuo lo stato del proprio consumo.

Analisi delle informazioni deducibili dal sistema di monitoraggio dei consumi idrici di Gorino (FE)

Per valutare i benefici che deriverebbero dall'implementazione del sistema di monitoraggio proposto, è stato realizzato un laboratorio presso Gorino Ferrarese (FE), distretto alimentato dalla rete di adduzione in un unico punto, dove viene misurato l'impresso in rete. A seguito dell'installazione di smart meter di tipo elettromagnetico in corrispondenza di ciascuna delle utenze presenti nel distretto, per oltre un anno sono state rilevate, utilizzando un sistema di tipo RMR, le serie di consumo idrico di ciascuna delle utenze. Tutte le informazioni raccolte sono state elaborate al fine di poter caratterizzare i vantaggi con riferimento sia agli utenti che al gestore del servizio idrico integrato. Nello specifico, dalle elaborazioni che hanno portato a identificare durante il periodo di osservazione compreso tra fine giugno 2016 e fine marzo 2017 oltre 200 fughe d'acqua in circa 300 utenze, è emerso che, agli utenti verrebbe fornita l'opportunità di ridurre drasticamente inutili sprechi d'acqua dovuti a perdite interne agli edifici e al contempo di accrescere la propria consapevolezza relativamente al tema del risparmio idrico, grazie alla possibilità, offerta dall'infrastruttura, di visualizzare in tempo reale il proprio consumo e di ricevere un messaggio d'allarme nel caso di fughe d'acqua interne all'utenza. Al gestore, invece, verrebbe fornito un valido strumento che gli permetterebbe di disporre di un quadro costantemente aggiornato dell'entità delle perdite presenti nella rete di distribuzione, di poter prevedere la richiesta idrica di interi distretti a partire dalla conoscenza delle serie temporali dei consumi di ciascuna utenza e pertanto di poter controllare le pressioni da mantenere in

rete garantendo al contempo, sia un funzionamento più efficiente degli organi di controllo presenti, sia una riduzione dei consumi energetici. In altri termini, il sistema di monitoraggio in tempo reale dei consumi idrici presentato, rappresenta uno strumento capace di ottimizzare la gestione della rete idrica, supportando i processi decisionali e costituisce il punto di partenza per trasformare le attuali infrastrutture di distribuzione idrica nelle cosiddette smart water grid.

2.3 *Caratterizzazione, monitoraggio e modellazione delle reti di drenaggio urbano*

Le reti di drenaggio hanno lo scopo di allontanare le acque reflue e meteoriche dal centro abitato, controllare e contenere l'inquinamento ambientale. Si differenziano in funzione della tipologia di acque trasportate (bianche o nere), possono quindi essere reti di tipo misto, quando le acque reflue civili ed industriali vengono convogliate in un unico collettore insieme a quelle meteoriche, oppure reti separate quando vi sono due collettori distinti per acque reflue e meteoriche. La rete di drenaggio è quindi composta da: opere di raccolta (caditoie e scarichi privati), rete di collettori stradali, opere per il controllo idraulico e ambientale (vasche di prima pioggia, scaricatori di piena, vasche volano e impianti di sollevamento), impianti per il trattamento e scarico nel corpo ricettore. Per ridurre le acque drenate vengono utilizzate altre opere, strategie, pratiche o metodi per la rimozione, il ritardo o la prevenzione della qualità delle acque di prima pioggia: le Best Management Practices (BMP). Le BMP si suddividono in: sistemi filtranti, sistemi ad infiltrazione, sistemi vegetati, fitodepurazione e tetti verdi. L'utilizzo di tecnologie verdi riduce le aree impermeabili, favorisce il drenaggio, rallenta l'immissione delle acque in rete e allo stesso tempo ne limita il carico inquinante. Sono tecnologie nate per rispondere ai cambiamenti di uso del suolo dovuti all'urbanizzazione, in grado di fornire benefici per l'ambiente contribuendo alla resilienza urbana, soprattutto considerando i cambiamenti climatici in atto e il conseguente aumento di eventi meteorici estremi.

Per poter valutare il comportamento di una rete di drenaggio in relazione ai cambiamenti climatici e ai relativi eventi meteorici estremi ci si avvale di codici di calcolo in grado di modellare il comportamento delle aree urbane. I programmi maggiormente utilizzati per la modellazione sono: EPA SWMM, sviluppato dall'US-EPA (in grado di simulare l'evento meteorico, il deflusso superficiale e quello in rete sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo); MIKE URBAN, sviluppato dal Danish Hydraulic Institute (restituisce una completa rappresentazione dell'intero sviluppo dinamico della formazione e della propagazione dei deflussi meteorici sulle superfici urbane e nei singoli rami della rete); InfoWorks, sviluppato da Wallingford Software (programma complesso in grado di fornire passo dopo passo i livelli idrici in ogni ramo della rete e di simulare l'accumulo ed il trasporto degli inquinanti in superficie e nelle condotte). La modellazione permette non solo la comprensione dello stato della rete e delle relative criticità ma consente di valutarne il comportamento in funzione di eventi pluviometrici con differenti tempi di ritorno, compresi eventi estremi con TR molto elevati.

A scopo esemplificativo, per la modellazione è stata scelta la città di Rimini a causa dei pregressi fenomeni di flooding urbano dovuti alla configurazione planimetrica della sua rete. La rete di drenaggio della città è di tipo prevalentemente misto, composta da 44 impianti di sollevamento disposti in serie, fortemente interconnessi, che ricevono la totalità delle acque reflue del tratto urbano e parte delle acque di pioggia fino ad una certa capacità e le rilanciano ai due impianti di depurazione, ubicati nell'entroterra. Quindi qualora si registri un malfunzionamento su un impianto terminale, il disservizio non può che riflettersi a catena su tutti gli impianti e i relativi bacini afferenti a quest'ultimo. I collettori principali di drenaggio sono costituiti dalle fosse consortili, che, diramandosi a partire dall'entroterra, entrano nel tessuto urbano ove nel tempo sono state tombate, assumendo anche la funzione di condotte fognarie, fino ad arrivare allo scarico a mare. La rete di drenaggio è inoltre dotata di un sistema di telecontrollo in grado di visualizzare le condizioni del sistema fognario e permette l'accensione/spegnimento di pompe degli impianti di sollevamento o di aprire/chiudere le paratoie mobili installate nei principali manufatti del sistema.

La crescita delle aree urbane, in generale ed in particolare per Rimini, ha determinato la trasformazione del suolo, che in termini idraulici si concretizza in un afflusso nella rete scolante di più consistenti volumi d'acqua, sia reflua che meteorica. I principali rischi connessi al verificarsi di eventi meteorici estremi a cui è sottoposta un'area urbana sono i fenomeni di flooding. L'allagamento dell'area urbana può provocare il danneggiamento delle infrastrutture fondamentali per la funzione sociale ed economica delle aree urbane, con conseguente crisi della aree non direttamente interessate amplificando l'effetto negativo correlato all'evento. Questo è particolarmente evidente se si considera il sistema elettrico che è essenziale per il buon funzionamento di tutti i sistemi di fornitura e distribuzione e purtroppo è molto usuale riscontrare blackout elettrici in concomitanza di allagamenti urbani (in Italia sono 55 i giorni di blackout dovuti al maltempo, tra il 2010 e gli inizi del 2017)[8]. Per questi motivi si rendono necessarie delle misure preventive capaci di garantire il funzionamento corretto della rete di drenaggio come i sistemi di Early Warning e di controllo in tempo reale (RTC).

Il sistema RTC vuole ridurre/eliminare il verificarsi di problemi all'interno della rete riducendo gli allagamenti, gli scarichi in tempo di pioggia e aumentando la flessibilità del sistema a reagire in caso di scenari inattesi. Si possono distinguere differenti obiettivi su cui basare il controllo in tempo reale: sui volumi (minimizzare il totale di volumi liquidi inquinati indirizzati ai ricettori); sugli inquinanti (solo l'ammontare complessivo di sostanze inquinanti); sulle immissioni (ottimizzare la qualità delle acque che si immettono al ricevente). Gli strumenti di monitoraggio sono costituiti da "sensori" che rilevano le grandezze interessate; gli strumenti di controllo sono invece quelle apparecchiature mobili che intervengono fisicamente nella regolazione del sistema. Le tipologie di regolazione possono essere realizzate secondo diversi gradi di complessità basandosi sull'elaborazione degli input di più sensori o di uno singolo. Si può fare pertanto una primaria distinzione nei tipi di controllo: "controlli locali" e "controlli globali". Un controllo locale viene definito tale quando le informazioni e i comandi sono stabiliti nello stesso sito non considerando gli input provenienti da sensori dislocati altrove. Si ha invece un controllo di tipo centralizzato quando è prevista l'esistenza di una centrale di comando alla quale giungono le informazioni provenienti da diverse parti del sistema; le decisioni vengono elaborate e la loro attuazione viene inviata al dispositivo predisposto. A prescindere dalla tipologia di controllo adottata, in qualsiasi sistema controllato sono presenti le seguenti apparecchiature:

- Sensori: rilevano le grandezze (livello, velocità, portata, pioggia) sulle quali vengono basate le regolazioni;
- Regolatori: apparecchiature idrauliche che devono intervenire sul sistema per modificarne le dinamiche;
- Trasduttori: componenti che consentono lo scambio di informazioni tra misuratori e unità di controllo;
- Unità di controllo: parte "intelligente" del sistema di controllo, tramite essi si attua la gestione ottimale delle parti mobili. Sono elementi meccanici, elettrici o elettromeccanici, in grado di comandare il regolatore secondo criteri prestabiliti.

Se inserito all'interno di un sistema di Early Warning (EA), il controllo in tempo reale riceve i data set in funzione del livello di rischio elaborato dal sistema previsionale. I sistemi di Early Warning si basano sulla modellazione della rete, elaborando i dati ottenuti dagli strumenti di monitoraggio e previsione degli eventi pluviometrici, arrivando a definire i livelli di rischio e andando ad agire sulla rete di drenaggio attraverso gli attuatori.

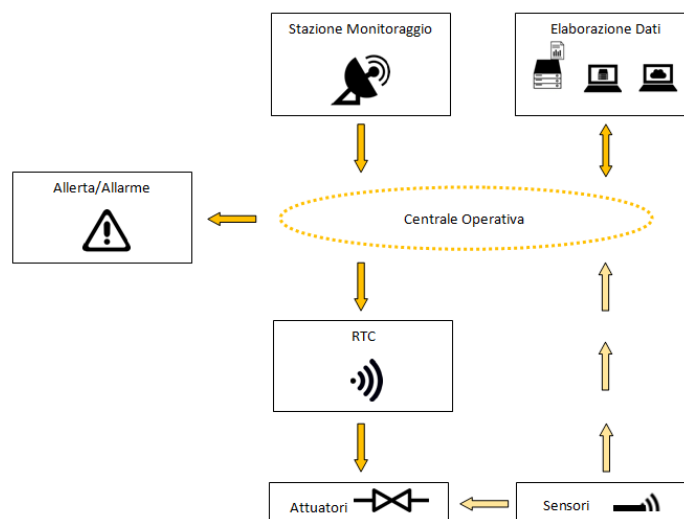


Figura 3 Schema del sistema di early warning con controllo in tempo reale

Esistono diverse configurazioni di sistemi EW e differiscono principalmente per le modalità di elaborazione dei dati: utilizzo di database storici; utilizzo di un database di eventi sintetici ottenuto attraverso la modellazione idraulica; utilizzo del modello idraulico per simulare i dati previsti dal monitoraggio radar. L'Early Warning è un sistema di previsione e allarme che mira alla tutela e alla messa in sicurezza delle persone e cerca di minimizzare i danni causati da fenomeni come il flooding, si compone in diverse fasi:

monitoraggio; elaborazione dati e valutazione del rischio; segnalazione dello stato di allerta/allarme; interventi sulla rete di drenaggio. Quando il sistema RTC è integrato nel sistema di EW, i data set del controllo in tempo reale vengono definiti dal sistema operativo in funzione dell'elaborazione dei dati, ossia dai risultati della modellazione, in funzione del livello di rischio previsto. Il modello idraulico simula il comportamento della rete in funzione delle variazioni di portata e delle azioni di chiusura/apertura degli attuatori. Un sistema che prevede la combinazione di EW e RTC risulta essere una valida soluzione per rispondere alle mutevoli esigenze della rete di drenaggio in relazione al crescere delle aree impermeabili e ai cambiamenti delle piogge.

La modellazione della rete risulta essere parte fondamentale dell'intero processo di monitoraggio su cui si basano i sistemi di EW e RTC. I principali obiettivi delle simulazioni sono quelli di minimizzare gli sversamenti e massimizzare la capacità di trattamento dell'impianto di depurazione e definire le variazioni dei set-point in caso di impianto di controllo in tempo reale RTC. Per valutare il comportamento della rete e poter decidere la linea progettuale da seguire per poter intervenire e migliorare la rete, è necessario procedere alla modellazione idraulica valutando differenti scenari. In questo modo risulta possibile valutare l'aspetto quantitativo, con la funzione di controllare la regolarità del sistema ed individuare eventuali punti critici, e quello qualitativo in termini di qualità dell'acqua. Per la modellazione della città di Rimini sono stati utilizzati: eventi sintetici, costituiti da ietogrammi di tipo Chicago con tempo di ritorno pari a 2 e 10 anni; un evento reale ossia quello di giugno 2013 (TR>300 anni) che nello specifico ha provocato l'allagamento di gran parte della città.

Dalle simulazioni con eventi sintetici si ottengono informazioni relative allo stato di riempimento delle condotte, nello specifico:

- il colore blu chiaro (grado < 0.8) indica le tubazioni con grado di riempimento inferiore all'80%;
- il colore blu scuro (grado < 1) indica le tubazioni con grado di riempimento variabile tra l'80% e il 100%.
- Il colore magenta (grado < 2) indica una criticità addirittura superiore al totale riempimento. Il parametro 2, associato a questa criticità, non ha un significato fisico, ma significa che questo tubo è incapace di trasportare a valle la portata che gli compete e quindi va in pressione. Questa condizione indica la presenza di colli di bottiglia a valle che ne provoca il completo riempimento (tubi più critici).

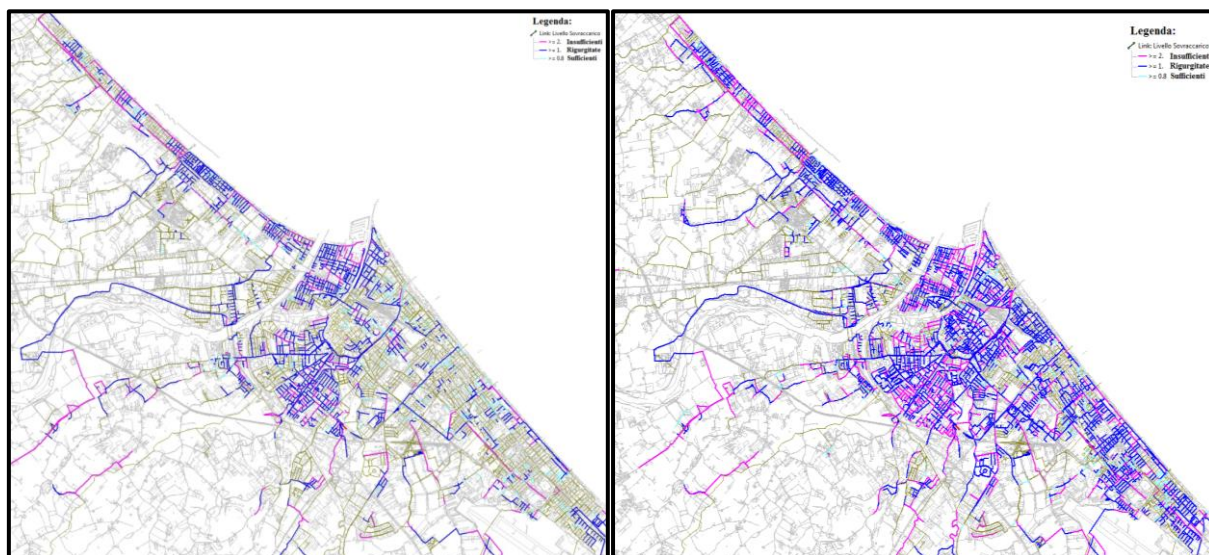


Figura 4 Andamento planimetrico del sovraccarico della rete con ietogramma Chicago TR 2 anni (sinistra) e TR 10 (destra)

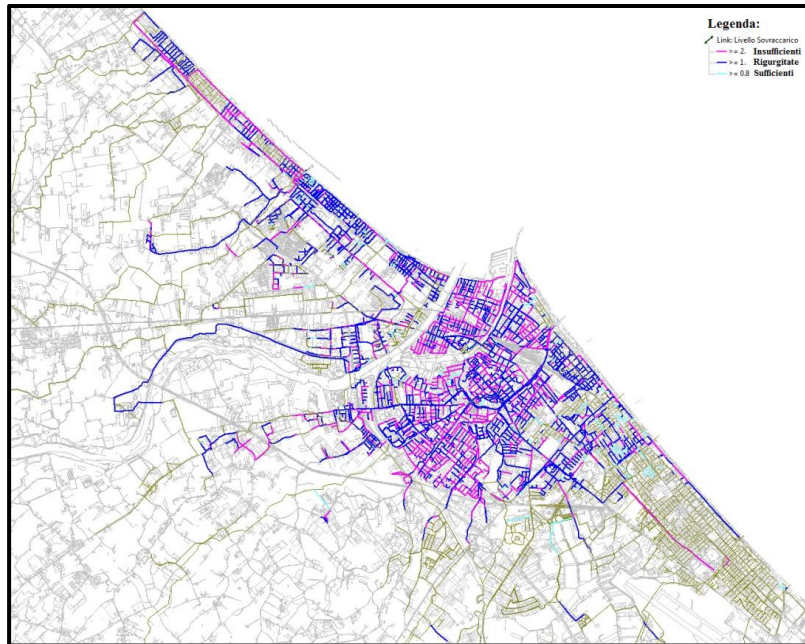


Figura 5 Andamento planimetrico del livello di sovraccarico della rete per l'evento reale del 24 giugno 2013

Per valutare i volumi e le aree allagate è stata ridotta l'area di studio a quella compresa tra il fiume Marecchia e il porto canale di Rimini: Rimini Isola (Figura 6).



Figura 6 Rimini Isola (area tratteggiata in rosso)

La Figura 7 a sinistra mette in evidenza le aree allagate grazie alla modellazione della rete (InfoWorks CS) e utilizzando un modello digitale del terreno di tipo LIDAR, a destra invece viene mostrato l'allagamento tenendo conto degli edifici presenti nell'area di interesse.

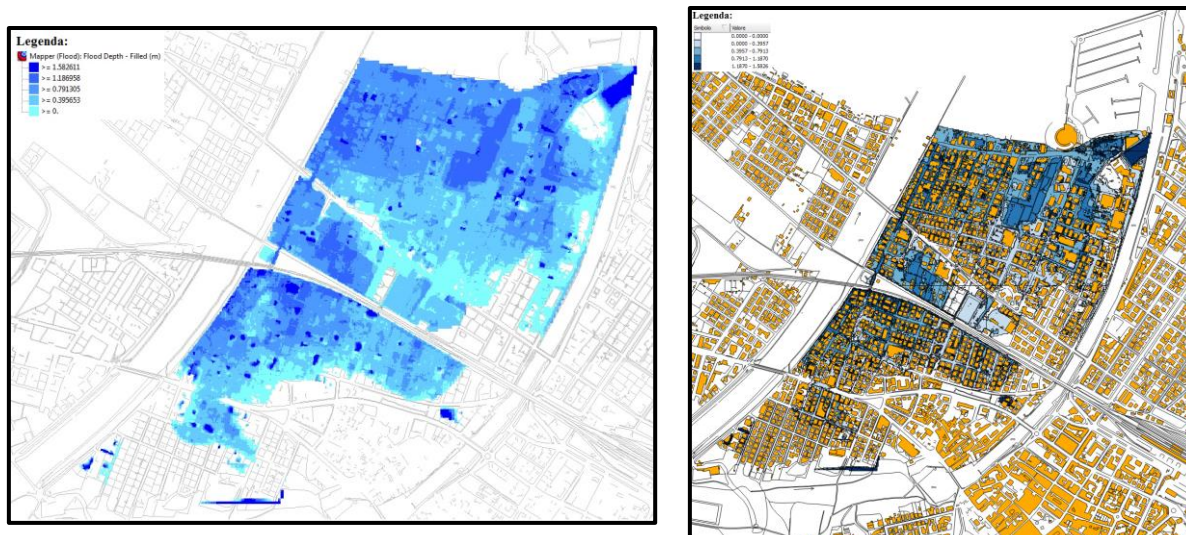


Figura 7 Aree allagate (immagine a sinistra) e aree allagate sulla pianta con edifici (immagine a destra)

La modellazione idraulica della rete implementata per la città di Rimini permette di valutare le criticità della rete e allo stesso tempo rappresenta una base di partenza per la programmazione e la valutazione di interventi migliorativi sul territorio quali: inserimento di tecnologie verdi e l'installazione di una rete di controllo in tempo reale connessa ad un impianto di early warning. In questo modo è possibile ridurre i danni conseguenti ad un evento meteorico eccezionale, come quello del 2013, per il quale la rete di drenaggio urbano non può essere progettata per risultare comunque sufficiente.

L'analisi svolta ha reso possibile la definizione di indicatori prestazionali in grado di fornire informazioni sullo stato di funzionamento sia dell'intera rete o porzioni di essa anche se la complessità e la varietà di sistemi utilizzabili nelle reti di drenaggio urbano ne complicano il processo. I KPI risultano essere un mezzo per il controllo della gestione del servizio, permettendo un confronto qualitativo e quantitativo del comportamento della rete nel tempo o in relazione ad altre reti.

Lunghezza Rete	Indicatore sul livello di complessità della rete
Superficie drenata dalla rete	Indicatore dell'estensione della rete
Rapporto superfici impermeabili/ superficie totale drenata	Indicatore di permeabilità
Età condotte	Indicatore relativo allo stato del sistema (criticità connesse a costi manutentivi, infiltrazioni, cedimenti strutturali)
Dislivello Rete-Ricettore naturale-impianto di depurazione	Indicatore relativo alla necessità di ricorrere ad impianti di sollevamento
N° impianti di sollevamento	Indicatore relativo al consumo di energia elettrica
N° scolmatori	Indicatore relativo all'impatto ambientale
Grado diluizione scolmatori	Indicatore relativo all'impatto ambientale
Presenza vasche di laminazione	Indicatore relativo al trattamento e alla gestione delle acque meteoriche (m ³ e metodologia di svuotamento)
Presenza vasche di prima pioggia	Indicatore relativo al trattamento e alla gestione delle acque meteoriche (m ³ e metodologia di svuotamento)
Rapporto acqua reflua sollevata/acqua reflua totale	Indicatore di criticità del sistema connessa ad un mancato funzionamento degli impianti di sollevamento
Rapporto acqua meteorica sollevata/acqua meteorica totale	Indicatore di criticità del sistema connessa ad un mancato funzionamento degli impianti di sollevamento
Rapporto acqua fornita/acqua trattata	Indicatore relativo alla presenza di acque parassite
Consumi elettrici impianti di sollevamento	Indicatore relativo ai costi energetici connessi al sistema di drenaggio urbano
Presenza gruppi elettrogeni impianti di	Indicatore di sicurezza del sistema nei confronti di blackout

sollevamento	elettrici
Intensità critica rete (TR limite)	Indicatore di sicurezza idraulica della rete (tempo di ritorno dell'evento pluviometrico che provoca la crisi del sistema)
% aree critiche	Indicatore di sicurezza della rete (aree maggiormente soggette ad allagamento superficiale)

2.4 Sistemi di early warning per la gestione degli eventi meteorici

Secondo l'Agencia Europea dell'Ambiente (AEA) i pericoli naturali di maggior rilievo in Europa oggi sono: ondate di calore, piogge torrenziali, straripamento di corsi d'acqua, tempeste di vento, frane, siccità, incendi boschivi, valanghe, grandinate e mareggiate. Questi eventi, stando alle proiezioni sulle evoluzioni del clima, sono destinati ad aumentare nei prossimi decenni, per frequenza e gravità, in tutta Europa. Le loro conseguenze, inoltre, possono essere amplificate da altri fattori, quali impermeabilizzazione del suolo, edificazione in aree a rischio e degrado degli ecosistemi. Tra il 1980 e il 2016, le perdite economiche complessive documentate generate da eventi atmosferici e climatici estremi nei 33 Stati membri dell'AEA hanno superato i 450 miliardi di euro. [10]

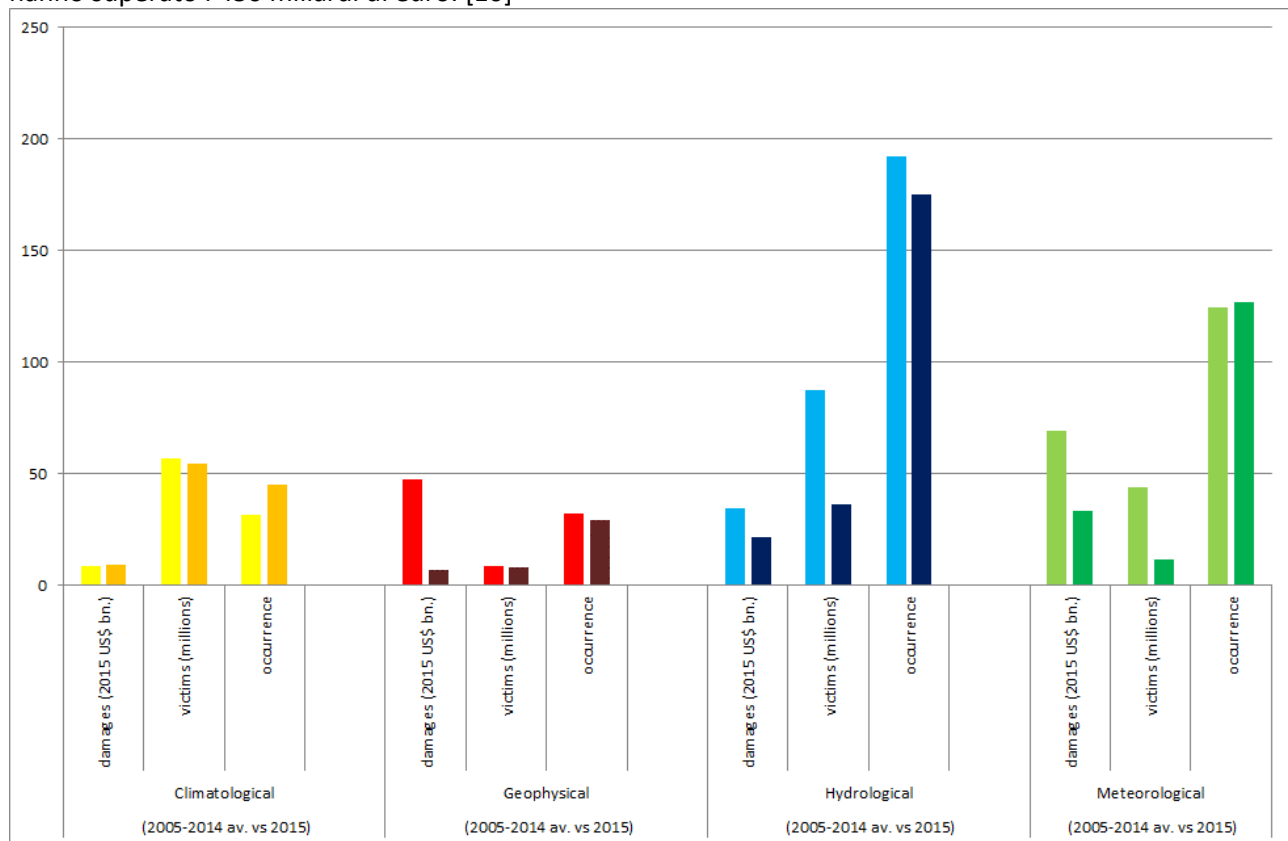


Figura 8 Impatto delle varie categorie di disastri naturali per l'anno 2015 e valore medio del periodo 2004-2015 da [11]

La quota maggiore in termini di ripercussioni economiche è dovuta alle alluvioni (circa il 40%), in particolare alluvioni in aree urbane che, in gran parte dell'Europa, si trovano a dover affrontare regolarmente questo tipo di fenomeni [12].

Le infrastrutture critiche, cioè quelle fondamentali per la funzione sociale ed economica delle aree urbane, sono a rischio crescente per gli effetti dei cambiamenti delle condizioni meteorologiche con estati più secche, l'innalzamento del livello del mare, gli inverni più piovosi e le precipitazioni più intense ed improvvise [13]. Contemporaneamente, un aumento della popolazione e delle attività economiche nelle aree urbane porrà ulteriori pressioni sui sistemi infrastrutturali. Questa concentrazione di attività causa da un lato la crescita della produttività delle città ma dall'altro aumenta anche l'esposizione ai rischi.

Le infrastrutture, come la rete elettrica, la (tele) comunicazione, i trasporti, la gestione del gas e dell'acqua sono risorse fondamentali per le funzioni vitali della società e devono essere riconfigurate per aumentarne la resilienza negli ambienti urbani [14].

Il danneggiamento delle infrastrutture critiche può portare a crisi nelle aree non direttamente interessate ampliando notevolmente le conseguenze negative dell'evento. In questo modo il danno indiretto derivante dal danneggiamento dell'infrastruttura critica può essere significativo (molte volte maggiore del danno diretto stesso). Ciò vale in modo particolare per la rete elettrica, che è essenziale per il buon

funzionamento di tutti i sistemi di fornitura e distribuzione di energia e dell'acqua stessa. Le linee elettriche e i trasformatori utilizzati per fornire elettricità ai clienti sono particolarmente sensibili ai danni a causa della loro esposizione agli elementi. [15]



Figura 9 Allagamento delle infrastrutture di Entergy provocato dall'uragano Harvey in Texas nel 2017 da <http://www.tdworld.com/>

La riduzione degli impatti di eventi atmosferici e climatici pericolosi e l'adattamento ai cambiamenti climatici sono ormai priorità assolute dell'Unione Europea. Tra gli investimenti cruciali ci sono quelli per comprendere, modellare e prevedere i fenomeni di flooding e le misure per prevenirne o almeno attenuarne gli effetti.

Le alluvioni improvvise (flash floods) sono una tipologia di pericoli naturali che raramente raccoglie un elevato livello di attenzione. Tuttavia, secondo la World Meteorological Organization sono il più letale dei pericoli naturali, in base al rapporto tra i decessi e le persone colpite, e causano milioni di Euro in danni alle proprietà ogni anno [16]. Ciò è dovuto al fatto che esse tendono a verificarsi frequentemente e, anche se la scala del fenomeno è solitamente ridotta, creano danni notevoli, soprattutto quando colpiscono le aree urbane. Nonostante la gravità di questo tipo di pericolo solo poche città hanno implementato sistemi di early warning per via della complessità tecnica di una previsione del fenomeno, che sia allo stesso tempo affidabile e che dia un tempo di preavviso sufficiente a intraprendere azioni precauzionali.

Pur con il limite che va evidenziato del fatto che anche con i più robusti sistemi di previsione disponibili allo stato attuale dello sviluppo scientifico, non è possibile prevedere con esattezza località e tempistica degli eventi atmosferici intensi su piccola scala, [17] la modellazione computerizzata, il rilevamento delle precipitazioni e gli avanzamenti tecnologici della comunicazione possono permettere a sistemi di early warning, come quello delineato in questo documento, di avere sempre più un ruolo chiave nel ridurre tali rischi, permettendo comunque di individuare con sufficiente anticipo le condizioni che possono portare ad un imminente evento e fornendo informazioni in tempo reale durante l'evento.

Le smart cities potranno passare dal doversi confrontare con le conseguenze spesso disastrose delle alluvioni, alla possibilità di intervenire in anticipo, riducendo in tal modo i costi diretti e indiretti. Ciò potrebbe portare a vite salvate e a una riduzione dei danni al territorio ed alle proprietà, grazie alla prevenzione da un lato ed all'attuazione precoce delle misure di intervento di emergenza e di soccorso dall'altro.

2.4.1 Meccanismi di flooding urbano

L'intensità dei fenomeni di flooding dipende direttamente dall'intensità del dilavamento superficiale (runoff), che a sua volta dipende dall'intensità delle precipitazioni in rapporto alla capacità di assorbimento del terreno. In generale, maggiore è la intensità delle precipitazioni, più è probabile che si ecceda la capacità del terreno di assorbire l'acqua e quindi si generi un intenso runoff superficiale. Anche se la

saturation del terreno lo facilita, si può avere un intenso runoff pure in condizioni di terreno asciutto. La densità di drenaggio, ossia il rapporto tra lunghezza totale del reticolo idrografico e la superficie del bacino stesso, è una delle caratteristiche più importanti per valutare il potenziale di runoff. Valori alti di questa grandezza mettono in evidenza la presenza di aree impermeabili poiché la densità di drenaggio diminuisce all'aumentare del grado di permeabilità del terreno visto che viene favorito il processo di infiltrazione rispetto al deflusso superficiale. Risulta essere un indicatore dello stadio evolutivo della rete di drenaggio. É quindi importante analizzare il tipo di copertura del suolo legato al suo uso ed anche in questo parametro l'urbanizzazione ha un forte impatto dovuto alla grande presenza di superfici impermeabili (quali strade, piazze, parcheggi e aree pedonali) e di terreno compatto.

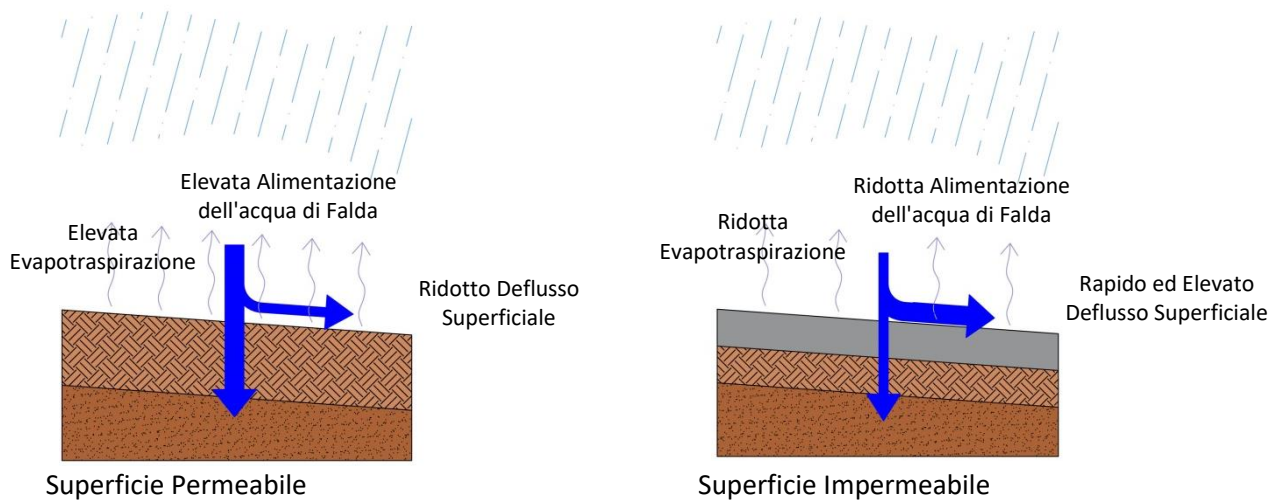


Figura 10 Schematizzazione deflussi e infiltrazione in funzione della tipologia di suolo

Altre caratteristiche del terreno hanno un impatto importante sulla tempistica, sulla localizzazione e sulla gravità del flooding. Tra le caratteristiche più significative da considerare vi sono le dimensioni del bacino di raccolta, la sua forma, la pendenza del terreno, la rugosità delle superfici dei canali di drenaggio (influenzata dalla presenza di detriti).

Nelle città in particolare occorre considerare i sistemi di drenaggio urbano, che tipicamente consistono in una rete fognaria di tubazioni e canali aperti che confluiscono in collettori, che a loro volta scaricano in impianti di trattamento o in corpi idrici superficiali. Spesso si utilizzano sistemi combinati (reti miste) per la raccolta delle acque reflue e per il deflusso di superficie, in alternativa i flussi possono essere gestiti da reti separate tra acque meteoriche (acque bianche) e acque reflue (acque nere). I sistemi possono includere anche bacini di accumulo, vasche di raccolta e altri tipi di stoccaggio.

La percentuale di precipitazioni che si ritrova come runoff è spesso elevata in città, a causa dell'elevata impermeabilità superficiale, per cui gli eventi di flooding urbano tendono ad essere caratterizzati da una risposta rapida all'evento meteorico. Spesso inoltre la situazione è aggravata dalla presenza di ostruzioni dovute a detriti e restrizioni dei flussi, dovute a tubazioni per l'attraversamento di strade o ferrovie.

Il flooding urbano può essere causato sia direttamente dal runoff superficiale, prima che l'acqua entri nel sistema di drenaggio, sia dallo sfioro di pozzetti delle reti di drenaggio, laddove il flusso da smaltire supera la capacità della tubazione. In ogni caso il flusso segue i percorsi di minima resistenza (ad esempio strade) e si accumula dove il drenaggio è ostacolato. Inoltre il flooding può essere dovuto a esondazioni di corsi d'acqua superficiali che, nelle aree urbane, possono essere favorite dalla presenza di ponti e canali sotterranei e possono comportare ulteriori esondazioni dai sistemi di drenaggio, ad esempio, laddove l'alto livello del corso d'acqua impedisce lo scarico della rete di drenaggio. In genere i corsi fluviali hanno tempi di risposta agli eventi piovosi più lunghi rispetto al deflusso urbano, quindi la loro esondazione può verificarsi in tempi successivi, anche se questo dipende dalla tempistica e dalla distribuzione delle precipitazioni nel bacino idrografico, sia all'interno che a monte dell'area urbana.

2.4.2 Componenti di un sistema di early warning del flooding urbano

Secondo gli esperti internazionali del World Meteorological Organization, le componenti principali di un sistema di early warning sono: [18]

- 1) Individuazione e previsione dei pericoli e messaggi di avvertimento.
- 2) Valutazione dei rischi potenziali e integrazione delle informazioni sui rischi nei messaggi di avvertimenti.
- 3) Disseminazione di messaggi di avviso tempestivi, affidabili e comprensibili alle autorità e alla popolazione a rischio.
- 4) Pianificazione delle emergenze basata sulla preparazione e formazione della comunità e focalizzata su una risposta efficace agli avvertimenti per ridurre il potenziale impatto sulle vite e sui beni.

Per l'individuazione e previsione dei pericoli, i sistemi di early warning in tempo reale per il flooding in ambiente urbano sono basati sull'uso di osservazioni e previsioni delle precipitazioni (rete di monitoraggio) come input per modellare il comportamento della rete di raccolta per mezzo di modelli idraulici (modellizzazione) per poter attuare le misure di sicurezza segnalando lo stato di allerta ed intervenendo sulla rete di drenaggio (in modo manuale o con controllo in tempo reale). Il sistema di early warning può essere utilmente dotato di sistemi di controllo in tempo reale per il drenaggio urbano basati sull'azione di attuatori automatizzati o remoti e una strategia o un set di regole definite in tempo reale (per il cui sviluppo si utilizzano tecniche euristiche - basate su esperienze e prove e errori e simulazioni off-line). Oltre ad allertare in caso di potenziali inondazioni il sistema così concepito, può anche essere utilizzato per il controllo adattivo in tempo reale delle reti urbane di drenaggio. Per eventi di inondazione, l'obiettivo è tipicamente quello di ridurre gli allagamenti e i fenomeni di inquinamento sfruttando adeguatamente le capacità della rete di drenaggio mediante l'utilizzo di pompe, paratie, valvole, ecc. , oppure deviando temporaneamente l'acqua nelle aree di stoccaggio.

Rete di monitoraggio

Le osservazioni dei parametri idrometeorologici sono una componente essenziale dei sistemi di early warning. La combinazione di pluviometri, radar e sensori satellitari, fornisce i dati indispensabili per l'utilizzo dei modelli previsionali. E' indispensabile costruire una rete di monitoraggio affidabile e assicurarne le relative comunicazioni con lo scopo di fornire dati accurati in tempo reale a supporto delle previsioni meteo e radar (radar nowcasting) e per fornire dati a modelli idrologici.

Componente essenziale della rete di monitoraggio sono i **pluviometri**, che forniscono le misure della precipitazione cumulata e della sua intensità a terra. Senza questi dati quantitativi non è possibile comprendere appieno le precipitazioni o altri fenomeni. Lo sfruttamento dei dati delle reti di monitoraggio esistenti è particolarmente importante per la calibrazione del modello previsionale, perché il record storico delle piogge passate e degli eventi di alluvione improvvisa è essenziale per la calibrazione dei modelli. Naturalmente, quando la rete di misura esistente è inadeguata, devono essere installati nuovi indicatori per colmare le lacune nella copertura o sostituire le vecchie tecnologie, infatti, nell'implementazione di un sistema di early warning, è richiesta una densità molto superiore a quella richiesta per il monitoraggio del bacino idrografico (ad esempio la rete di monitoraggio della città di Houston ha circa 100 pluviometri che forniscono dati in tempo reale), e ciò può comportare costi elevati. [19]. I dati dei pluviometri però non bastano, essendo insufficienti per dare una rappresentazione spaziale adeguata degli eventi meteorici fortemente localizzati come le piogge convettive.

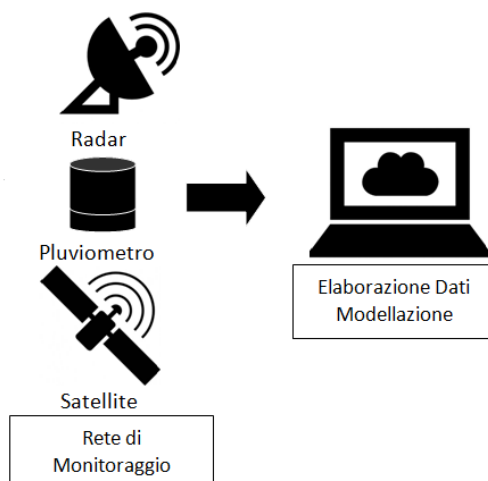


Figura 11 Schematizzazione degli strumenti della rete di monitoraggio

E quindi essenziale completare le informazioni della rete pluviometrica con quelle fornite da una **rete radar** meteo la cui funzione primaria è quella di fornire una stima di precipitazioni in tempo reale ad alta risoluzione su una regione di interesse. I radar meteo sono potenti strumenti per il monitoraggio e la previsione idro-meteorologica a causa della loro capacità di caratterizzare le precipitazioni su una vasta area. Il radar può rilevare la formazione di nubi, monitorare il loro movimento e l'evoluzione, sondare la loro struttura interna e fare stime quantitative della quantità di precipitazione che producono sulla superficie terrestre. Molti radar possono operare in due modalità: "normale" e "doppler", la differenza tra le due risiede nella copertura delle previsioni ottenibili: la prima ha un raggio di azione di 240 km mentre la seconda scende a 120 km. Al diminuire della copertura aumenta la risoluzione spaziale dei dati: in modalità "normale" i valori delle grandezze misurate si riferiscono a porzioni contigue di atmosfera (in proiezione orizzontale) di 2x2 km, in modalità "doppler" si passa ad una maglia di 1x1 km.

Dal momento che una questione fondamentale è il leadtime nel rilevare potenziali rischi, diventa essenziale sfruttare le tecniche di radar nowcasting per alimentare un modello idraulico, non solo con precipitazioni osservate, ma anche con le precipitazioni previste per le ore successive. (citare Hidromet)

Un esempio di sistema di early warning basato sulle tecniche di radar nowcasting per la previsione di eventi e possibili rischi di flooding urbano è quello di Hidromet. Questo sistema acquisisce i dati da diversi dispositivi (pluviometri, osservazioni radar e radar nowcasting, sensori) e dopo averli analizzati per definirne il livello di qualità, li utilizza per la modellazione idraulica. La modellazione è comunque implementata da un database di eventi storici significativi per la definizione del livello di rischio. Hidromet è quindi un modello dinamico che sfrutta una piattaforma per restituire i valori delle simulazioni ed il rischio correlato all'evento previsto.

Le tecniche di radar nowcasting permettono di prevedere l'evoluzione degli echi radar e da essi dedurre le previsioni a breve termine dell'evolversi delle precipitazioni, con un elevato grado di precisione e un rapido aggiornamento delle previsioni (in genere circa 10 minuti).

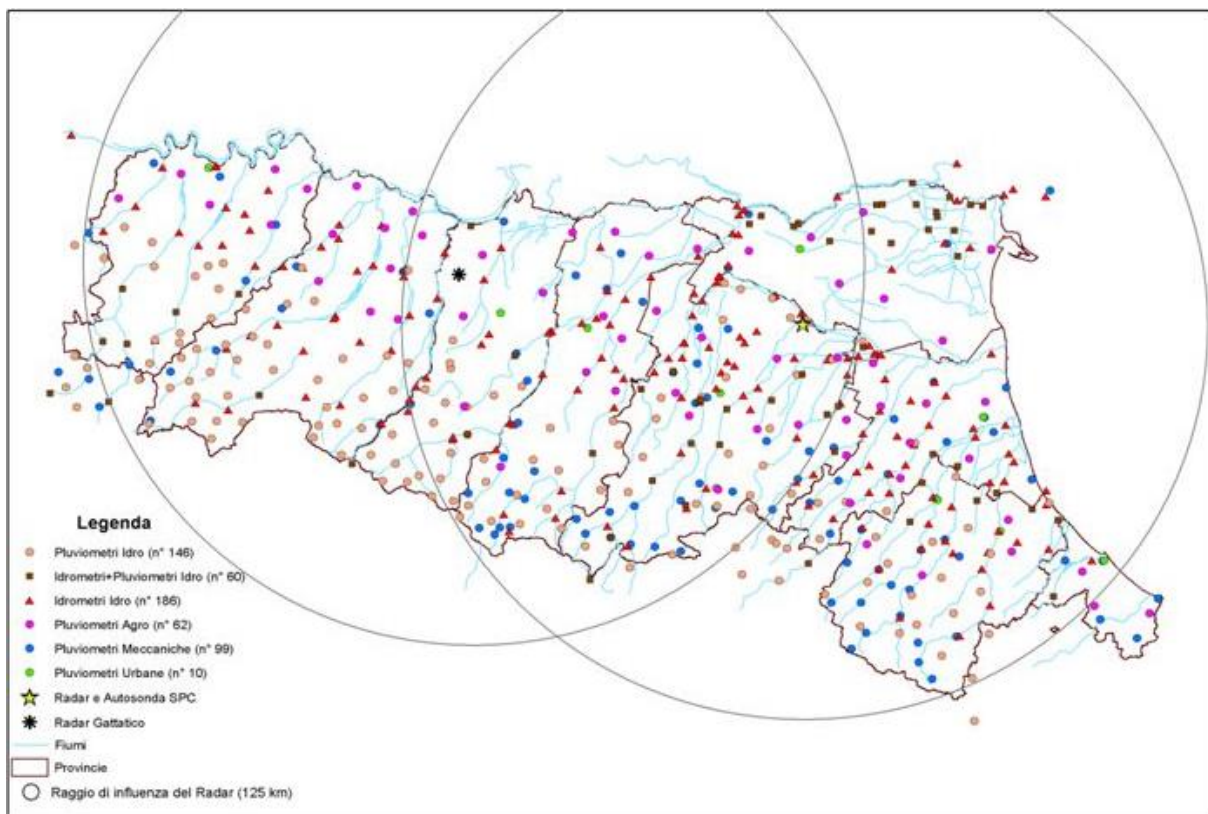


Figura 12 ARPAE reti di misura idrometrica, pluviometrica e copertura radar meteo (Emilia Romagna)

Per una affidabile taratura dei modelli idrologici su piccola scala è necessaria una rete di **misuratori di flusso**, che forniscono una stima della portata che defluisce in un canale della rete di drenaggio, provvedendo alla misura del livello idraulico nel canale e confrontandolo con una tabella o grafico di riferimento per ottenere la stima della portata di deflusso.

Per il successo di un sistema di early warning sono inoltre necessarie comunicazioni affidabili e robuste tra le reti di osservazione idrometeorologica e il centro di previsione. Nella scelta del sistema da adottare occorre valutarne l'affidabilità in condizioni ambientali estreme.

Modellizzazione

I modelli idraulici sono ampiamente utilizzati per la pianificazione e la progettazione, e possono riprodurre le varie componenti delle reti di drenaggio in grande dettaglio, per simularne il comportamento. In linea di principio, i modelli potrebbero anche essere utilizzati in tempo reale per prevedere i fenomeni di flooding, anche se le applicazioni in questo senso non sono ancora numerose. La modellazione può essere a livello di distretto, di strada o di singola proprietà e può includere modelli per il runoff superficiale nella rete di drenaggio, anche se la corretta identificazione dei percorsi di drenaggio e delle aree di captazione può essere difficoltosa nelle aree urbane, essendo sensibile a piccoli cambiamenti di quota del terreno.

Per la simulazione in tempo reale, sono necessari dettagli relativi alla direzione e velocità di evoluzione dell'evento meteorico, all'intensità e alla distribuzione delle precipitazioni con un'elevata risoluzione. La direzione di evoluzione dell'evento meteorico è particolarmente rilevante, dato che il carico sulla la rete di drenaggio sarà più elevato se la pioggia si muove nella stessa direzione in cui scorre l'acqua di drenaggio nella rete, facendo sì che il runoff nelle fasi successive dell'evento vada ad aggiungersi all'acqua già raccolta a monte.

Modelli di deflusso fluviale e modelli urbani possono anche essere accoppiati dinamicamente, permettendo di modellare le interazioni tra i sistemi da rappresentare (ad esempio, l'effetto del livello del corpo idrico ricevente sulla capacità di drenaggio della rete che vi recapita).

2.4.3 Caratteristiche di un Sistema di Early Warning

Come evidenziato nei paragrafi precedenti, per la realizzazione di un sistema efficace di early warning relativo al rischio di allagamento urbano, il dato fondamentale risulta essere quello legato alla previsione della precipitazione. L'affidabilità di questo dato influenza significativamente tutto il sistema di monitoraggio e di early warning.

Si valuta la possibilità di utilizzare il modello CHyM, implementato dal Dipartimento di Scienze Fisiche e Chimiche (DSFC) dell'Università dell'Aquila nell'ambito dell'obiettivo C, al fine di sfruttare l'algoritmo per la previsione delle precipitazioni e utilizzarlo a scala urbana. L'impiego di uno strumento come il radar e di una calibrazione puntuale, ottenuta attraverso la ricostruzione delle precipitazioni osservate e previste, risulta essere alla base di tutte le valutazioni successive.

Le possibili configurazioni di un sistema di Early Warning sono quattro e si distinguono principalmente in funzione delle modalità di elaborazione dei dati previsionali forniti dal radar:

- utilizzo di un database di eventi storici;
- utilizzo di un database di eventi sintetici elaborati attraverso la modellazione idraulica della rete;
- simulazione dell'evento previsto con un modello idraulico semplificato;
- simulazione dell'evento previsto per gestire, non solo l'allarme, ma anche il sistema di controllo in tempo reale RTC.

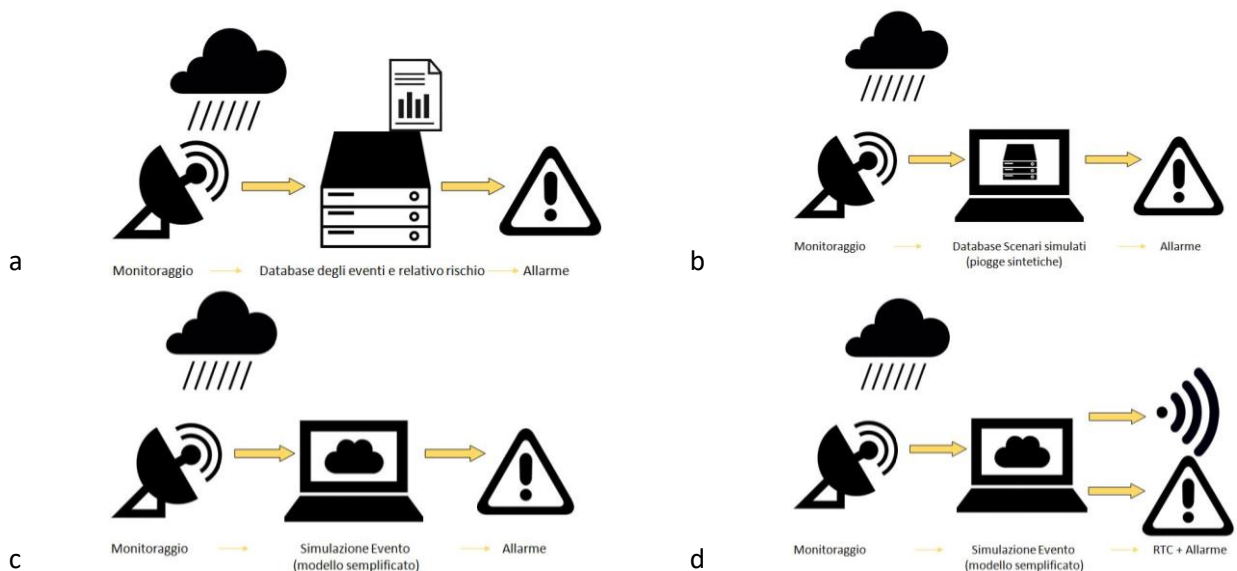


Figura 13: Configurazioni di Sistemi di Early Warning

La configurazione di tipo "a", basata sull'analisi di un database di eventi storici, è sicuramente molto semplice, ma il problema della valutazione dello scenario è oggettivo e rende il risultato approssimativo.

L'utilizzo di un database di eventi sintetici pre-simulati attraverso modellazioni idrauliche (tipo "b") è una valida soluzione anche se dipende molto dall'accuratezza del modello e della calibrazione dello stesso. Un esempio di città che utilizza questa configurazione è Hvidovre vicino a Copenhagen, il radar acquisisce i dati ogni 5 minuti, il sistema calcola l'ammontare della precipitazione prevista e ricerca nel database per valutarne il livello di rischio correlato e nel caso provvede a dare l'allarme. La vera limitazione di questo approccio può essere l'aggiornamento degli scenari in caso di variazioni della rete di drenaggio e del relativo tessuto urbano.

Le configurazioni "c" e "d" si basano sullo stesso sistema di valutazione del rischio ma operano in modo diverso nella fase successiva in quanto nel caso "d" il sistema, non solo provvede a dare l'allarme, ma comunica direttamente con il sistema di controllo in tempo reale (RTC) impostando i data set necessari per contrastare l'evento previsto attraverso gli attuatori. Città come Barcellona (tipologia c) e Québec City (tipo d) utilizzano le simulazioni degli eventi attraverso la definizione di un modello idraulico semplificato.

Québec City risulta essere un modello di città estremamente virtuoso dal punto di vista della gestione della rete di drenaggio. L'impianto di monitoraggio e di controllo in tempo reale vede 14 serbatoi di accumulo da utilizzare per contenere l'eccesso di acqua in attesa di trattamento, limitando così lo sversamento nel ricettore, 14 punti RTC, 32 stazioni di monitoraggio e 4 stazioni di controllo. Il sistema RTC collegato al sistema di Early Warning e ai sensori agisce autonomamente sugli attuatori decidendo dove convogliare le portate per limitare gli sversamenti [20].

L'utilizzo combinato del sistema di Early Warning e RTC, se entrambi opportunamente calibrati, permette una gestione della rete di drenaggio in grado di limitare i rischi correlati al fenomeno del flooding.

Lo studio delle casistiche di flooding dell'area oggetto di monitoraggio, valutando la relazione "causa-effetto", è importante per ottenere un quadro completo delle zone critiche e dei livelli di rischio in relazione all'intensità di pioggia. Il primo obiettivo sarà quindi quello di realizzare una mappa delle criticità attraverso l'uso di un modello idraulico della rete che prevede i possibili scenari di crisi. Vanno quindi analizzate le singole parti della rete, le variabili di precipitazione quali intensità e durata e quelle specifiche dell'allagamento ossia frequenza, durata, entità, livello dell'acqua.

Il sistema di Early Warning si basa su un sistema software di supporto alle decisioni (Decision Support System - DSS) che ricerca la soluzione ottimale da attuare in poco tempo, permettendo l'elaborazione di una significativa quantità di dati. In questo modo si riesce a monitorare lo stato della rete, elaborare i dati raccolti, calibrare e verificare i data set per il controllo in tempo reale degli attuatori, monitorare il processo RTC e inviare lo stato di allerta/allarme.

La realizzazione di un sistema di Early Warning si suddivide in diverse fasi e prevede diversi approcci in funzione della tecnologia disponibile:

- Fase 1: monitoraggio → sulla base dei dati osservati da pluviometri, radar, satellite e modellazione si costruisce la mappa delle criticità e il campo di precipitazione per ottenere una previsione attendibile;

- Fase 2: elaborazione dei dati e valutazione del rischio → in questa fase la disponibilità di tecnologia è molto rilevante, per meglio rappresentare l'intera progettazione del sistema EW potranno essere realizzati:

- un database di eventi pregressi ricercando le informazioni negli annali pluviometrici, nei rapporti dei Vigili del Fuoco e in quelli della Protezione Civile al fine di ottenere quanti più scenari possibili;
- un modello idraulico della rete; in questo caso sono stati simulati differenti scenari utilizzando piogge sintetiche per creare un database di eventi ed un grafico di valutazione del rischio. Attraverso la modellazione sono state valutate differenti configurazioni per analizzare le portate e il comportamento della rete di drenaggio. Le differenti modellazioni definiscono i range di rischio e i relativi gradi di allerta. Prendendo come esempio quanto sviluppato per il caso del fiume Toga in Giappone [21] si può analizzare l'approccio e cercare di ridurlo alla dimensione di una rete di drenaggio urbano. Questo studio focalizza l'attenzione sui sistemi radar di previsione e l'implementazione di un grafico relativo al rischio flooding. Questo abaco si basa su informazioni relative alla precipitazione (intensità media e durata), alla portata e al tirante idrico del fiume, cercando una relazione tra evento di flooding, livello dell'acqua da modelli idrologici e ietogrammi previsionali di precipitazione, per definire i gradi di rischio.

I dati necessari per realizzare il grafico relativo al rischio di flooding sono:

- intensità di pioggia;
- durata di pioggia;
- range di portata e relativo rischio.

A titolo esemplificativo si riportano le tabelle e il grafico ottenuti nel caso del fiume Toga.

Tabella 1 Livelli di rischio in funzione della portata del fiume Toga ottenuti dalla modellazione

Symbol	Flood level	Water depth (m)	Discharge (cms)	Discharge range (cms)
WL1	Walklane	0.31	17.3	16.4–18.2
WL2	Knee	0.81	61.31	58.2–64.4
WL3	Waist	1.01	85	80.8–89.3
WL4	Flood alert	1.4	152	144.4–159.6
WL5	Special flood alert	1.7	214	203.3–224.7
WL6	Flood risk	1.98	284	269.8–298.2
WL7	Design flood	3.8	944	869.8–991.2

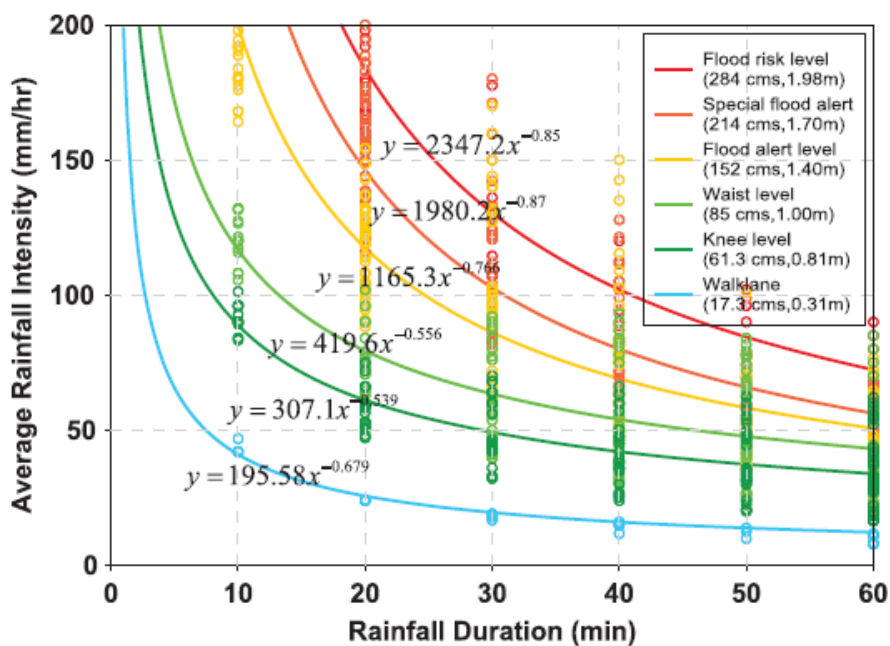


Figura 14 Grafico con le curve di rischio per il fiume Toga [21]

- un modello idraulico semplificato che acquisisce i dati previsionali in tempo reale e li utilizza per simulare il comportamento della rete. Questo modello utilizza il database di eventi storici e sintetici per valutare i livelli di rischio corrispondenti all'evento reale simulato.

- **Fase 3:** segnalazione stato di allerta → in funzione del livello di rischio sono state previste le procedure necessarie per:

- avvisare la popolazione (SMS, telefonate, e-mail, sirene, ecc);
- attivare gli organi competenti per contenere i danni, ad esempio chiudendo zone a rischio.

- **Fase 4:** interventi sulla rete di drenaggio → sono stati previsti possibili interventi diretti sulla rete, mediante opportune manovre degli organi presenti o attraverso il controllo in tempo reale (RTC), per modificare accumuli e sversamenti. Si ipotizza un sistema RTC in grado di comunicare direttamente con quello di Early Warning da cui riceve i data set in funzione del grado di rischio per azionare gli attuatori che influenzano il processo del flusso. Sono state ipotizzate anche delle aree verdi con tecnologie BMP per ridurre gli afflussi in ingresso alla rete di drenaggio diminuendo le aree impermeabili.

La combinazione del sistema di monitoraggio Early Warning e di quello RTC è un valido strumento per rispondere alle mutevoli esigenze della rete di drenaggio urbana in relazione al crescere delle aree

impermeabili e ai cambiamenti climatici. Per determinare i data set dell'impianto RTC è necessario realizzare un modello idraulico per prevedere il comportamento della rete in funzione delle variazioni di portata e delle azioni di chiusura/apertura degli attuatori, avendo preventivamente realizzato una mappa delle criticità. I principali obiettivi delle simulazioni sono quelli di minimizzare gli sversamenti, massimizzare la capacità di trattamento dell'impianto di depurazione, minimizzare il volume di accumulo e le variazioni dei set-point.

2.5 Efficienza del ciclo di trattamento depurativo.

In ambito urbano, il sistema elettrico è direttamente e indirettamente influenzato dalla gestione del ciclo idrico in virtù delle molteplici connessioni esistenti tra i due sistemi, che riguardano in particolare aspetti connessi all'efficienza, all'affidabilità ed alla sicurezza della produzione e della distribuzione dell'energia. Entrambe le risorse devono affrontare crescenti esigenze e vincoli come conseguenza della crescita economica e demografica e del cambiamento climatico, che amplificano la vulnerabilità dell'una rispetto all'altra. Il World Energy Outlook (WEO) 2016 dell'Agencia Internazionale per l'Energia [34] rileva che quasi tutti i punti deboli del sistema energetico globale, siano essi relativi all'accesso all'energia, alla sicurezza energetica o alle conseguenze dei cambiamenti climatici, sono aggravati da problemi di disponibilità di acqua e, analogamente, quasi tutte le vulnerabilità del sistema di approvvigionamento idrico sono aggravate da condizioni di limitata disponibilità di energia. Sempre secondo il WEO 2016, il consumo di acqua legato all'energia aumenterà di quasi il 60% tra il 2014 e il 2040, mentre la quantità di energia utilizzata nel settore idrico sarà più che raddoppiata a seguito della crescente domanda di acqua potabile e, quindi, di collettamento e trattamento reflui. Si stima che al 2040 l'incidenza dei consumi elettrici dell'intero ciclo idrico integrato (ripartiti tra approvvigionamento e distribuzione, collettamento e trattamenti depurativi) risulterà pari al 4% dei consumi totali di energia elettrica.

In Figura 15 sono evidenziate alcune delle principali connessioni tra acqua ed energia (Water-Energy Nexus), con il settore della gestione e del trattamento delle acque reflue che assume particolare interesse in virtù del suo potenziale di miglioramento in termini di efficienza energetica delle tecnologie e dei processi applicati, con conseguenti opportunità in termini di gestione energetica e produzione di materie prime seconde [36].

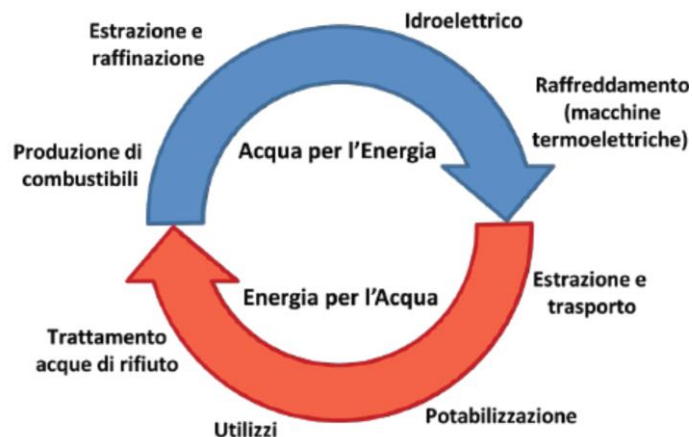


Figura 15 Connessioni tra acqua ed energia

La U.S. EPA ha stimato che la depurazione delle acque reflue assorbe una quota variabile tra il 2% ed il 4% dell'intero consumo di energia elettrica degli interi Stati Uniti, con stime di crescita del 20% nei prossimi 10-20 anni per garantire il rispetto di standard di qualità sempre più elevati, in linea con le recenti evoluzioni normative [35]. Per quanto riguarda l'Italia, attualmente i consumi elettrici del settore depurazione sono stimati pari a circa l'1% del consumo nazionale: assumendo per quest'ultimo un valore di circa 340 miliardi di kWh/anno [37], ne consegue una quota per la depurazione superiore ai 3 miliardi di kWh/anno per un costo, solo di bolletta elettrica, di ben oltre 300 milioni di €/anno (al costo approssimativo di 0,10 €/kWh, [38]).

In una prospettiva di medio termine, considerando i fabbisogni di ammodernamento delle infrastrutture, l'esigenza di garantire standard di qualità allo scarico sempre più stringenti (anche in ottica di riuso) [39], nonché la tendenza ad un incremento dei costi di approvvigionamento dell'energia, si tende ad una situazione di chiara insostenibilità degli attuali regimi di consumo energetico. Tali presupposti rendono necessarie azioni mirate alla valutazione dei margini di miglioramento dell'efficienza energetica dell'intero ciclo idrico integrato, procedendo mediante la conduzione di diagnosi energetiche degli impianti e la definizione di appropriati indicatori di prestazione energetica (Key Performance Indicators, KPIs), da

elaborare secondo un opportuno approccio di benchmarking. Con particolare riferimento al settore dei trattamenti delle acque reflue, inoltre, l'analisi dei consumi energetici tramite modellazione dei processi depurativi appare uno step necessario per valutare ed ottimizzare le richieste energetiche impiantistiche a fronte di variazioni delle condizioni di esercizio e per definire scenari di intervento volti al conseguimento di risparmi ovvero alla produzione di energia on-site (compatibilmente con le condizioni e le configurazioni impiantistiche).

Nelle sezioni successive viene *in primis* definito il quadro normativo in materia di efficienza energetica applicabile al Servizio Idrico Integrato (SII) e, di seguito, viene riportata l'analisi dei consumi energetici ascrivibili alle singole componenti del SII, con particolare riguardo al settore di depurazione, prendendo a riferimento il panorama impiantistico sia nazionale che internazionale. Si procede poi con l'individuazione di metodologie di analisi dei consumi energetici degli impianti di trattamento delle acque reflue, che prevedono la conduzione di apposite diagnosi energetiche e l'implementazione di azioni di benchmarking basate sulla definizione di opportuni indicatori di prestazione (KPIs). Vengono quindi discussi i possibili interventi da adottare al fine di migliorare l'efficienza energetica degli impianti di depurazione.

A valle di tale sezioni, vengono illustrate le attività di studio e valutazione condotte da ENEA allo scopo di estendere al settore della depurazione l'approccio previsto dalla piattaforma Smart Water, consistenti principalmente in: a) costruzione di un dataset rappresentativo di riferimento basato su un numero significativo di impianti di depurazione; b) individuazione di opportuni KPIs applicabili in fase di diagnosi dei processi depurativi e di valutazione di scenari di efficientamento energetico e funzionale degli impianti; c) implementazione e validazione di modelli di simulazione per la quantificazione dei consumi energetici degli impianti di depurazione e la valutazione di risparmi energetici conseguibili tramite l'adozione di misure specifiche e/o variazioni delle modalità di esercizio. In merito ai precedenti punti, sono riportati alcuni casi studio condotti su impianti municipali di depurazione ritenuti rappresentativi ed implementati con l'impiego di software di modellazione dedicato.

Quadro normativo

In materia di **efficienza energetica**, la norma di riferimento nazionale è rappresentata dal **D.Lgs. 102/2014** [40] che, in attuazione della **Direttiva 2012/27/UE** [41] e nel rispetto dei criteri fissati dalla Legge n. 96/2013 [42], introduce un quadro di misure innovative finalizzate a promuovere e migliorare l'efficienza energetica nella pubblica amministrazione, nelle imprese e nelle famiglie. L'art. 3 stabilisce come obiettivo nazionale *indicativo* di risparmio energetico, entro l'anno 2020, una riduzione di 20 milioni di Tonnellate Equivalenti di Petrolio (TEP) dei consumi di energia primaria, pari a 15,5 milioni di TEP di energia finale, conteggiati a partire dal 2010. Viene quindi previsto (art. 7) il regime obbligatorio riguardante l'efficienza energetica, costituito dal meccanismo dei **Titoli di Efficienza Energetica (TEE, meglio noti come Certificati Bianchi)**, che dovrà garantire il raggiungimento di un risparmio energetico al 31/12/2020 non inferiore al 60% dell'obiettivo di risparmio energetico cumulato. Secondo l'art.8, le grandi imprese e le imprese a forte consumo di energia (energivore) risultano soggette a partire dal 05/12/2015 all'obbligo di **Diagnosi Energetica** (anche detta audit energetico), da rinnovare ogni 4 anni.

Le diagnosi energetiche vanno condotte ai sensi della UNI CEI/EN 16247:2012 (Linee Guida per la redazione della diagnosi energetica, a superamento ed integrazione della precedente UNI CEI/TR 11428:2011) e sono intese come una misura sistematica volta a:

- fornire un'adeguata conoscenza dei consumi e dei costi energetici di un'attività o impianto industriale o di servizi pubblici o privati;
- individuare le misure e gli interventi di miglioramento energetico a fronte di una analisi di fattibilità tecnico-economica volta a garantire la sostenibilità delle misure previste mediante il ricorso alle BAT (Best Available Technologies);
- acquisire i Certificati Bianchi o altri incentivi disponibili e monitorare lo stato dei consumi.

All'obbligo di diagnosi energetica sono soggette anche le grandi aziende municipalizzate che hanno in carico la gestione del SII, nel suo insieme, o di solo alcuni dei servizi che lo compongono. In risposta a tale obbligo, alcuni gestori dei servizi idrici hanno provveduto alla conduzione di diagnosi energetiche e alla relativa identificazione delle misure di miglioramento dei consumi energetici aziendali, che hanno interessato anche gli impianti di depurazione.

Per quanto concerne i **TEE o Certificati Bianchi**, essi sono titoli negoziabili riconosciuti a seguito del conseguimento di risparmi energetici negli utilizzi finali, seguendo l'equivalenza tra il Titolo di Efficienza Energetica equivale e la Tonnellata Equivalente di Petrolio non emessa in ambiente (1 TEE = 1 TEP).

Il Servizio Idrico Integrato, ai sensi delle definizioni di cui al D.Lgs. 152/2006 [43] (in recepimento della precedente L. 361/1994, meglio nota come Legge Galli), è costituito "dall'insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione di acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue, e deve essere gestito secondo principi di efficienza, efficacia ed economicità [...]". Il SII non è assimilabile ad un singolo ciclo o processo ma è un insieme di processi industriali e tecnologici di varia natura, distribuiti in modo disomogeneo sul territorio che, a causa delle specificità territoriali, tecnologiche, storiche e organizzative, è difficilmente inquadrabile e analizzabile con la stessa logica della maggior parte degli altri processi industriali. In ragione delle sue caratteristiche, il SII può essere soggetto a numerose misure volte a migliorarne la resa energetica, che possono distinguersi tra: a) **interventi puntuali** (sostituzione di specifiche componenti/macchine con sistemi a maggiore efficienza energetica all'interno di reti/impianti o installazione di inverter su motori elettrici esistenti); b) **interventi sui processi** (incremento dell'efficienza energetica di un intero comparto impiantistico o di una sua parte deputata a svolgere una precisa funzione, come ad es. la sostituzione di un sistema di aerazione o disidratazione fanghi con uno maggiormente efficiente dal punto di vista energetico); c) **interventi di sistema** (miglioramento dell'efficienza energetica generale mediante interventi su differenti processi o parti funzionali, come ad es. la riduzione delle perdite idriche oppure l'adozione di una fonte di prelievo delle acque primarie di approvvigionamento in grado di garantire risparmi energetici).

2.5.1 Analisi e ottimizzazione dei consumi energetici

Partendo dai **costi complessivi del SII su base nazionale**, per il periodo 1997-2010 l'ISTAT [44] ha stimato per i soli servizi di acquedotto (captazione, adduzione, potabilizzazione e distribuzione dell'acqua) una spesa complessiva di 9'634 milioni di € (0,6% del PIL), mentre per i servizi di gestione delle acque reflue (collettamento in fognatura, depurazione, scarico delle acque trattate) la spesa risulta di 2'775 milioni di € (0,2% del PIL). Anche in altri contesti europei si rilevano simili incidenze dei costi del SII sul PIL nazionale: nel Regno Unito, ad esempio, la spesa sostenuta nel 2014 per l'intero SII ammonta a 14,2 miliardi di £ (0,8% del PIL), di cui 7'160 milioni di £ (0,4% del PIL) per il solo servizio di gestione delle acque reflue [45], mentre in Portogallo, sempre al 2014, la spesa complessiva per il SII è stata di 1'914 milioni di € (1,1% del PIL), di cui 875,4 milioni di € (0,5% del PIL) per il servizio di gestione delle acque reflue [46].

Per quanto concerne i **consumi elettrici ascrivibili al SII in Italia**, in base ad elaborazioni di dati ISTAT al 2011 (utilizzando i valori unitari di consumo di energia elettrica e i parametri dimensionali del servizio idrico nazionale), ci si attesta su valori complessivi dell'ordine di 7'500 GWh/anno [47], corrispondenti al 2,25% del consumo elettrico nazionale (calcolato in 332'000 GWh/anno per il 2011) [48]. A stime analoghe si perviene anche a seguito dell'elaborazione di dati forniti da AEEGSI (Autorità per l'energia elettrica il gas ed il sistema idrico) per il 2014 e relativi ad un campione che copre il 66% del panel di gestori di riferimento per il SII [49], che portano ad una quantificazione del consumo energetico nazionale per il SII di oltre 7'000 GWh/anno; posto quindi l'ammontare del consumo elettrico nazionale pari a 310,3 TWh [50], la quota assorbita dal SII risulta pari al 2,2-2,4% del totale. Tali informazioni trovano un ulteriore riscontro in base ai dati forniti da Terna S.p.A. [51], che quantifica al 2016 in 6'116 GWh il consumo elettrico annuo del SII a fronte di un consumo nazionale di energia elettrica di 295,5 TWh, per una corrispondenza quota di incidenza del SII pari al 2,1%.

Estendendo l'analisi dei **consumi elettrici all'ambito internazionale**, sulla stessa quota d'incidenza si attesta anche la Germania, dove il consumo di energia elettrica per il SII nel 2014 è stato conteggiato in 13'285 GWh, pari al 2,4% del consumo elettrico nazionale [52], mentre per gli Stati Uniti il consumo di energia elettrica del SII nel 2013 è stato stimato in 69'400 GWh, pari all'1,8% dell'intero fabbisogno nazionale di energia elettrica [53]. Tale dato è peraltro inferiore a quanto normalmente si trova in letteratura riferendosi agli USA, dove diversi autori riportano una incidenza sui consumi elettrici nazionali del SII dell'ordine del 3-4%, simile a quanto viene indicato anche per il Regno Unito [54] [55]. Va osservato che l'incidenza del SII sui consumi elettrici aumenta nei paesi dove si registrano importanti deficit idrici, basti pensare ad Israele dove si rileva un'incidenza dell'ordine del 10% [54].

Procedendo con l'analisi dei **consumi energetici nelle varie fasi del SII**, in ambito italiano, da stime dell'AEEGSI il solo **servizio di acquedotto** presenta un'incidenza sui consumi totali dell'ordine del 64% [50] per un valore corrispondente a l'1,5% del consumo elettrico nazionale. Analoghe percentuali si rilevano per la Germania [52] e gli Stati Uniti [53].

Occorre rilevare che i consumi energetici per il servizio di acquedotto sono particolarmente variabili in ragione di numerosi fattori tra cui, in primo luogo, la fonte di approvvigionamento della risorsa idrica e la tecnologia di potabilizzazione impiegata. Uno studio condotto su 108 ambiti italiani ha evidenziato che i consumi unitari passano da un valore di 0,267 kWh/m³ nel caso di approvvigionamento da acque superficiali ad un valore di 0,482 kWh/m³ [56] [57] in caso di impegno di acque sotterranee. Prendendo in considerazione i soli sistemi di approvvigionamento idropotabili che attingono a fonti superficiali o sotterranee, il consumo energetico imputabile principalmente ai sistemi di pompaggio, variano in funzione della topografia, della distanza di adduzione, delle caratteristiche strutturali e progettuali della rete. Al variare delle esigenze di sollevamento i consumi unitari sono quantificabili da 0,02 a 0,75 kWh/m³, con valori di picco fino a 1,1 kWh/m³ [56] [57]. Oltre alle esigenze di sollevamento, una rilevante aliquota del consumo energetico è da associare allo stato reale della rete di distribuzione ed alle relative perdite idriche che vanno a ripercuotersi indirettamente sui bilanci totali.

Stime dell'AEEGSI, relative al solo servizio di acquedotto, riportano che prendendo in considerazione le perdite amministrative e le perdite fisiche nelle reti, il consumo unitario medio riferito al solo volume d'acqua fatturato passerebbe da 0,49 kWh/m³ a 0,90 kWh/m³, con un incremento superiore all'80% [50]. In generale, i consumi energetici nei trattamenti di potabilizzazione crescono laddove si rileva una certa

scarsità della risorsa idrica, come avviene ad esempio in California, dove il consumo unitario arriva a toccare i 4 kWh/m³ [53], ed in tutti i contesti dove è necessario il ricorso a sistemi di dissalazione che comportano consumi unitari dell'ordine di 3,0-3,5 kWh/m³.

Passando al **servizio di collettamento e depurazione delle acque reflue**, l'AEEGSI ha stimato che per l'Italia l'incidenza sui consumi elettrici dell'intero SII è dell'ordine del 30%, con un consumo annuale di 1'850-2'250 GWh/anno, corrispondente a circa lo 0,7% del consumo elettrico nazionale [50]. Posto quindi un prezzo per la fornitura di energia elettrica di 0,164 €/kWh, ne consegue un costo annuale della bolletta energetica nazionale di oltre 350 milioni di € per il solo servizio di depurazione [49]. Analoghe incidenze sui consumi elettrici nazionali si osservano per i servizi di depurazione di paesi europei come Polonia (0,7%) [58], Danimarca (0,7%)[59], Germania (0,8%) [60], Spagna (1,0%) [61]; negli Stati Uniti i consumi per la depurazione ammontano allo 0,8 % del consumo elettrico nazionale [53], mentre in Cina si ha un'incidenza di appena pari allo 0,1% sul totale nazionale [62].

In termini di consumi per unità di volume di reflui collettati e depurati, in Italia l'AEEGSI ha rilevato un valore medio nazionale di 0,35 kWh/m³, con valori significativamente superiori nel Sud (0,60 kWh/m³) e nelle Isole (0,40 kWh/m³) [50], come illustrato in Figura 16. Incidenze simili per la gestione delle acque reflue si riscontrano anche in altri contesti nazionali, come ad esempio in Spagna dove si stimano consumi unitari dell'ordine di 0,5-0,7 kWh/m³, mentre negli USA si rilevano consumi dell'ordine di 0,66 kWh/m³ [53]. In relazione ai costi unitari sopra citati, occorre sottolineare la notevole incidenza dei sistemi di sollevamento posti lungo la rete di drenaggio urbano, che normalmente coprono il 10-20% al variare della conformazione orografica dei bacini di drenaggio. Dalla suddetta quota si intendono scorporati i sollevamenti posti all'interno degli impianti di depurazione, i cui consumi vengono conteggiati tra quelli relativi alla fase depurativa propriamente detta e che sono descritte nel dettaglio nelle sezioni successive.

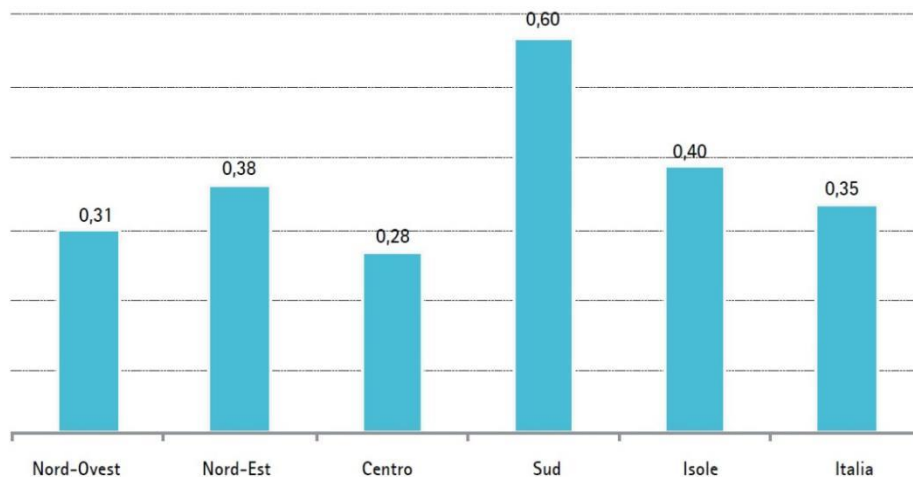


Figura 16 Consumi per unità di volume nel settore della depurazione per ripartizione territoriale in Italia.

Fonte: elaborazione AEEGSI 2017 sui dati dei gestori.

Analisi dei consumi energetici degli impianti di trattamento delle acque reflue

Il panorama impiantistico del settore della depurazione delle acque reflue risulta particolarmente eterogeneo dal momento che ogni impianto viene progettato e realizzato per il trattamento di uno specifico flusso (di origine urbana, industriale o misto) e l'obiettivo finale di soddisfare limiti qualitativi dell'effluente depurato. Questi ultimi sono peraltro funzione delle specificità delle aree di recapito (es. aree sensibili, vulnerabili) e della destinazione finale dell'effluente (scarico in corso idrico, su suolo, in fognatura ovvero riutilizzo in ambito urbano, agronomico o industriale)[63].

Le prestazioni energetiche di un impianto di trattamento delle acque reflue sono influenzate da diversi fattori:

- **Dimensione:** tale fattore consente di tenere conto dell'effetto scala, dal momento che gli impianti di maggiori dimensioni risultano generalmente più efficienti, in virtù della taglia delle apparecchiature installate e potendo contare su una maggiore regolarità di funzionamento in virtù di una maggiore capacità di laminazione delle portate influenti. Inoltre, gli impianti di dimensioni

maggiori risultano generalmente più automatizzati di impianti di dimensioni inferiori. La dimensione dell'impianto viene espressa in termini di AE trattati (di progetto o effettivi);

- Caratteristiche delle acque da trattare: ad incidere sui consumi sono le specifiche caratteristiche qualitative dei reflui in ingresso, da cui dipendono le tipologie di pre- o post-trattamenti che si rendono necessari lungo la linea di processo. In particolare, il primo discriminante è rappresentato dalla natura domestica (mista o separata) o produttiva del refluo;
- Localizzazione: la collocazione geografica si ripercuote sul rendimento dell'impianto, sia in termini di condizioni meteorologiche del sito (es. temperatura, altitudine), sia per l'orografia del sito (da cui dipende la necessità o meno di sollevamenti), sia per l'eventuale presenza di vincoli ambientali (SIC, ZPS), sia per la conseguente tipologia del corpo idrico ricettore (ovvero delle utenze finali in caso di riutilizzo);
- Condizioni idrauliche: presenza di acque parassite o piovane;
- Configurazione della filiera impiantistica: la linea di trattamento applicata, e la presenza/assenza di alcune fasi di processo (es. pre-trattamenti, sedimentazione primaria, processo biologico applicato, trattamenti avanzati per la rimozione di N e P, trattamenti terziari, assetto della linea fanghi), condizionano in maniera sensibile i consumi degli impianti di depurazione;
- Età e manutenzione dell'impianto: le apparecchiature elettromeccaniche riducono inevitabilmente la loro efficienza nel corso della vita utile di funzionamento, con il conseguente incremento nel tempo dei consumi elettrici unitari. Analogamente, anche le componenti idrauliche modificano le loro caratteristiche (es. incremento della scabrezza delle tubazioni), inducendo maggiori perdite di carico distribuite e, quindi, maggiori oneri energetici di movimentazione.
- Efficienza energetica e funzionale dei dispositivi installati: i consumi sono influenzati dal grado di efficienza energetica di tutte le apparecchiature elettromeccaniche installate (pompe, compressori, etc.) e dallo stato degli altri dispositivi installati (es. il grado di conservazione dei sistemi di diffusione dell'aria nei sistemi a fanghi attivi influenza l'efficienza di trasferimento dell'ossigeno e, quindi, i consumi energetici).

Stabilire un bilancio di energia all'interno di un impianto di trattamento reflui è piuttosto complesso, dal momento che i consumi variano notevolmente sia in relazione alla tecnologia utilizzata, sia in funzione delle pratiche di gestione. Con riferimento all'intero servizio depurativo, una recente analisi [65] ha evidenziato consumi energetici variabili tra 0,13 e 5,5 kWh/m³ di acqua trattata, con valori che, tendenzialmente, aumentano al ridursi della taglia dimensionale degli impianti. Gli impianti di maggiori dimensioni (> 100.000 AE) presentano i valori minori di energia consumata con valori medi che si attestano nell'ordine di 0,4 kWh/m³. È da sottolineare come impianti tecnologicamente più avanzati, pur permettendo migliori standard di qualità allo scarico, presentino i consumi energetici maggiori. È comune, infatti, trovare valori superiori a 1,0 kWh/m³ per impianti che includono una filtrazione con membrana nella linea di trattamento [65] [66].

Entrando nel dettaglio del ciclo di trattamento applicato, la Figura 17 mostra le sezioni impiantistiche comunemente riscontrabili in impianti di trattamento acque reflue a fanghi attivi al fine di visualizzare i principali flussi della *linea acque* e della *linea fanghi* e relativi sistemi accessori. Le configurazioni impiantistiche sono progettate nell'ottica di garantire il corretto svolgimento di processi di tipo fisico, chimico e biologico che, nella sequenzialità prevista e per sezione, garantiscono i necessari rendimenti di rimozione dei carichi di inquinanti. Ciò richiede quindi, la movimentazione dei reflui/fanghi nei vari comparti impiantistici, ove si definiscono e controllano idonee condizioni di quiete, miscelazione, ossigenazione ma anche ad esempio dosaggi di prodotti chimici. Tali operazioni si avvalgono dell'uso di macchinari (pompe, soffianti, miscelatori, aeratori, centrifughe, carroponti etc.) e sistemi tecnologici (controllori di processo, sistemi di misurazione, lampade UV, etc.) per il cui funzionamento, in continuo o temporizzato, è necessario fornire input energetici con notevoli consumi e costi.

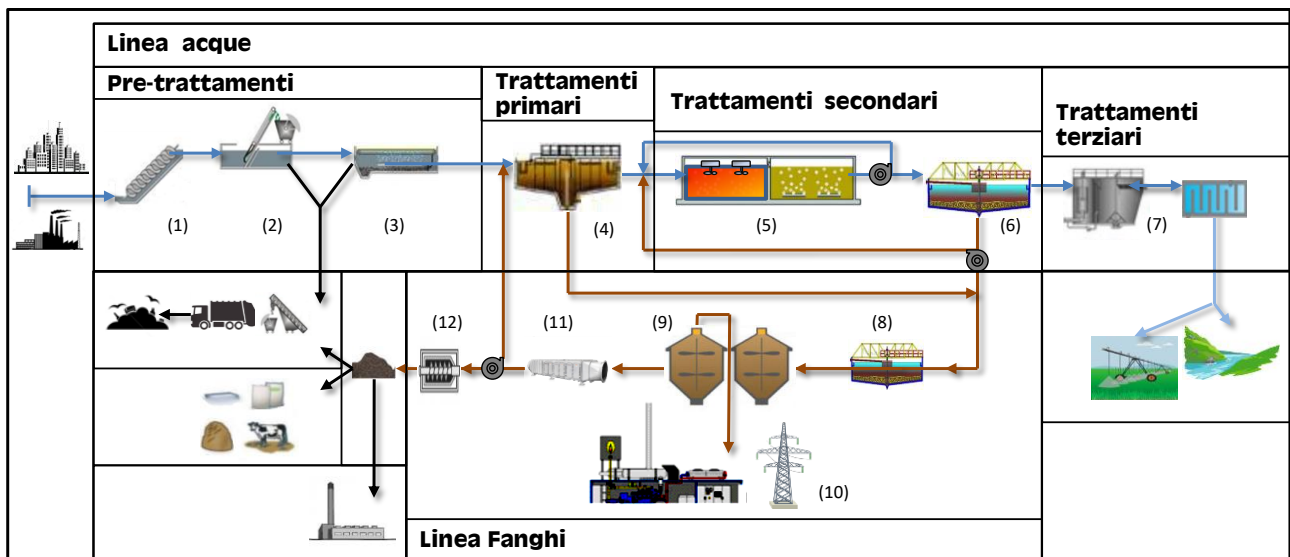


Figura 17 - Configurazione tipica di impianti di depurazione a fanghi attivi convenzionale (CAS) distinta in macro sezioni.

La **linea acque** si compone di una serie di fasi finalizzate a rimuovere dai reflui per primi, i materiali separabili tramite processi fisici e, di seguito, inquinanti presenti in forma colloidale e solubile tramite processi chimici e biologici. Le acque reflue afferenti un impianto di depurazione tramite rete fognaria vengono generalmente sollevate tramite appositi sistemi per garantire un adeguato profilo idraulico e consentirne, per quanto possibile, un percorso a caduta. I sistemi di sollevamento (coclee, pompe, etc.) (1) implicano una spesa energetica il cui consumo risulta piuttosto variabile ed è in particolare condizionato dai parametri di dimensionamento. Dati di letteratura quantificano tale consumo in 0,02-0,1 kWh/m³ in Canada, 0,045-0,14 kWh/m³ in Ungheria, 0,1-0,37 kWh/m³ in Australia e 0,04-0,19 kWh/m³ in Nuova Zelanda [54] [66], mentre in ambito europeo, le ricerche effettuate hanno rilevato valori nel range 0,022-0,24 kWh/m³ [55] [67]. Uno studio italiano condotto su 5 impianti di depurazione di piccole dimensioni [68] ha rilevato per questa fase un consumo pari a 0,054-0,076 kWh/m³, specificando che il valore più alto è stato riscontrato nell'impianto dove con salto idraulico maggiore.

Il refluo viene di seguito sottoposto a processi di pretrattamento al fine di eliminare corpi ed oggetti grossolani tramite una fase di grigliatura (2). Il consumo energetico associato a tale fase è principalmente dovuto alle operazioni di lavaggio delle griglie stesse con valori che vanno da $2,9 \cdot 10^{-5}$ kWh/m³ fino a $1,7 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ [55] [68]. La fase successiva consta nella dissabbiatura/disoleatura (3) del refluo in cui avviene la separazione di sabbie ed inerti per gravità o tramite sistemi che operano per forza centrifuga (idrocloni etc.), mentre la separazione di oli e grassi viene favorita mediante insufflazione di aria che ne consente la risalita sul pelo superficiale con separazione per stramazzo. L'insufflazione di aria è responsabile del consumo di un piccolo quantitativo di energia elettrica che può variare da $1,54 \cdot 10^{-3}$ kWh/m³ [66] fino a $2,7 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ [68]. Il trattamento primario (4) consiste in un processo di separazione per gravità dei solidi sedimentabili ancora presenti nel refluo che avviene in apposite vasche di sedimentazione primaria. In taluni casi è anche previsto il dosaggio di composti chimici per la rimozione di fosforo tramite precipitazione. Per tale fase i consumi energetici sono imputabili al funzionamento di apparecchiature elettro-meccaniche quali raschiatori adibiti alla raccolta di quanto sedimentato (fanghi primari) sul fondo della vasca. L'entità di tali consumi risulta piuttosto modesta e trascurabile, pari a $4,3 \cdot 10^{-5}$ - $7,1 \cdot 10^{-5}$ kWh/m³ [55]. La successiva fase della linea acque riguarda il trattamento biologico (5) che avviene in apposite vasche in cui vengono garantite condizioni di miscelazione e/o aerazione atte a favorire lo sviluppo di comunità microbiche che consentono la promozione di processi di denitrificazione, nitrificazione e defosatazione e la rimozione di componenti organiche solubili. Nell'ambito dei processi aerobici la letteratura è concorde in merito all'elevata incidenza della fase di aerazione sui consumi elettrici finali, indicandola come la più energivora all'interno del processo depurativo. I consumi variano a seconda della tecnologia adottata e spaziano in un range piuttosto ampio. Indagando la sfera dei processi a fanghi attivi, negli impianti convenzionali a fanghi attivi (CAS, Conventional Activated Sludge) il consumo di energia

elettrica è stato stimato essere in media pari a 0,27 kWh/m³ in Cina, 0,30-1,89 kWh/m³ in Giappone, 0,33-0,60 kWh/m³ negli Stati Uniti, 0,46 kWh/m³ in Australia e 0,42 kWh/m³ in Svezia [54][62][67]. I consumi aumentano nei CAS ove è prevista anche la rimozione di nutrienti (BNR, Biological Nutrient Removal) per i quali, studi inerenti impianti di depurazione principalmente situati in Europa, riportano valori nel range 0,068-0,799 kWh/m³ in relazione alla fase ossidativa e valori di 0,030-0,121 kWh/m³ per la fase di denitrificazione [54]. Un maggiore consumo di energia elettrica è in generale associato ad altri processi a fanghi attivi come i sistemi SBR (Sequencing Batch Reactor) e ancora più per i sistemi EAAS (Extended Aeration Activated Sludge), con un incremento rispetto ai sistemi CAS rispettivamente del 50% ca. e del 60% ca. [62] [76]. Il trattamento biologico basato sull'impiego di sistemi a membrane (MBR, Membrane BioReactor) viene classificato tra i più energivori. In Spagna, ad esempio, è stato valutato che il consumo energetico per questo sistema è significativamente maggiore rispetto ai processi convenzionali (pari a 0,8-1,2 kWh/m³) [69]. Un altro processo ossidativo risultato essere particolarmente dispendioso dal punto di vista energetico è il sistema OD (Oxidation Ditch), con valori riscontrati pari a 1,0 kWh/m³ in Australia, 0,43-2,07 kWh/m³ in Giappone e 0,30 kWh/m³ in Cina [54][62].

A valle del processo ossidativo la miscela areata di fanghi attivi viene in parte ricircolata in testa al trattamento biologico, ed in parte inviata in sedimentazione secondaria (6) che permette la separazione del refluo trattato dai fiocchi di fango costituiti da colonie di batteri (fanghi secondari). Come nel caso della sedimentazione primaria, il quantitativo di energia elettrica associato a questa fase è imputabile a sistemi meccanici quali ponti raschiatori che raccolgono il fango depositatosi per gravità con valori compresi tra $8,4 \cdot 10^{-3}$ kWh/m³ e $1,2 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ in funzione delle dimensioni dell'impianto [54]. Una parte del fango secondario viene poi fatta ricircolare al trattamento secondario per il mantenimento della giusta concentrazione batterica. Quest'ultima fase avviene per mezzo di un sistema di pompaggio che spesso si rivela essere energeticamente molto dispendioso, alcune volte anche maggiore della iniziale fase di collettamento dalla rete fognaria in particolar modo per gli impianti a piccola taglia, dove sono stati riscontrati valori di oltre 0,22 kWh/m³ [68]. La parte di fango secondario in esubero entra invece nella linea fanghi attraverso un sistema di pompaggio a cui è associato un consumo di energia elettrica decisamente inferiore, pari a $1,0 \cdot 10^{-2}$ - $4,7 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ [54] [68].

L'effluente chiarificato in uscita dalla sedimentazione finale può in alcuni casi ritenersi sufficientemente depurato tuttavia spesso, risultano necessari ulteriori trattamenti finalizzati ad una maggiore rimozione di inquinanti, come ad esempio il fosforo per precipitazione chimica, o batteri. Tali trattamenti, cosiddetti terziari o avanzati (7), aggiungono un'ulteriore spesa di energia elettrica il cui ammontare dipende principalmente dalle tecnologie adottate e dal livello di depurazione che si intende raggiungere. Si sono riscontrati, ad esempio, valori pari a $4,5 \cdot 10^{-2}$ -0,11 kWh/m³ per sistemi di disinfezione UV (tra i più energivori), $5,0 \cdot 10^{-3}$ - $1,5 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ per le apparecchiature meccaniche utilizzate nel dosaggio di agenti chimici (come ad esempio nei processi di clorazione) e $3,6 \cdot 10^{-3}$ - $2,7 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ per il processo di filtrazione terziaria [54] [64] [66].

I trattamenti previsti nella linea fanghi per la gestione dei fanghi primari e secondari può rappresentare un contributo importante nel bilancio energetico globale dell'impianto, sia per l'incidenza che questi ha sul consumo totale di energia tra il 15% e il 25% [64], sia per la possibilità di prevedere un recupero energetico più o meno significativo. I fanghi provenienti dai due precedenti processi sedimentativi vengono pompati nel pre-ispessitore (8), nel quale viene aumentata la concentrazione dei solidi e ridotto quindi il volume del fango. Oltre ad un'ulteriore fase di pompaggio (in questo caso con un dispendio di energia trascurabile), il consumo energetico legato agli ispessitori risulta compreso tra $3,8 \cdot 10^{-3}$ kWh/m³ e $3,5 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ [54][64], oppure 0,004-0,02 kWh/COD_{rim} in impianti a piccola taglia [68]. A questo punto la stabilizzazione del fango può avvenire per via aerobica in ulteriori vasche di ossidazione o anaerobica nel digestore (9). Dal punto di vista energetico il primo caso risulta particolarmente sfavorevole e il consumo elettrico può essere comparato a quanto avviene per la fase di aerazione nella linea acque, con consumi che si spingono fino a 0,530 kWh/m³ [68]. Nel secondo caso invece batteri anaerobici riducono la sostanza organica con produzione di biogas ad alto contenuto di metano (60-70%) che può essere valorizzato energeticamente per la produzione di energia elettrica in sistemi di cogenerazione e/o sfruttato in caldaie per operazioni di riscaldamento dei digestori (10). In Olanda, ad esempio, questa tecnologia è ampiamente utilizzata negli impianti di depurazione e produce un quantitativo annuo di biogas pari a 95 milioni Nm³ che corrispondono

a 2215 TJ di energia [64]. Inoltre, in relazione alle caratteristiche del gruppo elettrogeno e del fango trattato, i valori di produzione di energia elettrica riportati in letteratura vanno da $7,4 \cdot 10^{-2}$ kWh/m³ fino a 0,15 kWh/m³ [54], in grado, in alcuni casi, di provvedere al fabbisogno energetico di impianti di elevata taglia [70].

Al termine della fase di digestione, il fango stabilizzato e quasi privo di odori viene pompato nel post-ispessitore (11) per ridurne ulteriormente il contenuto idrico. Con il finale processo di disidratazione meccanica (12), mediante nastropressa o centrifugazione, il volume dei fanghi viene ridotto fino a sei volte, presentando così una consistenza semisolida che ne consente un più agevole movimentazione verso il recapito finale in discarica o verso altre destinazioni quali lo spandimento in agricoltura o processi di compostaggio.

Nel complesso i consumi energetici delle principali fasi di trattamento può essere suddiviso come mostrato in Figura 18 [71][72]. E' chiara l'incidenza sul bilancio energetico globale dei trattamenti biologici i cui consumi sono da attribuire principalmente ai sistemi di aerazione come mostrato in Figura 19.

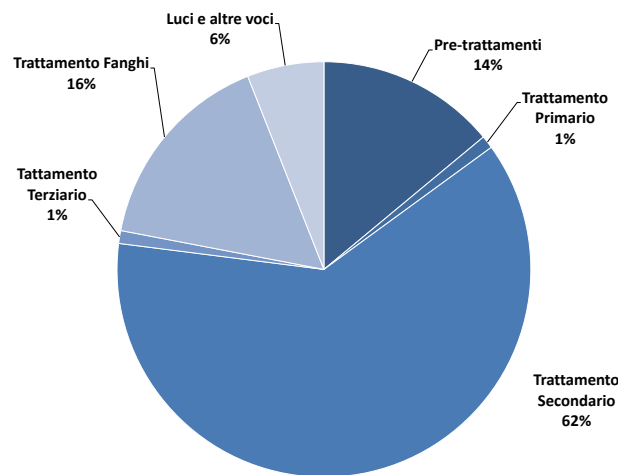


Figura 18 - Consumi energetici per principali fasi di trattamento depurativo.

Un'analisi più di dettaglio relativa ai consumi energetici in termini percentuali dei vari processi e sezioni in un impianto di depurazione tipo di medio-larga scala (sistema CAS con trattamento terziario e digestore anaerobico nella linea fanghi) viene proposta in Figura 19 [64]. Tale analisi è in linea con quanto più comunemente si trova in letteratura e in studi di settore, dove si individuano nelle fasi di aerazione, nei sistemi di pompaggio e nella linea fanghi e i principali comparti in cui si può intervenire con maggiore incidenza ai fini dell'ottimizzazione dei consumi energetici.

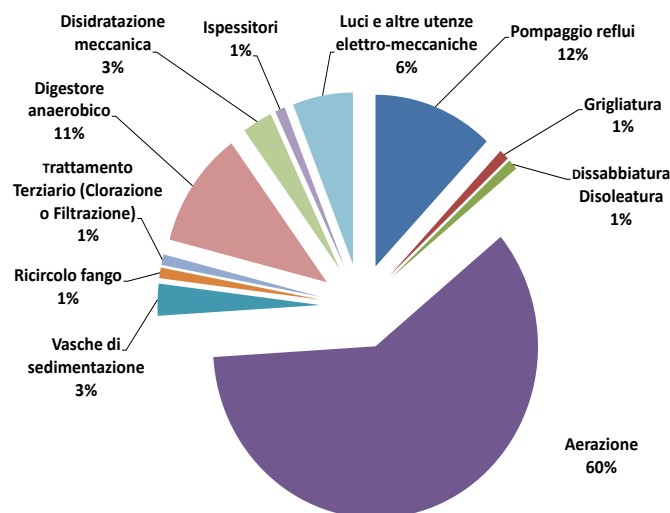


Figura 19 - Consumi energetici percentuali in un impianto di depurazione tipo; Fonte: Gu Y. et al. "The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants", 2017.

Efficienza energetica negli impianti di trattamento delle acque reflue

La finalità prioritaria con cui, ad oggi, gli impianti di depurazione sono stati progettati, realizzati e gestiti, è sempre stata rappresentata dalla rimozione degli inquinanti dalle acque di scarico per garantire il rispetto dei limiti normativi (ovvero per il riutilizzo dei reflui depurati), ponendo quindi ridotta attenzione a valutazioni di tipo energetico. Tali aspetti, tuttavia, stanno assumendo un rilievo sempre maggiore e prioritario, alla luce di alcuni drivers attuali tra cui: a) le crescenti esigenze di livelli di trattamento dovute a limiti qualitativi allo scarico sempre più restrittivi (in relazione soprattutto ai contaminanti emergenti ed alle esigenze di riutilizzo dei reflui depurati); b) la modalità di gestione del ciclo idrico in ambito urbano anche in relazione a fenomeni associati ai cambiamenti climatici con eventi pluviometrici sempre più intensi e frequenti che adducono in tempi brevi elevate volumetrie di acque reflue da trattare agli impianti di depurazione; b) il crescente costo dell'energia elettrica e le esigenze di contenimento dei consumi in ottica di riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra, in accordo con i nuovi scenari delineati dalle politiche di efficienza e risparmio energetico (Pacchetto Clima-Energia, Direttiva europea sull'efficienza energetica, 2012/27/EU, Direttiva 2009/28/CE sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, etc.).

Ne consegue un crescente interesse da un lato ad approfondire il nesso "energia-acqua" e, dall'altro lato, ad individuare ed implementare misure volte all'ottimizzazione dei consumi energetici negli impianti di depurazione in modo da coniugare le esigenze di trattamento con quelle di economicità e sostenibilità ambientale. Associata alle suddette esigenze, vi è anche quella di avvalersi di appropriati strumenti che consentano di valutare e comparare in modo oggettivo ed univoco i consumi energetici di sistemi complessi ed eterogenei quali, per l'appunto, quelli depurativi, caratterizzati da una estrema variabilità di tecnologie e processi.

Il miglioramento dell'efficienza energetica degli impianti di trattamento delle acque reflue si sviluppa in primo luogo attraverso una dettagliata **diagnosi energetica** dei consumi reali, a cui fa seguito una fase di definizione di appropriati **indicatori di prestazione energetica** (o Key Performance Indicators, KPIs), da elaborare secondo un opportuno approccio di **benchmarking**. Tale approccio consiste nel raffronto delle prestazioni di uno specifico caso studio con casi analoghi maggiormente performanti, a parità di servizio svolto, con l'obiettivo identificare possibili margini di miglioramento in termini di efficienza funzionale ed energetica. L'integrazione dei suddetti strumenti con **modelli di simulazione** degli impianti di depurazione in grado di fornire una risposta in tempo reale in termini di efficienze depurative e consumi energetici attesi in relazione a differenti opzioni di adeguamento impiantistiche e/o gestionali, consente di avvalersi di uno strumento in grado di provvedere alla valutazione comparativa ed in tempo reale di possibili **scenari di intervento** volti a migliorare la sostenibilità economica di sistema.

Diagnosi energetica e Benchmarking

Per la conduzione di una accurata e completa **diagnosi energetica**, si rende necessaria l'acquisizione dei dati di consumo energetico dell'intero impianto e, possibilmente, di singole fasi/unità di trattamento o anche di singole apparecchiature installate. La fase di diagnosi può essere agevolata dalla presenza di sistemi avanzati di monitoraggio quali il telecontrollo, che consentono l'acquisizione in tempo reale dei consumi. Ad integrazione di tale opzione, risulta comunque possibile pianificare opportune campagne di misura in campo con apposita strumentazione (es. contatori di energia, sistemi di misura della corrente) in modo puntuale e discontinuo purché si assicurino tempi di monitoraggio sufficientemente rappresentativi. Ai fini di una corretta diagnosi energetica del sito di riferimento, occorre tenere in debita considerazione anche il consumo di strutture e servizi accessori quali gli edifici amministrativi, per l'illuminazione ed il riscaldamento degli stessi. Un dettagliato reperimento dati tiene conto anche degli specifici vettori energetici che fanno da input ai vari sistemi e quindi, oltre al consumo diretto di corrente elettrica, va quantificato anche l'impiego di altre fonti di energia primaria quali gasolio, gas naturale, benzina e, ove prodotto in sito e valorizzato energeticamente, il biogas. In tal caso, opportuni fattori di conversione vengono quindi utilizzati per riportare il quantitativo di tali combustibili ausiliari utilizzati ai consumi di corrente elettrica.

In fase di diagnosi, oltre alla quantificazione dei consumi energetici diviene necessario avere a disposizione anche informazioni relative all'impianto di depurazione quali la potenzialità (sia di progetto che effettiva, espressa in AE), la tipologia di fognature esistenti (miste o separate), l'origine e la natura delle acque reflue (civili, industriali o miste), l'eventuale presenza di acque parassite in ingresso all'impianto, la configurazione impiantistica, le caratteristiche quantitative e qualitative delle acque reflue influenti e trattate, le tecnologie adottate, sia in merito alla linea acque che alla linea fanghi.

Successivamente alla fase di diagnosi, le informazioni ricavate possono essere elaborate per il calcolo degli indicatori di prestazione energetica (KPIs) i cui valori, oltre a consentire la valutazione dei consumi energetici, complessivi o per sezione impiantistica, costituiscono la base per un raffronto con prestazioni di impianti di depurazione simili per potenzialità e/o ciclo di trattamento applicato. Tale approccio permette quindi di identificare unità e processi meno performanti su cui intervenire ai fini dell'ottimizzazione delle prestazioni energetiche.

Recenti progetti europei [54] e studi di settore sono stati promossi proprio con l'obiettivo di definire un data-base completo ed organizzato in grado di supportare **studi ed analisi di benchmarking**. Avendo a disposizione un robusto ed omogeneo data-set descrittivo dei consumi di un ampio campione di impianti, infatti, è possibile affrontare valutazioni e comparazioni delle performance energetiche osservate, in funzione di molteplici classi predefinite quali ad esempio la taglia dell'impianto, le configurazioni di processo, le tecnologie installate, la localizzazione geografica etc. Gli approcci metodologici per l'allocatione di un impianto rispetto al campione di dati raccolto contemplano differenti procedure con differente livello di complessità. Un approccio di semplice ed immediata applicazione prevede, al fine comparativo, la definizione di un opportuno KPI e la successiva normalizzazione dell'indicatore calcolato per l'impianto oggetto di studio rispetto alla performance di riferimento. Tale metodologia richiede però, per una analisi esaustiva, l'uso di più indicatori. In tale ottica, spesso si opera combinando, tramite media ponderata, più indicatori in un KPI globale. A questi approcci si affiancano metodologie di benchmarking più complesse, basate su tecniche statistiche avanzate quali ad esempio il metodo dei Minimi Quadrati Ordinari (OLS).

Indicatori per la valutazione delle prestazioni energetiche di impianti di depurazione

Sebbene in ambito di europeo siano disponibili molti indicatori adottati per valutare lo stato qualitativo ed il livello gestionale della risorsa idrica, solo pochi di essi tengono specificamente conto delle effettive prestazioni energetiche del servizio idrico integrato ed in particolare degli impianti di trattamento delle acque reflue. Tali indicatori sono consultabili attraverso vari canali quali il WISE (Sistema di informazione sull'acqua per l'Europa), SAFER-Data, Eurostat, Eionet, e sono il risultato della raccolta e dell'elaborazione dei dati e delle informazioni comunicate dai paesi membri in ottemperanza alle normative di settore (es. Direttiva Quadro sulle acque, 2000/60/CE; Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane; Direttiva 91/676/CEE per la protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole). Esse sono pertanto per lo più connesse a tematiche di preservazione e valutazione dello stato dell'ambiente e della risorsa idrica.

In ottica di integrazione degli aspetti energetici ai fini della definizione di indicatori di performance, va rilevato il recente impegno da parte dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (AEA) e della Commissione Europea, in risposta all'iniziativa di "Right2water", ad esplorare l'idea di definire metodologie di benchmarking per i servizi idrici che contemplino anche valutazioni di tipo energetiche [73]. Ciò al fine soprattutto di favorire l'armonizzazione delle conoscenze sugli effettivi costi energetici che sono attualmente detenute dai gestori/operatori delle utility di settore, da diverse autorità ambientali e dalle associazioni di settore. Alcune associazioni di water utilities nazionali ed organizzazioni non governative di settore (es. Aquabench, Nordic water utilities, International Water Association (IWA), European Water Association (EWA), European Federation of National Associations of Water Services (EUREAU), etc.) stanno elaborando ed applicando indicatori di prestazione e metodologie di *benchmarking* per il settore idrico. I risultati di tali analisi rimangono spesso confinati nell'ambito di studi di settore e ad appannaggio di definiti stakeholders mentre nasce l'esigenza di mettere a sistema tutte le informazioni reperite a livello europeo, espresse tramite idonei indicatori ed una terminologia comune.

Per promuovere la collaborazione tra i soggetti coinvolti e favorire lo sviluppo di strumenti e metodologie per la condivisione dei dati e per la valutazione e l'efficientamento delle diverse componenti del ciclo idrico

integrato, in ambito europeo sono state promosse azioni specifiche nell'ambito delle piattaforme tecnologiche e cluster di settore (tra cui EIPWater, Ice4water, WssTP) e sono stati finanziati diversi progetti sui temi dell'efficienza energetica (ENERWATER, EnergyWater, SIM4NEXU). In particolare, va citato il progetto ENERWATER (*Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of wastewater treatment plants, 2015-2018*) finanziato dal programma Horizon 2020 ed avente come obiettivo principale lo sviluppo, la validazione e la diffusione di una metodologia standard per la valutazione ed il miglioramento continuo delle prestazioni energetiche complessive degli impianti di trattamento delle acque reflue. Il progetto ENERWATER si pone come obiettivo finale l'attivazione di un percorso verso la creazione di una legislazione europea mirata a favorire il raggiungimento degli obiettivi di riduzione energetica dell'UE per il 2020, garantendo al contempo la qualità delle acque reflue ed il rispetto del Water Framework Direttiva (DRA). Tra le varie azioni previste dal progetto, sono stati raccolti i dati energetici di 588 impianti di depurazione (europei e non), inseriti in un database di riferimento e successivamente elaborati per identificare i KPI più rappresentativi ai fini della diagnosi dei consumi attuali e della valutazione delle misure di efficienza.

Possibili misure per migliorare l'efficienza energetica degli impianti di depurazione

Il settore della gestione delle acque reflue è caratterizzato da modalità operative che sono generalmente poco efficienti dal punto di vista energetico e ben lontane dagli obiettivi di "chiusura del ciclo" a cui tende un moderno approccio di economia circolare [39]. Anche laddove sia garantito il rispetto dei limiti allo scarico per gli effluenti depurati, i sistemi ed i processi comunemente applicati sono in generale da ritenersi obsoleti dal punto di vista della sostenibilità economica ed ambientale, con particolare riferimento ai consumi di energia, alle emissioni di gas serra ed al mancato recupero delle materie prime presenti nei reflui trattati, ivi inclusa la stessa risorsa idrica. I processi biologici comunemente impiegati, infatti, consistono sostanzialmente nel riprodurre le condizioni di crescita della biomassa batterica mediante la fornitura, da un lato, di cibo e nutrienti (sotto forma di acque reflue) e, dall'altro lato, di ossigeno (con conseguenti consumi energetici) per favorirne il metabolismo aerobico, con la conseguente produzione di notevoli quantità di rifiuto sotto forma di fango da smaltire[74].

La transizione verso più moderni principi di gestione deve necessariamente prevedere l'introduzione di linee di trattamento in grado di fornire una risposta concreta alle suddette criticità, contribuendo attivamente a fronteggiare problemi quali l'esaurimento delle materie prime e l'emissione di gas serra.

Per quanto concerne i possibili interventi di miglioramento dell'efficienza energetica, è necessario innanzitutto citare gli **interventi di sistema**, in accordo con approcci gestionali innovativi applicabili. Tra questi, va menzionata in primo luogo l'opzione relativa alla separazione all'origine dei flussi in ingresso agli impianti di depurazione prevedendo un loro trattamento appropriato in base alle caratteristiche qualitative e quantitative finalizzato, ad esempio, al riutilizzo idrico o al recupero di materia. Tale approccio si pone come alternativa a quello di tipo centralizzato, comunemente adottato, basato sul concetto di collettamento unificato e depurazione *end-of-pipe* delle intere volumetrie in ingresso agli impianti senza tener conto delle specifiche caratteristiche dei diversi flussi che le compongono. Ciò comporta onerosi costi di trattamento (specialmente in termini energetici) e la rinuncia alla possibilità di poterne sfruttare potenziali di recupero energetici e di materie prime secondarie. Laddove sia possibile ipotizzare una separazione all'origine, i reflui/rifiuti di origine civile possono generare almeno 3 diverse frazioni che si differenziano per qualità e, quindi, per tipologia di trattamenti appropriati da prevedere a valle delle fasi di collettamento e raccolta separate[34]: a) acque bianche, ovvero acque meteoriche di dilavamento, che dopo specifico trattamento di affinamento possono essere riutilizzate per varie applicazioni urbane; b) acque nere (feci) poco diluite, con o senza la componente delle acque gialle (urine), che insieme alla componente organica dei rifiuti possono essere sottoposte a stabilizzazione con contestuale valorizzazione energetica (produzione di biogas e/o energia elettrica) e recupero di materia (produzione di fertilizzanti di recupero), mediante processi dedicati tra cui digestione anaerobica, compostaggio, microbial fuel cell (MFC), etc.; c) acque grigie, ovvero le acque derivanti dalle operazioni di lavaggio e pulizia personale in ambito domestico, che si prestano a trattamenti di tipo aerobico (colture adese/biofilm, MBR, etc.) per un successivo riutilizzo locale. Le componenti non biodegradabili dei reflui e dei rifiuti possono essere riutilizzate come materie prime previo specifici trattamenti. Tali pratiche di trattamento decentralizzato e

separazione delle singole frazioni risultano particolarmente appropriate per piccole comunità ed aree periferiche, garantendo il vantaggio dei mancati costi di realizzazione di reti di collettamento e adduzione ai sistemi di trattamento centralizzati. Inoltre, garantiscono la possibilità di ricircolo locale della sostanza organica e dei nutrienti, limitando il ricorso ai fertilizzanti di sintesi. Infine, consentono il risparmio ed il recupero di energia con innegabili vantaggi rispetto ai sistemi di trattamento tradizionali.

Con riferimento invece agli impianti di depurazione municipali esistenti, nella maggior parte dei casi essi sono basati su sistemi a fanghi attivi convenzionali che, pur garantendo i necessari rendimenti di rimozione, sono caratterizzati da limitate efficienze in termini di recupero di materia, elevati costi gestionali (in primis consumi energetici e smaltimento fanghi) ed ingombri. Un rinnovato approccio di trattamento reflui deve garantire la sostenibilità nel lungo termine ponendo in primo piano la valorizzazione energetica ed il riutilizzo/recupero delle acque depurate e delle materie prime seconde, ferma restando la necessità di garantire l'adeguato abbattimento della componente patogena, dei metalli pesanti e degli altri contaminanti emergenti (es. interferenti endocrini).

Lo schema illustrato in Figura 20 mette a confronto l'approccio convenzionale di gestione delle acque reflue in ambito urbano (caratterizzato da elevati consumi energetici e conseguenti emissioni di CO₂ in atmosfera, oltre che da un rilevante consumo di reagenti chimici, senza perseguire in maniera sistemica alcun recupero di materia, incluso il riutilizzo idrico) con un approccio sostenibile auspicabile nel medio termine, che promuove la valorizzazione energetica, il riutilizzo idrico ed il recupero di materia, garantendo una sostenibilità sia ambientale che economica.

Per favorire l'implementazione di approcci gestionali efficienti e sostenibili, i principi verso cui indirizzare i rinnovati cicli di trattamento depurativo sono:

- ✓ trattamenti preliminari di concentrazione per via fisica, chimica, biologica dei reflui grezzi in ingresso;
- ✓ sistemi di rimozione dell'azoto residuo dai flussi chiarificati, mediante processi a basso consumo di ossigeno (es. nitrificazione parziale e rimozione autotrofa dell'azoto mediante batteri Anammox);
- ✓ unità di affinamento terziario mediante filtrazione spinta (fino ai processi di osmosi inversa) e disinfezione, per il riutilizzo idrico dei reflui inviati allo scarico finale;
- ✓ processi di stabilizzazione ottimizzati di tipo anaerobico dei flussi concentrati residuali per la valorizzazione energetica della componente biodegradabile mediante la produzione di biogas ovvero di biometano, con la possibilità di sfruttare le capacità di trattamento residue con il conferimento di ulteriori matrici organiche (es. FORSU, sottoprodotti dell'agroindustria) ed anche come eventuale integrazione di sistemi *Power-to-Gas* (P2G) finalizzati allo stoccaggio dei picchi di produzione di fonti energetiche rinnovabili;
- ✓ sistemi per il recupero di fosforo e azoto dai flussi concentrati in uscita dalle fasi di stabilizzazione dei fanghi (o anche dalle piattaforme di trattamento rifiuti liquidi, laddove esistenti), ed ogni altro sistema per il recupero di materie prime seconde lungo la linea liquami o lungo la linea fanghi;
- ✓ sistemi per il recupero termico dai reflui collettati in fognatura o invasati nelle unità di trattamento depurativo, a vantaggio di utenze esterne all'impianto (residenziali o produttive, come ad es. le serre) ed ubicate in prossimità dalla sorgente al fine di rendere tale opzione economicamente vantaggiosa.

A favore di tali approcci gestionali e tecnologici vi è sicuramente una sostenibilità di tipo economico. Basti pensare che la digestione anaerobica delle frazioni organiche presenti nei reflui civili e negli scarti di cucina consente un recupero di circa 4 €/AE/anno; il recupero dei nutrienti (fosforo e azoto) e di carbonio dai fanghi di depurazione ha un valore di circa 6,3 €/AE/anno; il possibile recupero di energia termica a bassa entalpia dai reflui (salto termico di 5°C) può garantire un ritorno di circa 6,9 €/AE/anno, mentre il recupero di acqua potabile mediante tecnologie a membrana di osmosi inversa sottende ad un valore di circa 65 €/AE/anno [34]. La condizione indispensabile affinché tali margini divengano concreti e realizzabili è rappresentata dall'effettiva integrazione tra la catena di valore del ciclo idrico ed i contesti urbani e produttivi di riferimento, non solo in termini di condizioni di mercato ma anche e soprattutto dal punto di vista dell'accettazione da parte della società di un approccio di gestione circolare delle risorse.

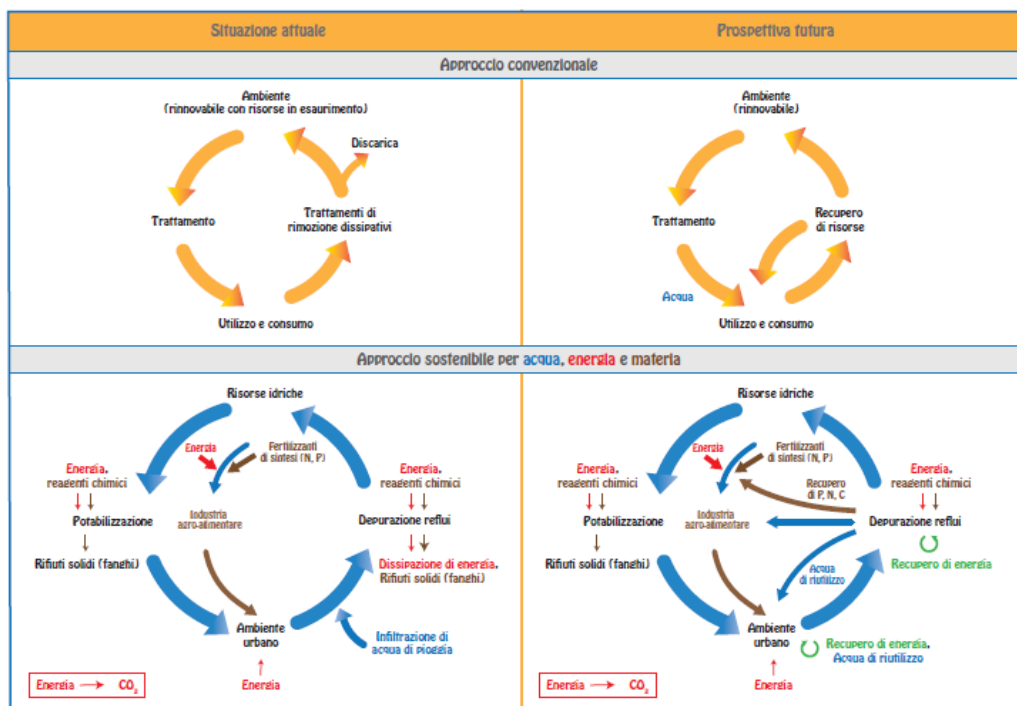


Figura 20 - Confronto tra l'approccio convenzionale di gestione delle acque reflue in ambito urbano con un approccio sostenibile auspicabile nel medio termine (elaborazione ENEA da Carcoran et al., 2010)[42]

Passando invece agli **interventi di processo** implementabili presso gli impianti di depurazione reflui esistenti, le opzioni sono molteplici e tra esse è opportuno menzionare:

- riduzione dei consumi energetici nelle fasce orarie di punta, ad es. mediante lo stoccaggio degli effluenti in ingresso e la riduzione dell'aerazione durante la giornata;
- miglioramento dell'efficienza dei processi aerobici: ciò può essere realizzato mediante l'introduzione di processi meno energivori di quelli comunemente applicati (fanghi attivi convenzionali) ovvero mediante ottimizzazione dei processi esistenti con diverse possibili misure, tra cui l'incremento dell'efficienza di trasferimento dell'ossigeno (es. installazione di diffusori a bolle fini), la riduzione del tempo medio di residenza dei solidi o, ancora, provvedendo al controllo automatico dei processi di aerazione per la riduzione del tempo complessivo funzionamento delle soffianti;
- incremento della quota di frazione degradabile dei reflui convertita anaerobicamente con conseguente produzione di biogas: ciò è realizzabile, da un lato, garantendo il trattamento anaerobico anche dei fanghi prodotti negli impianti di piccola taglia (<30.000 AE) generalmente sprovvisti di una sezione di digestione anaerobica e, dall'altro, mediante l'incremento della quota di sostanza organica biodegradabile deviata alla linea fanghi. Relativamente a quest'ultimo punto, va comunque sottolineato che, laddove sia necessario garantire la funzionalità del comparto di denitrificazione e/o per consentire la degradazione dei microinquinanti organici, è comunque necessario riservare una rilevante quota di sostanza organica (dell'ordine del 50%) alla linea aerobica perché venga garantito un rapporto di C:N:P non limitante per il metabolismo batterico.
- produzione ottimizzata di biogas in digestione anaerobica, a seguito di differenti opzioni di intervento: a) adozione di sistemi e tecnologie di digestione in grado di massimizzare i rendimenti di conversione delle matrici organiche, in relazione a parametri di processo come la temperatura (es. sistemi di digestione termofila), il grado di miscelazione e di ricircolo; b) inserimento di tecnologie di pre-trattamento a monte della digestione anaerobica in grado di aumentare la biodegradabilità delle strutture organiche complesse, secondo sistemi (già esistenti ed applicabili in piena scala) quali i trattamenti enzimatici, i processi di ossidazione avanzata (inclusa la via elettrochimica), i processi di cavitazione (sia ultrasonica che idraulica), l'idrolisi termica e le sue varianti definibili in base alle condizioni di pressione e di reagenti chimici impiegati; c) co-digestione

di altre matrici organiche prodotte nel territorio in ottica di simbiosi industriale (es. residui di cucina e residui verdi, rifiuti delle industrie agroalimentari, etc.), tenendo in opportuna considerazione i maggiori carichi di azoto ammoniacale in ingresso alla linea liquami con i flussi delle acque madri di ricircolo.

Un esempio di impianto di trattamento reflui con bilancio energetico positivo è quello dell'impianto di depurazione di Wolfgangsee-Ischl, in Austria. Il ciclo di trattamento prevede in linea liquami la sedimentazione primaria seguita da un sistema a fanghi attivi ad uno stadio, inviando i fanghi ad un comparto di digestione anaerobica. Le vasche di aerazione sono dotate di aerazione a bolle fini e dispositivi di miscelazione e gestite con alternanza di fasi di nitrificazione e denitrificazione, realizzando un tempo medio di ritenzione dei solidi di circa 8 giorni in estate e 12 giorni in inverno. L'efficienza di rimozione del COD in sedimentazione primaria è di circa il 37%, contribuendo al carico di COD in ingresso ai due grandi digestori in serie, in cui si realizza un tempo medio di ritenzione dei solidi di quasi 80 giorni. Il biogas prodotto in digestione è inviato in cogenerazione con cessione in rete dell'energia elettrica in eccesso, mentre il fango digerito viene disidratato mediante una filtropressa a camera ed utilizzato in agricoltura. Le acque generate dalla disidratazione dei fanghi non sono trattate separatamente, ma solo equalizzate prima del rilancio all'impianto. Tra il 2010 e il 2012, l'eccedenza della produzione di elettricità rispetto al consumo è stata tra il 6% ed il 10%. Questo notevole risultato è stato ottenuto in un impianto convenzionale, simile a molti impianti italiani, senza alcuna aggiunta di "co-substrati" nei digestori anaerobici dei fanghi e senza il contributo di dispositivi ausiliari per la produzione di elettricità, come il fotovoltaico o l'energia eolica, ma solo grazie alla costante e sistematica ricerca di efficienza energetica nei macchinari e nelle modalità di gestione (controllo ottimale dell'aerazione, corretta gestione della digestione dei fanghi) ed alla elevata efficienza delle unità di cogenerazione.

Altro esempio virtuoso è l'impianto di trattamento reflui di Strass WWTP, sempre in Austria. Si tratta di un impianto a fanghi attivi a due stadi, con un primo stadio ad alto carico (tempo di medio di ritenzione dei solidi inferiore a 0,5 giorni) ed un secondo stadio a basso carico (tempo medio di ritenzione dei solidi variabile tra i 12 e i 14 giorni). Il tempo di ritenzione dei solidi nei digestori anaerobici dei fanghi è di circa 36 giorni. Per ridurre l'elevato carico di azoto ammoniacale presente nelle acque madri di ricircolo provenienti dalla disidratazione dei fanghi è prevista una fase di trattamento separata con processo DEMON (Wett, 2007). Il biogas prodotto dal digestore viene inviato in cogenerazione per la produzione di energia elettrica e termica. Dal 2008 i digestori dei fanghi sono alimentati anche con rifiuti di cucina di ristoranti e, grazie alla co-digestione, la produzione di elettricità è salita fino a circa il 180% della domanda dell'impianto.

Molteplici e variegati sono i possibili **interventi puntuali** applicabili per il miglioramento dell'efficienza energetica degli impianti di depurazione esistenti, alcuni dei quali già citati in precedenza come interventi di sistema o di processo, dal momento che la loro implementazione contribuisce all'efficientamento dell'intero sistema depurativo o dei singoli processi previsti. Tra gli ulteriori interventi puntuali propriamente detti, a titolo di esempio, si citano quelli caratterizzati dal maggior impatto in termini di efficienza energetica:

- modulazione mediante inverter e/o miglioramento della classe energetica delle apparecchiature elettro-meccaniche installate presso gli impianti di depurazione, con particolare riferimento a:
 - o sistemi di pompaggio e sollevamento;
 - o sistemi di aerazione (compressione aria);
 - o sistemi di miscelazione delle unità di processo, sia in linea acque che in linea fanghi;
- misure puntuali per la riduzione dei consumi energetici in linea acque:
 - o ottimizzazione del campo di funzionamento delle apparecchiature elettromeccaniche installate (es. sostituzione di pompe non più operanti in condizioni ottimali di portata e prevalenza, sostituzione delle apparecchiature obsolete o comunque non più correttamente dimensionate rispetto alle effettive condizioni di lavoro, limitazione della frequenza di on/off delle apparecchiature, verifica del posizionamento ottimale dei miscelatori);

- sistemi di diffusione aria nelle vasche di processo biologico (es. sostituzione di diffusori a bolle fini in luogo di turbine superficiali ed eiettori, ottimizzazione del battente idrico sui sistemi di diffusione);
 - introduzione di sistemi di controllo dell'aerazione, in grado di ottimizzare la fornitura di aria/ossigeno al processo in base alle reali esigenze, variabili in base ai carichi inquinanti influenti (soprattutto in termini di COD e N-NH_4^+), ed ai relativi fabbisogni di processo. La presenza di flussi di origine industriale ovvero di acque parassite può incidere in maniera sensibile sull'effettivo fabbisogno. Tra le possibili opzioni, si passa dai sistemi di regolazione dell'aerazione basati su semplici soglie di ossigeno disciolto in vasca, ai sistemi automatici di controllo basati su differenti principi di monitoraggio (tipologia, numero e posizione delle sonde installate), differenti modalità di intervento (es. sistemi di modulazione delle soffianti in funzione della loro tipologia, modulazione dei diffusori installati in vasca, etc.) e, soprattutto, diversi possibili sistemi di controllo automatico e logiche di controllo con relativi algoritmi in grado di restituire le indicazioni sulle effettive esigenze di aerazione in base ai segnali acquisiti;
 - ottimizzazione delle unità di pre-trattamento (grigliatura, dissabbiatura, disoleatura), garantendo in primis una appropriata manutenzione;
 - interventi di carattere gestionale: es. ottimizzazione dell'età del fango nel comparto biologico, riduzione del valore di set-point dell'ossigeno disciolto nelle vasche di aerazione;
 - inserimento di sonde e sensori per un controllo puntuale ed in tempo reale del processo depurativo (garantendo la loro periodica calibrazione);
 - recupero termico a bassa entalpia dai flussi di acque reflue, in opportune sezioni impiantistiche.
- misure puntuali per la riduzione dei consumi energetici in linea fanghi:
- inserimento di sistemi per il pre-trattamento dei fanghi destinati alla successiva fase di digestione, finalizzati ad incrementare il grado di stabilizzazione e la disidratabilità dei fanghi: es. sistemi di pre-ispessimento dinamico, integratori di processo biologici (es. enzimi, microelementi), sistemi di disintegrazione di tipo fisico (es. cavitazione, idraulica o ultrasonica), sistemi biologici (idrolisi), sistemi termo-chimici, ad alta pressione (es. Cambi), etc.
 - ottimizzazione delle unità di digestione, secondo diverse opzioni di intervento tra cui il miglioramento della fase di miscelazione e di riscaldamento, la conversione termofila dei processi, lo sfruttamento della capacità residua con l'introduzione di substrati organici addizionali, la coibentazione delle unità di digestione non riscaldate, etc.
 - inserimento di gruppi di cogenerazione per la valorizzazione energetica del biogas prodotto in digestione anaerobica (con opportuni sistemi di recupero termico a bassa ed alta temperatura), inserimento di unità di trattamento biogas a monte della cogenerazione (es. sistemi di desolforazione);
 - inserimento di unità dedicate alla rimozione/recupero di N e P dai flussi delle acque madri di ritorno (es. processo Sharon-Anammox, processi di denitrificazione via nitrito, etc.);
 - installazione di sistemi per l'up-grading del biogas a biometano;
 - introduzione di sistemi di disidratazione fanghi energeticamente efficienti e ottimizzazione della tipologia e del dosaggio del polielettrolita impiegato;
- altre misure puntuali:
- riduzione dei flussi di acque parassite in ingresso all'impianto, recupero termico dai flussi di acque reflue;
 - riduzione dei consumi nelle unità dedicate al contenimento delle emissioni odorigene (es. invio dei flussi di aria estratti ai sistemi di aerazione, regolazione delle portate d'aria aspirate, manutenzione periodica biofiltro, etc.).

2.5.2 Integrazione del settore depurazione nella piattaforma Smart Water

L'obiettivo principale delle elaborazioni condotte da ENEA e di seguito illustrate è quello di favorire l'integrazione del settore della depurazione nell'ambito della piattaforma Smart Water, procedendo in primo luogo alla individuazione di opportuni indicatori di performance energetica (KPI) misurabili in tempo reale, tali da essere impiegati sia per scopi di monitoraggio/diagnosi dei processi depurativi sia per valutazioni di scenari d'intervento volti al miglioramento dell'efficienza energetica e funzionale degli impianti. A valle della definizione di un dataset completo relativo ai consumi energetici di impianti di depurazione, alcuni impianti ritenuti significativi sono stati scelti come casi studio e modellati tramite l'utilizzo di un software dedicato (WEST, fornito dal Danish Hydraulic Institute). Obiettivo di tale attività è definire e validare uno strumento affidabile in grado di restituire i consumi energetici di impianti e di singole unità di processo per poi procedere al calcolo degli indicatori di performance energetica in corrispondenza di specifici scenari di intervento finalizzati al conseguimento di risparmi, fermo restando il mantenimento dei necessari rendimenti di rimozione degli inquinanti.

Costruzione di un dataset di riferimento

Ai fini della individuazione di opportuni indicatori di performance energetica (KPI), si è proceduto alla costruzione di un dataset completo relativo ai consumi energetici di impianti di depurazione, sulla base delle informazioni acquisite mediante una analisi di letteratura a livello nazionale ed europeo [54][55][61][64][67][70][74][76][79] e dei dati ricavati da ENEA a seguito di una indagine condotta in ambito nazionale e basata su contatti diretti con gestori di impianti di depurazione che ha portato a ricavare informazioni relative ad ulteriori 23 impianti reali di diversa taglia.

Le informazioni acquisite sono state organizzate ed elaborate ai fini di definire un quadro dei consumi energetici che tenesse conto delle variabilità connesse alla taglia impiantistica (previa individuazione di opportune classi di appartenenza: <2.000 AE; tra 2.000 e 10.000 AE; tra 10.000 e 50.000 AE; tra 50.000 e 200.000 AE; >200.000 AE) ed allo specifico ciclo di trattamento applicato, come meglio specificato nel seguito.

Definizione dei Key Performance Indicators (KPIs)

Generalmente, in studi di settore e di ricerca riscontrabili in letteratura e finalizzati a definire il consumo energetico di impianti di depurazione, gli indicatori di performance utilizzati fanno riferimento alla volumetria delle acque reflue trattate (kWh/m^3), agli abitanti equivalenti di progetto o a quelli effettivamente serviti (kWh/AE) e, meno frequentemente, all'efficienza di rimozione ($\text{kWh}/\text{kg COD}_{rim}$). Tali indicatori sono elaborati sulla base di informazioni globali inerenti i consumi energetici complessivi di un impianto poiché di più facile reperibilità in quanto ricavati tramite lettura diretta al punto di prelievo (POD) e relativa bolletta elettrica o dall'analisi delle caratteristiche dei reflui in ingresso a fronte dei valori dell'effluente chiarificato in uscita il cui controllo è richiesto per la verifica dei limiti normativi.

In base al dataset di riferimento, si è proceduto al calcolo dei KPI di uso comune che consentono di quantificare ed interpretare, secondo la classificazione stabilita in base alle diverse taglie dimensionali, i consumi energetici degli impianti di depurazione individuati (Figura 21, Figura 22,

Figura 23). In particolare, si fa riferimento ai consumi specifici espressi rispettivamente in termini di kWh/m^3 , $\text{kWh}/\text{AE}/\text{anno}$ e $\text{kWh}/\text{Kg COD}$ rimosso. I grafici riportano, per ciascun indicatore di performance considerato, i risultati ottenuti tramite opportuni box-plot definiti sulla base di valori di minimo, 25° percentile, media, 75° percentile e massimo.

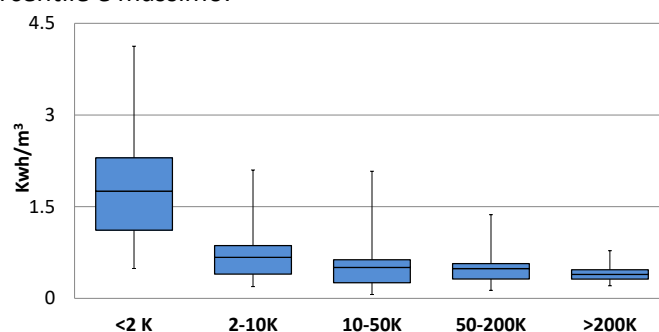


Figura 21 - Consumi specifici [kWh/m³] per taglia impiantistica.

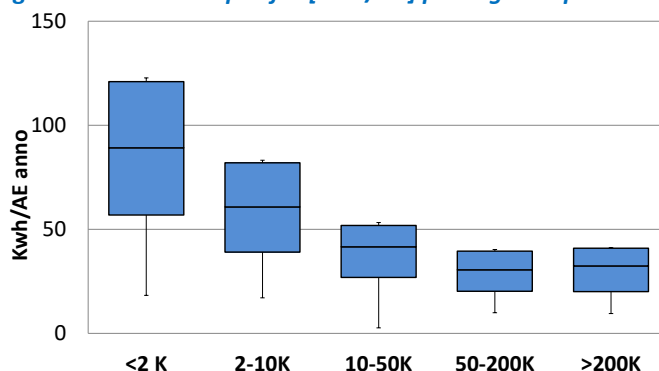


Figura 22 - Consumi specifici [kWh/AE/anno] per taglia impiantistica.

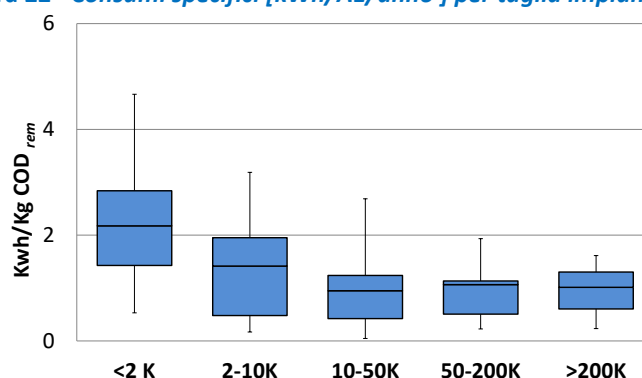


Figura 23 - Consumi specifici [kWh/Kg COD rimosso] per taglia impiantistica.

Appare evidente come l'efficienza energetica sia funzionale alle dimensioni impiantistiche ed in particolare che il consumo unitario di energia per i 3 KPI analizzati risulta essere inversamente proporzionale alla taglia. Numerosi studi di settore supportano quanto verificato durante l'elaborazione del dataset analizzato [54] [54][64][71] e motivando tali conclusioni in ragione di economie di scala. In impianti di dimensioni maggiori è possibile ripartire alcune quote fisse di consumo energetico su maggiori carichi e portate da trattare. In tali realtà appare più sensato affrontare investimenti strutturali, per apparecchiature elettro-meccaniche ad elevato livello di efficienza e per l'automazione ed il controllo delle fasi di trattamento. La minore variabilità delle portate e dei carichi in ingresso all'impianto fa sì che il processo depurativo possa essere gestito in modo più stabile e programmato, con un funzionamento più regolare delle apparecchiature meno soggette a periodi transitori particolarmente energivori. Inoltre l'uso di sistemi quali regolatori ad azione Proporzionale, Integrata, Derivativa (PID) e di strumenti quali inverter comporta notevoli risparmi energetici. Dai box-plot è anche evidente il maggiore intervallo di variabilità degli indicatori di performance per gli impianti di piccola taglia che tendono a decrescere e stabilizzarsi, presentando minori discostamenti dai valori medi, al crescere delle dimensioni impiantistiche.

Riportando dati di letteratura relativi ad impianti di piccola taglia si riscontra che in Slovacchia, ad esempio, da uno studio inerente 17 impianti di depurazione di capacità inferiore ai 2'000 AE, il consumo unitario medio riportato è di 0,915 kWh/m³ ed alcuni casi in cui il valore sale oltre gli 1,5 kWh/m³ [54]. Questo dato è in linea con quanto si può trovare anche all'interno del database del progetto ENERWATER, con consumi energetici unitari che per questa fascia si attestano intorno agli 1,8 kWh/m³. Altri studi forniscono, per questa classe di impianti, risultati in rapporto al carico organico rimosso, con valori riscontrati particolarmente variabili e in media pari a 3,01 kWh/COD_{rim} [55]. Salendo di dimensioni si trova la classe di impianti di capacità compresa tra i 2'000 AE e i 10'000 AE. In Europa quest'ultimi costituiscono il 65% del numero degli impianti attivi presenti e sono dunque responsabili di un considerevole consumo di energia elettrica. In Italia alcuni studi hanno riscontrato per questa classe di impianti consumi compresi tra 0,24 kWh/m³ e 0,82 kWh/m³ e in media intorno agli 0,49 kWh/m³ [74]. Altri autori riportano per questa fascia consumi medi pari a 1,54 kWh/COD_{rim} [54], per cui in generale si possono considerare quasi dimezzati rispetto alla classe precedente.

Per gli impianti di capacità compresa tra i 10.000 AE e i 50.000 AE i consumi rilevati sono ulteriormente ridotti, pari a 0,29-0,54 kWh/m³ in Spagna [82] [81] e 0,2-0,54 kWh/m³ in Italia [74]. In rapporto al carico organico rimosso si riscontrano consumi pari a 1,02 kWh/COD_{rim} o ancora intorno agli 80-100 kWh/(AE·anno) [54]. Salendo ulteriormente di taglia, per impianti di capacità compresa tra i 50.000 AE e i 200.000 AE si trovano valori intorno agli 0,40 kWh/m³ [80][74], o ancora intorno a 44 kWh/(AE·anno) [54], molto simili a quelli riscontrati in impianti di capacità superiore ai 200.000 AE [80].

In base ai KPI calcolati, si è quindi proceduto alla classificazione dei consumi energetici specifici per sottoclasse di taglia impiantistica individuata e per processo di trattamento impiegato, considerando le sole sottoclassi il cui relativo sub-dataset presentava una numerosità tale da consentire elaborazioni statistiche rappresentative. Per ciascuna elaborazione riportata in Tabella 2, viene indicato il numero degli impianti presi a riferimento per il calcolo dei KPI, mentre per le varie casistiche individuate si riportano i valori di massimo (max), minimo (min), media (xm) e 25°, 50° (mediana), 75° percentile (p₂₅, p₅₀, p₇₅) di ciascun KPI di riferimento, per meglio caratterizzare gli intervalli di variabilità del campione considerato. Per ogni classe dimensionale, vengono riportati in tabella sia i valori complessivi sia quelli riferiti alle sottoclassi definite in base alla tipologia di processo applicato ed in particolare, secondo le modalità in cui sono richiamate in tabella: CAS, fanghi attivi tradizionali; Prolun_AS, aerazione prolungata; MBR, Bioreattori a membrana; Lagoon, lagunaggio; Trickling filter, filtri percolatori; Oxydaction_ditch, vasche di ossidazione; Dig Ana, Digestione Anaerobica; CAS N P, CAS con rimozione di azoto e fosforo.

La tabella è stata definita al fine di dotarsi di uno strumento che consentisse un immediato raffronto di impianti sottoposti ad analisi energetiche con un campione di impianti numericamente rappresentativo, al variare della taglia dimensionale e del processo di trattamento applicato.

Tabella 2 - Calcolo dei KPI per sottoclasse di taglia impiantistica individuata e per processo impiegato

< 2K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	2-10K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	10-50K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	50- 200K	kWh/ m ³	kWh/ AE*y	kWh/ COD _{rim}	> 200K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}
Impianti (n. 38)				Impianti (n. 64)				Impianti (n. 95)				Impianti (n. 50)				Impianti (n. 19)			
max	4.1	166.1	3.9	max	2.1	140.0	5.6	max	2.1	118.0	2.8	max	1.4	80.0	5.3	max	0.8	98.0	2.6
p75	2.3	120.9	2.8	p75	0.9	82.0	2.0	p75	0.6	51.8	1.2	p75	0.6	39.5	1.1	p75	0.5	40.9	1.3
x _m	1.8	89.2	2.2	x _m	0.7	60.8	1.4	x _m	0.5	41.6	1.0	x _m	0.5	30.5	1.1	x _m	0.4	32.4	1.0
p25	1.1	56.9	1.4	p25	0.4	39.1	0.5	p25	0.3	26.9	0.4	p25	0.3	20.2	0.5	p25	0.3	20.1	0.6
min	0.5	18.3	0.5	min	0.2	17.1	0.2	min	0.1	2.6	0.0	min	0.1	9.9	0.2	min	0.2	9.5	0.2
p50	1.6	84.9	2.0	p50	0.6	52.1	1.2	p50	0.5	37.0	0.7	p50	0.5	26.3	0.8	p50	0.4	25.8	0.9
CAS (n. 4 impianti)				CAS (n. 27 impianti)				CAS (n. 48 impianti)				CAS (n. 35 impianti)							
max	1.7	150.2	3.9	max	1.1	140.0	4.4	max	0.9	118.0	2.8	max	1.4	79.6	5.3				
p75	1.6	135.0	3.7	p75	0.7	94.0	2.1	p75	0.5	50.7	1.0	p75	0.6	39.0	1.2				
x _m	1.4	120.3	3.1	x _m	0.6	68.3	1.5	x _m	0.4	40.7	0.7	x _m	0.5	28.5	1.1				
p25	1.2	106.7	2.7	p25	0.4	42.4	0.2	p25	0.2	27.6	0.2	p25	0.3	17.1	0.5				
min	0.9	88.0	2.0	min	0.2	21.3	0.2	min	0.1	16.0	0.1	min	0.1	9.9	0.2				
				p50	0.5	51.9	1.3	p50	0.3	37.1	0.4	p50	0.5	23.3	0.8				
CAS (Prolun_AS/MBR) (n. 31 impianti)				CAS (Prolung_AS/MBR) (n. 15 impianti)				CAS (Prolung_AS/MBR) (n. 26 impianti)											
max	5.7	166.1	3.9	max	2.1	120.2	5.6	max	1.5	104.6	2.8								
p75	2.3	121.7	2.9	p75	1.3	73.2	1.9	p75	0.7	51.2	1.5								
x _m	1.9	93.7	2.3	x _m	1.1	62.2	1.8	x _m	0.6	41.2	1.0								
p25	1.2	63.8	1.7	p25	0.8	40.6	1.0	p25	0.5	26.1	0.6								
min	0.5	18.3	0.5	min	0.6	32.1	0.4	min	0.1	2.6	0.0								
p50	1.6	88.0	2.3	p50	0.9	57.1	1.3	p50	0.6	30.3	0.7								
				Lagoon/Trickling filter (n. 4 impianti)				Lagoon/Oxydaction_ditch (n. 6 impianti)											
				max	0.9	92.7	1.5	max	2.1	77.7	2.5								
				p75	0.5	63.7	1.5	p75	1.0	62.5	2.2								
				x _m	0.5	55.4	1.0	x _m	1.0	52.8	1.5								
				p25	0.4	45.0	0.8	p25	0.6	41.9	1.0								
				min	0.2	27.0	0.2	min	0.5	26.5	0.6								
				p50	0.4	48.4	1.4	p50	0.8	55.1	1.1								

< 2K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	2-10K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	10-50K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	50- 200K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}	> 200K	kWh/ m ³	kWh/ AE*a	kWh/ COD _{rim}
Dig Ana (n. 13 impianti)				Dig Ana (n. 10 impianti)				Dig Ana (n. 10 impianti)				CAS Dig Ana (n. 10 impianti)							
max	0.7	69.6	0.4	max	0.9	79.7	2.5	max	0.6	40.8	3.3	max	0.8	98.0	2.6				
p75	0.6	59.6	0.2	p75	0.5	57.6	0.6	p75	0.5	22.6	1.8	p75	0.4	46.1	1.3				
x_m	0.5	50.6	0.2	x_m	0.4	46.4	0.7	x_m	0.4	22.2	1.4	x_m	0.4	38.5	1.3				
p25	0.3	46.7	0.2	p25	0.3	30.7	0.2	p25	0.3	16.0	0.5	p25	0.3	21.0	1.1				
min	0.2	25.1	0.2	min	0.2	22.2	0.1	min	0.3	13.9	0.4	min	0.2	12.2	0.5				
p50	0.4	51.9	0.2	p50	0.3	43.2	0.2	p50	0.5	18.3	1.0	p50	0.3	33.9	1.3				
Dig Ana No (n. 19 impianti)				Dig Ana No (n. 71 impianti)				CAS No Dig Ana (n. 5 impianti)											
max	1.1	106.6	1.5	max	2.1	118.0	2.8	max	0.5	32.9	1.4								
p75	0.7	54.5	1.2	p75	0.7	51.8	1.6	p75	0.5	26.6	0.7								
x_m	0.5	46.5	0.8	x_m	0.5	42.0	1.0	x_m	0.4	23.8	0.7								
p25	0.4	30.8	0.3	p25	0.3	26.9	0.6	p25	0.4	24.4	0.6								
min	0.2	17.1	0.2	min	0.1	2.6	0.0	min	0.2	9.5	0.2								
p50	0.5	39.1	0.7	p50	0.5	37.2	0.8	p50	0.4	25.8	0.6								
												CAS N P (n. 26impianti)			CAS N P (n. 16 impianti)				
												max	1.4	79.6	5.3	max	0.8	98.0	2.6
												p75	0.6	40.6	1.3	p75	0.5	41.8	1.3
												x_m	0.5	30.6	1.2	x_m	0.4	35.7	1.1
												p25	0.4	16.3	0.7	p25	0.3	23.6	0.7
												min	0.1	9.9	0.2	min	0.2	12.2	0.5
												p50	0.5	33.3	0.9	p50	0.4	26.8	1.1
												CAS No N P (n. 10 impianti)							
												max	0.6	43.5	2.0				
												p75	0.5	24.1	0.6				
												x_m	0.4	23.0	0.7				
												P50	0.2	19.9	0.5				
												min	0.1	15.1	0.3				
												p50	0.4	20.4	0.5				

Definizione dei Key Performance Indicators per fasi di processo

Per alcune realtà impiantistiche, generalmente di maggiore taglia, in cui si può contare sulla possibilità tecnica e strumentale di reperire informazioni specifiche sui consumi energetici (es. potenza delle macchine installate, corrente assorbita, tensione, $\cos\phi$, potenza attiva, ore di funzionamento giornaliero), è possibile definire e valutare le performance degli impianti ad un maggiore livello di dettaglio in riferimento alle singole fasi di trattamento o di unità di processo. In tali casi, le informazioni possono essere sfruttate per elaborare dei KPI più di dettaglio che consentono di inquadrare in modo più definito lo stato reale di funzionamento e l'andamento temporale dei consumi in funzione delle caratteristiche del sito e delle condizioni al contorno. Tale approccio è utile anche a superare le limitazioni intrinseche associate all'uso di indicatori di prestazione globali basati cioè sulla valutazione dei consumi energetici in riferimento all'intero impianto di depurazione. Di fatto, gli indicatori di performance maggiormente riscontrabili in letteratura (kWh/m^3 , kWh/AE , $\text{kWh/kg COD}_{\text{rim}}$) non consentono di tenere in debito conto aspetti rilevanti come ad esempio: l'origine del refluo (industriale e/o civile, caratterizzati da differenti quote di sostanza organica biodegradabile); gli eventuali effetti di diluizione associati alla tipologia di reti fognarie (miste e/o separate, con differenti apporti di materiale solido dovuto al dilavamento delle acque meteoriche); la possibile presenza di acque parassite. Per ovviare a tali inconvenienti, il fattore di diluizione delle portate influenti ed il rapporto tra gli AE serviti e gli AE di progetto dovrebbero essere tenuti in debita considerazione. Analogamente, per il calcolo di un KPI basato sull'efficienza di rimozione, appare più idoneo fare riferimento agli inquinanti presenti maggiormente in forma solubile, quali ad esempio le specie azotate [45], o anche tenere conto dell'abbattimento contemporaneo sia delle componenti organiche che di azoto e fosforo in modo da rapportare i consumi energetici all'efficienza depurativa globale degli impianti. Avendo a disposizione informazioni di dettaglio che consentano di valutare i consumi energetici per fasi di trattamento od unità di processo è possibile elaborare KPI tenendo conto delle caratteristiche e delle specifiche finalità di trattamento delle differenti fasi. In tale ottica quindi per le fasi che prevedono trattamenti di natura prevalentemente fisica i relativi consumi energetici vanno valutati in funzione del volume di acqua trattata (es. trattamenti primari) mentre per le fasi finalizzate alla rimozione di inquinanti per via biologica o chimica (secondari e terziari) va considerata l'efficienza di rimozione [79]. Richiamando la Figura 17 vengono quindi proposti (Figura 24) per fase di processo alcuni KPI applicabili per differenti fasi di trattamento. Un ulteriore vantaggio offerto dai KPI di dettaglio applicati alle singole fasi di processo consiste nel poter effettuare paragoni tra diversi impianti rispetto alla fase in esame stessa consentendo ad esempio di valutare a parità di condizioni (es. volumetrie trattate, carichi, tecnologie utilizzate) le soluzioni energeticamente più vantaggiose. Ai fini di poter ottenere informazioni globali che riguardino nel complesso le performance dell'intero impianto, ed anche ai fini di successive fasi di benchmarking, vanno applicate opportune metodologie di aggregazione. Amiel et al. [79] ad esempio propongono la valutazione dell'indice globale di rimozione che tiene conto delle efficienze di rimozione dei principali inquinanti. In altri lavori [55] vengono presentate modalità di aggregazione e di ponderazione di tutti i KPI calcolati tenendo conto dell'importanza che essi assumono.

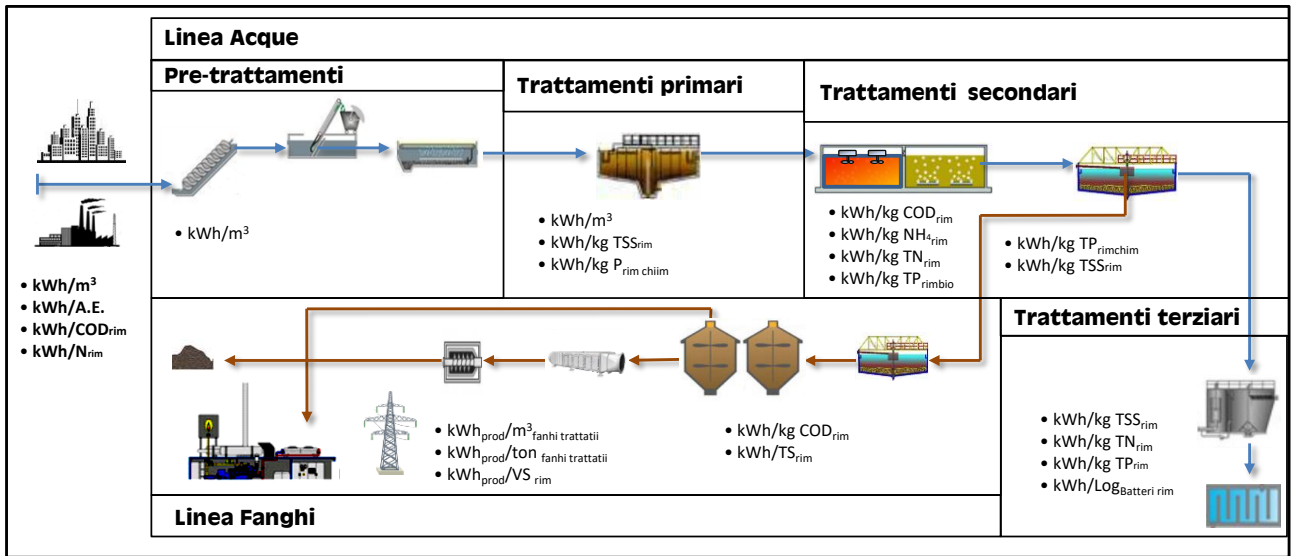


Figura 24 KPI relativi alle singole fasi di trattamento

Indicatori per la valutazione della sostenibilità degli impianti di depurazione

Le informazioni ricavate in ambito di valutazione dei consumi degli impianti di depurazione ed il calcolo dei relativi indicatori di performance trovano applicazione anche in contesti di studio a più ampia scala in cui i sistemi di depurazione sono posti in relazione al contesto territoriale di cui sono considerati parte integrante in funzione del servizio svolto. Difatti, il ruolo degli impianti di depurazione è concepito sempre più non solo come trattamento acque reflue (rimozione inquinanti e sanitizzazione), ma anche come recupero di energia e prodotti, riduzione GHG, etc. Ad esempio, ulteriori approcci metodologici e studi di ricerca valutano gli impianti di depurazione in ottica di sostenibilità dei flussi idrici in ambito urbano o anche di Smart e Green City.

In ambito europeo l'Action Group Blue City (affidente al partenariato europeo per l'Innovazione sull'Acqua, EIP-WATER) ha sviluppato un processo e una metodologia di diagnosi per fornire una valutazione di base sulla sostenibilità della gestione integrata delle risorse idriche in città e regioni. Il City Blueprint® è un insieme di 24 indicatori suddivisi in otto categorie: sicurezza dell'acqua, qualità dell'acqua, acqua potabile, servizi sanitari, infrastrutture, robustezza del clima, biodiversità e attrattività e governance, inclusa la partecipazione del pubblico [83][84]. In particolare, per quanto concerne gli impianti di depurazione, nella categoria servizi sanitari vengono definiti indicatori quali: "Sicurezza" (*Safe sanitation*) espresso come percentuale di popolazione cittadina servita da sistemi di trattamento delle acque reflue di tipo secondario e terziario; "Efficienza energetica" (*Energy efficiency*), richiedente la valutazione della completezza delle misure per migliorare l'efficienza del trattamento delle acque reflue; "Recupero di energia" (*Energy recovery*), definito in base alla percentuale di acque reflue trattate con tecniche per generare e recuperare energia; "Recupero dei nutrienti" (*Nutrient recovery*), espresso come percentuale di acque reflue trattate con tecniche di recupero di sostanze nutritive, in particolare di fosfati. Ancora, nella categoria Infrastrutture, l'indicatore Manutenzione (*Maintenance*) richiede il calcolo della percentuale di infrastrutture per la raccolta, la distribuzione e il trattamento delle acque reflue di età inferiore ai 40 anni ed infine l'indicatore "Separazione delle acque reflue e acque piovane" (*Separation of wastewater and stormwater*) richiede la percentuale di separazione delle infrastrutture per la raccolta delle acque reflue e delle tacque piovane.

Un altro esempio di metodologie basate sulla definizione di indicatori e dedicate alla valutazione specifica dei sistemi idrici di approvvigionamento e trattamento delle acque reflue è stato proposto dall'European Benchmarking Co-operation [83] [87]. In tal caso però le valutazioni si incentrano sul solo sistema idrico, dall'adduzione delle acque ai sistemi di trattamento, ma non vengono contemplati altri elementi quali il contesto urbano, la sostenibilità e la governance. L'approccio del City Blueprint risulta maggiormente mirato ad effettuare studi a più ampia scala e di fatto riprende ed aggrega indicatori tra quelli applicati in

metodologie esistenti quali indicatori definiti dalla Commissione europea [85], l'indice di sostenibilità urbano [87], l'indice europeo "Green city" [89], ed indicatori urbani globali [90].

Va citato anche il progetto BlueSCities (Blueprints for Smart Cities: Developing the methodology for a coordinated approach to the integration of the water and waste sectors within the EIP Smart Cities and Communities), concepito per colmare il divario tra i soggetti coinvolti nei settori dell'acqua e dei rifiuti da un lato e delle loro controparti nei settori delle TIC, dei trasporti e dell'energia. Il progetto integra differenti tool (i.e. City Blueprint, the City Amberprint and the BlueSCities Self-Assessment Software) [86]. Mentre il City Blueprint valuta primariamente aspetti in merito ad acqua e rifiuti, il City Amberprint consente valutazioni su energia trasporto e ICT in ambito urbano. I tool integrati permettano quindi di valutare e comparare le performance delle città in merito agli aspetti considerati ed anche in questo caso si vuole definire un sistema di comparazione tra ambiti urbani con l'obiettivo di individuare i contesti più sostenibili ed individuare, rispetto ad essi, azioni e programmi di efficientamento e miglioramento gestionale e strutturale.

Le analisi energetiche di impianti di trattamento delle acque reflue ed un loro efficientamento assumo in tale contesto un ruolo rilevante poiché i KPI calcolati possono ben supportare e stimolare lo sviluppo di metodologie a più ampia scala.

2.5.3 Impiego dei modelli di simulazione a supporto dell'efficienza energetica negli impianti di depurazione.

Contestualmente alla costruzione di un dataset di riferimento ed alla definizione di specifici KPIs, è stato implementato il modello di simulazione per alcuni impianti di depurazione municipali ritenuti significativi e facenti parte del dataset di riferimento. Nelle sezioni seguenti si illustrano le caratteristiche dei modelli costruiti e si evidenziano le loro potenzialità ai fini della valutazione in tempo reale dei consumi energetici dell'impianto e delle singole unità di processo, che rendono i modelli uno strumento in grado di consentire il raffronto immediato ed in termini di KPIs di possibili scenari per il miglioramento dell'efficienza energetica, garantendo la necessaria funzionalità depurativa.

Modelli di simulazione applicati alla depurazione dei reflui municipali

Nel corso degli ultimi trent'anni sono stati sviluppati diversi modelli matematici che consentono di descrivere i processi ed i meccanismi di rimozione di inquinanti che avvengono negli impianti di depurazione. Molti studi modellistici hanno incentrato l'interesse sullo studio e definizione matematica dei processi depurativi basati sui sistemi a fanghi attivi, vista la loro ampia diffusione. I più utilizzati tengono conto dei principi dell'ingegneria e si basano su equazioni differenziali di bilancio applicate alla massa e ad altre quantità conservate. Tra i modelli più largamente utilizzati ci sono quelli sviluppati dall'International Water Association identificati con l'acronimo Activated Sludge Model (ASM) e distinti in ASM1, 2 e 3 e relative modifiche a seconda dei processi e delle cinetiche considerate. Se il modello ASM1 [91] tiene conto della rimozione di composti organici di carbonio e azoto, con consumo di ossigeno e nitrato come accettori di elettroni, il modello ASM2 [92] introduce la descrizione dei fenomeni di rimozione del fosforo. L'ASM3 è stato formulato come modello correttivo all'ASM1, e contempla il fenomeno dello stoccaggio di polimeri, nella forma di prodotti di accumulo, all'interno delle cellule batteriche costituenti il fango attivo [93]. Diversi software consentono di modellare e simulare, tramite l'uso dei modelli ASM, i processi che avvengono nei diversi stadi degli impianti di depurazione in base alle configurazioni impiantistiche ed unità implementate. Gli ambienti di simulazione contengono una libreria di modelli predefiniti per la definizione delle unità di trattamento e relativi processi. Esempi di specifici software commerciali sono BioWin (www.envirosim.com), EFOR (www.dhisoftware.com/efor), GPS-X (www.hydromantis.com), SIMBA (www.ifak-system.com), STOAT (<http://www.wrcplc.co.uk/software>) e WEST (www.hemmis.com). Questi software sono applicati per diversi scopi, dallo studio dei processi alla progettazione. Un settore di applicazione particolarmente importante è quello della ottimizzazione di processo, ai fini del miglioramento delle efficienze di rimozione di inquinanti, ma anche dei consumi energetici ad esse associati. Disponendo di un modello, calibrato sulle prestazioni di uno specifico impianto, è possibile ipotizzare scenari di gestione o modifiche di processo al fine di valutare soluzioni implementabili per un efficientamento delle performance impiantistiche, tenendo conto delle rimozioni di inquinanti e dei consumi energetici.

Descrizione del Software e del modello utilizzato

Il software WEST del DHI (Danish Hydraulics Institute) permette la simulazione dei processi biologici, chimici e fisici che avvengono nei diversi stadi degli impianti di depurazione. Il software include, la ripartizione idraulica delle portate influenti, le vasche dove ha sede il processo biologico, il sistema di aerazione e il comparto di sedimentazione, e relativo ricircolo di fango attivo. Invece le fasi inerenti i pre-trattamenti meccanici a monte del processo biologico così come altre unità a valle della sedimentazione secondaria non sono implementabili. La costruzione di un modello in WEST si basa su differenti fasi concernenti la scelta del modello da adottare (ASM1, 2, 3 e le corrispondenti varianti) per la descrizione del processo a fanghi attivi, la costruzione del layout impiantistico ponendo in sequenza le unità di trattamento di cui vanno definite volumetrie, parametri di processo e flussi di materia. Il software lavora con strutture a blocchi scelte dalle librerie e consente di processare su layout l'intera struttura da modellare, stabilendo le relative connessioni tra i blocchi e caratterizzando opportunamente i valori noti all'interno del sottomenu dei dettagli. Le simulazioni del modello sono condotte in primis in stato stazionario, che consente la

determinazione delle condizioni iniziali per la successiva calibrazione dinamica. Il modello implementato è calibrato sulla base del confronto dei risultati delle simulazioni con dati reali acquisiti in impianto.

Impianto di trattamento dei reflui civili e industriali, ID-1

L'impianto di depurazione ID-1 (Figura 25) ha una potenzialità di progetto pari a 100.000 AE e tratta mediamente un carico di 75.000 AE. Il refluo in ingresso è di tipo misto, costituito da reflui fognari civili, da una quota non trascurabile di reflui di origine industriale (in particolar modo reflui di cantine, scarichi di aziende produttrici di detersivi, scarichi di macelli e di allevamenti).

L'impianto di depurazione, servito da un'unica rete fognaria, si articola in due linee, una per il trattamento delle acque, suddivisa a sua volta in due distinte linee poste in parallelo, e una per il trattamento dei fanghi di supero.



Figura 25 Impianto ID-1

Le acque reflue influenti all'impianto di depurazione vengono inviate tramite una stazione di sollevamento ai pre-trattamenti, composti da una grigliatura a gradini e da un dissabbiatore aerato a canale, con classificatore di sabbie. Il flusso in uscita dai trattamenti primari viene suddiviso in parti uguali e destinato alle due linee di trattamento biologico, costituite dalle vasche di pre-denitrificazione e di ossidazione/nitrificazione. A valle del processo biologico, il refluo viene convogliato e ripartito in due differenti aliquote, rispettivamente pari al 60% e al 40% per la linea 1 e la linea 2, prima di accedere allo stadio di sedimentazione secondaria. Il chiarificato, in uscita dalle due unità, viene inviato nelle vasche di lagunaggio, che adempiono la funzione di disinfezione e affinamento delle acque, mentre il fango di supero prodotto viene mandato in testa alla linea di trattamento dei fanghi, costituita dalle seguenti unità: pre-ispessimento a gravità, digestione anaerobica, post-ispessimento a gravità e disidratazione. Il biogas prodotto in digestione anaerobica, previo eventuale stoccaggio in apposito gasometro, viene utilizzato per la miscelazione dei digestori anaerobici e per l'alimentazione di una caldaia che produce il calore necessario al riscaldamento dei digestori stessi. Il biogas non utilizzato ed eccedente la capacità di stoccaggio del gasometro è destinato alla combustione controllata in apposita torcia. In fase di sedimentazione si eseguono spesso dosaggi di policloruro di alluminio.

Il lagunaggio finale è costituito da cinque distinti lagoni, profondi mediamente 1.5 metri, capaci di garantire un HRT di oltre 25 giorni, prima dello scarico nel corpo idrico ricettore, il fiume Santerno,

In ingresso alla linea è presente un campionamento puntuale di pH, COD, BOD₅, NH₄, NO₂, P_{TOT}, SST; in uscita ai sedimentatori un altro punto di campionamento relativo alle concentrazioni di COD, NH₄, NO₂, NO₃, P_{TOT}; infine è presente un campionamento intermedio, in uscita alle vasche di ossidazione, che misura le concentrazioni di solidi totali volatili e solidi sospesi totali e a monte del sistema di lagunaggio si effettuano misure di NO₃ e P_{TOT}.

La portata media trattata è di 600 m³/h, mentre le portate di ricircolo della miscela aerata e dei fanghi risultano rispettivamente pari a 400 m³/h (200 m³/h per ciascuna linea) e 800 m³/h (i fanghi si uniscono in un unico pozzetto di miscelazione collocato all'uscita dei sedimentatori); la portata del fango di supero, destinato alla linea fanghi è pari a 13 m³/h. Con questi valori di portate di ricircolo si raggiunge una

concentrazione di 5.9 Kg TSS in vasca e un tempo di ritenzione del fango all'interno dell'impianto pari a 20 giorni.

Sulla base dei dati forniti dal gestore dell'impianto per il periodo 20/01/2017 – 26/06/2017 è stato possibile determinare una media delle concentrazioni misurate nel refluo da trattare nell'impianto di depurazione (Tabella 3). Lo stesso procedimento è stato eseguito per determinare il valore medio della portata in ingresso pari a 14.300 m³/giorno e calcolare il carico delle sostanze inquinanti in ingresso al trattamento biologico come riportato nella tabella seguente.

Tabella 3 Caratterizzazione chimica dell'influente in entrata all'impianto

	COD	BOD	TSS	TKN
Concentrazione	520 gCOD/m ³	220 gBOD/m ³	490 gTSS/m ³	50 gTKN/m ³
Carico	7.500 KgCOD/giorno	3.100 KgBOD/giorno	7.100 KgTSS/giorno	720 KgTKN/giorno

La linea acque dell'impianto è stata modellata con l'ausilio del software WEST del DHI. Le informazioni necessarie per l'implementazione del modello quali volumetrie delle unità costituenti, modalità di gestione operativa (es. controllo del tenore di ossigeno in vasca di ossidazione, temporizzazione dei sistemi di aerazione) e relativi flussi (es. ricircoli, ripartizioni di portata, pompaggi etc.) sono state acquisite tramite sopralluoghi e continue interlocuzioni con il gestore dell'impianto. Il layout (Figura 26) è stato quindi definito tramite il posizionamento delle unità impiantistiche secondo lo schema di flusso e, per le singole unità, sono stati definiti tutti i parametri richiesti dal software. Il modello ASM1 è stato scelto per descrivere processi di rimozione inquinanti e cinetiche biologiche al fine di simulare l'andamento della qualità degli effluenti in funzione del tempo. La scelta è motivata dalla tipologia del refluo trattato e dallo scopo della simulazione, che essendo finalizzata prioritariamente alla stima e ottimizzazione dei consumi energetici, richiedeva esclusivamente una modellazione efficace dei processi di rimozione della sostanza organica ed azotata. Per quanto riguarda la biodegradabilità del refluo sono state utilizzate procedure di frazionamento basate sul metodo STOWA [95] e sui dati forniti dal gestore dell'impianto. Il modello è stato quindi verificato sulla base del confronto con le caratteristiche quali-quantitative dell'effluente reale e del rispetto di parametri operativi quali tempi di ritenzione cellulare ed idraulica e produzione di fanghi. Le simulazioni sono state effettuate in modo statico e dinamico, settando la durata temporale delle analisi in base a dati di portate reali afferenti all'impianto e relative tempistiche.

Il layout di impianto è stato definito, tenendo conto della suddivisione delle portate delle acque reflue in ingresso all'impianto nelle due linee di trattamento biologico con relative vasche di denitrificazione e nitrificazione, ricircoli della miscela aerata, fasi di sedimentazione realizzate nei due sedimentatori secondari, a cui fanno seguito le operazioni di scarico delle acque reflue trattate e quelle dei fanghi sedimentati con ricircoli e spurghi finali.

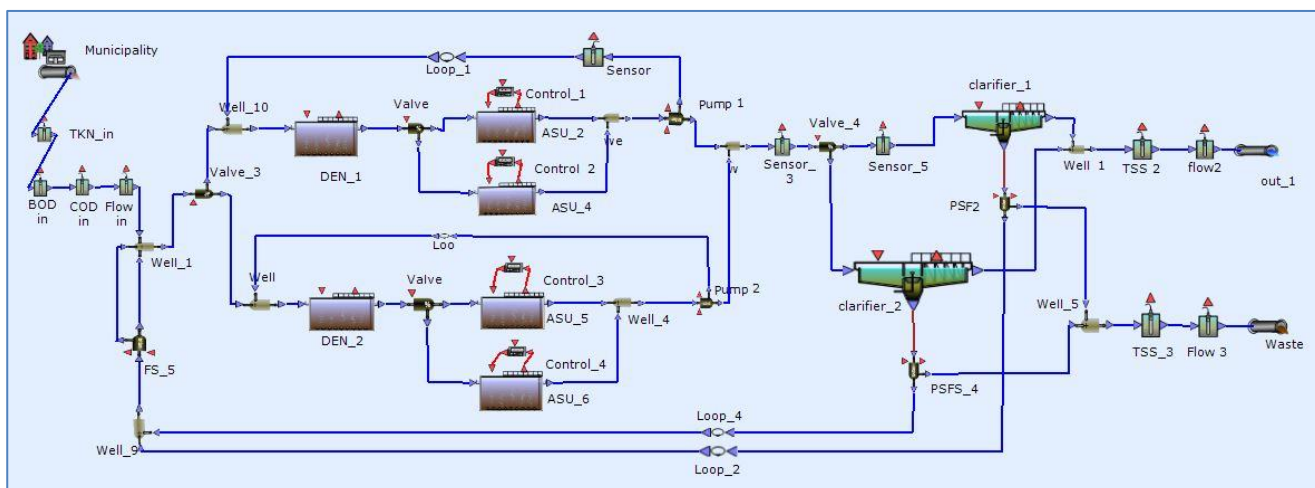


Figura 26 Linea acque dell'impianto di depurazione ID-1. Schema implementato nel software WEST.

Si riporta nel successivo riquadro (Tabella 4) la caratterizzazione in termini di concentrazioni e di carico dell'effluente chiarificato in uscita dall'impianto al termine della simulazione statica realizzata per un tempo pari a 110 giorni.

Tabella 4 Caratterizzazione chimica dell'effluente chiarificato in uscita dall'impianto dopo simulazione statica

	COD	BOD	TSS	TKN
Concentrazione	30 gCOD/m ³	4 gBOD/m ³	7 gTSS/m ³	8 gTKN/m ³
Carico	460 KgCOD/giorno	60 KgBOD/giorno	100 KgTSS/giorno	110 KgTKN/giorno

Contestualmente alle simulazioni inerenti le performance impiantistiche, in termini di abbattimenti dei carichi inquinanti e cinetiche biologiche, sono state effettuate valutazioni di tipo energetico, con la finalità di individuare le fasi di trattamento più energivore ed individuare opportune modalità di gestione, atte a efficientare le prestazioni impiantistiche. Il modello dell'impianto è stato quindi implementato tenendo conto dei sistemi elettromeccanici a servizio delle fasi di trattamento. Di seguito (Tabella 5) si riporta la lista delle macchine prese in considerazione per stimare il consumo elettrico e, per ognuna di esse, viene indicata la rispettiva allocazione, le volumetrie delle unità servite, le ore di funzionamento giornaliero e la potenza assorbita, con la stima del consumo elettrico giornaliero.

Tabella 5 Sistemi elettromeccanici a servizio dell'impianto e relative caratteristiche funzionali.

Unità	Linea	Macchina	Ore di funzionamento giornaliero [h/g]	Potenza assorbita [kW]	Consumo elettrico giornaliero [kWh]
Sollevamento iniziale	1-2	Pompa	6	40	162
	1-2	Pompa	11.3	38	290
	1-2	Pompa	6	32	129
Vasca di pre-denitrificazione	1	Miscelatore	24	3.3	79
		Miscelatore	24	9.6	230
	2	Miscelatore	24	9.6	230
		Miscelatore	24	10.5	251
Vasca di nitrificazione	1-2	Aeratore	12	25	300
		Soffiante	10	64.1	614
		Aeratore	12	23.6	283
		Soffiante	18	63.4	1131
		Soffiante	6	68.1	407
		Pompa ric _{AER}	12	18.2	219
		Pompa ric _{AER}	12	18.2	219
Sedimentatore secondario	1	Pompa supero 1	3	3.4	6.9
		Pompa ricircolo 1	16	12	130
	2	Pompa supero 2	3	4.2	8.5
		Pompa ricircolo 2	18	12	145
		Pompa ricircolo 3	27.5	24	445

Ai fini delle valutazioni energetiche è stata eseguita una simulazione dinamica tenendo conto delle caratteristiche dell'influente e delle portate orarie in ingresso all'impianto relativamente al periodo 20 gennaio 2017-26 giugno 2017 (180 giorni). Lo step temporale orario è stato scelto per tener conto delle variazioni diurne delle caratteristiche delle acque in ingresso, a fronte delle quali i consumi energetici

risultano variabili, tenendo conto della variazione dei carichi e delle esigenze di ossigeno in vasca di ossidazione. Le figure seguenti (Figura 27, Figura 28) mostrano quindi, per il periodo di simulazione, gli andamenti della portata e del carico organico (Kg COD/giorno) in entrata all'impianto. La Figura 29, invece, riporta gli andamenti dei carichi in termini di sostanza organica (CODout) e azotata (N-NO_x, N-NH₄⁺) in uscita. Le concentrazioni di nutrienti nel refluo trattato sono risultate coerenti con quanto verificato realmente nelle condizioni di esercizio dell'impianto. E' stato possibile peraltro verificare la piena conformità del refluo in uscita rispetto i limiti normativi stabiliti dalla normativa vigente (D.Lgs. 152/2006) [43].

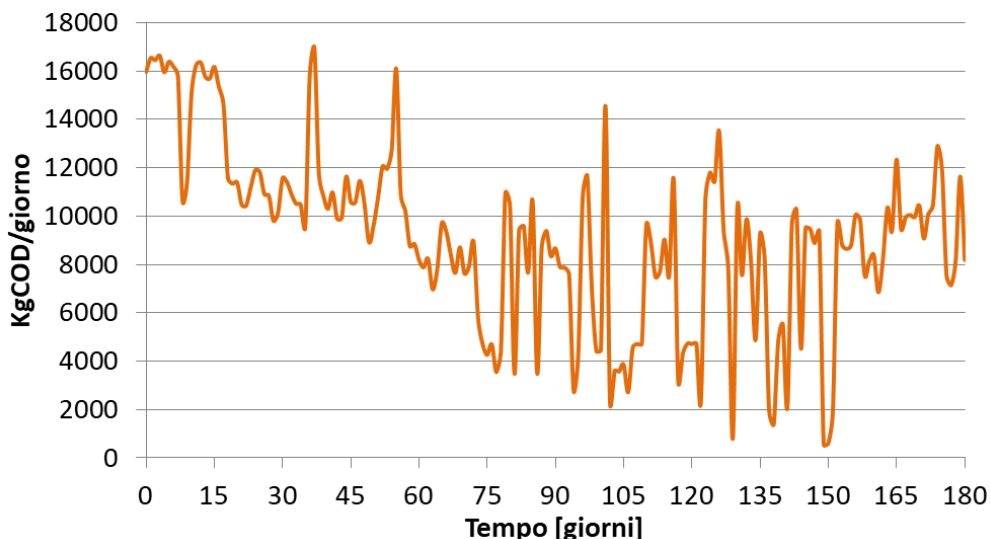


Figura 27 Andamento del carico di COD che caratterizza il refluo da trattare.

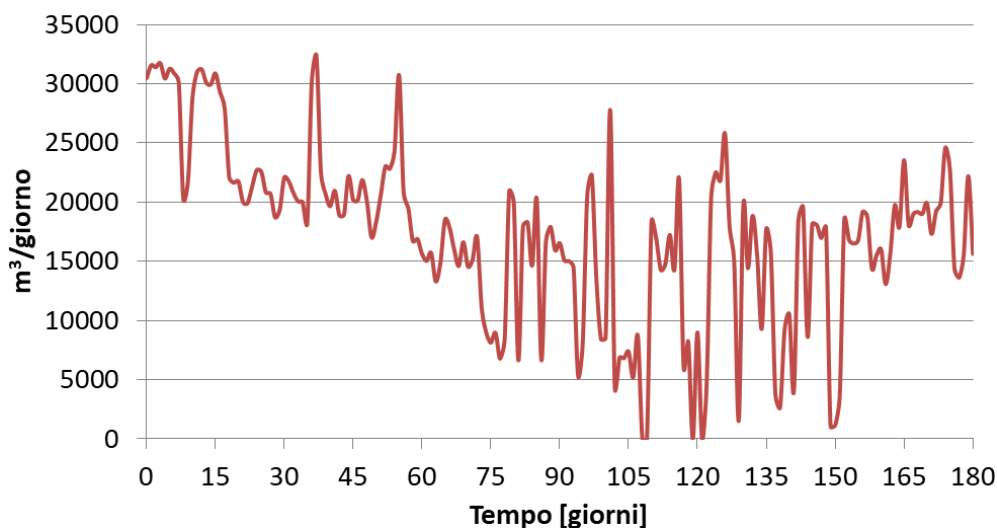


Figura 28 Andamento della portata in ingresso all'impianto di trattamento.

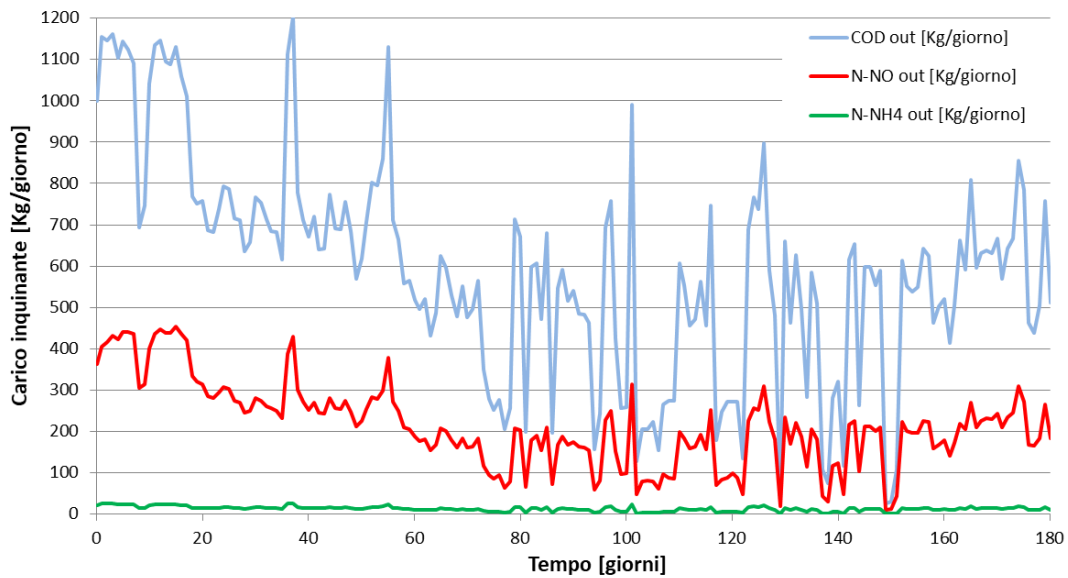


Figura 29 Carichi degli inquinanti in contenuto organico (COD) e in contenuto azotato (NO e NH4) in uscita all'impianto.

Il modello ha permesso anche di verificare il comportamento del sistema di regolazione del tenore di ossigeno nelle vasche di nitrificazione. E' pertanto possibile visualizzare la modalit  operativa e quantificare i tempi di funzionamento dei sistemi di aerazione, cos  come controllati dal segnale di uscita del regolatore dinamico (PID) implementato nel modello. Si consideri che i consumi energetici in aerazione sono direttamente proporzionali all'ampiezza del segnale suddetto. Si riporta in Figura 30, a titolo di esempio e per 40 giorni di simulazione, la regolazione nel tempo della concentrazione ossigeno in una delle vasche aerate, il cui setpoint   pari a 2,5 mgO₂/l. E' evidente la fase di attivazione del sistema di aerazione a fronte del comando del regolatore che segue le variazioni di carico organico afferenti in vasca. Ad un aumento delle concentrazioni di sostanze organiche in ingresso segue un diminuzione del tenore di ossigeno in vasca e quindi l'attivazione, tramite l'input del regolatore, del sistema di aerazione per il ripristino delle concentrazioni di ossigeno settate.

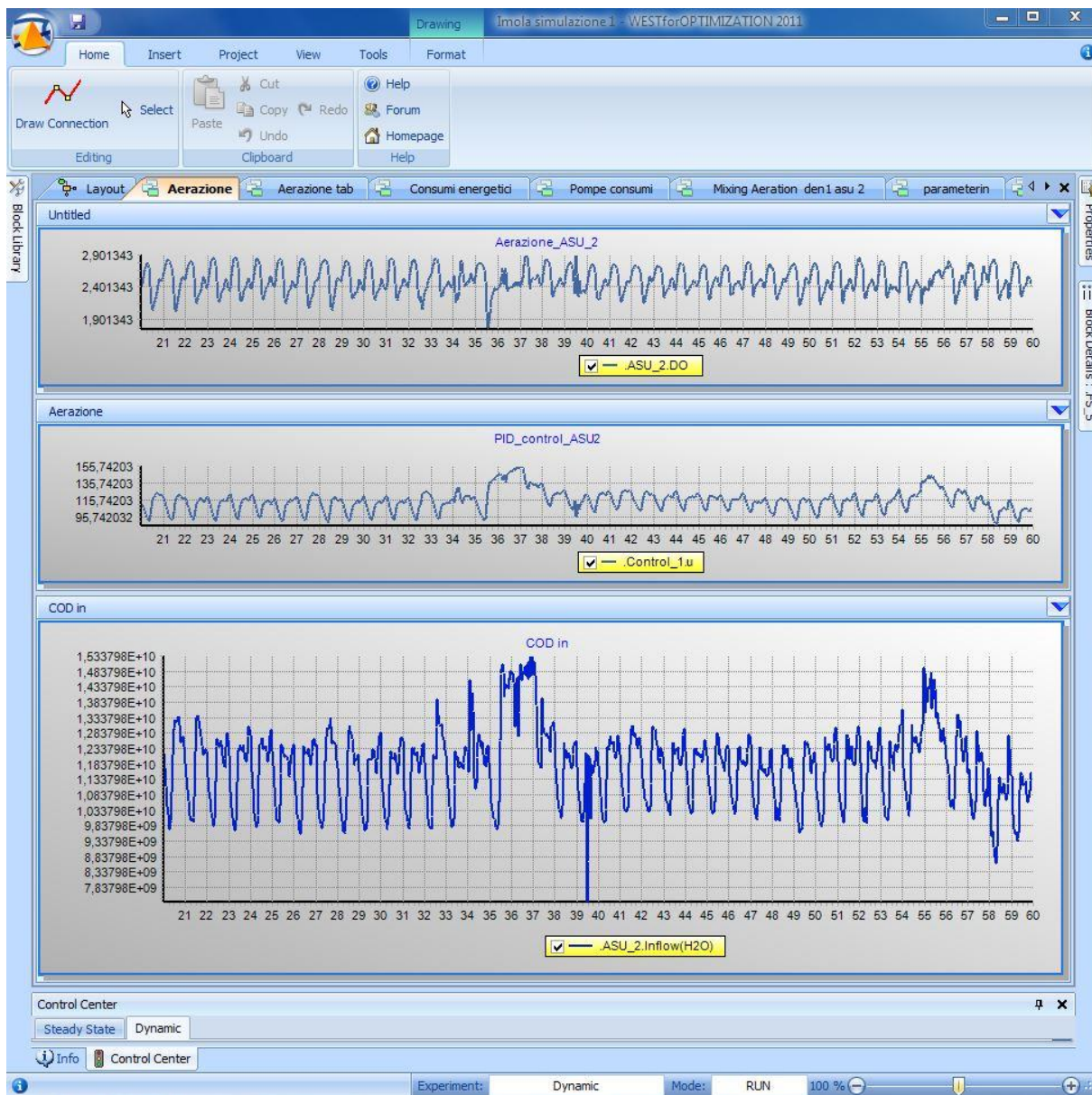


Figura 30. Schermata di West che confronta l’andamento nel tempo della concentrazione di ossigeno in vasca di ossidazione (in alto) con l’uscita del regolatore, proporzionale al consumo elettrico (in centro) e con l’andamento del carico di sostanza organica in ingresso (in basso)

Grazie al modello è stato possibile calcolare il consumo energetico della linea acque dell’impianto ID-1 relativamente ai 180 giorni simulati e ripartirlo tra le principali utenze. Il consumo complessivo risulta quindi pari 1.492 MWh di cui percentualmente il 15% è da imputare ai sistemi di miscelazione, il 30% ai pompaggi ed il restante 55% ai sistemi di aerazione (Figura 31). Tali risultati sono coerenti con i consumi tipici di impianti di trattamento acque reflue, ove si riscontra che la fase di aerazione è di gran lunga la più energivora in quanto in media richiede il 55-60% dei consumi totali, mentre la fase di miscelazione conta per il 6-10% del totale [94]. Altre fonti [21] riportano che generalmente il consumo dovuto all’aerazione richiede da 0.18 and 0.8 kWh/m³ con un consumo percentuale rispetto al totale nel range 45-75%. E’ da tenere conto che, per le presenti valutazioni relative al caso studio, il consumo totale fa riferimento alla sola linea acque modellata e non all’intero impianto. Le valutazioni condotte hanno consentito di quantificare i contributi relativi dei sistemi di pompaggio tenendo conto della sezione dell’impianto e dell’operazione svolta. Il consumo energetico delle unità di pompaggio reflui (Figura 32) viene suddiviso percentualmente come di seguito: sollevamento iniziale 24%, ricircolo miscela areata 28%, ricircolo fanghi

47%, movimentazione fanghi di supero 1%. Si precisa che per le presenti valutazioni i consumi relativi al sollevamento iniziale dei reflui non sono stati stimati tramite ausilio di WEST poiché tali unità non risultano implementabile nel software. I relativi consumi sono stati quindi valutati sulla base delle potenze installate ed un funzionamento di 24 ore giorno.

Consumi energetici totali [kWh]

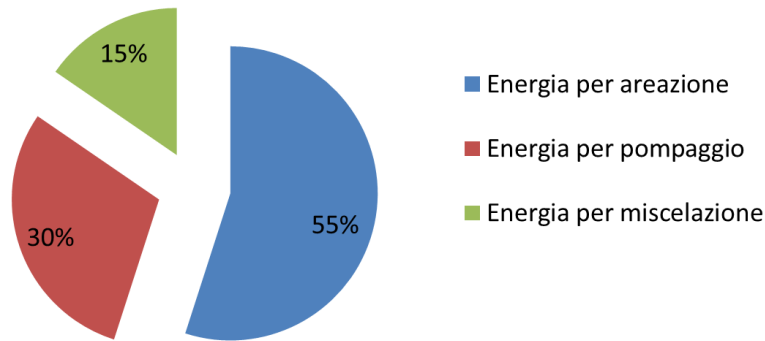


Figura 31 Ripartizione percentuale dei consumi energetici per processo

Consumi energetici di pompaggio [kWh]

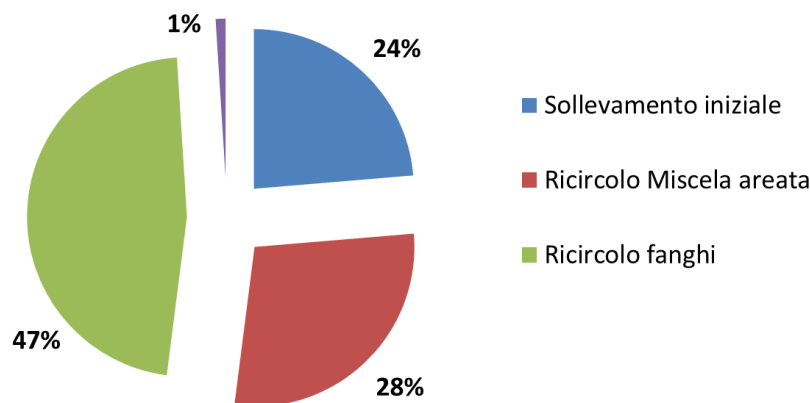


Figura 32 Ripartizione percentuale dei consumi associati ai pompaggi.

All'analisi dei consumi energetici dell'Impianto ID-1 ha fatto seguito l'elaborazione dei dati ricavati per il calcolo degli indicatori di performance (KPI) ai fini di raffrontare i consumi ad impianti di taglia simile. Tenendo conto dei risultati dell'analisi condotta durante il presente lavoro, le prestazioni energetiche dell'impianto ID-1 ricadono nel range dei consumi di impianti appartenenti alla classe dimensionale 50K 200K AE (Tabella 6).

Tabella 6 Raffronto dei KPIs relativi all'impianto ID-1 e quelli di impianti di taglia simile

	ID-1	Media Impianti 50-200K ae	min	max
kWh/m³	0.6	0.5	0.1	1.4
kWh/AE*anno	40.3	30.5	9.9	80
kWh/CODrim	1.1	1.1	0.2	5.3

Grazie alle simulazioni effettuate è stato possibile calcolare anche il quantitativo di fanghi prodotti in termini di kg TSS/d con relativa caratterizzazione in contenuto organico, azoto Kjeldhal e BOD₅ (Figura 33). Tali informazioni risultano utili in vista dell'analisi di soluzioni impiantistiche inerenti la gestione della linea fanghi, ai fini di conseguire miglioramenti delle performance energetiche dell'impianto, che saranno

obiettivo delle attività della prossima annualità. Ad oggi il biogas prodotto in digestione anaerobica è utilizzato per la miscelazione ed il riscaldamento dei digestori stessi e l'aliquota non stoccabile nei gasometri è mandata in torcia, ma come illustrato nei capitoli seguenti, il pieno sfruttamento di questa risorsa è determinante per l'ottimizzazione energetica degli impianti di depurazione.

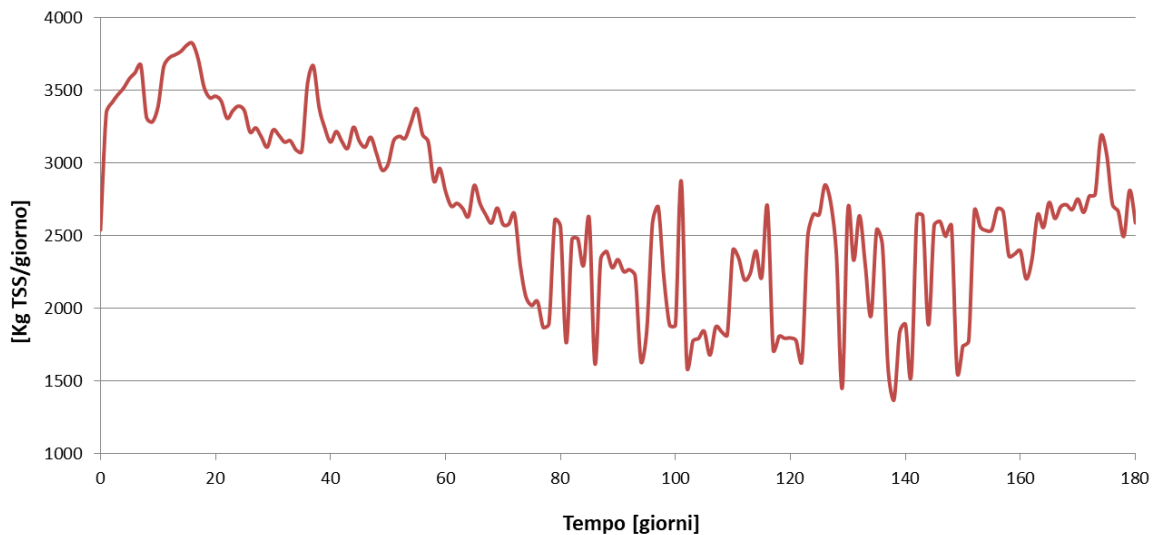


Figura 33 Simulazione dell'andamento temporale della produzione di fanghi di supero.

Impianto di trattamento dei reflui civili-industriali, ID-2

L'impianto di depurazione ID-2 (Figura 34), con potenzialità di progetto di 139.000 AE, tratta attualmente acque reflue di origine civile ed industriale con carico organico e volumetrico di circa 89.200 AE. Il sistema fognario è di tipo ibrido, dotato quindi di reti fognarie nere e miste con 5 linee in ingresso poste in pressione. Le acque vengono pretrattate tramite grigliatura grossolana, dissabbiatura e disoleatura in locali coperti ed aspirati per evitare maleodorazioni. A valle di tali pretrattamenti le acque vengono riunite in un torrino di ripartizione e da qui mandate ai due sedimentatori primari anch'essi coperti ed aspirati. Di questi, uno è attualmente utilizzato come accumulo/egualizzazione con carico diurno (sino a 2500 m³) e scarico notturno verso il biologico mentre il secondo tratta una portata giornaliera di circa 16.000 m³ con flusso continuo al biologico. Tale comparto prevede una prima unità con schema UCT modificato (UCTM) ed in serie, due vasche parallele di uguale volumetria con compartimenti denitro-nitro. La concentrazione media di SST nelle vasche di trattamento biologico è di circa 4 Kg/m³: Dopo tali unità le acque reflue sono ripartite egualmente in 3 sedimentatori secondari, sottoposte ad un trattamento fisico (filtro a sabbia) e disinfezione con PAA e poi mandate allo scarico finale. Per la linea acque i tempi di ritenzione idraulica e cellulare sono rispettivamente di circa 1 e 14 giorni.



Figura 34 Impianto ID-2

La linea fanghi prevede un pre-ispessitore a gravità e due digestori in serie. Dal secondo di essi il biogas prodotto è mandato al gasometro esterno di accumulo, il surnatante si unisce alle acque madri e ritorna in testa all'impianto, mentre il digestato va ad un post-ispessitore, coperto ed aspirato, e poi viene trattato in una tavola piana vibrante ed una nastropressa fino ad ottenere un 20-24% di secco. Il biogas prodotto risulta di buona qualità con 60-62% di CH₄ e viene pertanto usato per la produzione di energia elettrica tramite cogenerazione o di energia termica in caldaia.

La portata media di acque reflue in ingresso all'impianto è di circa 650 m³/h, il ricircolo della miscela aerata in testa al biologico è di circa 240 m³/h. Il fango estratto dai sedimentatori secondari (circa 780 m³/h) viene per lo più (99%) ricircolato in testa al sedimentatore primario mentre una minima quota parte viene mandata in equalizzazione che accoglie quindi nel complesso tali fanghi di supero e quelli della sedimentazione primaria. I fanghi prodotti in sedimentazione primaria ed in equalizzazione vengono mandati, con portata di circa 2 m³/h di fanghi, ai trattamenti di ispessimento e digestione.

Nella Tabella 7 sono riportate le concentrazioni medie delle sostanze inquinanti misurate nel refluo in ingresso all'impianto di depurazione ed il relativo carico, calcolati su una portata media di 16940 m³/giorno.

Tabella 7 Caratterizzazione chimica dell'influenza in entrata all'impianto

	COD	BOD	TSS	TN	NH4
Concentrazione	580 g COD/m ³	289 g BOD/m ³	298 g TSS/m ³	64 g TN/m ³	41 g NH ₄ /m ³
Carico	9.798 Kg OD/giorno	48.930 Kg BOD/giorno	5.053 Kg TSS/giorno	1.081 Kg TN/giorno	698 Kg NH ₄ /giorno

La linea acque dell'impianto è stata modellata con l'ausilio del software WEST del DHI (Figura 35). Il modello ASM1 è stato scelto per descrivere i processi di rimozione di inquinanti e le cinetiche biologiche al fine di simulare l'andamento della qualità degli effluenti in funzione del tempo. Peraltro per il caso specifico si disponeva di un frazionamento delle sostanze organiche ed azotate del refluo in ingresso fornito dal gestore e condotto sulla base del metodo STOWA [95].

Il layout è stato quindi definito tramite il posizionamento delle unità impiantistiche secondo lo schema di flusso e, per le singole unità, sono stati inseriti i parametri richiesti dal software. In particolare si è tenuto conto della modalità di gestione dei flussi afferenti il sedimentatore primario e l'equalizzatore che, come descritto, viene caricato di giorno e nelle ore notturne serve le sezioni di trattamento secondario. L'unità con schema UCTM è stata modellata tramite il posizionamento di 4 vasche in serie considerando le rispettive volumetrie ed i livelli di regolazione del tenore di ossigeno in vasca (rispettivamente 0, 0,5, 0, 0,5 mg O₂/l). A valle di tale comparto, sebbene nell'impianto reale il flusso è suddiviso egualmente in due linee di denitrificazione e nitrificazione, la costruzione del modello è stata condotta accorpando in una le relative volumetrie. Il layout dell'impianto riporta quindi il ricircolo della miscela aerata in testa al trattamento biologico, le fasi di sedimentazione realizzate nei tre sedimentatori secondari, a cui fanno seguito le operazioni di scarico delle acque reflue trattate e quelle di ricircolo e spurgo dei fanghi sedimentati.

Per l'effettuazione delle simulazioni sono stati utilizzati i dati forniti dal gestore per l'anno 2015 con base temporale giornaliera. Le portate in ingresso all'impianto ed i relativi carichi inquinanti, come definite tramite la procedura di frazionamento, sono stati inseriti quali parametri di input nel modello per la conduzione di simulazioni statiche di durata 100 giorni e dinamiche di durata 365 giorni. Ai fini della verifica della bontà del modello implementato i risultati ottenuti dalle simulazioni sono stati messi a confronto con dati reali acquisiti durante fasi di monitoraggio analitiche all'uscita dell'impianto.

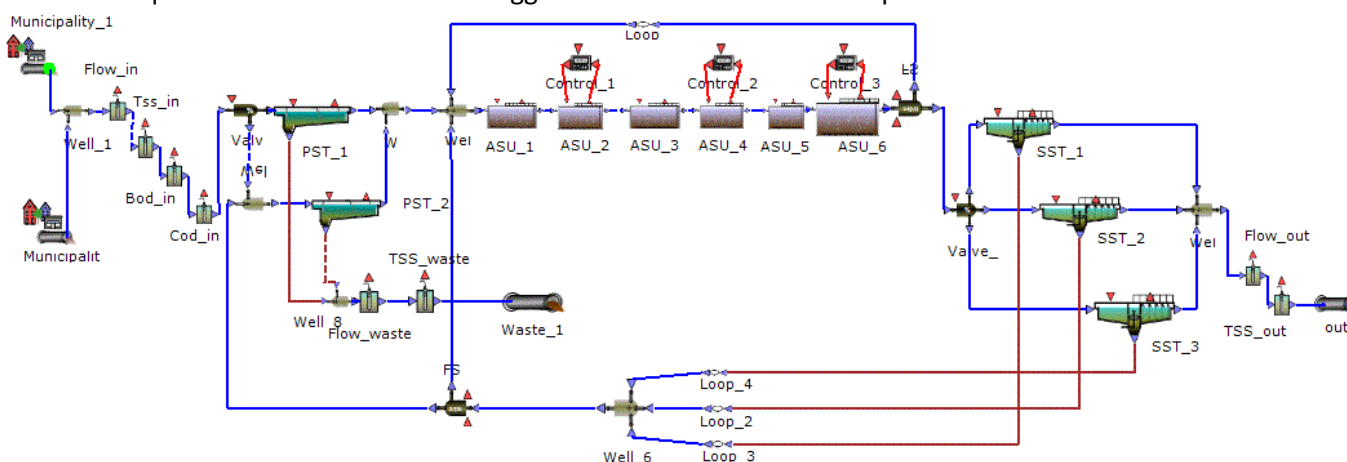


Figura 35 Linea acque dell'impianto di depurazione ID-2. Schema implementato nel software WEST.

Si riporta nel successivo riquadro (Tabella 8), la caratterizzazione ottenuta al termine della simulazione statica dell'effluente chiarificato in uscita dall'impianto in termini di concentrazioni e di carico con portata media pari a 16663 m³/giorno.

Tabella 8. Caratterizzazione chimica dell'effluente chiarificato in uscita dall'impianto dopo simulazione statica

	COD	BOD	TSS	TN	NH ₄
Concentrazione	37.3g COD/m ³	6.4g BOD/m ³	14.4 g TSS/m ³	16.9 g TN/m ³	0.64 g NH ₄ /m ³
Carico	622 Kg COD/giorno	107 Kg BOD/giorno	240.5 Kg TSS/giorno	269.8 Kg TN/giorno	10.6 Kg NH ₄ /giorno

L'apposito modulo del Software West è stato poi utilizzato per effettuare valutazioni sui consumi energetici dell'impianto nel tempo previa fase di ricognizione in cui sono stati individuati, tramite consultazione di relazioni tecniche, i sistemi elettromeccanici più energivori a servizio dei processi di trattamento. Come richiesto dal modulo West, per ognuno di essi sono stati inseriti i valori dei consumi specifici a fronte della funzione svolta (es. pompaggi, aerazione, miscelazione), potenza assorbita ed ore di funzionamento. In Tabella 9 viene quindi riportato l'elenco delle macchine considerate in riferimento all'unità impiantistica in cui sono allocate, funzione specifica e stima del consumo elettrico giornaliero.

Tabella 9. Sistemi elettromeccanici a servizio dell'impianto e relative caratteristiche funzionali

Unità	Macchina/funzione	Linea/ posizione e	Volum e [m ³]	Potenza assorbita [kW]	Ore di funzionamento giornaliere [h/g]	Consumo elettrico giornaliero [kWh]
UCTM (ASU 1-4)	Miscelatore	1 ^a vasca	1090	5.5	24	269
	Miscelatore	2 ^a vasca	920	5.5	24	269
	Miscelatore	3 ^a vasca	1570	2.2	24	109
	Miscelatore	3 ^a vasca	1570	2.2	24	109
Denitro-Nitro	Pompa ric _{AER}			36	24	332
	Miscelatore		742	5.5	24	269
Ossidazione vasche (UCTM+deintro/ nitro)	Compressore ossidazione			90	24	2275
	Ventilatore			0.55	24	24
Sedimentazione secondaria	Pompa ric _F sed 1		2087.8	15	24	474
	Pompa ric _F sed 2		3035.8	15	24	474
	Pompa ric _F sed 3		3035.8	15	24	474
Sedimentazione secondaria	Pompa supero sed 1		2087.8	2	7	11
	Pompa supero sed 2		3035.8	2	7	11
	Pompa supero sed 3		3035.8	2	7	11

Ai fini delle valutazioni energetiche è stata eseguita una simulazione dinamica tenendo conto delle caratteristiche dell'influente e delle portate giornaliere in ingresso all'impianto nell'intero 2015. Le figure di seguito riportate (Figura 36, Figura 37) mostrano rispettivamente, per il periodo di simulazione, gli andamenti della portata e delle concentrazioni dei principali inquinanti (COD, TSS, TN) in entrata ed all'uscita dell'impianto.

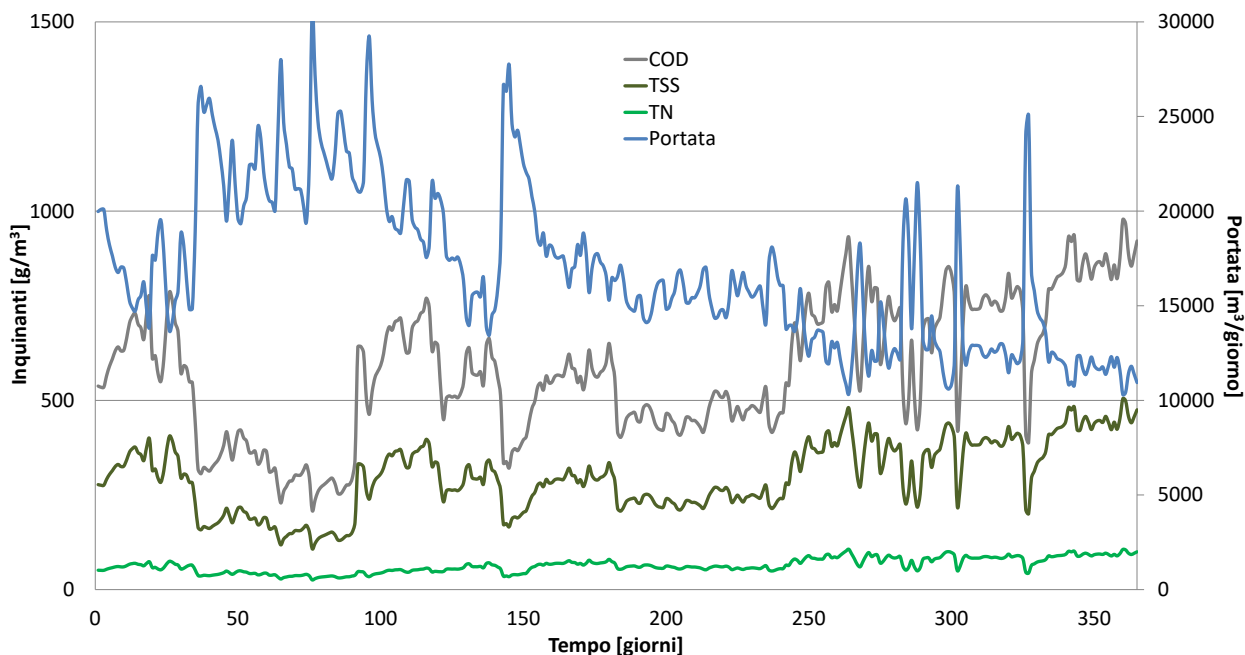


Figura 36. Andamento temporale, per i 365 giorni di simulazione dinamica, della portata e dei principali inquinanti in arrivo all’impianto di trattamento.

Nel grafico seguente (Figura 37) è riportato l’andamento delle portate e le concentrazioni degli inquinanti in uscita all’impianto. I valori di concentrazione rispettano sempre i limiti imposti allo scarico dalla normativa (D.Lgs. 152/2006).

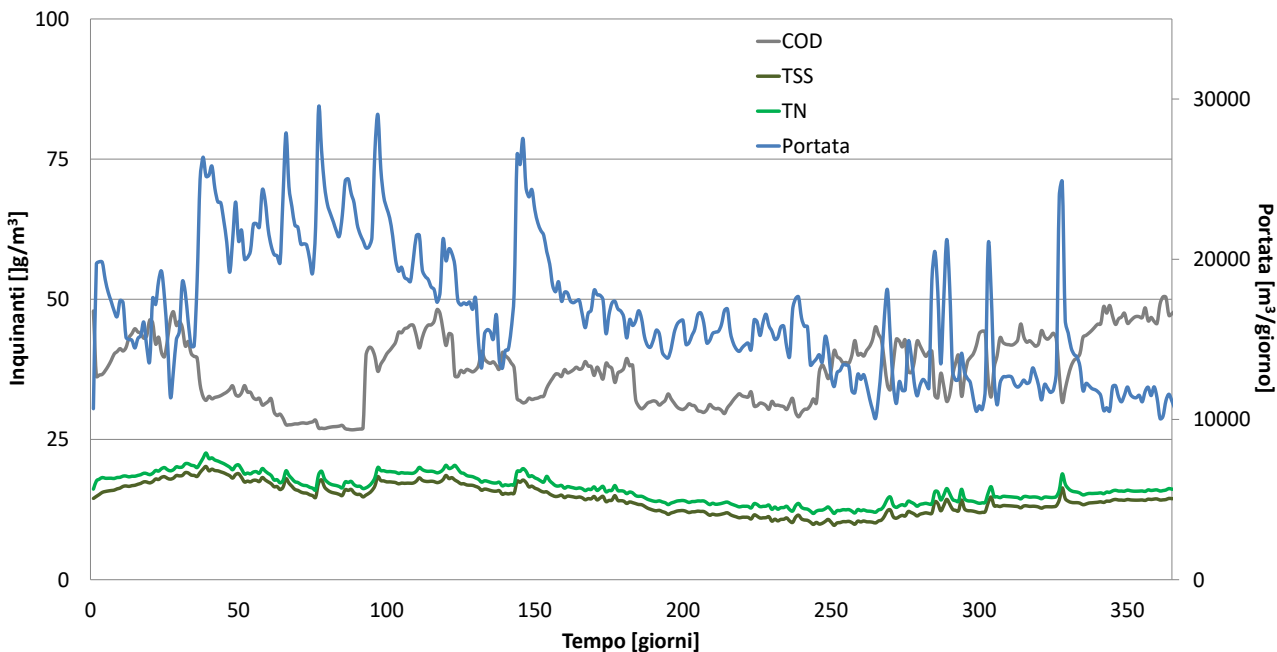


Figura 37. Confronto dell’andamento dei carichi inquinanti in uscita all’impianto di trattamento biologico

Grazie al modello è stato possibile calcolare il consumo energetico della linea acque dell’impianto ID_2 relativamente ai 365 giorni simulati e ripartirlo tra le principali utenze. Il consumo complessivo risulta quindi pari 2.653 MWh/anno di cui percentualmente il 18% è da imputare ai sistemi di miscelazione, il 31% ai pompaggi ed il restante 51% ai sistemi di aerazione (Figura 38). Le valutazioni condotte hanno consentito di suddividere ulteriormente le voci di consumo individuate tenendo conto delle unità di trattamento e dei relativi sistemi elettromeccanici (Figura 39). Nel caso specifico i sollevamenti iniziali dei reflui afferenti

l'impianto non sono da tener conto poiché le 5 linee in arrivo sono sottopressione e ciò comporta un notevole risparmio energetico.

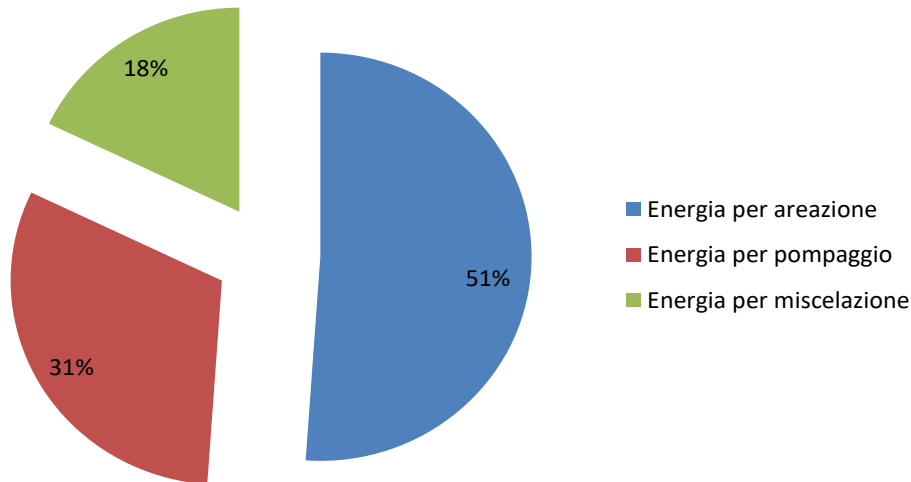


Figura 38. Ripartizione percentuale dei consumi energetici per processo

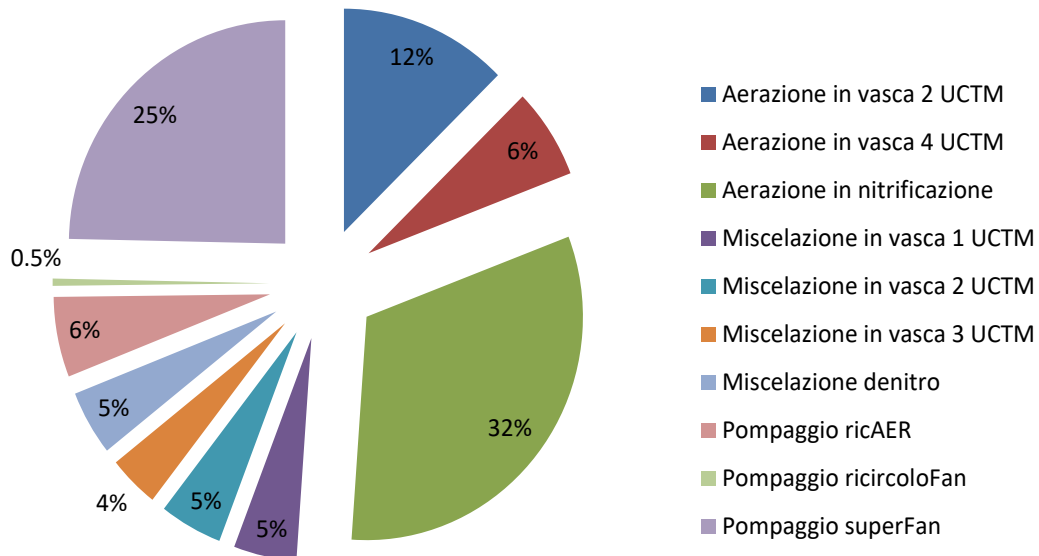


Figura 39. Ripartizione percentuale dei consumi.

All'analisi dei consumi energetici dell'impianto ha fatto seguito l'elaborazione dei dati ricavati per il calcolo degli indicatori di performance (KPI) ai fini di raffrontare i consumi stimati con quelli di impianti di taglia simile. Tenendo conto dei risultati dell'analisi condotta durante il presente lavoro, le prestazioni energetiche ricadono nel range dei consumi di impianti appartenenti alla classe dimensionale 50K 200K AE (Tabella 10).

Tabella 10. Raffronto dei KPIs relativi all'impianto ID_3 con quelli di impianti di taglia simile

	Impianto ID_2	Media Impianti 50-200K ae	min	max
kWh/m³	0.4	0.5	0.1	1.4
kWh/AE*anno	30.0	30.5	9.9	80
kWh/CODrim	0.8	1.1	0.2	5.3

Per l'impianto ID_2, plausibili scenari volti all'ottimizzazione dei consumi energetici riguardano l'implementazione di differenti processi di trattamento biologico per la linea acque quali cicli alternati. Inoltre, approfondite analisi condotte sulla linea fanghi hanno rilevato la possibilità di incrementare la produzione di biogas, ad oggi pari a 1000 m³/giorno in inverno e 1500 m³/giorno in estate, tramite lo sfruttamento di volumetrie residue dei digestori e/o l'adozione di tecnologie e processi di pretrattamento e pre-ispessimento fanghi, ai fini di aumentarne livelli di disidratazione e digeribilità.

Impianto di trattamento dei reflui civili, ID-3

L'impianto ID_3 (Figura 40), con potenzialità di progetto di 9.500 AE, tratta attualmente acque reflue di origine civile con carico organico e volumetrico di circa 8.000 AE. La fognatura che serve l'impianto è di tipo misto e le acque reflue in arrivo vengono pretrattate tramite grigliatura fine automatizzata con filtrococlea ed, in seguito ad operazioni di sollevamento, da un dissabbiatore aerato a canale con classificatore di sabbie. L'impianto è dotato di una linea di stoccaggio (linea 1) dedicata alla gestione dei sovraccarichi idraulici afferenti all'impianto (in caso di portate superiori a 6840 m³/giorni). I fanghi sedimentati in tale linea vengono rimandati al dissabbiatore. Il comparto biologico è costituito da due linee in parallelo di differenti potenzialità. Un apposito ripartitore suddivide quindi la portata in ingresso al biologico e ne destina il 35% alla linea 2 con potenzialità di 3325 A.E. ed il 65% alla linea 3 di potenzialità pari a 6175 A.E. Entrambe le linee prevedono uno stadio di pre-denitrificazione, di ossidazione ad aerazione prolungata e decantazione secondaria. Queste ultime sono equipaggiate con pozzetti per la raccolta schiume, acque chiarificate e fanghi sedimentati. Le acque reflue trattate vengono convogliate ad una vasca per la disinfezione finale, i fanghi riciclati in parte in testa alle linee biologiche e quelli di supero, assieme alle schiume, mandati in digestione aerobica ed in seguito ad un ispessitore circolare meccanizzato.

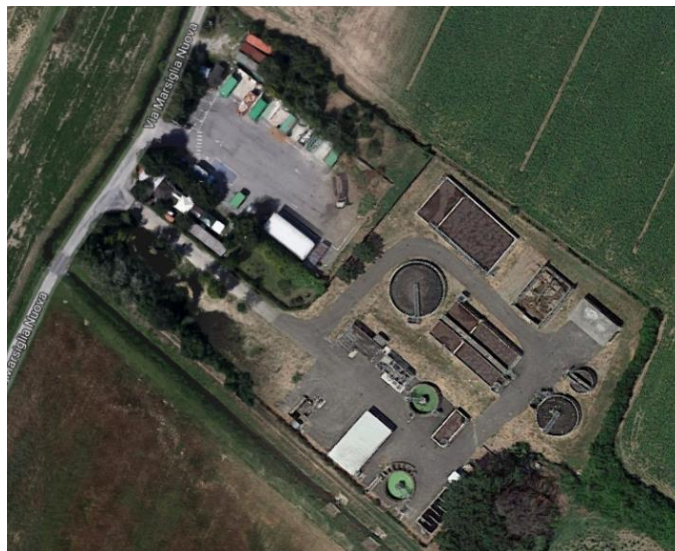


Figura 40. Impianto ID-3

In ingresso all'impianto ed allo scarico finale sono posti dei campionatori per il monitoraggio di parametri chimico-fisici dei reflui mentre a valle del sollevamento iniziale, nei pozzetti di raccolta delle acque chiarificate dopo sedimentazione secondaria ed in uscita vi sono misuratori di portate. In uscita alle due vasche di ossidazione biologica un misuratore di ossigeno permette il comando dell'inverter del compressore per la regolazione dell'ossigeno in vasca.

La portata media trattata in tempo di secco è di 2280 m³/d, mentre le portate di ricircolo della miscela aerata e dei fanghi risultano complessivamente pari a 1670 m³/d e 2280 m³/d; la portata del fango di supero, destinato alla digestione aerobica è circa pari a 21.5 m³/d. Nel comparto biologico si raggiunge una concentrazione di TSS di circa 4 Kg/m³ mentre a valle dell'ispessimento la concentrazione di TSS sale a 30 Kg/m³ per una portata giornaliera di 16.6 m³/d. In Tabella 11 sono mostrati i dati medi relativi alle concentrazioni di inquinanti e relativi carichi come riportato sulla documentazione tecnica di progetto fornita dal gestore.

Tabella 11 Caratterizzazione chimica dell'influente in entrata all'impianto

	BOD	TKN	P
Concentrazione	250 g BOD ₅ /m ³	50g TKN/m ³	8.3 g P/m ³
Carico	570 Kg BOD ₅ /giorno	114 Kg TKN/giorno	19 Kg P/giorno

La linea acque dell’impianto ID_3 è stata modellata in WEST (Figura 41) tenendo conto della configurazione impiantistica, delle volumetrie dei vari comparti e dei flussi previsti. Ad ora non si dispone di dati di dettaglio relativamente alle caratteristiche dell’influente in entrata ed in uscita all’impianto per cui non è stato possibile effettuare simulazioni al fine di validare il modello implementato.

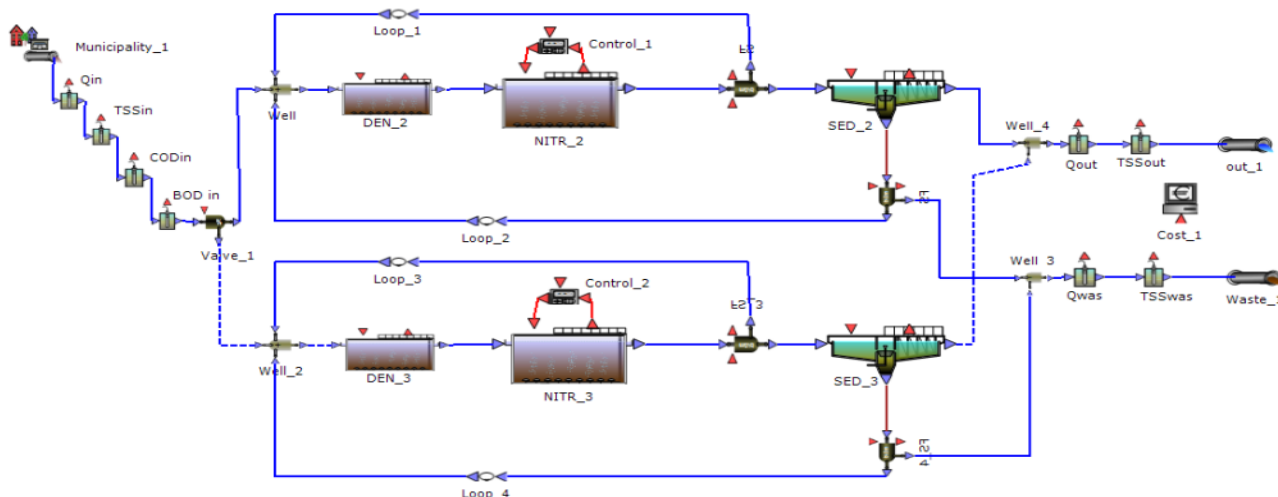


Figura 41 Linea acque dell’impianto di depurazione ID-3. Schema implementato nel software WEST.

Si è comunque proceduto alla individuazione delle componenti elettromeccaniche più energivore a servizio delle linee di processo che permetteranno, in seconda fase, la quantificazione energetica dei consumi dell’impianto oggetto di studio. In Tabella 12 vengono riportate, in riferimento allo schema impiantistico, le macchine individuate di cui sono specificate ore di funzionamento, potenza assorbita e la relativa stima del consumo elettrico giornaliero.

Tabella 12. Sistemi elettromeccanici a servizio dell’impianto e relative caratteristiche funzionali

Unità	Linea	Volume [m ³]	Macchina	Ore di funzionamento o giornaliere [h/g]	Potenza assorbita [kW]	Consumo elettrico giornaliero [kWh]
Vasca di pre-denitrificazione	2	208.5	Miscelatore x2	24	1.5	72
	3	386.8	Miscelatore x2	24	1.5	72
Vasca di nitrificazione	2	489	Soffiante	22	11	242
	3	908	Soffiante x2	22	11	484
	2		Pompa ric _{AER} x2	21	5.1	214.2
	3		Pompa ric _{AER} x2	21	5.1	428.4
Sedimentatore secondario	2	199.5	Pompa ric _F	24	3.7	88.8
	3	371.5	Pompa ric _F	24	3.7	88.8
	2		Pompa supero	2	3.7	7.4
	3		Pompa supero	2	3.7	7.4
	2		Pompa schiume	0.8	1.88	1.5
	3		Pompa schiume	0.8	1.88	1.5

2.5.4 Rilevanza dei risparmi energetici conseguibili tramite interventi di efficientamento in impianti di depurazione

Come discusso nel paragrafo 2.5.1, diversi sono gli approcci e gli interventi implementabili al fine di conseguire un efficientamento energetico degli impianti di depurazione ed ottenere risparmi. Le scelte e le modalità di intervento risultano sito-specifiche e partono da una attenta analisi del ciclo depurativo, individuazione delle fasi più energivore e dei possibili interventi gestionali, di processo e puntuali perseguibili. Ne deriva che ai fini dell'ottimizzazione dei consumi energetici, solo la conoscenza approfondita dello stato di fatto di un impianto, che contempla quindi elementi quali assetto impiantistico, tecnologie implementate, condizioni di marcia a fronte delle volumetrie trattate, dei flussi, e delle efficienze di abbattimento degli carichi di inquinanti può portare ad individuare soluzioni efficaci.

La recente letteratura scientifica riporta un numero crescente di casi-studio in cui l'adozione di specifiche misure di efficientamento energetico comporta margini di miglioramento quantificati tramite il calcolo della riduzione percentuale dei consumi totali. Di fatto, una valutazione quantitativa reale dei vantaggi conseguibili a seguito dell'adozione di interventi gestionali e/o tecnologici è possibile solo per singolo impianto considerate le sue specificità. Una panoramica dei possibili risparmi energetici conseguibili e del tempo di ritorno degli investimenti [96] evidenzia comunque come interventi di manutenzione sulle apparecchiature elettriche può comportare dei risparmi ridotti ma significativi (<5%), mentre ad esempio, interventi gestionali implementati sulle fasi di aerazione, come noto tra le più energivore, consentono di ottenere rilevanti margini di miglioramento (20-36%). Le percentuali riportate, seppure abbiano un valore generico, consentono comunque di definire un ordine di grandezza dei risparmi energetici conseguibili poiché basati su l'analisi di differenti casi studio reali. Anche per questa tipologia di valutazioni è da tener ben presente i vantaggi connessi all'economie di scala.

La valorizzazione energetica del biogas prodotto nella linea fanghi offre dei ricavi energetici che possono coprire una buona quota parte dei consumi. Di fatto, come mostrato in recenti esperienze e casi studio, l'implementazione di soluzioni di efficientamento energetico può compensare le spese energetiche degli impianti sino a raggiungere un bilancio positivo [70].

Uno studio italiano di up-grading e miglioramento dell'efficienza energetica [97] relativo ad un impianto di depurazione di potenzialità pari a 43.000 AE riporta un miglioramento complessivo del 33% dei consumi energetici a seguito dell'esecuzione di interventi sul comparto biologico della linea acque e sul comparto di disidratazione della linea fanghi. Nel caso specifico, gli interventi hanno riguardato per la linea acque, la sostituzione dei motori delle soffianti con alcuni ad alto rendimento dotati di inverter, l'adozione di un sistema automatizzato di telecontrollo per la regolazione del tenore di ossigeno nelle vasche di ossidazione ed, infine, la sostituzione dei diffusori di fondo vasca. Sulla linea fanghi la filtropressa è stata sottoposta ad una manutenzione straordinaria per aumentarne il rendimento e la pompa di iniezione fanghi è stata sostituita. Un altro caso studio [98] riporta per un impianto di 280.000 AE un risparmio energetico del 16% sul totale a seguito di interventi sul comparto di aerazione delle linee acque (es. sostituzione turbine superficiali con sistemi a bolle fini, manutenzione straordinaria delle calate e dei piattelli, attivazione di valvole automatizzate per il controllo dell'ossigeno).

Alla luce di questi riscontri reali è pensabile effettuare delle stime, sebbene in modo approssimativo, dei vantaggi energetici conseguibili tramite l'esecuzione di interventi mirati all'efficientamento energetico nell'ambito dei casi studio affrontati nel corso delle analisi modellistiche condotte nel presente lavoro. A titolo di esempio, riprendendo il caso studio relativo all'impianto ID-1, con potenzialità reale di 75.000 AE, per il quale il consumo totale della linea acque risultava pari a circa 1.500 MWh (simulazione condotta di 180 giorni), interventi di gestione sulla fase di aerazione potrebbero comportare, considerando un risparmio complessivo nel range 20-36%, ad un risparmio sul tra i 600 ai 1100 MWh annui. Le risorse economiche risparmiate potrebbero quindi essere dedicate, in un percorso virtuoso di efficientamento energetico, ad ulteriori interventi.

Riportare sullo scenario nazionale tali considerazioni ha senza dubbio un notevole grado di incertezza. Viste però le percentuali di risparmio conseguibili con interventi di efficientamento e considerando che l'attuale tendenza è spingere i sistemi depurativi verso l'"energy self-sufficient", le potenziali ricadute sul SII ed in

ambito nazionali risultano rilevanti. Infatti, come analizzato in precedenza, il servizio di collettamento e depurazione delle acque reflue ha una incidenza del 30% sui consumi elettrici del SII e dell' 1% del consumo nazionale. A fronte del panorama nazionale in cui il settore depurativo delle acque reflue civili tratta carichi inquinanti complessivi superiori a settantacinque milioni di abitanti equivalenti [99] e considerando il dato attuale di consumo superiore ai 3 miliardi di kWh/anno, un risparmio del 20% conseguito tramite interventi di efficientamento energetico comporterebbe un risparmio energetico di più di mezzo miliardo di kWh/anno .

2.6 Controllo automatico impianti di depurazione

Per il settore dell'acqua la transizione a un'economia circolare presenta l'opportunità di accelerare e scalare le recenti scoperte scientifiche e tecnologiche, che supportano una maggiore efficienza energetica e di processo nel settore. In particolare, le cosiddette 'water utilities', aziende che oggi coprono la maggiore parte della gestione dell'acqua in Italia e in Europa, potrebbero essere il motore di questo passaggio, adottando e supportando le nuove tecnologie proposte dal mondo scientifico, installandole sui propri impianti. A questo proposito, sistemi per l'analisi intelligente dei dati possono essere strumenti molto utili ad identificare potenziali incrementi dell'efficienza [100].

Gli impianti di depurazione delle acque reflue, oltre a dover soddisfare dei requisiti di qualità all'effluente molto stringenti, devono garantire maggiore efficienza energetica, oggi un tema molto sentito a livello mondiale, data la loro elevata numerosità. La U.S. EPA stima, infatti, che circa il 3% del consumo energetico nazionale sia legato al trattamento delle acque reflue, mentre per l'Italia si stima che tale indice sia pari all'1% [101]. Nella regione Emilia Romagna gli impianti del territorio sono gestiti da due grandi multiutility, IREN ed HERA. Quest'ultima, in particolare, gestisce nelle province di Bologna, Modena, Ravenna, Forlì, Rimini, Ferrara e Pesaro 469 impianti di depurazione compresi di stadio secondario, servendo 239 comuni. Di questi impianti, 15 hanno taglia superiore a 100.000 AE, 38 sono compresi tra 10.000 e 100.000 AE, 416 sono considerati medio-piccoli, avendo taglia inferiore a 10.000 AE.

I sistemi di controllo richiedono misure affidabili e precise per implementare politiche di controllo efficaci ed adeguate, quali strumentazione dedicata, sensori per la misura dei nutrienti on-line e in-situ. In tale circostanza il rapporto costi/benefici può risultare sfavorevole investire in strumentazione di controllo per impianti di piccole dimensioni (<50.000A.E) [102]. Negli impianti di depurazione di dimensione medio-piccola i costi di gestione sono maggiori che nei grandi impianti, a causa di una maggiore variazione del carico influente, ma anche alla limitata, e a volte inesistente, strumentazione installata. Ad oggi potrebbe essere molto interessante per i gestori di impianti di depurazione, la proposta di un efficiente sistema di monitoraggio e controllo a basso costo, composto di opportuni sensori e un sistema per l'acquisizione e l'analisi dati, la cui installazione nei piccoli e medi impianti sia economicamente sostenibile, garantendo il soddisfacimento degli standard richiesti di efficienza energetica ed affidabilità. Per questo motivo, studiando la possibilità di utilizzare sensori meno costosi e più robusti, è stato dimostrato che esiste una relazione tra segnali indiretti, quali pH, il potenziale di ossido-riduzione (ORP) e l'ossigeno disciolto (DO), ed i processi biologici e che questi ultimi possono essere monitorati mediante la misurazione dei primi. Questa relazione è stata ampiamente dimostrata in alcuni contesti, quali il controllo e il monitoraggio dei sistemi SBR (Sequencing Batch Reactor), il cui schema è presentato in Figura 42, mentre per gli impianti a flusso continuo convenzionali, schema predenitro/nitro o Ludzack-Ettinger modificato (MLE) (Figura 43), sicuramente i più utilizzati al mondo, sono molto poche le applicazioni implementate che si basano sull'utilizzo delle misure indirette e nessuna viene applicata in scala industriale.

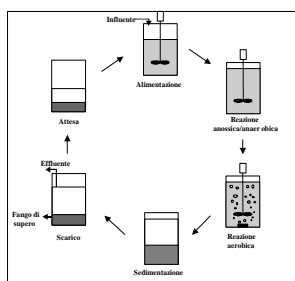


Figura 42. Schema di funzionamento impianto SBR

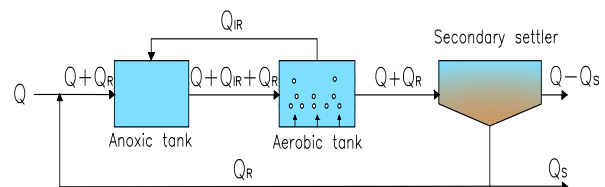


Figura 43. Schema impianto flusso continuo (MLE)

Enea, con la collaborazione di Hera SpA, invece, ha studiato e verificato la possibilità di implementare un sistema efficiente, ma economico, per il controllo e il monitoraggio dei processi biologici negli impianti di depurazione a fanghi attivi a flusso continuo, schema predenitro/nitro, valutando gli effetti di una semplice, ma efficiente, strategia di controllo dell'aerazione per la vasca di nitrificazione e la fattibilità di attuare il

controllo del processo biologico di denitrificazione, acquisendo ed elaborando unicamente i segnali indiretti.

2.6.1 Controllo intelligente degli impianti di depurazione

Gli impianti di depurazione sono sistemi complessi per i quali lo studio delle informazioni rilevabili è necessario al fine di prevenire i guasti e mantenere l'impianto in regolare funzionamento. Alcuni parametri degli impianti di trattamento delle acque reflue possono essere monitorati per controllare i processi biologici. Fino a qualche anno fa l'automazione per gli impianti di depurazione è stata considerata costosa e sono stati spesso trascurati nella fase di progettazione, mentre oggi si è diffusa la convinzione che un adeguato utilizzo di tecnologia nel settore della strumentazione, l'automazione e il controllo può diventare una risorsa economicamente vantaggiosa [103]. Data la complessità di questo tipo di sistemi, per affrontare il problema dell'osservabilità e del controllo automatico è stato sempre più utilizzato un approccio intelligente, basato sulla definizione di strategie che prevedono l'integrazione nel sistema di quella che è la conoscenza del dominio applicativo che si vuole controllare. Tale approccio è stato utilizzato per creare controllori predittivi o adattivi, sistemi diagnostici e, laddove l'esperienza di un operatore è cruciale, anche per realizzare sistemi esperti, tipicamente basati su regole. Il tentativo di integrare questi strumenti in un'unica infrastruttura ha portato a sviluppare infrastrutture di controllo remoto per gestire gli impianti, come gli avanzati Environmental Decision Support Systems (EDSS), i quali permettono di effettuare il controllo remoto e la supervisione intelligente, integrando moduli che implementano funzioni di controllo e monitoraggio per singole parti d'impianto, utilizzando strumenti basati sull'uso di diverse tecniche di intelligenza artificiale, strumenti matematici e statistici, arrivando anche a definire ontologie ambientali. Data la complessità e la natura distribuita del dominio applicativo degli impianti di depurazione, conviene suddividere l'applicazione in moduli, utilizzando architetture che si basano su modelli che decentralizzano i dati e le strutture di controllo.

Gestione intelligente

Su un tipico impianto controllato devono essere installati sensori e misuratori per osservarne lo stato e attuatori per controllarne l'evoluzione. Al fine di ottimizzare il processo, sia in termini di resa che in termini di costi, è opportuno che le azioni di controllo siano diretta conseguenza delle informazioni acquisite tramite il monitoraggio. In quest'ottica, si possono identificare diverse azioni, che possono essere effettuate con tempistica diversa per scopi diversi, secondo lo schema logico rappresentato in Figura 44.

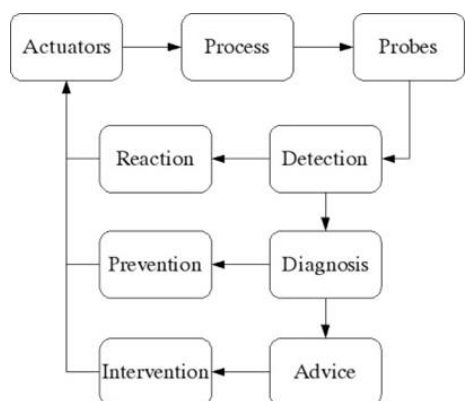


Figura 44 Schema concettuale del processo decisionale [107]

Tabella 13 Matrice di applicabilità. *** = raccomandato; ** = adatto; * = possibile;

	Detection	Diagnosis	Advice	Reaction	Prevention	Intervention
Data Mining	***	***	*			
Neural Networks	***	**		***		
Bayesian Networks	***	***	***			
Sistemi a regole	**	**	**	**	**	**
Fuzzy Controllers	**			**		

Probes: Le sonde montate sugli impianti campionano i dati in modo periodico, a frequenza fissa. E' fondamentale che questi dati non siano solamente visualizzati su di un dispositivo, ma anche che siano acquisiti e memorizzati in un qualche tipo di archivio, eventualmente accessibile anche da remoto. I dati raccolti possono essere utilizzati per diversi tipi di *Analisi*.

Detection: azione di interpretazione dei dati grezzi forniti dalle sonde. Questi devono essere processati e sintetizzati per poterne estrarre delle informazioni di livello più alto, sia relative alle grandezze osservate sia a quelle non osservabili (stato interno del processo). Le informazioni di interesse riguardano sia gli andamenti quantitativi (es. livello del pH), sia qualitativi (es. pH alto) sia gli eventi, intesi come punti caratteristici nelle dinamiche dei segnali.

Diagnosis: Una volta identificato lo stato di funzionamento, è importante determinare le cause che hanno condotto il sistema in tale stato, soprattutto se si tratta di una condizione di funzionamento anomalo. Oltre all'accesso ad informazioni sulle condizioni esterne al processo (stato dell'impianto, fattori ambientali, ecc.), la diagnosi può richiedere l'analisi e il confronto di serie storiche passate, motivo per cui è importante tenere traccia della storia degli andamenti dell'impianto.

Advice: Tra gli scopi di un sistema di controllo "intelligente" vi è l'interazione con gli operatori umani. Esso, combinando la conoscenza che gli è stata impartita dagli esperti con le informazioni estratte dalle fasi di Detection e Diagnosis, può interagire con un operatore, svolgendo la funzione di Sistema di Supporto alle Decisioni (DSS).

Reaction: Alcune azioni di controllo sono determinate univocamente dall'insorgere di certe condizioni operative, e quindi devono essere applicate immediatamente in base alle stime fornite dal modulo di detection (es. modulare il flusso di ossigeno).

Correction: Volendo raggiungere e mantenere una condizione operativa stazionaria e desiderata, la fase di detection può essere in grado di stabilire le cause di una eventuale divergenza da tale condizione e determinare azioni correttive da intraprendere nel periodo medio/breve.

Intervention: L'interazione con l'operatore include la raccomandazione di eseguire interventi di correzione/manutenzione che non possono essere attivati automaticamente (es. sostituzione di un componente).

Actuators: Le azioni di controllo vengono eseguite azionando gli attuatori () installati sull'impianto, che devono potersi interfacciare con l'elettronica di comando per avere una gestione automatizzata, almeno parzialmente, dell'intero processo.

Correlazione tra segnali indiretti e processi biologici

In diverse attività sperimentali relative lo studio di impianti discontinui tipo SBR è stato dimostrato che, grazie alla correlazione diretta esistente tra gli andamenti di pH, ORP, DO e i processi biologici, è possibile controllare il processo di denitrificazione in fase anossica e i processi di nitrificazione e consumo di sostanza organica in fase di ossidazione attraverso l'individuazione di punti caratteristici nell'andamento di tali segnali [108]. Queste informazioni sono state poi utilizzate per valutare la possibilità di utilizzare i medesimi segnali per estendere il controllo automatico dei processi biologici nei sistemi a flusso continuo.

Negli impianti SBR le fasi depurative avvengono nella stessa vasca in tempi diversi, mentre negli impianti a flusso continuo le fasi depurative avvengono contemporaneamente in vasche separate. In particolare, per gli SBR due sono le fasi di reazione che determinano la rimozione di azoto e sostanza organica: fase anossica, in cui si svolge il processo di denitrificazione, e fase aerobica, in cui si svolge il processo di nitrificazione. In fase anossica (figura 4), il processo di denitrificazione, il cui andamento qualitativo è

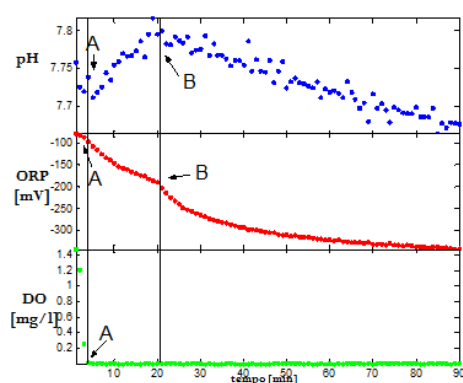


Figura 45 Profilo dei segnali in fase anossica

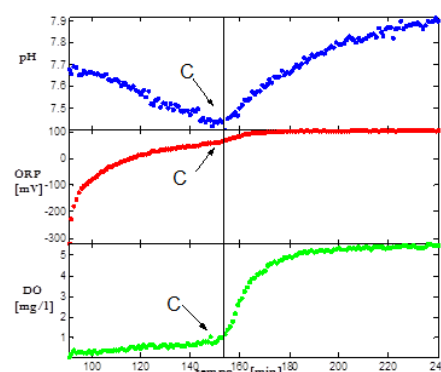


Figura 46 Profilo dei segnali in fase aerobica

completamente descritto dalle dinamiche dei segnali pH e ORP, comincia in corrispondenza del punto A e finisce nel punto B, in corrispondenza dell'esaurimento di nitrati e nitriti. Per il segnale di pH il punto B rappresenta il punto di massimo, raggiunto dopo una crescita rapida, dovuta all'aumento dell'alcalinità prodotta dal processo, mentre per il segnale di ORP, rappresenta un punto di flesso, raggiunto dopo una rapida decrescita e un flesso, dovuta alla forte riduzione in vasca. In maniera analoga, in fase aerobica (Figura 45), il punto C rappresenta la fine del processo di nitrificazione, determinato dal completo esaurimento degli ioni ammonio NH_4^+ . Per il segnale di pH il punto C rappresenta il minimo, raggiunto dopo una rapida decrescita, causata dalla liberazione di ioni H^+ , mentre per il segnale di ORP rappresenta un gradino, di dimensione variabile

2.6.2 Materiali e metodi

Impianto flusso continuo scala di laboratorio

L'impianto pilota è costituito da un reattore biologico di 4,5 L, con 3 vasche comunicanti: vasca di denitrificazione, vasca di nitrificazione e sedimentatore (Figura 47, Figura 48, Figura 49). L'impianto si trova all'interno di una camera termostata che mantiene la temperatura a circa 20°C.

I componenti principali dell'impianto pilota sono:

- Reattore biologico
- Sistema di sensori
- Sistema di acquisizione dati

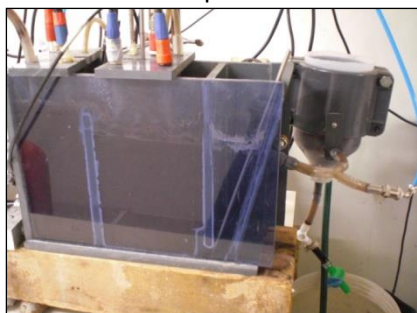


Figura 47 Impianto in scala di laboratorio: vista frontale



Figura 48 Vista laterale

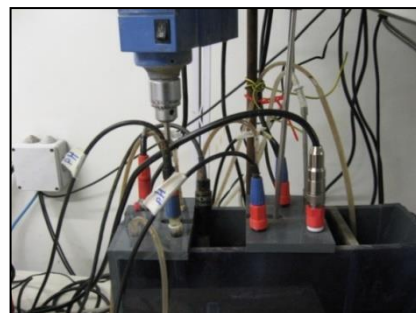


Figura 49 Sonde per la misura di pH, ORP e DO

- Reattore biologico

Il reattore (pre-denitrificazione e nitrificazione) è costituito di due vasche a forma di parallelepipedo poste in serie, separate da un setto. L'alimentazione avviene attraverso una tubazione nella parte inferiore della vasca di denitrificazione e il refluo fluisce per stramazzo nella vasca di nitrificazione e per gravità al sedimentatore.

Il sistema di aerazione è ottenuto attraverso un diffusore costituito da una pietra porosa, sistemato all'interno della vasca aerobica, alimentati da una soffiante. Per il controllo della concentrazione di ossigeno disciolto in vasca si è utilizzato un controllo di tipo on – off, con set - point minimo e massimo impostati rispettivamente a 1.5 e 2.5 mg/L.

Per il carico, i ricicli interno ed esterno sono state utilizzate delle pompe peristaltiche, aventi portata regolabile da 0 al 100%.

- Sistema di sensori

L'impianto è equipaggiato con le sonde per la misura di pH, ORP, DO, con relativo convertitore per la visualizzazione della misura e la disponibilità di un'uscita analogica 4 – 20 mA, da utilizzare nel sistema di acquisizione dati. Ogni vasca di processo dell'impianto (vasca di predenitrificazione e vasca di nitrificazione) è equipaggiato con le seguenti sonde (Figura 51):

- un elettrodo combinato Crison per la misura di pH con range di misura da 0 a 14.
- un elettrodo combinato di platino Crison per la misura del potenziale di ossido-riduzione con range di misura -2000 – 2000 mV.

In vasca di nitrificazione è anche alloggiato un sensore per la misura di ossigeno disciolto Crison , con range di misura 0 ± 20 mg/l.

- Sistema di acquisizione dati

L'acquisizione e la memorizzazione dei dati sono state effettuate con una scheda di acquisizione dati multifunzione National Instruments mod. 6052, montata su un personal computer, sul quale viene eseguita l'applicazione software predisposta al controllo della scheda e alla memorizzazione dei dati acquisiti.

Le caratteristiche della scheda di acquisizione dati sono:

- 8 ingressi analogici differenziali con 16 bit di risoluzione,
- 8 ingressi/uscite digitali,
- uscite analogiche con 12 bit di risoluzione,
- frequenza di campionamento di 333 KS/s.

- Condizioni operative dell'impianto

Le dimensioni delle vasche sede delle reazioni biologiche e delle portate utilizzate nell'impianto di laboratorio sono riassunte nella Tabella 14.

Tabella 14 Volumi delle vasche e portate dell'impianto di laboratorio

Parametro	Valore	U.M.
Volume totale	5,4	l
Volume della vasca di denitrificazione	2,0	l
Volume della vasca di nitrificazione	2,47	l
Volume del sedimentatore	0,9	l
Portata influente, Q_{IN}	5,5	l/d
Portata di ricircolo interno, Q_{IR}	16,4	l/d
Portata di ricircolo dei fanghi, Q_{ER}	5,55	l/d
Tempo di residenza dei fanghi nel sistema, SRT	20	d
Tempo di residenza idraulico nel sistema, HRT	20	h

- Caratteristiche influente

L'influente sintetico di alimentazione all'impianto pilota veniva settimanalmente preparato in laboratorio e mantenuto in condizioni di temperatura costante. Durante l'attività di sperimentazione sono stati testati diversi rapporti diversi di COD/N. In Tabella 15 sono riportate le caratteristiche delle tre formulazioni di liquame sintetico più frequentemente utilizzato durante le prove e in Tabella 16 la composizione della soluzione necessaria per l'apporto di oligoelementi nutritivi.

Tabella 15 Composizione di tre liquami sintetici utilizzati durante le prove

COD/N	$\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ [g/l]	Yeast extract [g/l]	NH_4Cl [g/l]	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ [g/l]	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ [g/l]	$\text{CH}_2\text{OH (CHOH) CHO}$ [g/l]	Na_2CO_3 [g/l]	K_2HPO_4 [g/l]	Sol. nutriente (tab. 4) [g/l]
6.6	0.349	0.237	0.27	0.009	0.06	0.217	0.1	0.004	0.4
5.8	0.3083	0.216	0.27	0.009	0.06	0.199	0.1	0.004	0.4
6	0.349	0.237	0.31	0.009	0.06	0.217	0.1	0.004	0.4

Tabella 16 Composizione della soluzione nutriente (concentrazioni in g/l)

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	H_3BO_3	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	KI	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	EDTA
1.50	0.15	0.03	0.18	0.12	0.06	0.12	0.15	0.01

Impianto flusso continuo scala pilota

L'impianto pilota è stato configurato secondo uno schema di pre-denitrificazione (schema Ludzack-Ettinger modificato): non sono presenti pretrattamenti o trattamenti primari ed il refluo viene alimentato direttamente nella vasca anossica; segue idraulicamente la vasca aerobica, alla quale il refluo arriva per

stramazzo. È quindi previsto un ricircolo interno che alimenti i nitrati alla vasca anossica per la loro riduzione e il sedimentatore, dal quale il fango viene in parte ricircolato in testa all’impianto (Figura 50).



Figura 50 Impianto pilota



Figura 51 Sensori in vasca



Figura 52 Datalogger

L’impianto pilota è costituito dai seguenti componenti:

- Corpo reattore;
- Sistema di misura.
- Sistema di acquisizione dati.

- **Corpo reattore**

Il reattore è costituito da due vasche a forma di parallelepipedo poste in serie, separate da un setto. La vasca anossica, dove avviene il processo di denitrificazione, ha capacità pari a 94.5 litri, la vasca di ossidazione, dove avviene il processo di nitrificazione, ha capacità pari 175.5 litri.

Il sistema per l’agitazione della vasca di denitrificazione è composto da un agitatore a pale, mentre l’aerazione è ottenuta attraverso un diffusore a membrana, sistemato all’interno della vasca di nitrificazione, alimentato da una soffiante che contribuisce anche all’agitazione del liquido.

Il sedimentatore è costituito da un contenitore circolare con fondo a tramoggia nel quale il refluo fluisce per gravità dalla vasca di ossidazione. Lo scarico delle acque chiarificate è regolato tramite un tubo telescopico. Dal fondo, la biomassa sedimentata viene ricircolata alla vasca di denitrificazione e, tramite rubinetto, estratta periodicamente come fango di supero. Il carico del reattore è effettuato con una pompa peristaltica ed il refluo è prelevato a valle del sistema di grigliatura di cui è dotato l’impianto di Trebbo di Reno. Il ricircolo interno della miscela areata, dal fondo della vasca di nitrificazione alla vasca di denitrificazione, è effettuato con una pompa peristaltica, come il ricircolo dei fanghi, dal fondo del sedimentatore alla vasca di denitrificazione, è effettuato con un’altra pompa peristaltica. Le caratteristiche sono riportati nella Tabella 17.

Tabella 17 Principali valori di portata del sistema di carico e di ricircolo a regime

Grandezza	Valore	U.M.	Grandezza	Valore	U.M.
Portata influente	460	l/d	Portata spurgo	2-3	l/d
Portata ricircolo fanghi	430	l/d	Tempo di residenza idraulico (HRT)	16	h
Portata ricircolo interno	760	l/d	Tempo di residenza del fango (SRT)	20-30	d

- **Sistema di misura**

Per la vasca di denitrificazione:

- un convertitore di misura Crison PH 28 che supporta un elettrodo combinato per la misura di pH con range di misura da 2 a 14;
- un convertitore di misura, del tipo Crison PH 28 che supporta un elettrodo combinato di platino Crison per la misura del potenziale di ossido-riduzione con range di misura da -2000 a 2000 mV.

Per la vasca di nitrificazione:

- un convertitore di misura WTW IQ Sensor Net System 184 equipaggiato con due sonde:
 - un elettrodo combinato WTW SensoLyt ECA per la misura del pH con range di misura da 2 a 12;

- un elettrodo combinato di platino WTW SensoLyt Pta per la misura dell'ORP con range di misura da -2000 a 2000 mV.
- un convertitore di misura WTW IQ Sensor Net System 2020 XT USB che visualizza la misura delle seguenti sonde:
 - una sonda per la misura dei solidi sospesi totali del tipo ViSolid® 700 IQ che ha un range di misura che va da 0 a 1000 g/l.
 - una sonda del tipo VARION® Plus 700 IQ dotata di sensori combinati a ioni per la misura di ammoniaca (VARION A) e nitrati (VARION N) più un sensore di riferimento. Il range di misura va da 0.1 a 100 mg/l sia per l' $N_{-}NH_4$ che per l' $N_{-}NO_3$.
 - Una sonda per la misura dell'ossigeno disciolto del tipo TriOxmatic® 700 dotata di un cappuccio di protezione e il cui sensore è costituito da una membrana rivestita riempita con un elettrolita.

Tutti i convertitori di misura, oltre a visualizzare le misure, convertono il segnale e lo rendono disponibile per un'uscita analogica 4 – 20 mA, da utilizzare nel sistema di acquisizione dati.

Alcuni particolari del sistema di misura sono illustrati in Figura 51.

- Sistema di acquisizione dati

L'acquisizione e la memorizzazione dati avvengono mediante un data-logger DataTaker DT80 (Figura 52). Può acquisire fino a 15 ingressi analogici $\pm 30 V$ con una risoluzione di 18 bit, 12 canali digitali, due canali seriali completamente programmabili. La memoria interna è del tipo Compact Flash 128MB. Permette diverse modalità di interfacciamento: Ethernet, USB, Seriale. Il trasferimento dati può avvenire, oltre che in maniera diretta, via modem, con accesso al Web System integrato.

Caratterizzazione del refluo in ingresso all'impianto

La caratterizzazione e il successivo frazionamento del refluo sono operazioni strettamente necessarie ai fini della calibrazione del modello matematico. Esse, infatti, consentono di individuare i valori di concentrazione dei vari componenti presenti nel refluo, e di conseguenza i valori di ingresso delle variabili di stato che descrivono il modello che possono essere inseriti all'interno di un file di testo che costituisce l'input, sia in stato stazionario che dinamico, alle simulazioni e al processo di calibrazione del modello stesso.

Per la caratterizzazione dell'influente si è utilizzato un campionatore, posizionato in campo e predisposto con 24 bottiglie da 500 ml. Al termine del campionamento, i 24 campioni sono stati prelevati e portati in laboratorio, dove ciascuno è stato sottoposto alle analisi di COD_T , COD_S , $N_{-}NH_4^+$ e TKN.

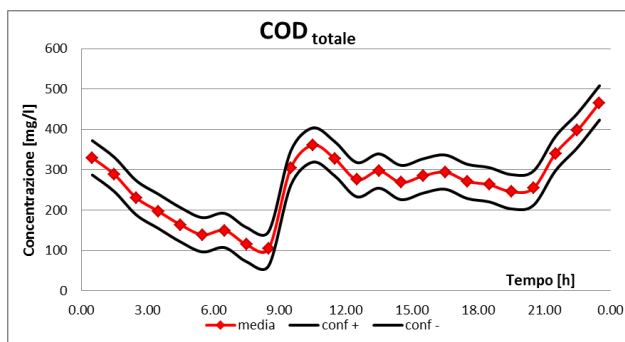


Figura 53 Andamento COD_{tot} medio

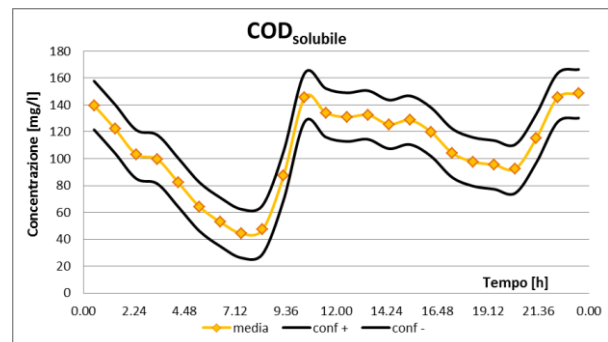


Figura 54 Andamento COD_{sol} medio

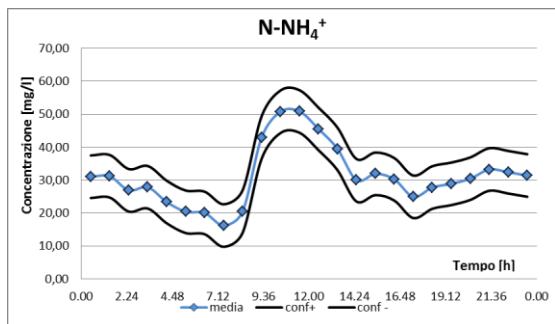


Figura 55 Andamento N-NH₄⁺ medio

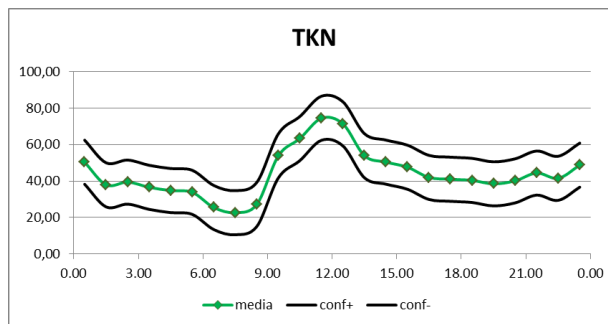


Figura 56. Andamento TKN medio

Sono state eseguite 7 campagne giornaliere di caratterizzazione per un totale di 168 campioni orari: L'andamento generale del carico in ingresso è in generale accordo con l'andamento tipico dei reflui urbani. Si osserva infatti un periodo di basso carico nelle prime ore del mattino, una rapida crescita tra le 7 e le 9 e un massimo verso la fine della mattinata. In seguito le concentrazioni diminuiscono fino a che riprendono a crescere alla fine della giornata, con un massimo fra le 22 e le 23 (soprattutto per il COD totale). Si ipotizza che il picco di COD serale sia originato da attività limitrofe all'impianto quali la piscina comunale e/o ristoranti.

L'interpretazione statistica dei risultati ottenuti dalle caratterizzazioni svolte sull'influente e dalle analisi di laboratorio ad esso relative ha lo scopo di fornire un'indicazione sul probabile intervallo di variazione dell'influente nell'arco delle 24 ore. Tale intervallo potrà essere assunto come andamento caratteristico dell'ingresso nel corso delle future sperimentazioni e nelle simulazioni col modello che saranno effettuate sull'impianto pilota oggetto dello studio. Lo scarto tipo della media (o deviazione standard della media) è stato determinato per l'orario (dalle 10 alle 11) con un maggior numero di determinazioni; tale valore, infatti, consente di determinare l'intervallo di confidenza della media del 95 (Figura 53, Figura 54, Figura 55, Figura 56).

- WEST® by DHI

WEST® (World-wide Engine for Simulation and Training, DHI Group, Denmark) è un software modellistico realizzato per la simulazione ed il supporto alla gestione di impianti di trattamento delle acque reflue. La particolare flessibilità ed affidabilità del codice permettono di analizzare e modellare ogni tipo di processo e configurazione. WEST è stato sviluppato al fine di simulare tutti i processi in acqua di tipo fisico, chimico e biologico e definire il trattamento ottimale dal punto di vista dell'efficienza e dei costi operativi.

La sua struttura modulare permette possibile costruire e testare differenti scenari di configurazione degli impianti. Il programma include tutti i modelli matematici proposti dall'IWA per la simulazione dei processi biologici negli impianti a fanghi attivi (ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3), flusso continuo e SBR, biofiltri, filtri a sabbia, vasche di decantazione e reattori di fermentazione anaerobica (ADM1). WEST offre anche un modello per la stima dei costi operazionali di impianto: costi di aerazione, di miscelazione e pompaggio, di dosaggio di reagenti e costi relativi alla produzione di fanghi.

- Python

L'analisi dati presentata nel report è stata eseguita utilizzando Anaconda, un ambiente di sviluppo integrato, molto usato in ambito scientifico, che mette a disposizione Python e Jupyter, oltre la possibilità di utilizzare R, altro linguaggio molto conosciuto in ambito accademico.

Python è un linguaggio di programmazione utilizzabile per lo sviluppo di diverse tipologie di software. Offre un forte supporto all'integrazione con altri linguaggi ed è fornito di una estesa libreria standard. E' distribuito con licenza Open-Source, il suo utilizzo è gratuito anche per prodotti commerciali ed è possibile usarlo e distribuirlo senza restrizioni di copyright. E', inoltre, un linguaggio orientato agli oggetti, supportando nozioni avanzate di polimorfismo, ereditarietà e operatori di overloading.

Python è un linguaggio interpretato e per questo è possibile usarlo su diverse piattaforme come: Unix, Linux, Windows, DOS, Macintosh, Sistemi Real Time, purché abbia l'interprete Python installato.

A dispetto della sua semplicità, è un linguaggio abbastanza potente da permettere la gestione di applicazioni complesse e sta assumendo una posizione forte nell'ambito del Computing Scientifico, essendosi sviluppate e diffuse molte comunità di utenti, grazie alle quali è disponibili in rete molta documentazione, oltre alla disponibilità di un esteso e variegato panorama di librerie scientifiche.

Tra queste le più utilizzate, per la loro importanza sono:

- a. **NumPy** – abbreviazione di Numerical Python, un'estensione del linguaggio pensata per l'ottimizzazione della gestione di grosse moli di dati, utilizzata principalmente in ambito scientifico. Il modulo NumPy introduce una modalità efficiente per utilizzare array multidimensionali, aggiungendo una serie di utili funzioni matematiche di base (algebra lineare, Fast Fourier Transform, random number).
- b. **SciPy** – abbreviazione di Scientific Python, è il pacchetto di base per il calcolo scientifico in Python ed è disegnato per operare in modo efficiente su array NumPy. Il pacchetto SciPy contiene diversi toolbox dedicati ai problemi più comuni del calcolo scientifico e i suoi diversi moduli corrispondono a diverse applicazioni, come interpolazione, integrazione, ottimizzazione, elaborazione di immagini, statistica, funzioni speciali, algebra lineare. SciPy può essere paragonato ad altre librerie standard largamente utilizzate nel calcolo scientifico come la GSL (GNU Scientific Library per C e C++) o i toolbox di Matlab.
- c. **Matplotlib** – uno strumento per la grafica bidimensionale. La libreria Matplotlib nasce in origine per emulare in ambiente Python i comandi grafici di Matlab. Matplotlib è completamente sviluppata in Python e utilizza il modulo Numpy per la rappresentazione di grandi array. La libreria Matplotlib è particolarmente indicata per il calcolo scientifico e contiene diverse funzioni in tal senso. Inoltre è possibile utilizzare la sintassi LaTeX per aggiungere formule sui grafici.
- d. **Pandas** - Python Data Analysis Library fornisce strutture dati e strumenti per l'analisi di dati in linguaggio Python. Con Python è semplice l'approccio alla preparazione e al preprocessing dei dati, mentre è complicato quello all'analisi dati e alla modellazione. Pandas aiuta l'analista a superare questo gap, permettendogli di trasportare l'intero ciclo di analisi dati, compreso la creazione di strutture dati analitiche, in Python [110].
- e. **Scikit_Learn** – Machine learning in Python. E' una semplice ed efficace libreria di tools per il data mining e l'analisi dati. Accessibile a tutti e il codice è riusabile in diversi contesti. Costruito su NumPy, SciPy e matplotlib. E' open source e ne è permesso l'uso commerciale con licenza BSD. Contiene algoritmi per la classificazione, la regressione, il clustering, support vector machine, regressione logistica, gli alberi decisionali e il pattern recognition [111].

2.6.3 Sistema per il controllo automatico impianti di depurazione schema predenitro/nitro

ENEA ha brevettato un sistema per il controllo automatico e la gestione intelligente degli impianti di depurazione municipali a fanghi attivi schema predenitro/nitro principalmente, ma non solo, di taglia medio-piccola. Il brevetto, titolato "GRUPPO PER LA GESTIONE AUTOMATIZZATA DI IMPIANTI PER IL TRATTAMENTO BIOLOGICO DI ACQUE REFLUE" è stato depositato il 16/12/2015, mentre la successiva richiesta di estensione PCT è stata depositata il 16/12/2016.

Il sistema, con costi relativamente bassi, permette di monitorare e controllare in linea il processo di denitrificazione che si svolge in continuo in vasca anossica e il processo di nitrificazione, che si svolge in vasca di ossidazione, acquisendo ed elaborando unicamente i segnali pH e potenziale redox (ORP). In particolare, per il processo di denitrificazione in vasca anossica sono stati individuati 3 campi di funzionamento, di cui 2 anomali ed uno normale, identificabili attraverso l'elaborazione del segnale di ORP. Tramite l'elaborazione del segnale del pH è possibile, manipolando la portata di ricircolo interno quale variabile controllata, controllare la transizione tra le diverse condizioni di funzionamento anomalo a quella di corretto funzionamento. L'analisi dinamica della correlazione tra pH e ORP, tramite il calcolo del coefficiente di Pearson, permette infine di determinare univocamente il completamento del passaggio tra i campi di funzionamento. Il primo campo di funzionamento anomalo, denominato "ossidato", è caratterizzato da un valore di ORP positivo, indicativamente attorno i 100 mV, indicante un processo di denitrificazione non completato, dovuto principalmente al fatto che una parte degli NOx (nitrati e/o nitriti) presenti in vasca non sono stati ridotti a N₂. Il secondo campo di funzionamento anomalo, caratterizzato da

valori di ORP molto negativi, normalmente inferiori a -300 mV, è denominato “anaerobico”. In tali condizioni operative, dovute principalmente alla presenza di sostanza organica biodegradabile (bCOD) in eccesso, l’ambiente è fortemente riducente e le forme azotate ossidate (accettore di elettroni) sono insufficienti a ossidare la sostanza organica biodegradabile (donatore di elettroni). Il terzo campo di funzionamento, caratterizzato da valori di ORP negativi (normalmente tra -200mV e -50mV) e per questo motivo denominato “anossico”, è caratterizzato da concentrazioni di NOx prossime a zero, dovuto ad un corretto e bilanciato rapporto tra bCOD e azoto totale presente nel refluo in ingresso. Da queste considerazioni, mai effettuate prima su impianti a flusso continuo, sono state individuate e definite delle politiche di controllo finalizzate a mantenere efficiente il processo di denitrificazione, intervenendo sulla portata di ricircolo interno. Se, a causa di un rapporto COD/TKN sbilanciato, il processo non potesse strutturalmente funzionare, il sistema di controllo è in condizione di stabilirlo e segnalarlo, garantendo il dosaggio del COD esterno necessario a superare il deficit strutturale.

Anche il processo di nitrificazione, che si svolge in vasca di ossidazione, può essere monitorato acquisendo unicamente i segnali pH e ORP, e controllato manipolando la variabile controllabile ossigeno disciolto, regolando opportunamente, tramite inverter, il compressore che immette aria in vasca. Il consumo energetico dei sistemi di aerazione per il trattamento di depurazione a fanghi attivi tradizionale tipicamente si attesta tra i 45÷60% del consumo totale degli impianti (Figura 57). A questi vanno aggiunti i costi capitali, che per l’aerazione rappresentano il 15÷25% dei costi di costruzione totali dell’impianto.

Citiamo a titolo di esempio, un impianto di depurazione reale, di taglia medio-piccola (circa 15000 AE), in provincia di Bologna e composto di tre linee, due in parallelo a Flusso Continuo di tipo tradizionale (linee 2A e 2B) e una linea di tipo MBR (linea 1). In Tabella 18 sono indicate le caratteristiche tecniche e dimensionali dell’impianto.

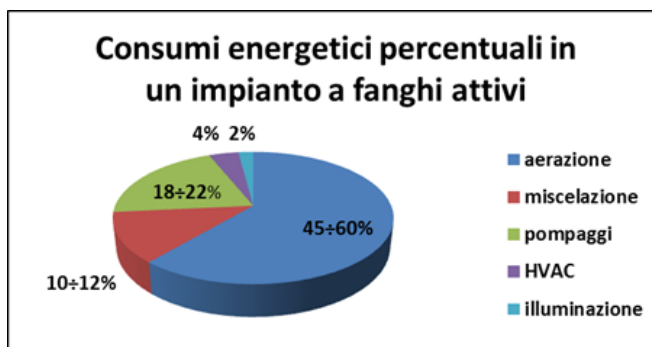


Figura 57 Consumi energetici tipici impianti di depurazione

Tabella 18 Caratteristiche dimensionali e di carico in ingresso del comparto di ossidazione

LINEE	n° BACINI	CAPACITA' TOTALE (m ³)	Q in (m ³ /d)	Q/24 (m ³ /h)	Qmax (m ³ /h)	BOD in (linea)(kg/d)	TKN in (linea) (kg/d)
2A-2B	2	2.600	3.280	136	340	492	90
1	1	1.000	1.520	64	160	456	84
TOTALE	3	3.600	4.800	200	500		

Tabella 19 Consumi energetici

CONSUMI ENERGETICI IMPIANTO 15000 AE						
	N	POTENZA INSTALLATA UNITARIA [kW]	POTENZA TOTALE [kW]	POTENZA ASSORBITA TOTALE [kW]	ORE MARCIA [h/d]	CONSUMI [kWh/d]
Soffiante ossidazione	2	37	74	66	19	1254
Portata media trattata=3.280 m ³ /d						

Consumo specifico 0,74 kWh/m³

Considerando solo le due linee a flusso continuo, in quanto la linea MBR esula da queste considerazioni, in Tabella 19 sono riportati i dati sui consumi energetici dell'apparato di aerazione.

Considerando il costo indicativo dell'energia per uso industriale pari a 0,157 €/kWh (fonte Sole 24 ore a giugno 2013) e considerando la portata media di refluo trattata, si ottengono le seguenti valutazioni sui costi energetici medi giornalieri:

$$\begin{aligned} \text{Costo} &= \text{Consumo} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \right) \cdot \text{Costo Energia} \left(\frac{\text{€}}{\text{kWh}} \right) \cdot \text{Portata media trattata} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right) = \\ &= 0,74 \left(\frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \right) \cdot 0,157 \left(\frac{\text{€}}{\text{kWh}} \right) \cdot 3280 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right) = 381 \frac{\text{€}}{\text{d}} \end{aligned}$$

Tali valori sono molto elevati e si riferiscono a un funzionamento delle soffianti in catena aperta. Aumentare l'efficienza del sistema comporterebbe un risparmio ragguardevole.

Inoltre, tipicamente, l'ingresso degli impianti medio-piccoli di trattamento per reflui civili possiede un'alta variabilità in termini di portata e di carico inquinante. In un'attività mirata a caratterizzare tale variabilità sono state effettuate simulazioni matematiche che hanno portato a concludere la possibilità di potere discretizzare il carico in ingresso secondo tre andamenti prestabiliti: alto carico (il mattino), medio carico (il pomeriggio) e basso carico (la notte). L'analisi in continuo dei segnali di pH e ORP in vasca permette di identificare l'inizio e la fine di tutte le fasi di carico, permettendone il controllo differenziato del sistema di aerazione, responsabile di circa il 75% dei consumi energetici complessivi, attuando una semplicissima politica di gestione. La politica prevede il controllo con regolatore PI sull'ossigeno disciolto, a set-point variabile, maggiore quando il carico è elevato, minore in maniera proporzionale quando il carico è medio e basso. I valori dei tre set-point sono anch'essi stati individuati con le attività di simulazione. Considerando un impianto avente già un controllo di tipo PID costante, con set-point dell'ossigeno fissato a 2 mg/l, e che il carico massimo viene smaltito in un tempo massimo pari a circa (tipicamente) 7-9 ore, quindi che nelle altre 16-17 ore i consumi sono almeno più che dimezzati, si può parlare di un risparmio nei consumi energetici di almeno oltre il 40%. In fase di ottimizzazione questi valori sono sicuramente destinati a salire.

2.6.4 Controllo processo di denitrificazione

Un impianto a flusso continuo in scala laboratorio alimentato con refluo sintetico è stato monitorato per 9 mesi attraverso misurazioni analitiche di laboratorio e analisi in continuo dei segnali indiretti (pH, ORP e DO). L'attenzione è stata posta sulla vasca anossica che, ricevendo direttamente il refluo in ingresso, risponde in modo più immediato alle variazioni delle condizioni al contorno (variazione della composizione o della portata del refluo influente e/o delle condizioni operative, quali la temperatura) rispetto alla vasca aerata, che la segue [110].

Tabella 20 Condizioni di funzionamento processo di denitrificazione

1	Condizione operativa anomala 'Ossidativa'	ORP >>0 mV (solitamente intorno ai 100mV), corrispondente a: <ul style="list-style-type: none"> • concentrazioni di NOx- > 0 mg/l • carenza di substrato biodegradabile (bCOD) rispetto all'azoto da denitrificare o diminuzione della velocità di denitrificazione in relazione al carico di NOx addotto alla vasca anossica.
2	Condizione operativa anomala 'Anaerobica'	ORP << 0 mV (~-250 mV fino ~- 400 mV) corrispondente a: <ul style="list-style-type: none"> • NO_x⁻ = ~0 mg/l⁻¹ • Eccesso di bCOD rispetto all'azoto da denitrificare
3	Condizione operativa normale 'anossica'	ORP < 0 mV (~-250 mV fino ~- 50 mV) corrispondente a: <ul style="list-style-type: none"> • NO_x⁻ = ~0 mg/l⁻¹

	<ul style="list-style-type: none"> • rapporto corretto tra bCOD e azoto da denitrificare
--	---

Nella vasca anossica il processo predominante è la denitrificazione dove i composti ossidati dell'azoto (N-NO₂- e N-NO₃-, identificabili in maniera generica come N-NO_x-) vengono ridotti ad azoto molecolare (N₂) in fase gassosa che viene rilasciato in atmosfera. Il processo è riduttivo ed è caratterizzato, in condizioni di funzionamento a regime, da valori del potenziale di ossidoriduzione (ORP) stabili, tipicamente intorno a -150 mV; valori compresi tra -250mV e -50mV sono comunque accettabili. Il monitoraggio dell'impianto pilota ha mostrato che, in condizioni stazionarie e con il processo correttamente operante, anche il segnale dell'ORP assume un andamento stazionario, mantenendosi nell'intorno di un valore nel range sopra individuato. Sono state individuate, inoltre, altre due condizioni anomale, entrambe stabili e caratterizzate da un andamento del segnale di ORP stazionario: una con valore (ORP > 0mV) e l'altra con valore molto negativo (ORP < -300mV), come descritto in Tabella 20. Si può concludere, quindi, che in una vasca in cui si svolge un processo di denitrificazione, il segnale dell'ORP tende a raggiungere un valore sostanzialmente stabile e riconducibile alle condizioni raggiunte dal processo stesso. Al contrario, il segnale di pH fornisce informazione riguardo la denitrificazione in termini di dinamica della sua evoluzione, quando il sistema tende a passare da uno stato ad un altro. La combinazione dell'analisi dei due segnali acquisiti in tempo reale permette di individuare e mettere in atto adeguate strategie di controllo per mantenere il processo sempre in condizioni di funzionamento corretto.

Descrizione condizione operativa 1

Il primo campo di funzionamento studiato, denominato anomalo 1 o ossidato, è caratterizzato da un valore di ORP positivo, superiore ai 50mV, indice che la denitrificazione non si è completata e, quindi, che parte degli NO_x- presenti nella vasca non sono stati ridotti a N₂.

In Figura 58-a si riporta un tipico andamento del segnale di pH e in figura 58-b quello di ORP in vasca anossica in condizioni di funzionamento operative "ossidate".

Nella Figura 58-b si può riconoscere il valore di ORP stabilmente intorno ai 100mV (la derivata prima oscilla intorno al valore nullo) e la presenza di azoto nitrico (N-NO₃-) e nitroso (N-NO₂-).

Tale condizione anomala, chiamata ossica o ossidativa, può essere ricondotta principalmente ad una carenza di COD biodegradabile in vasca, tale da limitare il processo di denitrificazione. La carenza può essere strutturale, rapporto COD/TKN sbilanciato verso l'azoto, oppure dipendere da condizioni operative non definite correttamente, come un valore di portata di ricircolo interno troppo alto rispetto le reali condizioni di processo. Riguardo la prima ipotesi, l'insufficienza del substrato biodegradabile (bCOD) in relazione all'azoto da denitrificare comporta l'incompleta riduzione dei composti azotati presenti nella vasca, la cui componente di ossigeno impedisce al liquido di ridursi, mantenendo i valori di ORP molto superiori allo zero, tipicamente intorno ai 100mV. Le misure analitiche effettuate in corrispondenza di tale condizione confermano la presenza di N NO₂- (1.5 mg/l) e N NO₃- (3 mg/l).

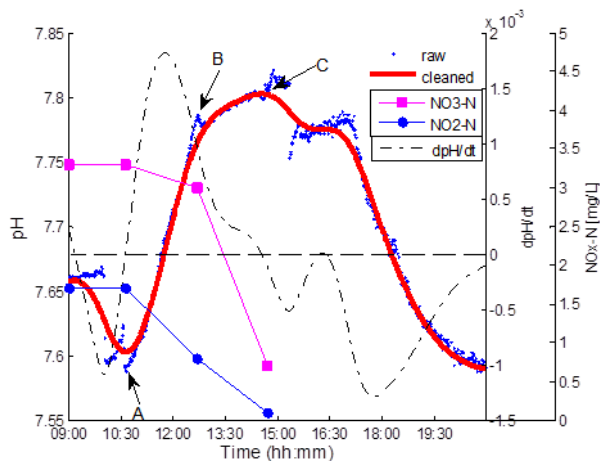


Figura 58-a. Andamento di pH, derivata prima e sostanze azotate in vasca anossica

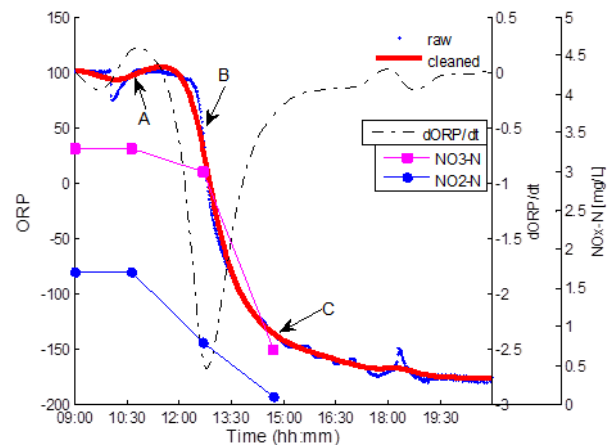


Figura 58-b. Andamento di ORP, derivata prima e sostanze azotate in vasca anossica

Per verificare che il deficit di COD non sia strutturale, occorre stabilire che, agendo opportunamente sulle condizioni operative dell’impianto, la velocità del processo di denitrificazione aumenta, contrastando la carenza di COD in vasca. La variabile di controllo che permette di variare le condizioni operative è la portata di ricircolo interno, la quale, nel caso specifico sotto studio, sta riciccolando un quantitativo di sostanze azotate troppo elevato per la capacità denitrificante del COD in ingresso.

- Azione correttiva applicata

Raggiunto lo stato stazionario per la condizione anomala 1, si sono predisposte le azioni per effettuare un esperimento che dimostrasse come tutte le ipotesi formulate in precedenza risultassero verificate e che fossero osservabili monitorando esclusivamente gli andamenti dei segnali pH e ORP in vasca anossica. In Tabella 21 e in Tabella 22 sono riassunte le condizioni iniziali di funzionamento. La stabilità raggiunta dal segnale di ORP nell’intorno di 100 mV, individua lo stato di funzionamento “anomalo”, cui occorre applicare un’azione correttiva in grado di ricondurre il processo biologico nello stato di funzionamento normale.

Tabella 21 Condizioni operative iniziali dell’esperimento

Q_{in} (l/h)	Q_{IR} (l/h)	Q_{ER} (l/h)	IR	SR	SRT (d)	HRT (h)	COD:TKN
0.30	0.9	0.3	3	1	20	20	6

Tabella 22 Condizioni iniziali di processo dell’esperimento

NH_4-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	NO_2-N (mg/l)	pH	dpH/dt (pH/min)	ORP (mV)	dORP/dt (mV/min)
8.0	3.3	1.7	7.59	10^{-5}	100	0.2

Ridurre gradualmente i nitrati riciccolati, attraverso una diminuzione della portata di ricircolo interno, valutando ogni volta gli effetti della correzione, arrivando a determinare il rapporto corretto e riportare le condizioni operative nel campo di funzionamento normale.

Definito “step” il passo di riduzione della portata di ricircolo (espresso come frazione del rapporto tra portata riciccolata e portata influente), i valori della portata di ricircolo durante l’esperimento saranno calcolati secondo la seguente espressione:

$$\frac{Q'_{IR}}{Q_{IN}} = \frac{Q_{IR}}{Q_{IN}} - step$$

$$Q'_{IR} = Q_{IR} - step \cdot Q_{IN}$$

Dove

Q'_{IR} è il valore ricalcolato della portata di ricircolo ad ogni passo.

step è il passo di riduzione,

In Tabella 23 sono riportate schematicamente tutte le condizioni operative stabilite con le azioni correttive applicate e la conseguente evoluzione dei parametri caratteristici.

Tabella 23 Variazione delle condizioni operative a seguito dell'azione correttiva applicata

Tempo (hh:mm)	Sigla	IR	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	pH	dpH/dt (pH/min)	ORP (mV)	dORP/dt (mV/min)
10:40	A	2.5	8.0	3.3	1.7	7.59	10 ⁻⁵	100	0.2
12:40	B	2	9.0	3.0	0.8	7.78	10 ⁻³	60	-3.0
14:45	C	2	11	0.7	0.1	7.85	10 ⁻⁴	-150	-0.3

L'azione correttiva complessiva applicata ha prodotto l'effetto desiderato, ovvero il processo di denitrificazione è stato ricondotto nello stato di funzionamento normale, come mostrato in Figura 59-a e Figura 59-b, attraverso i 3 punti caratteristici A, B e C, indicati con le rispettive frecce.

Il punto A, ore 10:40, corrisponde all'istante in cui è stata applicata la prima azione correttiva, ovvero la riduzione del rapporto Q_{RI}/Q_{IN} da 3 a 2.5. Il punto B, ore 12:40, corrisponde al momento in cui le condizioni sono state nuovamente modificate, portando il rapporto Q_{RI}/Q_{IN} da 2.5 a 2, perché i segnali indicavano che una transizione era in atto, ma la risposta del sistema non era ancora quella attesa. Il punto C, ore 14:45, individua invece univocamente che la transizione nel campo di funzionamento normale si è completato.

- Analisi dei segnali pH e ORP

I segnali acquisiti consentono quindi di ottenere informazioni, che possono essere individuate ed esplicitate grazie all'analisi approfondita dei loro andamenti nel tempo.

Partendo da un valore positivo stabile dell'ORP in vasca anossica, con ORP ~ 100mV e dORP/dt ~ 0 come nel caso in esame, sappiamo di essere nella condizione 1, per la quale un residuo significativo di N-NO_x è presente in vasca anossica. Attuare una strategia per riportare il sistema in condizioni normale, significa in ogni caso avviare il processo di denitrificazione. Nel caso specifico appena illustrato, l'azione eseguita ha riguardato la diminuzione della portata di ricircolo, che coincide con il punto A, che individua le condizioni di partenza: ORP ~ 100mV (Figura 59-a) e dORP/dt oscillante intorno a 0 mV/min (Figura 59-b). L'effetto della denitrificazione è immediato sulla dinamica del pH, che comincia subito a salire velocemente, mentre l'ORP non subisce cambiamenti, avendo una dinamica sostanzialmente non significativa. A questo punto il coefficiente di Pearson vale 1, essendo entrambi i segnali in trend positivo. Quando il pH, essendo terminato il processo di denitrificazione in corso, assumerà dinamica negativa, il coefficiente di Pearson si sposterà verso -1. Le condizioni che potranno determinare la fine del processo sono quindi le seguenti:

1. pH raggiunge un valore di massimo assoluto, quindi la derivata prima cambia di segno
2. ORP raggiunge un valore asintotico, derivata prima nulla, nel range compreso tra -100 e -200mV.

Nel caso in esame il punto B è stato un punto di massimo per il pH, al quale però non ha corrisposto un valore negativo di ORP che prelude il raggiungimento di un valore asintotico sufficientemente negativo.

Per questo motivo è stata attuata un'altra azione correttiva. In corrispondenza del punto C, oltre al passaggio da -1 a +1 per il coefficiente di Pearson, si verificano entrambe le condizioni che determinano il completamento del processo di denitrificazione e l'individuazione del valore corretto della portata di ricircolo per riportare il sistema nelle condizioni di normale funzionamento.

Tale informazione comporta notevoli conseguenze per le applicazioni di controllo del processo biologico in reattori continui: un controllore automatico è in grado di individuare lo stato del sistema e di applicare l'azione correttiva più idonea, utilizzando il coefficiente di Pearson come valore di guardia per l'avvenuta transizione da una condizione ad un'altra.

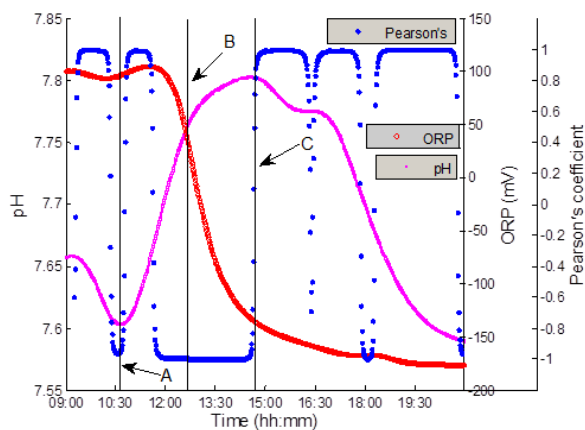


Figura 59-a. Correlazione dinamica, pH, ORP

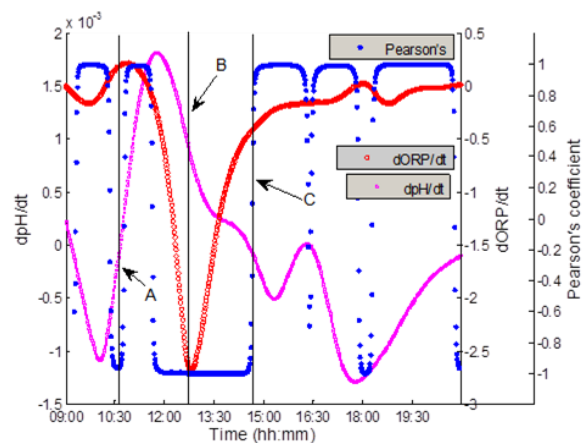


Figura 59-b. Correlazione dinamica, derivate prime

Descrizione condizione operativa 2

Il campo di funzionamento anomalo 2, denominato “anaerobico”, è caratterizzato da valori di ORP molto bassi, inferiori a -300 mV. In tali condizioni operative l’ambiente è fortemente riducente e tra le reazioni biochimiche interessate, oltre alla denitrificazione troviamo la fermentazione anaerobica e il rilascio di fosforo dalle cellule batteriche. Tale condizione è dovuta principalmente alla presenza di sostanza organica biodegradabile (bCOD) in eccesso, con il rapporto COD/TKN sbilanciato a favore della sostanza organica, per cui il processo di denitrificazione esaurisce i nitriti e di nitrati presenti in vasca lasciando un non trascurabile residuo di sostanza organica biodegradabile non ossidata.

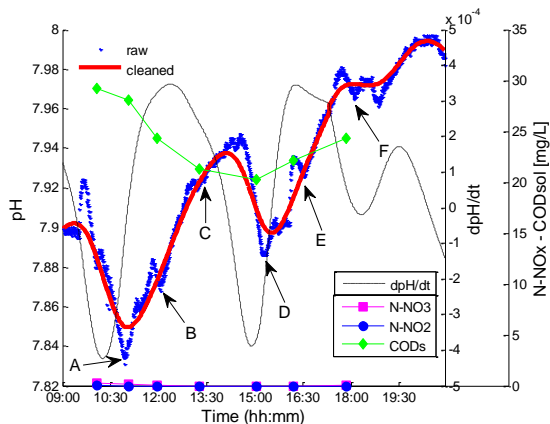


Figura 60-a. Andamento di pH, dpH/dt, N-NO₃, N-NO₂, COD_{sol} durante l'esperimento 2

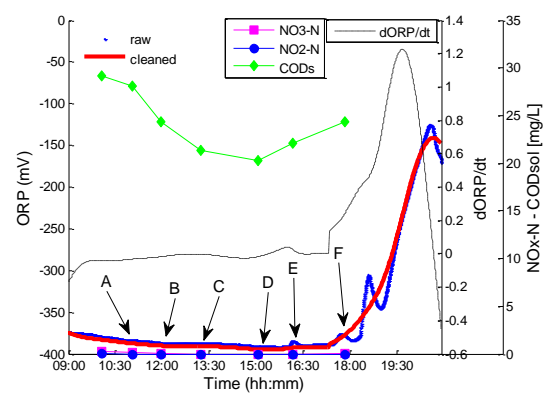


Figura 60-b. Andamento di ORP, dORP/dt, N-NO₃, N-NO₂, COD_{sol} durante l'esperimento 2

A titolo di esempio viene presentato un esperimento, il cui andamento complessivo è mostrato nelle Figura 60-a e Figura 60-b, effettuato creando le condizioni operative necessarie per pilotare il sistema nel campo di funzionamento 2. In Figura 60-b è possibile vedere l’andamento del segnale ORP in vasca anossica tipico di questo campo, stabile con valori molto negativi, indicatori di una condizione anaerobica raggiunta dal liquido. Le misure analitiche effettuate confermano l’assenza di specie azotate ossidate e la presenza di COD solubile residuo, pari a circa 30 mg/l.

Quando il sistema si trova in questa condizione occorre aumentare la portata della pompa di ricircolo interno, forzando l’utilizzo del carbonio residuo disponibile per denitrificare ulteriori nitrati e nitrati. Questa azione consente anche un risparmio energetico, in quanto, a fronte di un modesto incremento dell’energia consumata per aumentare la portata della pompa di ricircolo interno, si diminuisce l’energia richiesta per ossidare lo stesso carbonio biodegradabile in vasca di ossidazione. Avendo disponibilità di bCOD, l’aumento dell’apporto di azoto ossidato tramite l’incremento della portata di ricircolo interno produrrà immediatamente un aumento dell’attività denitrificante. Il conseguente effetto atteso sarà una tendenza all’aumento del pH (grazie alla produzione di alcalinità causata dalla reazione di denitrificazione) e dell’ORP

(grazie al processo di ossidazione in atto) che potrà tornare nel campo definito di normalità operativa (campo di funzionamento 3, compreso tra -250 e -50 mV).

Nelle tabelle 24 e 25 sono indicate le condizioni che hanno permesso di stabilire che il sistema fosse in condizioni anaerobiche. In particolare dalla Tabella 25 è evidenziato un valore di ORP molto negativo (-375 mV) e stabile (derivata prima nulla). Come già detto sopra, le analisi chimiche hanno confermato che non erano presenti N-NOx in vasca anossica e che era presente un residuo non trascurabile di CODsol.

Tabella 24 Condizioni operative iniziali dell'esperimento

Q _{In} (l/h)	Q _{IR} (l/h)	Q _{ER} (l/h)	IR	SR	SRT (d)	HRT (h)	COD:TKN
0.30	0.45	0.30	1.5	1	20	20	6

Tabella 25 Condizioni iniziali di processo dell'esperimento

COD _{sol} (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	pH	dpH/dt (pH/min)	ORP (mV)	dORP/dt (mV/min)
29.2	0.3	0.1	7.88	-3.9*10 ⁻⁴	-375	0.0

- Azione correttiva applicata

Per rispondere ad una situazione operativa in cui il COD risulta in eccesso, occorre aumentare il ricircolo interno che trasferisce i nitrati prodotti nella vasca aerobica in vasca anossica. Nella Tabella 26 si riporta schematicamente l'azione correttiva applicata e l'evoluzione dei parametri caratteristici. Come si può vedere, l'azione correttiva proposta è stata applicata ripetutamente agendo a step sulla portata di ricircolo interno ($IR = Q_{RI}/Q_{IN}$), quale variabile controllata. Come variabile di controllo, invece, era stato assunto il pH, il quale aumenta all'aumentare dell'attività denitrificante. Ogni qualvolta il pH raggiungeva un massimo, ma l'ORP continuava ad avere valori molto negativi, si assumeva che il massimo fosse relativo, e che si potesse ulteriormente incrementare l'apporto di nitrati aumentando IR. L'operazione di controllo si è considerata conclusa quando l'ORP ha aumentato il suo valore, raggiungendo valori propri dello stato di funzionamento normali, cioè superiori a -250 mV.

Tabella 26 Variazione delle condizioni operative a seguito dell'azione correttiva applicata

Tempo (hh:mm)	Sigla	IR	CODsol (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	pH	dpH/dt (pH/min)	ORP (mV)	dORP/dt (mV/min)
10:05	T ₀	1.5	29.2	20.0	0.3	0.1	7.88	-3.9*10 ⁻⁴	-375	0.0
11:05	A	1.75	28.1	18.7	0.2	0.0	7.83	-4.3*10 ⁻⁴	-380	0.0
12:00	B	2.0	24.0	19.0	0.0	0.0	7.87	3.3*10 ⁻⁴	-380	0.0
13:20	C	2.25	21.3	19.5	0.0	0.0	7.92	2.4*10 ⁻⁴	-380	0.0
15:10	D	2.50	18.5	18.5	0.0	0.0	7.89	-2.5*10 ⁻⁴	-390	0.0
16:20	E	2.75	20.5	18.5	0.1	0.0	7.93	3.5*10 ⁻⁴	-390	0.0
18:00	F	3	24.2				7.96	0.0	-370	0.3

- Analisi dei segnali

I segnali acquisiti sono stati analizzati, come per il caso precedente, utilizzando il coefficiente di Pearson. In Figura 61-a è visualizzato l'andamento dei segnali a seguito dell'applicazione dell'azione correttiva (pH in colore fucsia, assi di sinistra; ORP in rosso vermiglio, assi di destra), con i corrispondenti coefficienti di Pearson (in blu). Nella Figura 61-b sono riportati invece i valori delle derivate prime dei valori dei segnali e i corrispondenti valori del coefficiente di Pearson (in blu). Anche in questo caso, si è utilizzato il coefficiente di Pearson come "guardia" per rilevare in linea l'avvenuto passaggio da una condizione ad un'altra. Partendo dall'analisi dei punti B, C, D, E, F sui grafici, si può dire che essi corrispondono a punti di fine attività denitrificante parziale. Il fatto che vi sia ulteriore margine di incremento della portata di ricircolo interno è segnalato dalla persistenza del valore molto negativo e stabile dell'ORP, proprio di un ambiente anaerobico. Qualora la derivata prima diventi positiva e significativamente diversa da zero e il pH raggiunge un massimo, l'inversione di segno del coefficiente di Pearson può essere utilizzato come "guardia" per la fine dell'azione di controllo sulla pompa di ricircolo interno.

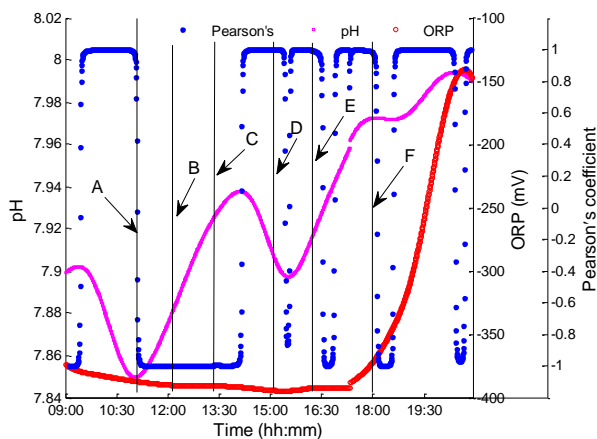


Figura 61-a. Andamento di pH, ORP e coefficiente di Pearson

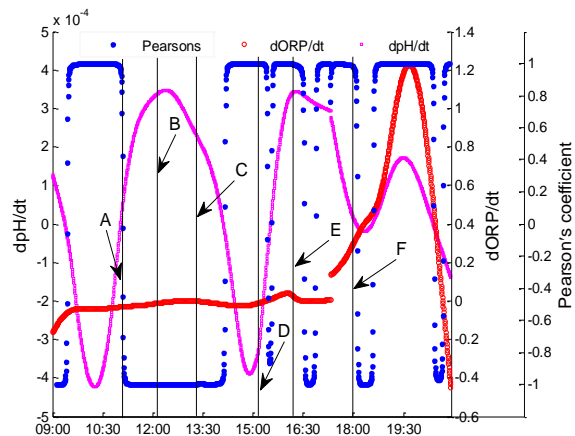


Figure 61-b. Andamento di dpH/dt , $dORP/dt$ e del coefficiente di Pearson

Seguiamo la sequenza in Figura 61-b: l'ultima correzione della portata di ricircolo avviene in corrispondenza del punto F (intorno di un minimo del pH e $dORP/dt = 0.2 \text{ mV/min}$). Da questo momento la dinamica dell'ORP aumenta decisamente, fino a 1.2 mV/min , predisponendosi a raggiungere un valore all'interno dell'intervallo di riferimento per la condizione di funzionamento normale. Quindi, avendo entrambi i segnali una dinamica crescente, il coefficiente di Pearson assume valore uguale a 1. Quando si discosterà da questo valore, portandosi a -1, perché il pH avrà raggiunto il suo massimo (questa volta sicuramente assoluto, in quanto l'ORP è entrato nel campo di valori "normali") si potrà porre fine all'azione correttiva

Considerazioni impianto pilota

L'impianto in scala pilota, pur avendo la stessa architettura dell'impianto in scala da laboratorio, si differenzia per il fatto che è alimentato con lo stesso refluo reale che alimenta l'impianto in piena scala di Trebbo di Reno (Bo), presso il quale è posizionato. Per questo motivo, la concentrazione degli inquinanti in ingresso, nonostante la portata della pompa di carico sia costante durante l'arco di tutta la giornata, evidenzia una variabilità ciclica, propria degli ingressi degli impianti di questa taglia, ampiamente presentato in letteratura. Questa caratteristica è molto evidente negli andamenti dei segnali acquisiti tramite le sonde dislocate nell'impianto, quali pH, ORP, in vasca anossica e pH, ORP, azoto ammoniacale, azoto nitrico, solidi sospesi totali e temperatura in vasca aerobica. In Figura 62 è mostrato un esempio, tipico per questo impianto, di segnali acquisiti nell'arco di quattro giorni, dalla quale è possibile riconoscere gli esiti dell'analisi compiuta sui segnali pH e ORP in vasca anossica dell'impianto di laboratorio:

- L'ORP tende ad assumere i valori di riferimento trovati negli esperimenti sull'impianto da laboratorio, tranne che per valori positivi, in quanto il processo di denitrificazione ha sempre funzionato correttamente. In particolare, possiamo vedere che raggiunge per due volte valori molto negativi ($ORP < -350 \text{ mV}$), propri di condizioni anaerobiche, mentre per il resto del tempo rimane su valori compresi tra -200 e -100 mV , propri di condizioni anossiche e sintomatiche di un corretto funzionamento del processo di denitrificazione.
- Il pH (linea blu), invece, conferma il fatto di garantire un'informazione ottimale sulla dinamica del processo, essendo positiva in corrispondenza di un aumento dei nitrati in vasca di ossidazione, quando il nitrato ricircolato è maggiore, mentre è decrescente, in condizioni opposte.

Anche nelle Figura 63-a, b, c sono riscontrabili gli elementi già visti, quali i massimi assoluti nel pH e i flessi negativi nell'ORP in corrispondenza del completamento di attività denitrificanti. In particolare, tali punti sono visibili nelle Figura 63-a (massimo pH) e Figura 63-b (flesso ORP) in corrispondenza dei punti A, B, C. In Figura 63-c, invece, è mostrato l'andamento del coefficiente di correlazione dinamico, calcolato come per gli esperimenti sull'impianto da laboratorio, che si mantiene prevalentemente sul valore di -1, a dimostrazione che la denitrificazione in un impianto reale è un processo mai in stato stazionario, essendo sempre in continua evoluzione. Per questo motivo il controllo in tempo reale aumenterebbe le prestazioni, calibrando

le condizioni operative sullo stato reale dell'impianto e un controllo semplice, basato su sonde robuste, affidabili ed economiche, quali pH e ORP, è possibile.

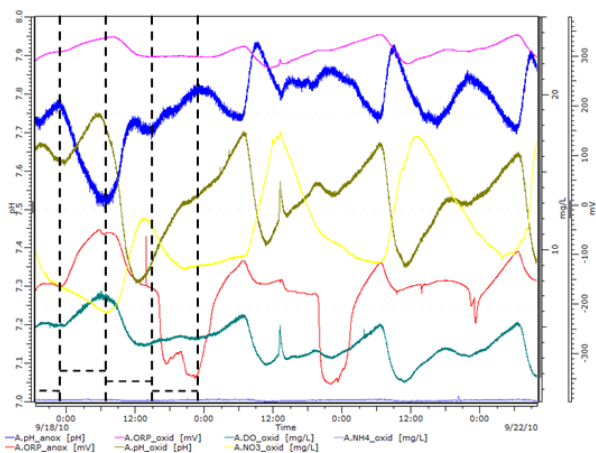


Figura 62 Andamenti dei segnali nell'impianto pilota

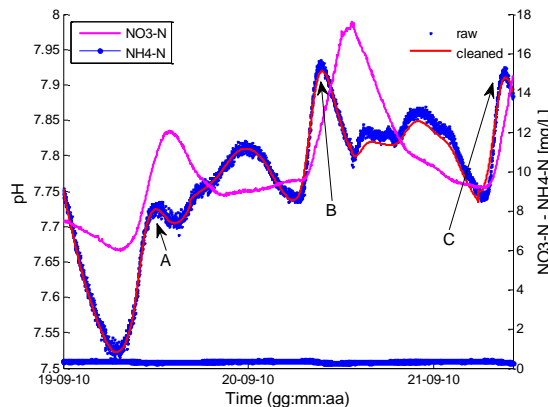


Figura 63-a. Andamento pH nell'arco di due giorni

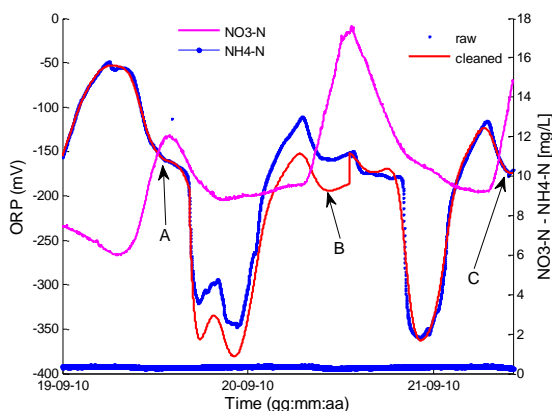


Figura 63-b. Andamento ORP nell'arco di due giorni

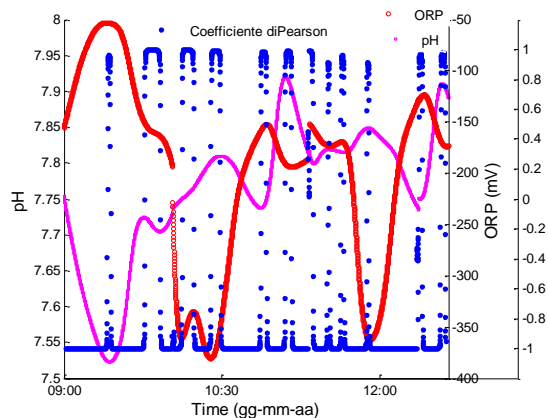


Figura 63-c. Andamento coefficiente di correlazione

2.6.5 Controllo processo di nitrificazione

Il controllore PI in cascata NH4 – DO è riconosciuto essere il controllore automatico di processo più efficiente per la regolazione dei sistemi di aerazione delle vasche di ossidazione degli impianti di depurazione, sia in termini energetici che di processo [113]. L'utilizzo della misura dell'ammoniaca contribuisce a mantenere costi elevati dell'intero sistema, introducendo anche un elemento delicato qual è la sonda stessa. Per mantenere bassi i costi, cercando di raggiungere gli stessi livelli di prestazione, si è cercato di studiare, in simulazione, un controllo simile, eliminando però la misura dell'ammoniaca.

Modello matematico di simulazione

Per la costruzione del modello dell'impianto pilota in WEST, avente il layout mostrato in Figura 64, sono stati utilizzati i seguenti componenti:

- a. Ingresso (scarico municipale): l'ingresso al sistema che rappresenta l'influente;
- b. Miscelatore a tre entrate, utilizzato per convogliare in entrata alla vasca anossica, il flusso dell'influente, quello del ricircolo interno e quello del ricircolo fanghi;
- c. Activated Sludge Unit (ASU), per la rappresentazione delle vasche a fanghi attivi, una impostata in condizioni anossiche, seguita da una seconda per cui si sono stabilite condizioni aerobiche nella tabella delle proprietà del blocco, impostando K_{la} diversa da zero.

- d. Splitter, per suddividere un flusso entrante in più flussi uscenti sia per il ricircolo interno che il ricircolo dei fanghi.
- e. Loop breaker, necessario quando si realizza un loop, come nel caso del ricircolo interno;
- f. Sedimentatore secondario, a valle della vasca aerobica per la chiarificazione del refluo e l'ispessimento dei fanghi;
- g. Fanghi e Uscita, le uscite del sistema, rappresentate con il fango di supero e l'effluente chiarificato.

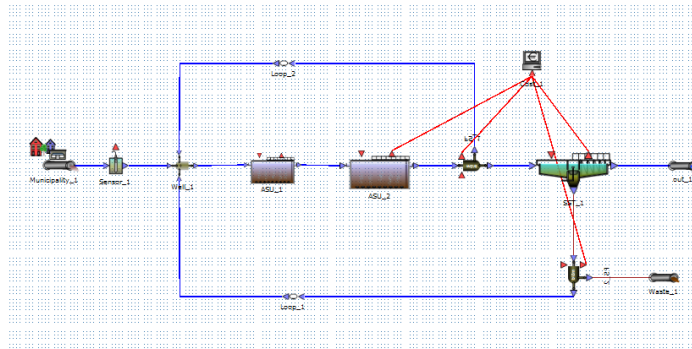


Figura 64 Layout del modello

In Figura 65 e Figura 66 sono riportati il profilo di portata giornaliero e quello dell'azoto ammoniacale misurati entrambi su dati acquisiti in campo. Per la definizione dei dati di ingresso, in accordo con le specifiche di WEST, è stato implementato un file di testo, in forma matriciale, contenente i valori delle concentrazioni dei componenti del modello in ingresso misurati in fase di caratterizzazione, avente frequenza oraria. Per adeguare al tempo di campionamento di un minuto del modello, si è provveduto ad interpolare linearmente i dati sperimentali ed è stato replicato lo stesso ingresso per 14 giorni al fine di poter calibrare il modello in stato stazionario. Con due set di dati differenti sono state eseguite in West la calibrazione dinamica e la validazione. Con le calibrazioni in stato stazionario e dinamica sono stati definiti i valori dei parametri per la vasca anossica (Tabella 27) e per quella di ossidazione (Tabella 28), utilizzati per la modellazione dell'impianto.

Tabella 27 Parametri vasca anossica

Vasca Anossica		
Coeff. Semisaturazione (Hsc) batteri eterotrofi	K_S	0,99
Hsc di idrolisi del substrato lentamente biodegradabile	K_X	0,008
Fattore di correzione di idrolisi	n_h	0,85
Max tasso di idrolisi	k_h	5,79
Hsc dei batteri eterotrofi per la denitrificazione	K_NO	0,2

Tabella 28 Parametri vasca aerobica

Vasca Aerobica		
N/COD nella biomassa	i_x_B	0,108
N/COD prodotto dalla biomassa	i_x_P	0,0001
Coeff. Di semisaturazione (Hsc) dei batteri eterotrofi	K_S	0,99
Hsc dei batteri eterotrofi dell'ossigeno	K_OH	0,41
Fattore di correzione della cescita dei batteri eterotrofi	n_g	0,806
Tasso di ammonificazione	k_a	0,004
Max tasso di idrolisi	k_h	2

Ipotesi di lavoro

Tutte le simulazioni sono state appositamente definite per mettere a punto nuove strategie di controllo e politiche di gestione, allo scopo di migliorare l'efficienza energetica del sistema di areazione, mantenendo adeguate efficienze depurative. Sono state quindi individuate alcune ipotesi di lavoro che, mantenendo condizioni di validità delle condizioni operative ad esse associate, rilassassero la complessità del problema.

1. Partendo dal profilo giornaliero della concentrazione di azoto ammoniacale caricato nell'impianto, mostrato in Figura 66, e riportabile in termini di andamento al profilo di portata giornaliera (Figura 65),

si è deciso di suddividere la giornata in tre fasce. Ad ognuna di queste è stata abbinata una concentrazione media di N-NH₄ in ingresso, ipotizzando tale per tutta la durata temporale della fascia (Tabella 29). L'assunzione è stata fatta partendo dal concetto che essendo la risposta del sistema funzione dell'ingresso, anche l'applicazione di una determinata politica di gestione può essere funzione della fascia. La suddivisione in fasce è di tipo qualitativo, cioè non potendo definire esattamente l'esatto comportamento giornaliero (sia in portate che in concentrazioni), si è scelta una ripartizione che più possibile si adatti ad un andamento medio.

2. Alla fascia di concentrazione massima di N-NH₄ viene associata anche la portata massima di ingresso all'impianto, viceversa alla fascia con concentrazione minima è associata la portata minima; è possibile fare questa assunzione considerando che al picco di portata in tempo di secco corrisponde comunemente anche il massimo carico. L'assunzione non può essere considerata valida in tempi di pioggia, nei quali possiamo avere sia carichi maggiori (acque di prima pioggia), che minori (diluizione della portata in ingresso).
3. Considerando l'ingresso del generico impianto regolato da una stazione di sollevamento composta da 3 pompe uguali, si può assumere che la portata in ingresso dell'impianto può essere discretizzata in 3 portate distinte (Q1, Q2, Q3), ad ognuna delle quali viene associata una determinata concentrazione. Partendo dalle dimensioni delle varie vasche dell'impianto pilota ed ipotizzando un tempo di ritenzione idraulica HRT minima di 12h, è stata ricavata la portata in ingresso giornaliera Qi. Dal volume totale di 342 l si deduce la portata in ingresso in impianto Q_{in} = 648 l/d.
- 4.

Tabella 29 Valori di concentrazione di ammoniaca per fasce orarie

	Durata	[N-NH ₄]
Fascia 1	03:00/10:00	20 mg/l
Fascia 2	10:00/16:00	50 mg/l
Fascia 3	16:00/03:00	30 mg/l

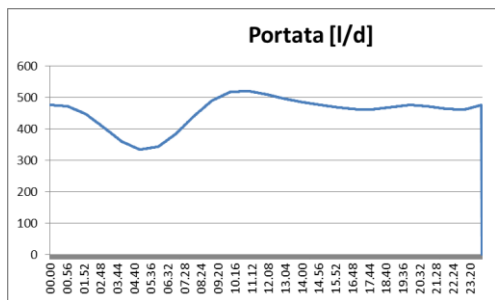


Figura 65 Profilo di portata giornaliero

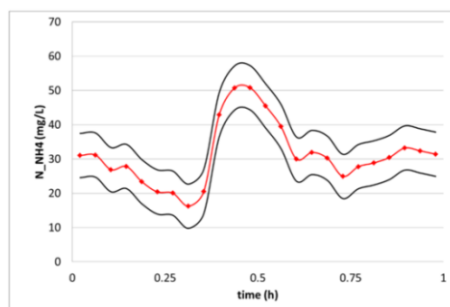


Figura 66 Profilo di azoto ammoniacale

Partendo dalla portata giornaliera e dalle ore di durata delle singole fasce è possibile calcolare le portate Q1, Q2 e Q3 (

Tabella 30), mantenendo il vincolo che la somma dei volumi caricati con le tre portate per i tempi corrispondenti alle tre fasce, corrisponda al volume giornaliero caricato.

$$\begin{aligned}
 Q_{in} &= Q1 + 2 * Q1 + 3 * Q1 \\
 684 &= 6 * Q1 \\
 Q1 &= 14 \text{ l/d}
 \end{aligned}$$

Tabella 30 Portate per fascia oraria

	Fascia oraria	Portata definita	Portata effettiva (l/d)
t1	03:00/10:00	Q1	14
t2	10:00/16:00	Q2=3*Q1	42

t3	16:00/03:00	Q3=2*Q1	28
----	-------------	---------	----

Controllo automatico con regolatori PI in cascata NH₄ – DO [114]

Il controllo utilizzato per la concentrazione dell'ossigeno disciolto in vasca aerobica è funzione della concentrazione di ammoniaca nella stessa vasca; fissato un valore di set point della concentrazione di ammoniaca voluta in uscita dalla vasca, lo scostamento da esso comporta una variazione più o meno rilevante della concentrazione di ossigeno attraverso il controllo dell'aerazione. Questa operazione può essere messa in pratica tramite un regolatore in cascata costituito da due controller PI. Questo controllo consente di impostare l'aerazione in modo tale da renderla sufficiente per un processo di nitrificazione che garantisca una concentrazione di ammoniaca all'effluente entro i valori desiderati. In particolare un primo controllore PI misura la concentrazione di ammoniaca in vasca andando a valutare lo scostamento tra il valore di riferimento (set point) e quello misurato. L'uscita del PI determina un'azione correttiva impostando un nuovo valore di set point nel secondo controllore PI per l'ossigeno disciolto in vasca, che farà variare il valore di $K_L a$ (variabile manipolata). L'uscita del controllore PI dell'azoto ammoniacale è stato posto libero di variare tra il valore 0 mg/l e 2,5 mg/l in quanto l'utilizzo di una variabile di uscita del controllore dell'ammoniaca fissa, pari ad esempio ad 1 mg/l restituisce valori di concentrazione dell'ammoniaca in vasca certamente minori dovuti alla maggior presenza nell'arco temporale di ossigeno (costante), ma aumenta la produzione di nitrati con un peggioramento della qualità dell'effluente rispetto ad un set point dell'ossigeno variabile. La ragione dell'implementazione del controllore in cascata con DO variabile è di risparmiare energia minimizzando la richiesta di aria. Per quanto riguarda i parametri K_P e T_I del controller dell'ossigeno e dell'azoto ammoniacale, essi sono stati valutati attraverso diverse simulazioni tramite WEST e osservando il comportamento associato (Tabella 31).

Tabella 31 Parametri individuati per il regolatore PI in cascata NH₄ – DO

Parametri	PI DO		PI NH ₄	
Fattore di proporzionalità	K_P	250	K_P	-1
Tempo di reset	T_I	50	T_I	50
Valore di non azione	u_0	140	u_0	2
Azione di controllo massima	u_{Max}	250	u_{Max}	2,5
Azione di controllo minima	u_{Min}	80	u_{Min}	0
Valore del set point	y_S	x	y_S	y

Simulazioni nitrificazione

Per il processo di nitrificazione si sono svolte simulazioni con i diversi ingressi a disposizione cambiando i valori del set point ammoniacale, impostando in sequenza 1, 1.5, 2 mg/l.

Da esse si sono ricavate le concentrazioni di azoto totale medio in uscita dall'impianto (TN) divise per fasce e per set-point utilizzati, alle quali sono stati associati anche i costi orari. In

Tabella 32 e in Figura 67 sono mostrati i risultati relativo l'azoto totale in uscita, mentre in Tabella 33 e in Figura 68 i relativi costi, ottenuti nella simulazione sulle 24 ore effettuata con uno dei set di dati.

Tabella 32 Azoto totale in uscita ottenuto con set-point differenti diviso per fasce orarie

mg/l	Open Loop	SP = 1	SP = 1,5	SP = 2
Fascia 1 dalle 3 alle 10	14,76	12,88	11,76	10,43
Fascia 2 dalle 10 alle 16	16,13	15,09	14,44	13,67
Fascia 3 dalle 16 alle 3	14,71	13,26	12,42	11,45

Tabella 33 Costi totali calcolati sui dati della Tabella 32

2-3 Settembre		Open Loop	SP = 1	SP = 1,5	SP = 2
Fascia 1 dalle 3 alle 10	€	9,95	7,43	7,16	6,95
Fascia 2 dalle 10 alle 16	€	9,94	8,82	8,57	8,38
Fascia 3 dalle 16 alle 3	€	9,94	7,62	7,30	7,03

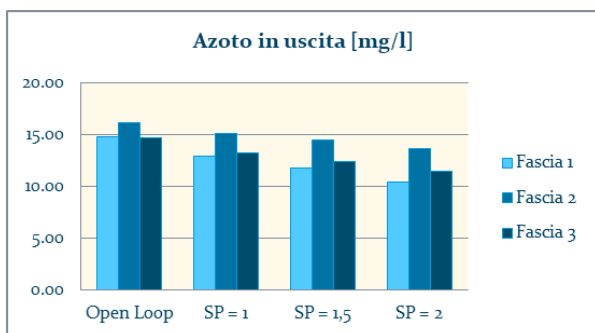


Figura 67 Azoto totale in uscita

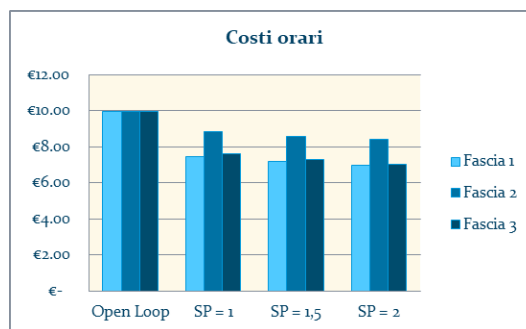


Figura 68 Costi orari

Come è possibile osservare dai grafici, la concentrazione di azoto in uscita dall'impianto risulta essere maggiore nella fascia 2, come previsto dalle ipotesi iniziali dato che il carico di inquinante in ingresso medio è maggiore. Altra caratteristica da sottolineare è la concentrazione di azoto in uscita che risulta essere inversamente proporzionale al set-point. Una possibile causa potrebbe essere che, aumentando il numero dei nitrati riciclati in vasca anossica (questo aumentando il set point) la denitrificazione potrebbe diventare un fattore limitante a causa da una bassa concentrazione di carbonio prontamente biodegradabile disponibile. Parallelamente, i costi riferiti al sistema di aerazione ben rispecchiano l'andamento delle concentrazioni in uscita, sia considerando le fasce, che i diversi set point; con set point maggiori corrispondono costi minori e viceversa. Ovviamente i costi per la simulazione in Open loop si mantengono costanti utilizzando in maniera continuativa la stessa portata di aria in vasca.

Implementazione del controllore senza la misura dell'ammoniaca [115]

Le simulazioni eseguite utilizzando lo schema con il controllore PI in cascata NH4 – DO producono effetti sulle prestazioni del sistema di aerazioni che dipendono strettamente dal set-point dell'ammoniaca impostato, come visualizzato nei grafici delle Figura 69. Maggiore è questo valore, minori sono i valori di DO in vasca e, di conseguenza, i consumi energetici della soffiante. Si è anche verificato che, nel controllore a cascata, esiste una dipendenza diretta tra gli andamenti dell'ammoniaca e il set-point impostato automaticamente sull'ossigeno (Figura 70).

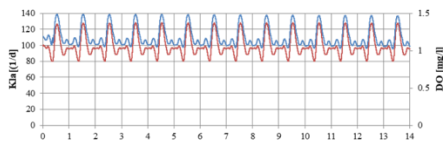


Figura 69-a. Set-point $NH_4 = 1$ mg/l

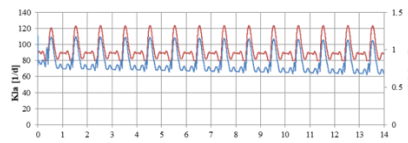


Figura 69-b. Set-point $NH_4 = 1,5$ mg/l

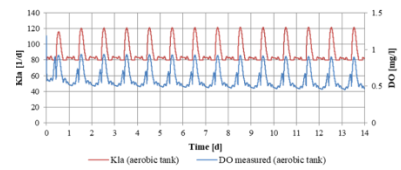


Figura 69-c. Set-point $NH_4 = 2$ mg/l

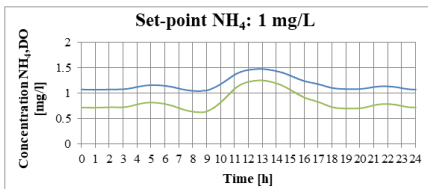


Figura 70-a. Andamento NH_4 e set-point DO

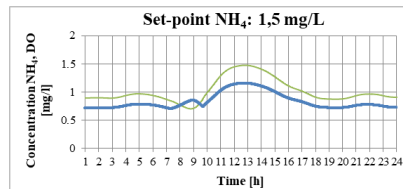


Figura 70-b. Andamento NH_4 e set-point DO

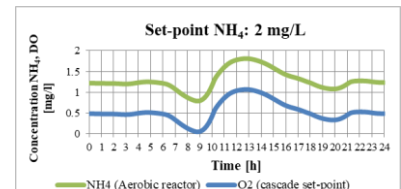


Figura 70-c. Andamento NH_4 e set-point DO

- Rilevamento del set-point del DO

Si intende, a questo punto, realizzare un controllore che riproduca le prestazioni del controllore PI a cascata, senza usare la sonda per la misura dell'ammoniaca. A questo scopo si rilevano manualmente i valori di DO impostato automaticamente dal controllore PI in cascata $NH_4 - DO$, verificando i valori di ossigeno prodotti dal programma di simulazione, per le tre diverse fasce orarie. I risultati sono mostrati nelle Figura 70 per i tre valori di set-point impostati su NH_4 : 1, 1.5, 2 mg/l.

Essendo tali andamenti variabili, si sono adottati due criteri di calcolo: il valore medio nell'intera fascia oraria (Tabella 34) e il valore massimo (Tabella 35).

Tabella 34 Valori massimi set-point DO

NH_4 set-point [mg/l]	Valore max set-point DO [mg/l]		
	Time-slot 1	Time-slot 2	Time-slot 3
1	1,202	1,601	1,269
1,5	0,830	1,275	0,915
2	0,551	1,076	0,686

Tabella 35 Valori medi set-point DO

NH_4 set-point [mg/l]	Valore medio set-point DO [mg/l]		
	Time-slot 1	Time-slot 2	Time-slot 3
1	1,074	1,426	1,089
1,5	0,668	1,082	0,721
2	0,340	0,859	0,476

- Rimozione del controllore Pi di NH_4

Le operazioni che portano alla realizzazione del nuovo controllore, finalizzato alla riduzione dei costi della strumentazione, hanno comportato:

- Eliminazione della sonda NH_4 e del controllore PI a cascata
- Implementazione di un controllore PI sull'ossigeno, con i valori di set-point del DO individuati con i risultati delle simulazioni precedenti

Occorre ora inserire un temporizzatore che permetta di differenziare i set-point per fascia oraria, impostandoli con i valori delle tabelle 32 e 33.

In Figura 71 sono mostrati i valori di set-point Do utilizzati e differenziati per fascia oraria. In Figura 72 si possono confrontare direttamente l'andamento del set-point impostato automaticamente dal controllore in cascata, con quello (valore medio per fascia) impostato manualmente. In Figura 73 è mostrato lo stesso tipo di confronto, ma con l'andamento di NH_4 in vasca. Infine, in Figura 74 sono visibili gli andamenti di ammoniaca e nitrati in vasca di ossidazione, sempre sotto i limiti.

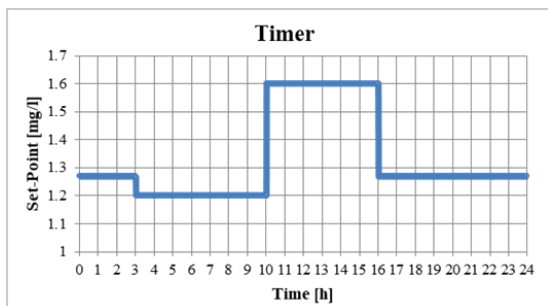


Figura 71 Set-point variabile nel giorno

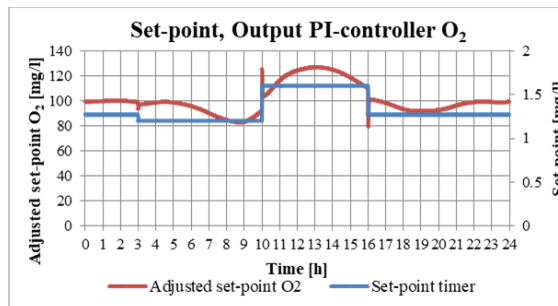


Figura 72 Confronto con set-point DO automatico

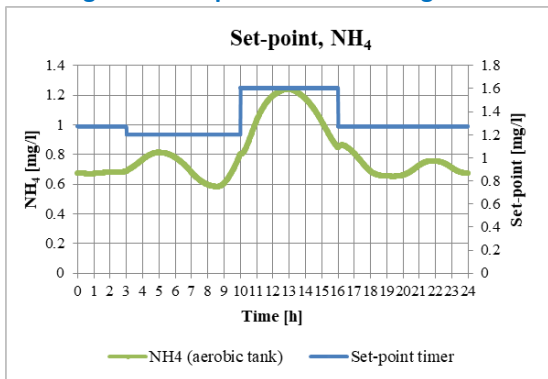


Figura 73 Confronto con set-point NH4 automatico

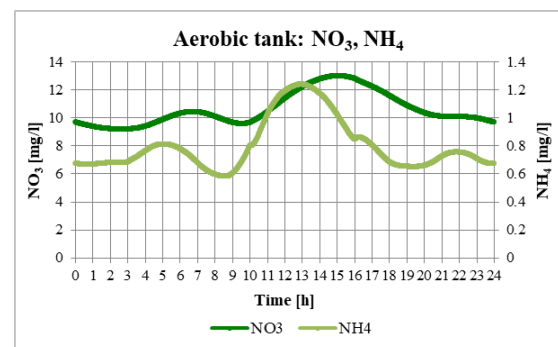


Figura 74 Andamenti nitrati e ammoniaca

• Risultati e costi

In Tabella 36 sono mostrati tutti i valori di concentrazione media giornaliera in uscita di azoto totale sempre inferiori a 15 mg/l, secondo le direttive del *D.Lgs 152 del 11/05/2006*.

Tabella 36 Azoto totale giornaliero medio in uscita

Case	Set-point	Time-slot 1	Time-slot 2	Time-slot 3	TN [mg/l]	[TN] < 15 mg/l
Case A	Set-point NH ₄ [mg/l]	1	1	1	14,11	✓
		1,5	1,5	1,5	13,58	✓
		2	2	2	13,06	✓
Case A'	Max set-point O ₂ [mg/l]	1,202	1,601	1,269	14,11	✓
		0,830	1,275	0,915	13,58	✓
		0,551	1,076	0,686	13,06	✓
		1,074	1,426	1,089	13,90	✓
		0,668	1,082	0,721	13,19	✓
	Average set-point O ₂ [mg/l]	0,340	0,859	0,476	12,54	✓

I costi relativi l'aerazione per i casi descritti nel report, mostrati in Tabella 37, sono giornalieri e sono calcolati sulla base dei costi previsti in WEST, pari a 0,14 €. I costi energetici dovuti all'aerazione sono stati calcolati per ognuno dei 14 giorni considerati nella simulazione, ma in tabella sono riportati il valore massimo calcolato, come caso peggiore

Tabella 37 Tabella riepilogativa dei costi energetici e di qualità dell'effluente

Case	Componenti	Set-point	Time range*	Set-point NH ₄	Set-point O ₂	TN effluent (mg/l)	Aeration energy (KWh)	Aeration cost (€)	% Cost reduction
Case A	Controller NH ₄ Controller O ₂	Portata e concentrazioni	Day	1	cascade	14,00 l	10,44	35,08	10,62 %
			Day	1,5	cascade	13,38	10,37	34,95	10,95 %
			Day	2	cascade	12,72 l	10,37	34,85	11,20 %
Case A'	Controller O ₂ Timer	Max set-point O ₂ detected	Time-slot 1	-	1,202	14,11 l	9,73	32,70	16,68 %
			Time-slot 2	-	1,601				
			Time-slot 3	-	1,269				

	from Case A	Time-slot 1	-	0,83	13,58	9,70	32,58	16,99 %
		Time-slot 2	-	1,275				
		Time-slot 3	-	0,915				
		Time-slot 1	-	0,551	13,06	9,67	32,48	17,24 %
		Time-slot 2	-	1,076				
		Time-slot 3	-	0,686				
	Average set-point O ₂ detected from Case A	Time-slot 1	-	1,074	13,90	9,72	32,65	16,81 %
		Time-slot 2	-	1,426				
		Time-slot 3	-	1,089				
		Time-slot 1	-	0,668	13,19	9,68	32,51	17,16 %
		Time-slot 2	-	1,082				
		Time-slot 3	-	0,721				
Time-slot 1	-	0,34	12,58	9,64	32,38	17,49 %		
Time-slot 2	-	0,859						
Time-slot 3	-	0,476						

Analisi dei segnali indiretti per l'impianto pilota

Il monitoraggio dell'impianto pilota è stato effettuato tramite i segnali acquisiti in continuo dalle sonde posizionate nelle due vasche a fanghi attivi, per un totale di 20 mesi, non continuativi. In Figura 75 sono mostrati una serie di grafici, relativi all'andamento giornaliero dei nitrati (N-NO₃) (in giallo), dell'azoto ammoniacale (in azzurro chiaro) e dei segnali indiretti quali, pH (in violetto), ORP (rosa), DO (celeste) e temperatura (verde) acquisiti in linea nella vasca di ossidazione dell'impianto pilota, alimentato con refluo reale. Questo aspetto garantisce che lo studio è completamente equiparabile a quello su un impianto reale che tratta reflui civili. La caratteristica più importante riguarda il ripetersi ciclico degli andamenti, mostrando nei nitrati un picco, dovuto al picco di carico che si presenta tutte le mattine, e una conseguente diminuzione dopo che il picco di ammoniaca in ingresso è stato smaltito. In particolare, come rappresentato nell'andamento giornaliero dell'azoto totale, il profilo si compone di tre livelli di carico azotato, identificabili come alto carico, medio carico e basso carico (schematizzato in Figura 75).

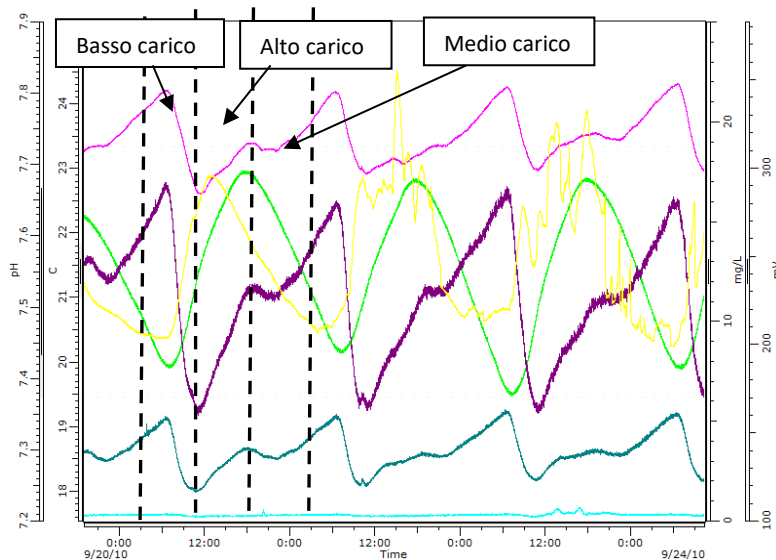


Figura 75 Andamento giornaliero segnali impianto pilota.

Ognuna di queste situazioni è individuabile dal monitoraggio dei segnali pH e ORP, i quali si evolvono in maniera ciclica, seguendo i segnali di riferimento, permettendo il rilevamento univoco del passaggio tra la zona ad alto carico a quella a medio carico a quella a basso carico. Più precisamente, il processo di nitrificazione passa, ciclicamente, da condizioni a basso carico di azoto totale, il che si verifica nelle ore notturne, a condizioni di alto carico nelle ore del mattino; da qui transita a condizioni a medio carico, nelle ore pomeridiane, per poi ritornare a quelle a basso carico. Nei segnali di pH e ORP queste informazioni sono pienamente e univocamente rilevabili e sono quindi utilizzabili nell'attuazione di una politica di gestione del

sistema di aerazione, che prevede l'insufflazione d'aria variabile in funzione del carico azotato in ingresso: maggior ossigeno in condizioni di alto carico, minore quando il carico è medio, minimo per il basso carico.

A titolo di esempio, in Figura 76 sono mostrati gli andamenti dei seguenti segnali:

1. ORP (grezzi e filtrati), dORP/dt, N-NO₃ (grezzi e filtrati) (figura a).
2. pH (grezzi e filtrati), dpH/dt, N-NO₃ (grezzi e filtrati) (figura b).
3. DO (grezzi e filtrati), dDO/dt, N-NO₃ (grezzi e filtrati) (figura c).
4. ORP, DO, coefficiente di Pearson dinamico tra i due segnali (figura d).
5. pH, N-NO₃, coefficiente di Pearson dinamico tra i due segnali (figura e).
6. dORP/dt, dpH/dt, d(N-NO₃)/dt (figura f).

In tutti i grafici sono rappresentati i seguenti istanti temporali (rappresentabili come intorno di istanti):

- l'istante A, che indica l'inizio del picco di massimo carico in ingresso individuabile, a meno di ritardi dovuti al filtraggio dei segnali, in tutti i segnali.
- L'istante B, rappresentante la fine del picco di alto carico e l'inizio del carico medio.
- L'istante C, che rileva la fine del carico medio e l'inizio del basso carico
- lo stesso punto individuabile dagli andamenti di ORP, pH, DO e rispettive derivate.

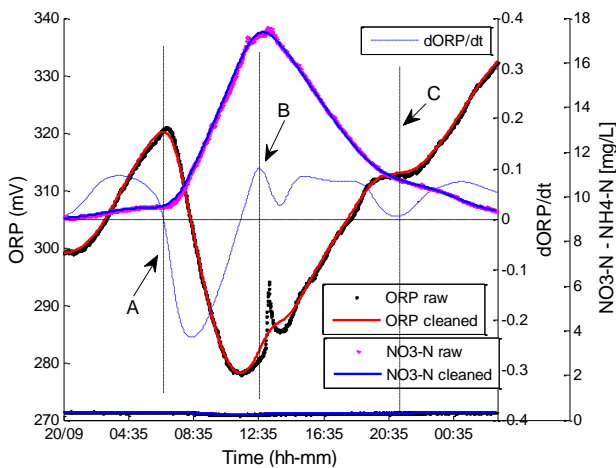


Figura 76-a. Andamenti ORP, dORP/dt, NO₃-N in un giorno in vasca di ossidazione

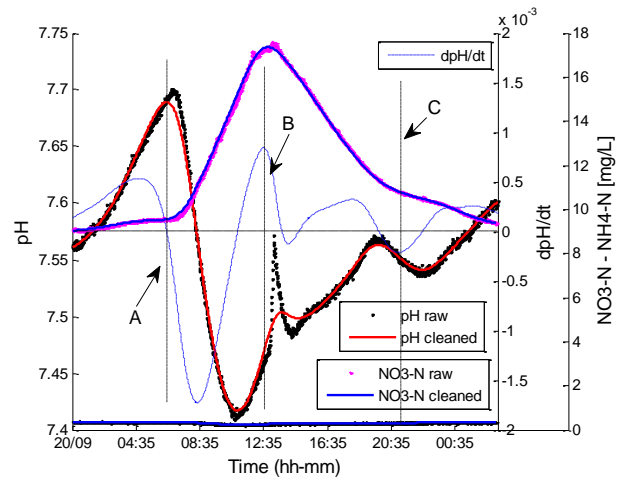


Figura 49-b. Andamenti pH, dpH/dt, NO₃-N in un giorno in vasca di ossidazione

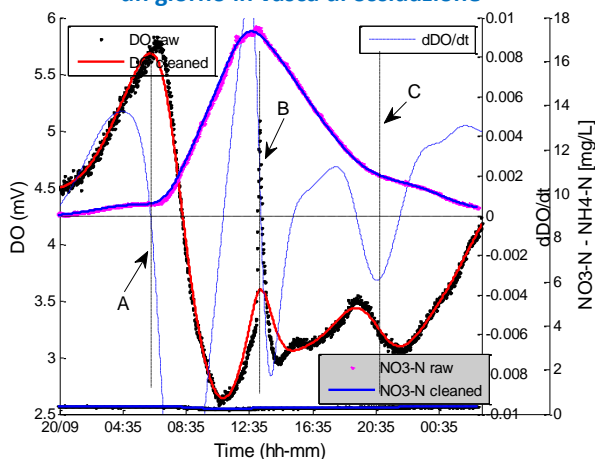


Figura 49-c. Andamenti DO, dDO/dt, NO₃-N in un giorno in vasca di ossidazione

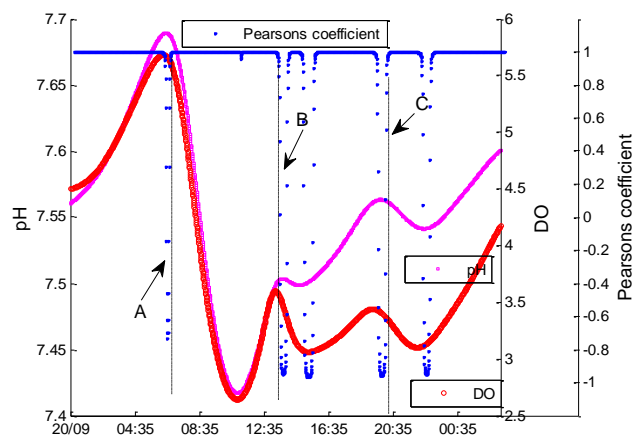


Figura 49-d. Relazione pH, DO

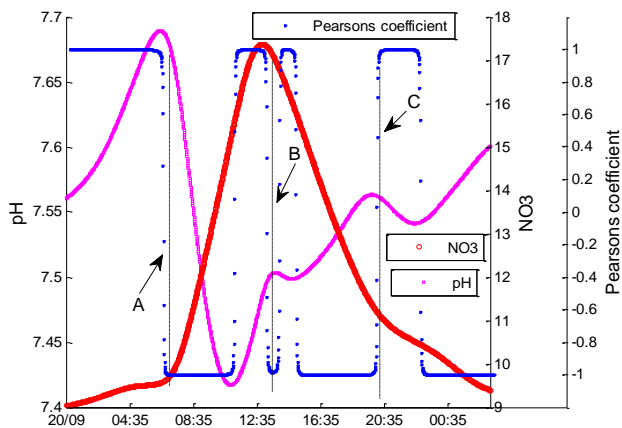


Figura 49-e. Relazione pH. NO3

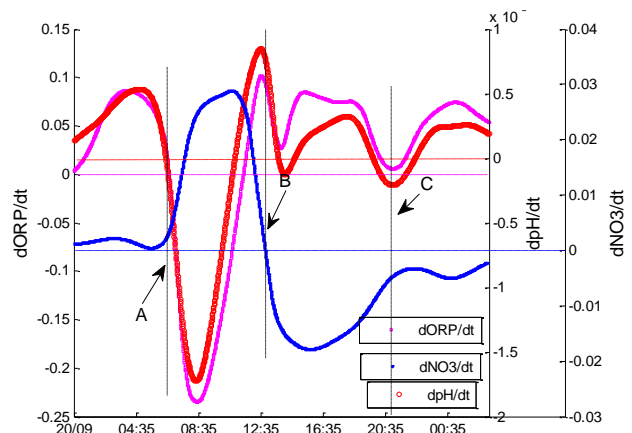


Figura 49-f. Relazione tra le derivate di pH, ORP, NO3

La fine del processo di nitrificazione si ha quando tutto l'azoto ammoniacale è ossidato e trasformato prima in azoto nitroso (N-NO₂) e poi in azoto nitrico (N-NO₃). Il passaggio intermedio in N-NO₂ può avvenire sia prima della completa ossidazione dell'azoto ammoniacale sia successivamente. Per essere certi che nitriti ed ammoniaca tendano a zero, il punto caratteristico da considerare negli andamenti di ORP e pH sono i flessi dopo il minimo raggiunto (punto B), individuabile sempre in un massimo delle derivate prime, che si verifica sempre dopo l'annullamento delle stesse (minimo nei segnali di pH e ORP).

La politica attuata per il controllo dell'insufflazione di ossigeno in vasca di ossidazione prevede un controllore PID per regolare la portata della soffiante tramite inverter, utilizzando il DO come variabile controllata e fissando il set-point a un valore (variabile) che sarà funzione dello stato in cui si trova il processo, distinguibile in alto, medio o basso carico. In particolare, il set-point dell'ossigeno disciolto per il controllore PID che regolerà la portata d'aria insufflata dalla soffiante sarà fissato a 2 mg/l durante l'alto carico, a 1 mg/l durante il carico medio e 0.5 con il basso carico.

La politica di controllo della vasca di aerazione prevede l'esecuzione dei seguenti passi:

- Individuazione dell'intorno temporale all'istante di inizio picco di carico in ingresso (punto A), intercettando il massimo nei segnali di ORP e pH, che coincide con l'azzerarsi della derivata prima di entrambi i segnali.
- Impostazione del set-point DO regolatore PI 'ALTO CARICO'.
- Individuazione del minimo in entrambi i segnali di pH e ORP, corrispondenti all'azzerarsi delle derivate, che non dovranno necessariamente essere contemporanei.
- Individuazione del flesso in entrambi i segnali, corrispondenti ad un massimo nelle derivate prime e all'azzerarsi delle derivate seconde (punto B).
- Impostazione del set-point DO regolatore PI 'MEDIO CARICO'.
- Individuazione del flesso negli andamenti dei segnali redox e pH, ma non necessariamente in entrambi i segnali, corrispondenti ad un minimo nelle derivate prime e all'azzerarsi delle derivate seconde (punto C).
- Impostazione del set-point DO regolatore PI 'BASSO CARICO'.
- Ritorno al punto a).

2.6.6 Descrizione del sistema brevettato

Il sistema garantisce risparmi fino al 60% sui costi per il funzionamento del sistema di aerazione, equivalenti ad un risparmio medio del 36% sui consumi energetici totali e del 15% sui costi di gestione. L'utilizzo di sonde robuste, affidabili e a bassissimo costo, quali quelle per la misura di pH e potenziale redox (ORP), consentono costi realizzativi decisamente inferiori rispetto ai prodotti attualmente presenti sul mercato. È auspicabile che questa caratteristica ne renda conveniente l'installazione sugli impianti medio-piccoli,

generalmente sguarniti in termini di dotazione tecnologica, perchè gli investimenti da parte dei gestori sugli impianti di questa taglia sono molto bassi.

Il sistema prevede (Figura 77):

- a) la misurazione di pH e ORP in vasca anossica e di pH e ossigeno disciolto (DO) in vasca di ossidazione (modulo Probes);
- b) il comando del compressore aria vasca di ossidazione e delle pompe di ricircolo interno, esterno e fango di supero (modulo Actuators);
- c) un sistema per l'acquisizione e la memorizzazione dei dati provenienti dalle sonde (modulo Data Acquisition);
- d) un sistema per la regolazione automatica tramite inverter di i) portata d'aria insufflata in vasca di ossidazione, ii) portata di ricircolo interno, iii) portata di ricircolo esterno e iiiii) portata del fango di supero (modulo Controller);
- e) un sistema per l'elaborazione e l'analisi dati finalizzato all'implementazione delle politiche di gestione e delle strategie di controllo (modulo Management Policies and Control Strategies).

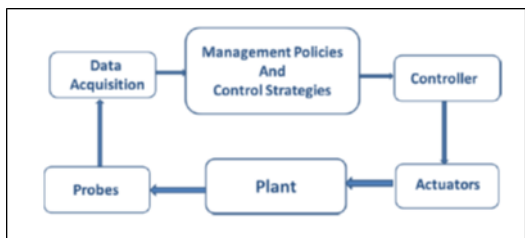


Figura 77 Schema logico a blocchi del sistema di controllo

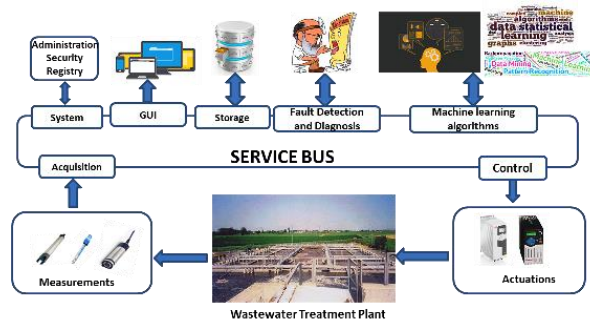


Figura 78 Architettura del sistema di monitoraggio e controllo.

Tutte le politiche di gestione e le strategie di controllo utilizzate prevedono l'utilizzo di variabili di controllo indirette (pH e ORP) rispetto ai processi biologici di interesse (nitrificazione e denitrificazione).

In particolare, il sistema permette di stimare in tempo reale il carico in ingresso, in termini di COD e azoto totale, garantendo:

- una consistente diminuzione dei consumi derivanti dall'insufflazione d'aria in vasca di ossidazione, ottenuta regolando la portata d'aria erogata dalla soffiante tramite un controllore dell'ossigeno a set-point variabile, calcolato in funzione del carico in ingresso.
- Un'elevata efficienza del processo di denitrificazione, ottenuta modulando opportunamente la velocità della pompa di ricircolo della miscela aerata, in funzione delle condizioni operative dell'impianto, dello stato del processo di denitrificazione, del carico in ingresso. Il sistema riesce a stabilire quando il COD in ingresso è limitante per il processo di denitrificazione e può, eventualmente, comandare una pompa per il dosaggio di COD esterno.

Per garantire al sistema di controllo caratteristiche di economicità, modularità, scalabilità, integrazione ed interoperabilità è stato utilizzato un'architettura software di tipo *Service Oriented Architecture* (SOA), che risolve le difficoltà dovute all'integrazione tra moduli e l'applicazione del sistema su più impianti distribuiti. L'architettura, rappresentata in Figura 78, è basata su ESB (Enterprise Service Bus), un middleware di integrazione tra moduli eterogenei, ognuno corrispondente all'esecuzione di determinati servizi, riguardanti, tra gli altri, l'acquisizione dati, il controllo e la regolazione di pompe e soffianti, la memorizzazione persistente dei dati, la gestione remota del sistema, l'implementazione delle politiche decisionali e delle logiche di controllo basate sull'analisi dati effettuata con opportune tecniche di machine learning.

Installazione del sistema di controllo su un impianto reale

Per verificare le prestazioni del sistema di controllo brevettato è prevista l'installazione su un impianto reale di proprietà di HERA SpA. Lo *scale up* del prototipo brevettato da ENEA prevede la gestione di una linea di

un depuratore a scala reale che disporrà di una linea gemella da utilizzare come confronto per un benchmark. La linea priva di controller gestita in modo tradizionale, servirà per effettuare tutti i test di comparazione necessari al fine di valutare le performance del controller sia in termini di ottimizzazione delle rese depurative che energetiche, quindi dei benefici ambientali perseguibili (risparmio energetico, affinamento dell'effluente).

Con l'uso di tale sistema si stima di aumentare in maniera significativa l'efficienza energetica dell'impianto, senza precludere al contempo l'efficacia depurativa attraverso il controllo in tempo reale delle condizioni di processo e dello stato di funzionamento dall'impianto istante per istante.

Si conviene che sia perseguibile un risparmio energetico superiore al 10% di un valore stimato prima dell'inizio della sperimentazione. In particolare, il sistema si propone di:

- ✓ minimizzare i consumi derivanti dall'insufflazione d'aria in vasca di ossidazione regolando la portata d'aria erogata dalla soffiante con un controllore che prevede la regolazione del set-point in funzione del carico in ingresso, in termini di COD e NH₄, stimato l'analisi di pH e ORP misurato nelle vasche di processo. Per la regolazione dell'aerazione in vasca di ossidazione sarà utilizzato un controllore PI della variabile ossigeno disciolto, che prevede la variazione del set-point in funzione delle condizioni di processo raggiunte in tempo reale;
- ✓ Identificare lo stato di funzionamento ottimale del processo di denitrificazione sulla base di politiche di controllo che prevedono unicamente la misura di pH e ORP.

Contestualmente verrà avviata un'analisi (parametrica) dell'efficienza energetica finalizzata ad individuare sia i livelli di efficienza (risparmio) ottenibili con questa versione del sistema che quelli con un diverso insieme dei parametri del sistema che possano aumentare ulteriormente il valori di efficienza.

La sperimentazione prevista richiede sia il monitoraggio in continuo dei segnali pH, ORP misurati in vasca di predenitrificazione, dei segnali di pH, ORP e DO misurati in vasca di ossidazione che lo stato delle macchine coinvolte nella regolazione del processo ovvero le soffianti e le pompe di ricircolo della miscela areata.

L'installazione del controller prevederà quindi due fasi:

1. installazione e cablaggio delle sonde previste, verifica e adeguamento se necessario, del sistema di aerazione e di ricircolo della miscela areata;
2. installazione del controller, verifica della corretta comunicazione con il PLC esistente sull'impianto per l'acquisizione dei segnali, verifica della corretta trasmissione dell'informazione al PLC dei segnali di attuazione per la regolazione delle macchine (compressori, pompe di ricircolo, ecc.).

Una volta installato il controller sarà sottoposto ad una fase di monitoraggio di acquisizione dei dati e di simulazione delle risposte al variare delle condizioni di esercizio. Passato questo periodo di test della durata di qualche settimana verrà reso operativo sulla linea di depurazione oggetto della sperimentazione sulla quale verrà effettuato un controllo e un fine tuning dei parametri di set-up di processo anche in questo caso per qualche settimana.

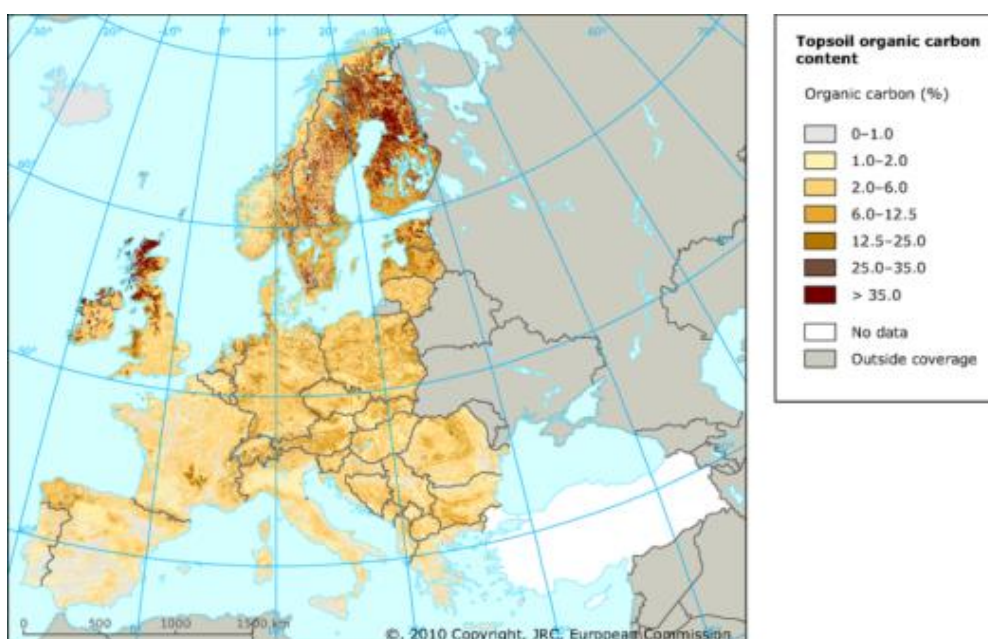
Terminata questa fase il controllore di processo sarà nella sua fase di esercizio ottimale e da questo momento in poi verranno analizzati i dati di performance qualitativi e di risparmio energetico.

2.7 REALIZZAZIONE DI UN SISTEMA A RETE PER IL COMPOSTAGGIO A PICCOLA SCALA

2.7.1 La gestione della frazione organica e i principali processi

Il compostaggio è un processo di stabilizzazione aerobica controllata del materiale organico selezionato dai RU. Sinteticamente, è una tecnica industriale attraverso la quale viene controllato, accelerato e migliorato il processo naturale a cui va incontro qualsiasi sostanza organica per effetto della flora microbica e permette di ottenere un prodotto biologicamente stabile costituito da una miscela di sostanze umificate (il compost) da impiegare in attività agronomico-ambientali. Questo processo può essere preceduto, eventualmente, da un recupero energetico attraverso la digestione anaerobica che permette il recupero di gas¹ (metano); in questo caso comunque il digestato deve essere successivamente processato attraverso il trattamento biologico aerobico.

Il compostaggio, nel corso degli anni, si è in maniera definitiva affermato all'interno della gestione integrata e sostenibile dei rifiuti acquisendo, sempre più nel tempo e nella giurisprudenza, un ruolo prioritario nella gerarchia degli interventi. In quest'ambito, come ben citato nella Comunicazione della Commissione Europea "Roadmap to a Resource Efficient Europe" [116], il compostaggio si pone non solo come tecnica ottimale per il trattamento del rifiuto organico rispetto alle altre forme di gestione ma come strumento di fondamentale importanza per un uso efficiente delle risorse. Anche in Italia, come in Europa, questa tecnica costituisce un elemento essenziale di un qualunque sistema integrato di gestione dei rifiuti. Questo tipo di trattamento rappresenta una fra le poche eco-tecnologie validate sul piano della possibilità di migliorare la gestione delle risorse ambientali e valorizzare la varietà di biomasse nonché, recuperare sostanza organica da destinare ad un'agricoltura, quale quella mediterranea, che ne denota un forte deficit. La questione della frazione organica è centrale per una corretta gestione dell'intero ciclo dei rifiuti. Allo stesso tempo la perdita di fertilità del suolo, la scarsità di carbonio organico nei terreni, rappresentano una minaccia per il sistema agricolo. A livello di Commissione Europea, sono in corso per una normativa comune relativa alla gestione dei rifiuti biodegradabili. Iniziative che hanno portato, tra l'altro, alla pubblicazione di un documento che sintetizza lo stato di avanzamento dei lavori sui temi della gestione dei fanghi e dei rifiuti biodegradabili da integrare nella "Soil Thematic Strategy"².



¹ Che gode dei certificati verdi

² La "Soil Strategy" riguarda sia la protezione del suolo, sia il suo uso sostenibile.

Figura 79 Sud Europa: C nel suolo Fonte: European Soil Bureau

La gestione della Frazione organica in Italia

La frazione organica raccolta in Italia nel 2015 è stata pari a oltre 6 Mt [117], con un andamento che registra incrementi annuali del 5-10%. La gestione della frazione organica è affidata essenzialmente ad impianti industriali che non coprono in maniera omogenea il territorio nazionale, lasciando scoperte intere aree del centro e del meridione. Attualmente sono presenti le seguenti tecnologie: per la digestione aerobica (compostaggio) 263 impianti, per il processo anaerobico 20 impianti, integrati (aerobica/anaerobica) con 26 impianti. La digestione anaerobica copre una modesta quantità del trattamento della frazione organica (850 mila t/a), confermando la sua vocazione maggiore nel settore zootecnico e nella depurazione delle acque. La frazione organica nella gestione del rifiuto urbano rappresenta il principale problema da trattare in quanto è:

- in peso, la prima componente (30%)[118] dei 505 kg/abitante/anno dei rifiuti [119] che vengono prodotti. Se si guarda alla produzione delle singole utenze familiari, escludendo quindi le utenze assimilate agli urbani, la frazione organica è del 70%[120];
- in termini di raccolta differenziata, la maggior percentuale, quasi del 42% (27% di umido e 15% di verde) di tutta la RD [120]. Anche se si possono raggiungere percentuali notevolmente superiori (come il 60.8% nella Provincia di Medio Campano, ad Oristano 52%, a Salerno il 50%.);
- in termini economici (la frazione organica non è supportata da un sistema tipo CONAI), nelle diverse tipologie di raccolta differenziata, per le sue caratteristiche e per le elevate frequenze necessarie, rappresenta la prima voce di costo dopo la frazione residua, mediamente 220 euro/t [119] fino a raggiungere nelle regioni meridionali punte di 321 euro/t. L'organico, in percentuale, supera in costi economici il proprio peso fisico;
- in termini di impatto, per la sua putrescibilità, è il primo responsabile dei percolati, delle emissioni di gas serra³ e dei cattivi odori nelle discariche.

Il compostaggio può essere effettuato in varie scale e con l'utilizzo di diverse tecniche; ad oggi i sistemi più utilizzati sono:

- su base industriale dove con le diverse tipologie (cumuli, bioreattore, ecc.) viene processata la frazione umida raccolta in maniera differenziata. Un'analisi della distribuzione degli impianti di compostaggio in Italia [119], mostra una notevole differenza tra il Nord (146 impianti), il Centro (42 impianti) ed il Sud (52 impianti). Questa diversa capacità operativa fa registrare anche casi, in continuo aumento, di trasporto e trattamento fuori regione che fanno lievitare i costi .
- tramite compostaggio domestico o auto compostaggio. A supporto di questo sistema, in molte realtà locali viene avviato l'Albo Compostatori comunale [120] con cessione di compostiere domestiche e sconti sulla TIA/TARSU da parte delle Amministrazioni Locali.

I principali parametri da tenere sotto controllo nella sua gestione e nell'evoluzione del processo sono:

- l'umidità;
- la presenza di nutrienti (carbonio, azoto, fosforo);
- il pH;
- la temperatura ;
- il grado di aerazione

2.7.2 Il compostaggio su piccola scala

Nel panorama del compostaggio nazionale si è affacciata recentemente la novità del compostaggio di prossimità/comunità. Rispetto al compostaggio industriale si tratta di un nuovo approccio che suggerisce il trattamento il più vicino possibile ai luoghi di produzione, attraverso impianti statici o elettromeccaniche di ridotte capacità. Questo sistema è uno strumento utile per la chiusura del ciclo perché con le ridotte

³ Metano=30 CO₂ Eq, http://it.wikipedia.org/wiki/Gas_serra#Metano_.28CH4.29

dimensioni delle apparecchiature è in grado di soddisfare sia le esigenze di territori (piccoli comuni, comuni montani, piccole isole) difficilmente raggiungibili dal servizio municipale di raccolta e che implica, quindi, sistemi di gestione complessi e costi molto elevati, sia situazioni con presenze di utenze a forte sensibilità ambientale anche in aree urbane (condomini, scuole, operatori con mense ecc.).

Il Collegato Ambientale (legge 28/12/2015 n.221) ha definito all'art.37 le norme semplificate per impianti di compostaggio di prossimità fino a 80 t/anno e all'art. 38 per il compostaggio di comunità fino a 130 t/a, definito come il *“compostaggio effettuato collettivamente da più utenze domestiche e non domestiche della frazione organica dei rifiuti urbani prodotti dalle medesime, al fine dell'utilizzo del compost prodotto da parte delle utenze conferenti”*.

In particolare, l'articolo 37, prevede una riduzione della tariffa dovuta per la gestione dei rifiuti urbani sia per le utenze domestiche, sia per quelle non domestiche (ad esempio attività agricole e vivaistiche) che effettuino compostaggio aerobico individuale per i propri rifiuti organici; l'articolo 38, prevede la possibilità di riduzione della *“tassa rifiuti”* per il *“compostaggio comunità”*.

Il 24 febbraio 2017 è stato pubblicato il Decreto ministeriale 29 dicembre 2016, n. 266 che disciplina il compostaggio di comunità e che ha per titolo: *“Regolamento recante i criteri operativi e le procedure autorizzative semplificate per il compostaggio di comunità di rifiuti organici ai sensi dell'articolo 180, comma 1-octies, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, così come introdotto dall'articolo 38 della legge 28 dicembre 2015, n. 221”*. Il DM è entrato in vigore il 10 marzo 2017.

La valorizzazione delle diverse frazioni di materiali presenti nei rifiuti urbani, all'interno di un sistema sostenibile dell'ambiente basato su un sistema green, è particolarmente interessante nel caso della gestione del rifiuto organico in quanto applicando il principio di prossimità effettuato il più vicino possibile ai luoghi di produzione nel contesto di una *“comunità smart”* si valorizza la filiera corta e il riutilizzo del prodotto (compost) in loco. Il trend recente, nel settore, è quello di proporre piccoli impianti locali e di comunità a disposizione di strutture quali scuole, condomini, frazioni singole utenze con mense. Secondo studi ENEA [121] gli impianti di compostaggio locali e di comunità ha un trend di diffusione molto importante. Fino ad oggi sono circa 100 gli impianti di questo tipo in Italia (in Svezia sono circa un migliaio) con un raddoppio annuale delle installazioni (anni 2012-2016). Con la recente pubblicazione del decreto MATTM sul Compostaggio di Comunità è attesa una diffusione esplosiva di questa tecnica e la conseguente installazione di migliaia di macchine compostatrici elettromeccaniche per un totale che potrebbe oscillare *tra i 5 ed i 10 MW* complessivi di potenza.

I principali processi disponibili per il compostaggio su piccola scala

Il compostaggio su piccola scala può essere condotto in due modalità:

- 1) manuale
- 2) meccanica.

La prima è diffusa in Francia e Spagna mentre la seconda in Svezia.

In Italia è stato seguito l'esempio svedese adottando il sistema di apparecchiature elettromeccaniche conosciute con il nome di *“compostiere di comunità”*. Esse vengono caricate con una quota di scarto *“umido”* e una quota di strutturante triturato (potature, pellet per stufe, foglie secche, cartone). Queste apparecchiature devono assicurare il raggiungimento della temperatura di 55°C per un periodo continuato di almeno 3 giorni al fine di eliminare i micro-organismi patogeni. Pertanto sono provviste di termocoppie per il monitoraggio della temperatura all'interno della camera di bio-ossidazione. Il tempo di residenza è generalmente compreso tra 30 e 60 giorni. Il prodotto in uscita dalla compostiera elettromeccanica è un materiale omogeneo *“attivato”* che ha subito una prima fase intensa di bio-ossidazione, ma necessita ancora di completare i processi di umificazione in un cumulo aerato o rivoltato per un tempo totale di processo di 90 giorni. Pertanto il sistema deve essere dotato di un'area adibita alla maturazione in cumulo. In relazione alla movimentazione del materiale, si possono distinguere due tipologie di compostiere:

- a camera unica, in cui il rivoltamento viene realizzato da bracci meccanici o per rotazione dell'intero cilindro

- a camera doppia (o tripla) dove il caricamento è separato dalla bio-stabilizzazione accelerata. In questo caso il rivoltamento è realizzato da bracci meccanici in movimento

La tramoggia di carico può essere dotata o meno di trituratore. Le emissioni gassose vengono trattate mediante biofiltro.

2.7.3 Il sistema a rete per il compostaggio a piccola scala

Le attività progettuali si sono focalizzate alla predisposizione e all'avvio del sistema a rete per il compostaggio a piccola scala all'interno di un modello di smart district.

In particolare ad:

- ottimizzare la metodologia di processo dei compostatori elettromeccanici con parametrizzazione e monitoraggio in ogni fase (temperatura, umidità, respirazione, produzione di metano etc.). Le attrezzature utilizzate, se mal gestite, richiedono un elevato consumo elettrico quali per esempio per i sistemi di riscaldamento del materiale organico in entrata. Resta quindi aperta, in questo settore, la necessità sviluppare attrezzature per il monitoraggio e controllo di processo che è invece adottato in alcune delle scale industriali più grandi e sofisticate;
- sviluppare e sperimentare sistemi di monitoraggio e controllo a basso costo, basati sulla piattaforma Arduino e sulla relativa sensoristica anche per queste macchine più semplici ed economiche di compostaggio e renderli disponibili su apparati di diverso genere (smatphone, PC, tablet, etc.). Il confronto tra una gestione ottimale e una mal gestita permette di stimare in relazione ai dati tecnici, una riduzione dei consumi elettrici ben oltre il 50% . Arduino è una piattaforma hardware composta da una serie di schede elettroniche dotate di un [microcontrollore](#). È basato su un'idea sviluppata in Italia come strumento per la prototipazione rapida e per scopi hobbistici, didattici e professionali.

Il compostatore elettromeccanico e l'attività sperimentale

L' impianto acquisito per le attività del progetto, fornito ad Enea dalla Achab S.r.l., è un compostatore (mod. T 60) a ciclo continuo automatico, con una capacità di 20-55kg/g (corrispondenti a 8-20 t/a, al servizio di 60-100 famiglie) costituito da un cilindro ruotante in acciaio inox (di circa 1,07 m³) lungo 2,320 m, largo 1,080 m ed alto 1,550 m. Nella parte anteriore dell'impianto è presente la bocca di carico, che può essere eventualmente munita di trituratore, mentre in quella posteriore si trova lo scarico costituito da un bocchettone di uscita a cui è collegato un sacco di plastica per la raccolta del materiale ovvero, del compost fresco.



Figura 80 Composter Big Hanna T60 installato presso l'Enea Casaccia

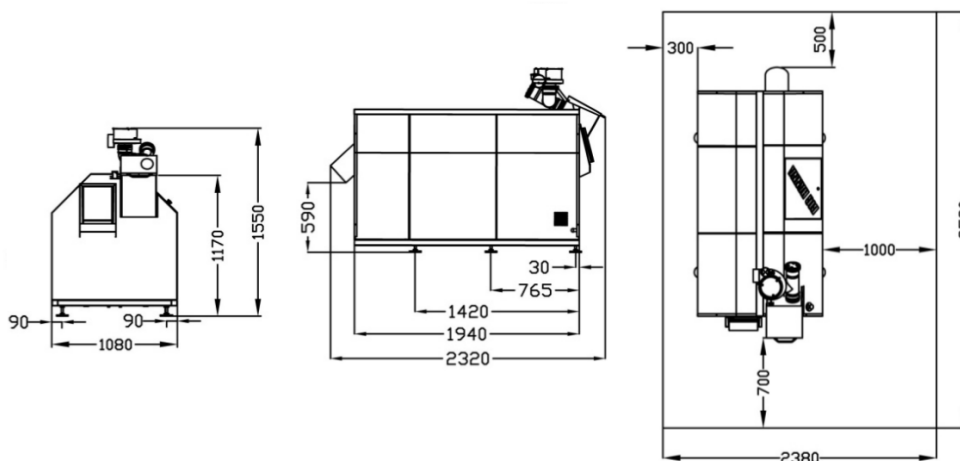


Figura 81 Scheda Tecnica e misure del BigHanna T60 (misure in mm)

La rotazione del cilindro, sia in senso orario che antiorario, viene attivata da un timer automatico e permette l'avanzamento, il rivoltamento per l'aerazione e lo scarico del materiale in esso contenuto.

Sul cilindro, nella parte centrale, è presente una porta d'ispezione attraverso la quale è possibile misurare le temperature, monitorare le emissioni gassose, rimuovere eventuale materiale estraneo, prelevare campioni nonché effettuare un controllo visivo/olfattivo del materiale che si sta processando. Lateralmente alla porta d'ispezione, sono presenti dei sensori magnetici che fanno in modo che il cilindro non ruoti durante le operazioni di monitoraggio suddette, garantendo la sicurezza agli operatori.

Il compostatore è inoltre dotato di un sistema di preriscaldamento costituito da un impianto di riscaldamento da 0,5 kW con termostato che, oltre ad attivare il riscaldamento iniziale della massa per facilitare l'innesco del processo biologico, consente di mantenere le temperature di processo a seconda delle temperature esterne; il sistema si attiva automaticamente nel caso in cui l'impianto, installato all'esterno, viene a trovarsi in condizioni di temperatura prossima allo zero ma può essere anche tranquillamente escluso, considerando che il processo stesso è esotermico e che il cilindro è dotato di un rivestimento esterno isolante. Nel caso il sistema sia mal gestito il riscaldatore interviene anche per 5 ore al giorno per un consumo complessivo di 2,5 kWh/giorno mentre nel caso di una gestione efficiente il riscaldatore, a regime può non intervenire.

Nell'interno dell'impianto sono localizzati 3 sensori di temperatura, distribuiti sulla lunghezza del cilindro, che consentono di monitorarne gli andamenti/variazioni nelle varie fasi del processo biologico aerobico. Il compostatore è dotato, inoltre, di un sistema di ventilazione che garantisce la portata del flusso di aria all'interno della massa in compostaggio nonché la rimozione dell'aria esausta verso l'esterno. La ventola, la cui velocità può essere regolata, aspira l'aria dall'esterno dalla parte frontale e la convoglia verso quella posteriore del cilindro nel quale, creando una pressione negativa, spinge l'aria esausta all'esterno attraverso un tubo di scarico, previo passaggio attraverso il biofiltro.

Il biofiltro può essere necessario nel caso in cui l'impianto viene installato nei pressi di abitazioni onde evitare la diffusione di eventuali emissioni maleodoranti; è costituito da un contenitore in acciaio inox (lungo 0,8 m, largo 0,6 m ed alto 0,93 m) riempito di un substrato di corteccia di pino attraverso il quale l'aria viene filtrata con significativa riduzione dell'odore. Il sistema non richiede alimentazione, va rigenerato periodicamente con semplici aspersioni di acqua in maniera da evitare che la flora microbica possa essere eventualmente inattivata dall'eccessivo essiccamento del substrato. Il biofiltro è inoltre dotato di una valvola a sfera localizzata sul fondo che consente, eventualmente, di scaricare l'acqua di condensa che si forma a causa del raffreddamento dell'aria calda (aria esausta da processo) nei tubi di scarico.

Il compostatore è corredato, inoltre, di un pannello operativo con uno schermo touch screen di 4 pollici su piattaforma PLC, posto all'esterno del pannello elettrico principale, che consente di:

- monitorare il composte da remoto
- settare i parametri da remoto

- inserire i valori di peso o di volume degli strutturanti, degli scarti umidi conferiti e del compost in uscita
- caricare e svuotare il composter in automatico
- visualizzare lo storico dei conferimenti
- visualizzare, registrare ed inviare i dati di consumo e le temperature di processo
- inviare allarmi/sms per anomalie del processo e/o macchinario.

Caratteristiche tecnico-gestionali

Il composter Big Hanna testato, come i compostatori comunitari in genere, rappresenta un esempio di tipologia impiantistica “dedicata” al recupero e valorizzazione della frazione umida dei rifiuti prodotta in quantità limitata. L'utilizzo del composter prevede il conferimento della frazione umida in impianto ed un tempo di processamento di circa 60 giorni; al termine del trattamento in impianto, il compost fresco scaricato automaticamente viene posto in cumulo per completare la maturazione. L'utilizzo del composter riduce il volume dell'80-90% e il peso del 70-80% degli scarti conferiti; il materiale per essere compostato impiega dalle 6 alle 10 settimane.

Nonostante l'umido rappresenti la categoria merceologica più complessa da gestire, la tecnologia di riferimento risulta, invece, abbastanza semplice. Il compostatore è costituito da un apparecchio elettromeccanico in cui lo scarto umido può essere conferito anche direttamente dai cittadini stessi. Per la sua gestione, insieme all'umido è richiesta soltanto l'aggiunta di strutturante che sia pellett o anche scarti da patate o altra tipologia; che devono essere opportunamente triturati ed aggiunti in quantità tali da conferire la giusta struttura/porosità al materiale che si sta processando. (E' consigliato un livello di riempimento del cilindro pari al 60-70% in maniera da garantire la giusta aerazione alla massa in esso contenuta).

Durante la rotazione del cilindro, in senso orario ed antiorario, il materiale viene rivoltato ed aerato grazie alla ventola che, attivata automaticamente, immette aria fresca all'interno assicurando un sufficiente apporto di ossigeno ed evitando l'eventuale produzione di cattivi odori a carico del processo biologico. Come già riportato precedentemente, la velocità della ventola può essere regolata in modo che il flusso d'aria non sia troppo forte (da essiccare il prodotto) o troppo debole (da rendere il prodotto eccessivamente umido); il range di velocità va da 0 (ovvero ferma) all'80% ma quella raccomandata/consigliata è al 20%. Oltre all'ossigenazione, la ventola provvede a convogliare al biofiltro, quindi all'esterno, vapore, calore e CO², che si formano durante la mineralizzazione e che vengono rilasciati durante la movimentazione del materiale in compostaggio. Solo quando il composter ruota in senso antiorario, il materiale (se è abbondante all'interno del cilindro) viene spinto attraverso il tubo di uscita; il rapporto tra le rotazioni in senso orario ed antiorario regola, indirettamente, il livello di riempimento. Anche le rotazioni possono essere modificate nella durata e nell'intervallo di tempo in modo da regolare anche la temperatura (all'interno del composter) i cui valori indicati dai 3 sensori, sono sempre mostrati sul display digitale; un turno di rotazione può durare da pochi secondi a qualche minuto e può abbassare la temperatura interna fino a 10-15°. E' possibile, inoltre, regolare i tempi di attesa tra le rotazioni ovvero gli intervalli in cui il cilindro è in modalità riposo; il tempo di rotazione raccomandato è di 1 minuto mentre quello di attesa è di 2 ore.

Con queste condizioni operative, si apporta la giusta aerazione/ossigenazione e si evitano dispersioni eccessive di calore, sia per garantire l'igienizzazione della massa in compostaggio che per preservare il giusto grado di umidità richiesto dal processo. Quest'ultimo parametro va valutato con particolare attenzione in quanto, un eccesso di acqua, impedisce il passaggio di aria/ossigeno nella massa con alterazione di quell'equilibrio, fra due elementi interdipendenti, che impedisce l'istaurarsi di condizioni anossiche con le relative conseguenze. Considerando che gli scarti alimentari rappresentano la categoria merceologica con il più alto tasso di umidità, anche per il compostatore di comunità, come per gli impianti di compostaggio scala industriale e come già precedentemente riportato, è richiesto l'utilizzo di strutturante. Il dosaggio di strutturante varia, naturalmente, in relazione al quantitativo di scarti umidi da trattare; il range da considerare è compreso tra il 10 e il 20% in peso ma il tutto è da rapportare poi al tasso effettivo di umidità suscettibile di variazioni (soprattutto stagionali). I risultati ottenuti, a seguito delle

attività sperimentali svolte, indicano un tasso di umidità “ideale” pari al 35-40%” al di sotto del quale la massa, troppo secca, è microbiologicamente disattivata mentre, al di sopra, tende a marcire; attraverso la porta di ispezione del cilindro si può verificare, anche visivamente, il grado di umidità della massa nonché fare un campionamento per una valutazione strumentale esatta.

Per quanto concerne i rischi connessi all’uso del composte si sottolinea che:

- con la porta d’ispezione aperta il cilindro non ruota;
- tutte le parti dell’impianto in movimento sono coperte e tutte le istruzioni inerenti sicurezza e protezioni sono visibili sul composte;
- la macchina è abbastanza silenziosa considerando che emette lo stesso livello di rumore sia quando il cilindro ruota sia quando è fermo, con la ventola che gira costantemente ad un flusso d’aria anch’esso non rumoroso;
- una corretta gestione del compostatore e del processo non comporta emissioni gassose maleodoranti (anche se l’impianto, come già riportato, è munito di ventola e biofiltro);
- il compostatore Big Hanna lavora in un sistema chiuso in cui la temperatura di processo, che si attesta sui 50-60 °C, elimina il rischio di contaminazione da patogeni eventualmente presenti, garantendo condizioni igienico-sanitarie sicure per gli operatori.

In riferimento al consumo energetico, considerando la macchina con un tempo di rotazione di 1 minuto per ogni tempo di attesa di 1 ora, con la ventilazione al 20%, esso è stimato pari a 1,11 kWh/giorno, escludendo il consumo elettrico dell’impianto di riscaldamento.

L’impianto Big Hanna T60 che viene testato in Enea, è uno dei più piccoli della serie ma sono disponibili diversi modelli a ciclo continuo dimensionabili per diversi quantitativi di rifiuti da trattare.

Procedura sperimentale

Per l’avviamento dell’impianto, come da indicazioni della ditta fornitrice, è stata utilizzata una miscela costituita da 75kg di concime organico azotato e 15kg di pellet (a costituire un substrato reattivo/inoculo per favorire l’attivazione del processo), 14 kg di scarti umidi ed ulteriori 2,1kg di pellet come strutturante. La frazione umida è costituita dagli scarti organici della mensa del C.R. Casaccia mentre il pellet è stato procurato dalla stessa ditta che ha fornito l’impianto.

Come da disposizioni tecnico-gestionali da parte di Achab, circa 14kg/g di scarti umidi sono stati conferiti per 3 settimane consecutive mentre il pellet (come strutturante) è stato aggiunto in base ai valori di umidità della massa rilevati settimanalmente.

Il materiale è stato conferito in impianto giornalmente per un periodo di circa 3 mesi (con esclusione dei fine settimana, delle festività e delle chiusure di centro); i quantitativi di materiale inviati a compostaggio sono dettagliatamente riportati in Tabella 38.

Tabella 38 Quantitativi di materiale inviati a compostaggio

Impianto	Strutturante utilizzato	Scarti mensa	Strutturante		Totale	Compost fresco	Resa
		kg	kg	%	kg	kg	
Big Hanna	Pellet	926,2	94,8	9,3	1021	350.4	34,3%

All’interno dell’impianto sono stati rilevati in questa prima fase, i valori delle temperature in 3 diversi punti localizzati in corrispondenza della bocca di conferimento, della parte centrale ed dello scarico dell’impianto; è da sottolineare che le variazioni di T registrate sono dovute esclusivamente al processo (esotermico), senza l’attivazione del sistema di riscaldamento annesso all’impianto.

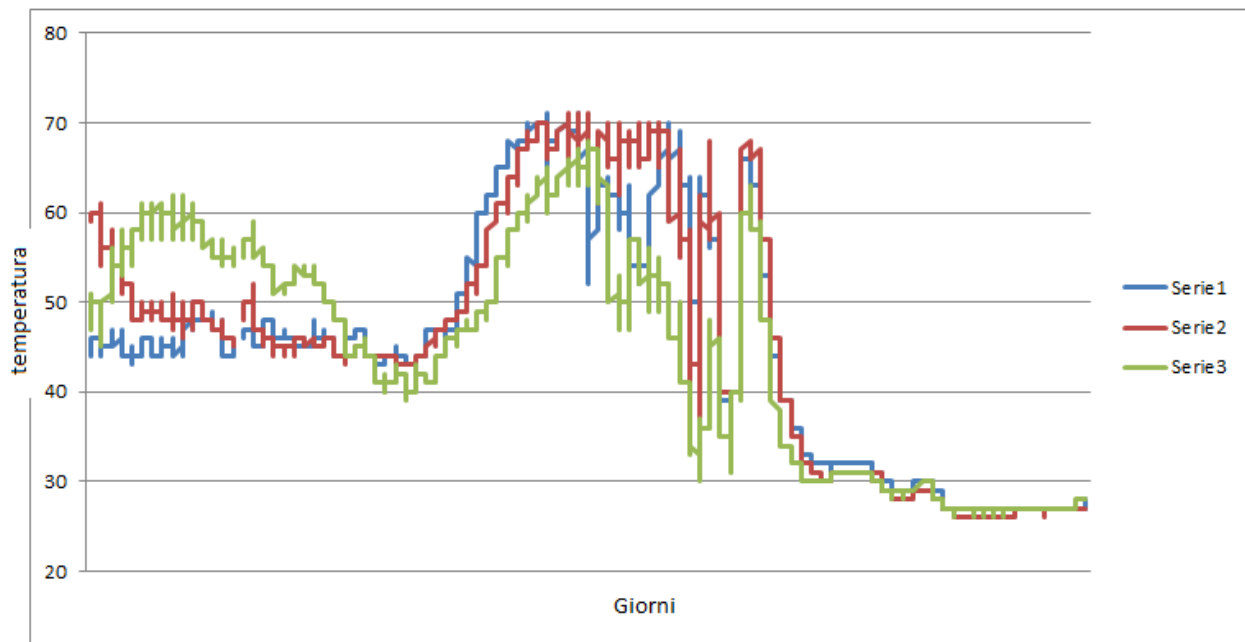


Figura 82 andamenti delle temperature rilevati nei diversi punti dell'impianto

Il grafico riportato in Figura 82 delinea gli andamenti delle temperature rilevati nei diversi punti dell'impianto; si può notare che la massa permane ad una temperatura superiore ai 55°C per un periodo di tempo superiore ai tre giorni (previsti per legge) richiesti per la sua igienizzazione.

Il primo scarico dall'impianto c'è stato dopo 58 giorni dall'avviamento; il materiale è stato vagliato e posto in cumulo all'interno di un gabbiotto, provvisto di aperture per il passaggio di aria, dove ha completato la maturazione in circa 40gg; il sovrallo è stato invece rimesso in testa all'impianto per un suo ulteriore utilizzo come strutturante (oltre al pellet).

Durante il periodo di maturazione il cumulo è stato rivoltato, umidificato e monitorato, in particolare temperatura ed umidità, in maniera da garantire la giusta aerazione ed il tasso di umidità richiesti dal trattamento biologico aerobico.



Figura 83 Cumulo in maturazione al coperto, posizionato all'interno di un gabbiotto (per protezione da agenti atmosferici e da eventuale contaminazione da fattori esterni)

Analisi chimico-fisiche e biologiche

Il compost, a maturazione completata, è stato caratterizzato come previsto nell'allegato 2 del D.lgs. 75/2010 aggiornato dal D.lgs del 10 luglio 2013, normativa di riferimento per la definizione del "compost di qualità"; sono stati determinati i contenuti dei metalli pesanti e degli elementi relativi alla fertilità (nutrienti: N,P,K totali) i cui valori sono riportati nella tabella che segue.

Tabella 39 Tenore dei metalli pesanti (valore medio mg/kg s.s.) e macronutrienti (valore medio % s.s.)

Elemento	Valore medio (mg/kg)	Limiti D.lgs.10/07/2013 (mg/kg)
Ni	26,5 ± 1,5	100
Cu	31,1 ± 0,5	230
Cd	0,26 ± 0,003	1,5
Pb	4,72 ± 0,82	140
Zn	70,9 ± 5,4	500
Hg	0,030 ± 0,001	1,5
Cr(VI)	0,27 ± 4	0.5

Elemento	Valore medio (%)
K	0,82 ± 0,01
P	0,248 ± 0,004
Mg	0,157 ± 0,002
Ca	3,54 ± 0,08
Mn	75,3 ± 1,5
Fe	0,27 ± 0,01

Come si evince dai risultati, i valori relativi ai metalli pesanti rientrano ampiamente nei limiti imposti dalla normativa vigente a garanzia della "qualità ambientale" del compost di cui è anche confermata la "qualità agronomica" come dimostrano i contenuti di N, P e K; è importante ricordare il ruolo svolto da questi macronutrienti che contribuiscono a mantenere le proprietà fisiche del terreno e ad apportare elementi naturali di fertilità chimica (per le piante) e biologica (per i terreni in cui favoriscono lo sviluppo e l'azione della microflora microbica).

Nella tabella successiva sono invece elencati i risultati relativi alle caratterizzazioni chimico-fisiche e alle determinazioni dei parametri che definiscono la maturità (HA +HF) e la stabilità (l'IRDP) del compost.

Tabella 40 Caratterizzazione chimico-fisica (valori riferiti alla s.s.)

Campione	U %	C tot % s.s.	N tot % s.s.	C/N	pH	IRDP (mgO ₂ /Kg SV ¹ h ⁻¹)	HA+FA C%	Ind.Germ media %	Salmonella	E. coli
1 ^a compost	11	40	2,5	16	7,7	1600	7,2	65	Assente	Assente
Decreto 10luglio2013	Max 50%	Min 20%	Az.org. ≥80% del tot	Max 25	6-8,8		Min 7%	IG 30% ≥ 60%	Assenza in 25 g di camp.tq	< di 10 ² in 1 g di camp. tq

I risultati relativi ad umidità e pH rientrano nei limiti previsti dall'Allegato 2 così come il rapporto C/N, che costituisce un parametro di riferimento per la preparazione delle miscele di residui organici da inviare a compostaggio.

Anche i valori relativi alla maturità del prodotto rientrano nei limiti previsti dalla normativa vigente che indica, per l'ammendante compostato misto, un contenuto minimo di acidi umici e fulvici pari al 7% sul secco.

Sul campione di compost è stato determinato, anche se non previsto dall'Allegato 2, l'indice respirometrico dinamico (IRDP), parametro che misura il grado di stabilità biologica del prodotto in termini di fermentescibilità / putrescibilità residua nel materiale compostato; la misura dell'indice respirometrico consente di verificare il raggiungimento della stabilità del compost (ovvero del momento in cui sono ultimati i processi biochimici a carico della sostanza organica posta a compostaggio), a garanzia dell'assenza di fitotossicità e della compatibilità agronomica tra sostanza organica compostata, suolo e piante che in esso dimorano.

La normativa impone di effettuare il saggio di fitotossicità considerando un rapporto percentuale del 30% e richiede che, l'indice di germinazione (IG) in tali condizioni risulti superiore od uguale al 60%, affinché la matrice analizzata sia idonea all'utilizzo come Ammendante Compostato Misto.

I risultati dei test di fitotossicità, riportati nella precedente tabella, sono concordanti con quelli ottenuti dalle prove respirometriche, a conferma della effettiva stabilità conseguita dal compost.

In riferimento ai parametri biologici, l'allegato 2 della normativa vigente prevede la determinazione di Salmonella ed Escherichia coli al fine di verificare la presenza di organismi patogeni nel compost; il test ha dato esito negativo a conferma del raggiungimento della temperatura di processo e dell'igienizzazione del compost prodotto.

E' importante sottolineare che in qualsiasi tipologia/potenzialità impiantistica, per ottenere un compost di qualità agronomico/ambientale, oltre a garantire un corretto andamento del processo, è fondamentale individuare la corretta combinazione dei materiali che formano il substrato organico di partenza; la "ricetta" utilizzata nella suddetta attività sperimentale, è stata predisposta in relazione alle matrici organiche reperibili all'interno del Centro Casaccia ed alle disposizioni tecnico-gestionali da parte del fornitore dell'impianto di compostaggio.

A conclusione della prima fase della campagna sperimentale, si può affermare che non sono stati rilevati problemi e/o difficoltà tecnico-gestionali nella conduzione dell'impianto.

La frazione organica è stata trattata in impianto per circa 55 giorni durante i quali è stata rivoltata ed aerata grazie alla rotazione automatica del cilindro (che permette anche lo svuotamento dell'impianto). Nell'ambito dei 55 giorni di permanenza in impianto, il materiale è stato mineralizzato e una volta scaricato, ha completato la maturazione all'esterno; il pellet è risultato idoneo al suo utilizzo come strutturante anche se, sono in via di predisposizione prove sperimentali volte ad individuare e testare strutturanti alternativi.

Nonostante la sua semplicità, il biofiltro è risultato efficientissimo ed ha garantito l'assenza completa di emissioni maleodoranti; non è sorta l'esigenza di attivare il sistema di riscaldamento, annesso all'impianto, in quanto il processo si è attivato spontaneamente.

In riferimento ai risultati complessivi ottenuti, si evince quanto segue:

la tecnologia testata non ha fatto rilevare particolari criticità gestionali; il compostatore di comunità permette un appropriato monitoraggio del processo biologico aerobico e consente il raggiungimento delle T richieste perché la massa risulti igienizzata. Al termine della fase attiva (mineralizzazione) all'interno dell'impianto, il materiale processato e scaricato (compost fresco) necessita di ulteriori giorni affinché completi la maturazione, nel pieno rispetto dei tempi previsti dal processo di compostaggio.

L'abbinamento ottimale tra organico e strutturante ha permesso *di ottimizzare i consumi elettrici* e di non utilizzare il sistema di riscaldamento da 0,5 kW sia nella fase di avvio iniziale che per tutta la durata del processo con un risparmio giornaliero di 2,5 kWh.

Riguardo al prodotto ottenuto, si conferma la qualità del compost: l'ammendante compostato risulta inodore, presenta il classico aspetto di terriccio e risponde a tutti i requisiti e parametri chimico- fisici imposti dalla normativa vigente.

2.7.4 Metodologia e predisposizione di un sistema di rete per la gestione del compostaggio a piccola scala con l'approccio Internet Of Things (IOT) "Il compostino".

Con questa attività si è avviata la sperimentazione per dotare i compostatori elettromeccanici di un sistema di rete per la gestione del compostaggio di comunità e sviluppo di sensori a basso costo per il monitoraggio e gestione del processo di compostaggio con l'approccio dell'Internet Of Things (IOT), basato sulla piattaforma "arduino" e sulla relativa sensoristica.

Il sistema è stato denominato *compostino*.

Come è noto Arduino è un progetto open source: chiunque può accedere liberamente agli schemi elettrici della scheda e al software di programmazione. Questo ha permesso la nascita di molte altre schede, dette "cloni", con caratteristiche aggiuntive o più minimali. Grazie all'open source, la comunità degli utilizzatori di Arduino e in generale dei *maker* è cresciuta in modo esponenziale negli ultimi anni. I *makers*, o artigiani digitali, costituiscono un movimento culturale contemporaneo che rappresenta un'estensione su base tecnologica del tradizionale mondo del bricolage.

Insieme ad Arduino sono stati sviluppati, da numerose aziende elettroniche, sensori a basso costo che permettono l'acquisizione di dati di varia natura. I prezzi di seguito indicati sono quelli relativi a quelli trovati sulle principali piattaforme di *ecommerce*.

L'attività avviata è integrata e completata con una collaborazione con l'Università della Tuscia, Dipartimento DIBAF che ha avviato un'attività sperimentale simile ma con un percorso indipendente e *in parallelo* e, al termine del quale, verranno confrontati i risultati.

In particolare, ha realizzato ed è avviata la sperimentazione di un prototipo multi-sensore per il monitoraggio delle fasi di maturazione del compost in cumulo attraverso l'acquisizione dei parametri essenziali per la valutazione del processo quali temperatura, umidità e respirazione microbica ed emissioni di GHG come il metano

Predisposizione e sviluppo di sensori e attrezzatura per il monitoraggio e controllo del processo di compostaggio

Le compostiere elettromeccaniche, della capacità da poche a centinaia tonnellate/anno, sono composte da (Figura 84 *Schema di un compostatore elettromeccanico e punti di misura suggeriti*):

- una zona di conferimento rifiuti organici + strutturante con un tritatore (opzionale) che sminuzza gli scarti;
- una o più camere (tipicamente di forma cilindrica) ove gli scarti di cucina e lo strutturante subiscono la prima fase di compostaggio. L'avanzamento della massa è assicurato dalla presenza di braccia meccaniche (aspi) o dalla rotazione dell'intera camera. Le camere sono tipicamente in acciaio inossidabile e spesso ricoperte da un isolatore termico (tipo neoprene);
- da un sistema di areazione forzata tipicamente composto da una ventola che estrae l'aria;
- da un sistema di abbattimento degli odori (biofiltro) che potrebbero generarsi nel caso di una cattiva gestione del macchinario;
- un'area dove terminare la maturazione (seconda fase), per esempio in cumulo.

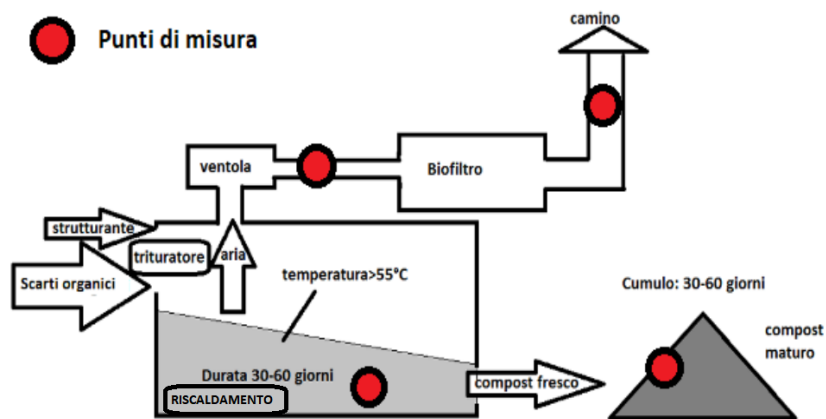


Figura 84 Schema di un compostatore elettromeccanico e punti di misura suggeriti.

Sistema di monitoraggio e controllo proposto

Il sistema proposto è basato su una rete di sensori che inviano via radio le misure ad un nodo centrale che poi le invia ad un server web e da una serie di attuatori (relè) che permettono un *feedback* sulla macchina. Esistono vari modelli di Arduino. L'Arduino nano è stato selezionato per le sue piccole dimensioni e per la porta seriale integrata. La Arduino Nano 3.3 è una scheda basata sul microcontrollore ATmega328. La scheda Arduino è dotata di 14 pin di input/output digitali, 8 input analogici, un quarzo a 16MHz, un connettore Mini-B USB, un connettore per la programmazione ICSP ed un pulsantino per il reset della scheda. Analoga scelta è stata effettuata dalla Tuscia.

Per cominciare ad utilizzare la Arduino Nano 3.3 è semplicemente necessario connettere la scheda ad un PC tramite un cavo mini-USB oppure fornire una tensione di alimentazione esterna non regolata compresa fra 6V e 20V collegandola al pin 30 oppure fornire una tensione di alimentazione regolata a 5V collegandola al pin 27. La sorgente di alimentazione viene selezionata automaticamente scegliendo quella che fornisce il valore di tensione maggiore.

La scheda Arduino Nano 3.3 è compatibile con molte schede (*shield*) progettate per la Arduino Duemilanove o Diecimila. Il costo di un Arduino nano (clone) è di circa 2 euro cadauno. Per le trasmissioni interne alla rete si è scelto il modulo nRF24L01 a 2.4GHz preferendolo alle trasmissioni bluetooth. Il costo è di circa 2 euro a modulo. Sono necessari però resistenze e condensatori per essere utilizzato con Arduino. E' consigliabile quindi l'acquisto di adattatori (costo 1,5 euro). L'università della Tuscia ha invece suggerito il Transceiver RFM69HCW 432 Mhz (costo 10 euro). Per la trasmissione dati al server web si stanno sperimentando i moduli GSM/GPRS/SMS tipo SIM800L e i SIM900 (Tuscia) (a circa 15/20 euro) dotati di schede M2M (Machine to Machine). La SIM800L ha un'alimentazione da 3,4V a 4,5V e richiede quindi uno *stepdown* per ridurla da quella disponibile su Arduino. Fortunatamente la SIM800L versione 2 fornisce la possibilità di essere alimentata a 5 V ed è quindi compatibile con un'alimentazione di Arduino. Le schede M2M della TIM hanno un costo di acquisto di 10 euro e di 0,5 euro/mese (fino a 500 kb/mese).

Sono stati identificati quattro punti di misurazione:

1. Nel materiale interno al corpo della macchina ove rilevare temperatura ed umidità. Il collegamento con il corpo macchina cilindrico, qualora esso ruoti, rappresenta un problema (se si esclude la soluzione con contatti striscianti) che è stato affrontato con un'alimentazione wireless o con un rilevamento della sola temperatura con un sensore ad infrarosso. La figura 2 presenta un prototipo dove un apparato composto dal sensore, da Arduino e da un trasmettitore radio rileva la temperatura e la trasmette ad un altro Arduino che, nell'esempio, è collegato al display LCD (6 euro). L'alimentazione è presente solo in posizione di riposo e non durante la rotazione (che avviene raramente, per esempio una volta all'ora) e dove il dato sarebbe privo d'interesse. Mentre questa soluzione può essere adottata anche per l'umidità lo stesso non si può dire per l'infrarosso che, oltre ad essere limitato alla sola temperatura, dovrebbe correlare la temperatura esterna a quella interna, magari rimuovendo l'isolamento termico. I sensori di temperatura e umidità hanno

- costi inferiori ai 5 euro. I sensori che fornivano l'umidità relativa hanno fornito quasi sempre valori limite al 100%.
2. All'uscita della ventola e prima del biofiltro. In questo caso può essere anche utile rilevare la CO₂ (che è complementare all'ossigeno e il cui rilevamento possiamo omettere), il metano (per evidenziare processi anaerobici) e l'ammoniaca. Non sono stato trovati sensori economici per l'ammoniaca che può qui raggiungere concentrazioni anche superiori ai 3000 ppm prima del biofiltro. In questa posizione e nella successiva è utile effettuare delle misure di portata d'aria (diverse decine di m³/ora) in funzione del regime della ventola in modo da trasformare le concentrazioni in portate. A titolo d'esempio per una macchina con un m³ di materiale, in tipica lavorazione, si hanno emissioni concentrazioni di CO₂ intorno al 2% (in atmosfera si hanno concentrazioni di 0,0407%) e portate inferiori ai 200 gr/h emesse in atmosfera. Il sensore più economico individuato è il MH-Z16 NDIR CO2 della *Sandbox Electronics* con risoluzione da 0 a 10000 ppm acquistato a 68 dollari. La Tuscia ha invece indicato l'MG811 (circa 35 euro).
 3. Dopo il biofiltro prima dell'immissione in atmosfera. Qui è possibile rilevare anche l'ammoniaca con sensori di costo non troppo elevato (esempio TGS2444 a circa 75 euro/cad) con risoluzioni che arrivano ai 300 ppm, questi sensori sono utilizzati negli allevamenti. Le misure hanno evidenziato la quasi totale cattura dell'ammoniaca dal biofiltro. Si ritiene che l'ammoniaca sia un buon indicatore *proxy* del cattivo odore percepito. Test sono in corso con il sensore MQ4 per il metano.
 4. Nel cumulo di maturazione. Per il cumulo si sono utilizzate aste in alluminio con punte con realizzate in PLA con la stampante 3D che ospitano i sensori (figura 3). Al fine di trovare sperimentalmente l'angolo (alla punta del cono) ottimale per la penetrazione nel cumulo si sono realizzate diverse punte e trovato l'ottimo sperimentalmente su cumuli di diversa consistenza. I risultati mostrano un ottimo intorno ai 60°. Risultato questo adottato anche nei penetrometri in uso nella geotecnica.

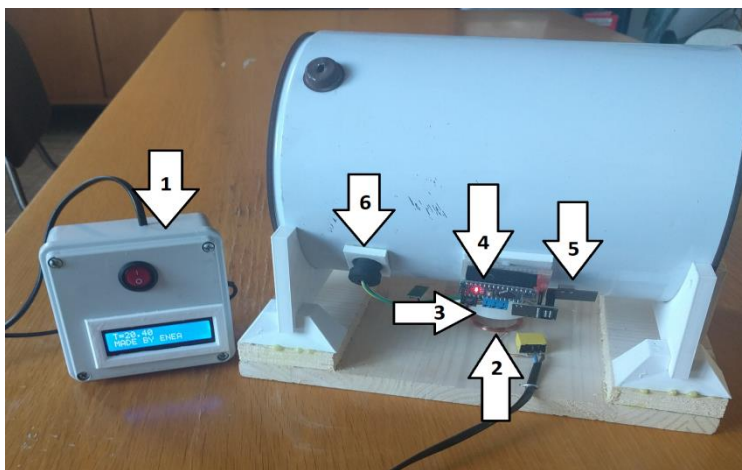


Figura 85 Modello per il test dell'alimentazione wireless di Arduino e trasmissione dati

Nella Figura 85:

- Ricevitore dotato di Arduino nano, radio e LCD
- Spira per la creazione del campo magnetico
- Spira (all'interno del corpo realizzato in PLA) per la ricezione del campo magnetico
- Arduino nano
- modulo radio
- sensore di temperatura

Temperatura

Data l'eterogeneità intrinseca nella massa processata, che porta i parametri (es. la temperatura) a variare di alcuni gradi anche in materiali limitrofi, non sono richieste particolari accuratèzze nelle misure. In altre

parole errori dell'ordine del grado sono ampiamente tollerabili. Per la temperatura, che rappresenta forse il più importante parametro di processo, sono disponibili varie soluzioni per il range di temperatura desiderato: 0-80°C per il corpo macchina e 0-60°C per l'aria e i cumuli.

Termocoppie: in un circuito formato da due conduttori di natura differente, sottoposto a un gradiente di temperatura, si instaura una differenza di potenziale. Questo fenomeno è sfruttato dalle termocoppie. Esiste una grande varietà di termocoppie, distinguibili in base ai due conduttori elettrici che compongono la giunzione ed al campo di applicazione. Nel progetto si stanno sperimentando le termocoppie di tipo K, che sono di uso generale, economiche e disponibili in una grande varietà di formati. La termocoppia acquistata ha un range da 0 °C a 800 °C. La sensibilità è di circa 41 $\mu\text{V}/^\circ\text{C}$. Il segnale va quindi amplificato. Una termocoppia con il modulo di amplificazione MAX6675 può essere acquistata a circa 4 euro.

La termoresistenza è un sensore di temperatura che sfrutta la variazione della resistività di alcuni materiali al variare della temperatura. Ne esistono in commercio diversi tipi che possono misurare temperature in un buon intervallo di temperatura (anche se inferiore a quello delle termocoppie). Molto diffuse sono le cosiddette Pt100, ovvero termoresistenze in platino (Pt), in cui la resistenza alla temperatura di 0 °C è pari a 100 Ω . Il PT100 viene commercializzato in due classi di diversa tolleranza. Il TCR (Temperature Coefficient of Resistance) di una termoresistenza indica la variazione media per grado celsius del valore della resistenza fra gli 0 °C e i 100 °C. Il PT100 ha un TCR molto basso e la lettura da parte di Arduino ha bisogno di amplificazione, per esempio con un MAX31865, acquistabile per circa 5 euro. Il PT100 può essere acquistato per circa 1 euro. Range di temperatura -30°C a 200°C.

Termometri ad infrarossi che deduce la temperatura da una parte della radiazione termica (radiazione di un corpo nero) emessa dall'oggetto da misurare. Sono quindi termometri senza contatto. Il MLX90614ESF è stato acquistato a 6 euro. Range da -40°C a 125°C.

Termometri basati sulla fisica dello stato solido: si tratta essenzialmente di diodi e/o transistor che hanno comportamenti dipendenti dalla temperatura. Tra di essi si sono sperimentati i DS18B20 della Maxim, range -55°C-125°C, (versione impermeabile a 2 euro); l'LM35DZ con range -55°C a 150°C; il TMP36 range -40°C a 150°C (2 euro); il DHT22 range -40°C a 80°, misura anche l'umidità relativa, acquistato a 2,5 euro.



Figura 86 Test di un sensore (DHT22 per umidità e temperatura, meno di 3 euro) e studio della forma ottimale delle punte.

Il feedback al processo, a fronte dei dati rilevati, può essere attuato regolando automaticamente la velocità della ventola, l'attivazione della stufa, il numero di rotazioni degli aspi o del cilindro con l'uso di potenziometri digitali e di relè. Su questo le sperimentazioni devono essere effettuate in una seconda fase. In particolare nella seconda fase il compostino verrà completato con i dispositivi di retroazione sopra citati e verrà effettuato il confronto sperimentale dei consumi elettrici a fronte di un sistema efficiente rispetto a uno mal gestito. La parte sensoristica verrà:

- verificata nella sua compatibilità e utilità nel sistema di controllo
- completata con la misura dei consumi elettrici istantanei e cumulati.

Enea svilupperà anche un simulatore del processo di compostaggio e del sistema di monitoraggio e controllo proposto per informazione e formazione per le utenze.

In parallelo con l'ENEA, il Dipartimento DIBAF dell'Università la Tuscia ha sviluppato un prototipo multi-sensore per il monitoraggio delle fasi di maturazione del compost in cumulo attraverso l'acquisizione dei parametri essenziali per la valutazione del processo quali temperatura, umidità e respirazione microbica ed emissioni di GHG come il metano. (RdS/PAR2016/031- "Sensoristica per il monitoraggio del processo di compostaggio", A. Vannini)

Si è trattato di progettare e realizzare anche per loro, un sistema multi-sensore capace di rilevare i dati essenziali durante le fasi di compostaggio e maturazione dei cumuli ed elaborarli e renderli disponibili su apparati di diverso genere (smatphone, PC, tablet, etc.)

Sono state svolte le seguenti attività:

A1. La prima fase del progetto ha riguardato il reperimento dei riferimenti bibliografici (inclusa 'grey literature') 3 argomenti: i) parametri di maturazione; ii) sensoristica per il monitoraggio e moduli di trasmissione e gestione del dato.

In particolare:

- i) Per quanto riguarda la valutazione del grado di maturazione del compost, a seguito della presa visione della letteratura di riferimento, si è deciso di adottare quale metodologia di riferimento quella riportata da Bernal et al. (2009) che individua il punto di maturazione a valori di **respirazione del carbonio** inferiori alla soglia di 10 mg CO₂ per gr di peso secco.
- ii) Per quanto riguarda la sensoristica, sono state prese in considerazione diverse opzioni presenti sia in letteratura che sul web, e, dopo una accurata fase comparativa, sono stati individuati i seguenti sensori: sensore CO₂, MHZ19 o MG811; sensore di metano, MQ4; sensore di temperatura e umidità aria, DHT22 o HDC080; sensore di umidità capacitivo (humisol – non commerciale).
- iii) Per la gestione dei dati ci si è orientati su un micro-controller ATMEGA328; per l'invio e ricezione dati si è scelto il Transceiver RFM69HCW 432 MHz e il GSM modem SIM900 per trasmissione dati su server.
- iv) Il sistema è poi corredato di una SD card per la memorizzazione e di una batteria

A2. La seconda fase del progetto ha riguardato l'assemblaggio della componente sensoristica e delle componenti di gestione dati in un sistema multi-sensore per il controllo dei parametri del processo di compostaggio.

Il sensore di CO₂ utilizzato in questo primo assemblaggio è il modello MHZ19 con un sensibilità compresa tra 300 e 5000 ppm. Per quanto riguarda temperatura e umidità, in questa prima fase è stato utilizzato il sensore DHT22 (Figura 87)

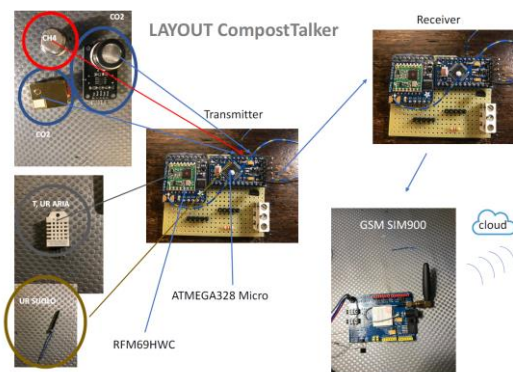


Figura 87 Layout del sistema multisensore Compost Talker

La versione attuale del sistema è una pre-prototipale che è stata utilizzata in cumuli in ambiente confinato per verificarne la funzionalità (Figura 88)



Figura 88 Il sistema multi-sensore assemblato nella versione pre-prototipale

A3. La terza fase del progetto ha riguardato l'utilizzo in ambiente confinato del sistema multi-sensore per verificarne la funzionalità e la trasmissione del dato.

Le prove sono state svolte presso l'Azienda Didattico-Sperimentale dell'Università degli Studi della Tuscia. Si è deciso di operare secondo 2 tipologie di installazione del sistema multi-sensore:

- i) collocazione all'interno del cumulo;
- ii) collocazione all'esterno del cumulo permettendo la misurazione dei parametri attraverso un'asta cava la cui estremità è stata inserita in profondità nel cumulo.



Figura 89 Sistema multi-sensore collocato su asta cava inserita nel cumulo

In questa fase i dati vengono trasmessi ad un LabTop collocato all'interno di una serra a pochi metri dal cumulo.

Le prove di misura hanno dato risultati soddisfacenti in termini acquisizione e trasmissione del dato per tutti i parametri eccetto la CO₂ in quanto il sensore MHZ19 è andato velocemente in saturazione.

Le prove in campo hanno evidenziato i seguenti risultati:

1. E' possibile trasmettere con buon segnale di ricezione (> -65dB) dall'interno del cumulo di compost all'esterno (valori più positivi significano maggiore segnale).
2. Sono stati misurati i parametri di CO₂, CH₄, Temperatura e umidità dell'aria. Un andamento dei dati si vede in Figura 3. In particolare la CO₂ è saturata (>5000 ppm) dopo poco l'inserzione nel cumulo, mentre il CH₄ mostra un andamento di crescita regolare così pure la temperatura, mentre l'umidità dell'aria satura velocemente. Il segnale RSS mostra una riduzione subito dopo l'inserzione nel cumulo per poi rimanere costante fino alla sua rimozione in cui torna ad aumentare. N certo degrado del segnale si nota a circa metà dell'esperimento, comunque entro livelli ancora accettabili per la trasmissione. Infatti non si sono avuti pacchetti di dati persi.

Sostituzione sensore CO2 MHZ19 con MG811

Le attività sono proseguite mediante il test di nuovi sensori di CO₂. In particolare è stato utilizzato il sensore MG811 per la CO₂ che ha un range di operazione fino a 10000ppm. Il sensore è montato su una 'evaluation board' e si presta ad una successiva ingegnerizzazione. Il consumo di corrente è di circa 150 mA in quanto necessita di riscaldamento. Le prove sono state eseguite su un cumulo all'aperto con il sensore inserito a circa un metro di profondità. In questo caso, rispetto alle prove precedenti, il microcontrollore e la parte di trasmissione dati sono all'esterno del cumulo evitando il problema della trasmissione attraverso il cumulo, comunque risolto mediante tecnologia LoRa a 432 MHz.

L'andamento della CO₂ aumenta nel tempo (dopo circa 2 giorni dall'inserimento per poi stabilizzarsi). La temperatura è comunque stabile con poche variazioni diurne ma, in relazione alla stagione piuttosto bassa da non permettere una significativa attività microbica.

Il consumo in corrente del sensore è piuttosto elevato per essere alimentato a batteria per periodi lunghi, in quanto il sensore funziona con una reazione elettrochimica che avviene ad alta temperatura. Per questo motivo si stanno provando altri sensori come il MH-Z14 e MH-Z16 che funzionano con la tecnica NIR a dispersione e quindi a basso consumo di corrente.

Trasmissione dati

E' stato implementato il protocollo GSM/GPRS per la trasmissione dei dati su *cloud*. Quindi il sensore a regime invia dati via radio LoRA ad un concentratore che a sua volta raccoglie altri sensori (fino a 256 nella configurazione attuale, comunque espandibile per multipli di 256 ed eventualmente implementabile in configurazione mesh).

In relazione a queste prove e ai loro risultati si è predisposta l'attività sperimentale da avviare nel PAR 2017 che riguarderà

1. Testare e calibrare i nuovi sensori di CO₂,
2. Introdurre un sensore capacitivo per la misura di umidità del compost
3. Verifica della funzionalità a diversa geometria con prelievo dell'aria mediante inserzione di un'asta nel cumulo,
4. Ulteriore miniaturizzazione dei componenti realizzando una componentistica SMT su PCB.
5. Realizzazione del sensore per produzione in larga scala.

3 Conclusioni

Il lavoro descritto nel presente documento sintetizza le attività svolte nell'ambito del PAR 2016 relativamente all'Obiettivo f, riguardante la sostenibilità dell'ambiente urbano promossa tramite un sistema integrato di gestione e valorizzazione della risorsa idrica e del rifiuto organico. In questa seconda annualità del triennio, la prima per l'obiettivo f, si è approcciato lo studio di un sistema integrato di monitoraggio e diagnostica in tempo reale per la gestione efficiente della risorsa idrica (Smart Water) e del rifiuto organico (Smart Waste). Sono state individuate come tematiche di ricerca prioritarie per la "Smart City" la *distribuzione idrica*, la *gestione delle acque meteoriche*, la *depurazione delle acque reflue* e il *trattamento del rifiuto organico*. Per ciascuno di questi settori si riportano di seguito le conclusioni del lavoro fin qui svolto.

Per la *distribuzione idrica*, partendo dall'analisi dello stato dell'arte dei sistemi di smart metering è stato possibile definire l'architettura di un sistema con caratteristiche particolarmente interessanti. Esso consente al gestore del servizio una maggiore libertà nella scelta dei dispositivi di misura intelligenti da utilizzare permettendogli, a seconda delle proprie esigenze, di installare smart meter di marche diverse, purché sfruttino protocolli di comunicazione aperti. Inoltre, nel caso di multi-utility, i gestori godrebbero della possibilità di monitorare in tempo reale il consumo di più servizi con un'unica infrastruttura, riducendo rispetto alla gestione separata, i costi d'investimento e di gestione legati alle diverse infrastrutture da impiegare. Ulteriori vantaggi che deriverebbero dalla diffusione del sistema di smart metering presentato consistono nella possibilità, per il gestore, di definire costantemente bilanci idrici aggiornati e, per gli utenti, di acquisire sensibilità sul tema del risparmio idrico, potendo consultare in continuo lo stato del proprio consumo. Per valutare i benefici che deriverebbero dall'implementazione del sistema di monitoraggio proposto, è stato realizzato un laboratorio presso Gorino Ferrarese (FE), distretto alimentato dalla rete di adduzione in un unico punto, dove viene misurato l'impresso in rete. A seguito dell'installazione di smart meter di tipo elettromagnetico in corrispondenza di ciascuna delle utenze presenti nel distretto, per oltre un anno sono state rilevate, utilizzando un sistema di tipo RMR, le serie di consumo idrico di ciascuna delle utenze. L'analisi delle serie dei consumi delle singole utenze ottenute con passo temporale breve (tra 5 minuti e un ora) ha permesso di individuare diverse tipologie di fughe d'acqua, differenti tra loro per entità e comportamento. La base di dati ottenuta per mezzo dell'infrastruttura di smart metering si è pertanto dimostrata utile per l'implementazione di sistemi futuri che possono consentire la diagnosi automatizzata della rete a livello di singolo utente.

Sono stati valutati i vantaggi tanto per gli utenti quanto per i gestori del servizio. Il sistema di monitoraggio in tempo reale dei consumi idrici presentato rappresenta uno strumento capace di ottimizzare la gestione della rete idrica, supportando i processi decisionali e costituisce il punto di partenza per trasformare le attuali infrastrutture di distribuzione idrica nelle cosiddette smart water grid.

Relativamente alla *gestione delle acque meteoriche*, è stata presentata una visione generale delle reti di drenaggio, analizzandone le caratteristiche di base e le problematiche ricorrenti legate ai cambiamenti climatici e valutando le possibili soluzioni tecnologiche per ridurre i rischi ad essi connessi. L'analisi dell'intero sistema di drenaggio ha reso possibile la definizione dei KPI (Key Performance Indicators) ossia di indicatori di prestazione in grado di fornire informazioni sullo stato di funzionamento della rete nella sua totalità o su porzione di essa. Questi indicatori risultano essere un mezzo per la valutazione della gestione del servizio in termini di comportamento della rete nel tempo o permettendone il confronto con altre reti. Per garantire la salvaguardia dell'efficienza del sistema fognario, si è quindi focalizzata l'attenzione sui sistemi di Early Warning (EW) e di controllo in tempo reale (RTC) analizzando e confrontando le differenti tipologie esistenti fino ad arrivare ad una schematizzazione del loro funzionamento per fasi dell'intero sistema di monitoraggio. A titolo esemplificativo è stata scelta la rete di drenaggio della città di Rimini e attraverso la modellazione di differenti scenari è stato possibile analizzare il funzionamento del sistema. Nello specifico sono stati analizzati eventi sintetici costituiti da ietogrammi di tipo Chicago con tempo di

ritorno pari a 2 e 10 anni, ed un evento reale che ha provocato l'allagamento di parte della città. La modellazione idraulica della rete implementata per la città di Rimini ha permesso di valutare le criticità della rete e, allo stesso tempo, rappresenta una base di partenza per la programmazione e la valutazione di interventi migliorativi sul territorio quali l'inserimento di tecnologie verdi e l'installazione di una rete di controllo in tempo reale connessa ad un sistema di Early Warning.

Per quanto riguarda la depurazione delle acque reflue si è potuto verificare come, in ambito nazionale, per garantire una sostenibilità di lungo termine al settore della depurazione dei reflui municipali, si rendono necessari interventi di efficientamento energetico e funzionale degli impianti di trattamento. Tali interventi richiedono una preliminare valutazione degli effettivi margini di ottimizzazione conseguibili e la successiva individuazione degli scenari d'intervento appropriati. In relazione a tale esigenza, ENEA ha implementato una metodologia di analisi e di valutazione degli impianti di depurazione al variare delle loro caratteristiche peculiari (es. taglia dimensionale, localizzazione, caratteristiche dei reflui influenti, configurazione del ciclo di trattamento, età e stato di manutenzione, efficienza dei dispositivi installati, etc.), con la finalità di individuare le opportune misure di ottimizzazione energetico-funzionale e nell'ottica di favorire l'estensione dell'approccio previsto dalla piattaforma Smart Water al settore della depurazione. In particolare, si è proceduto alla costruzione di un dataset di riferimento basato su dati reali nazionali ed internazionali ed alla introduzione di opportuni indicatori di prestazione energetica (o Key Performance Indicators, KPIs). Entrambi sono risultati funzionali ad un approccio di benchmarking, che si è rivelato un supporto indispensabile per la conduzione di diagnosi energetiche di dettaglio e per la individuazione delle principali criticità impiantistiche, anche riferite alle singole unità di processo. Con riferimento ad un numero limitato di impianti significativi, inoltre, è stata verificata la possibilità di integrare i suddetti strumenti di diagnosi con modelli matematici in grado di restituire l'andamento dinamico e pressoché in tempo reale dei consumi energetici (ovvero dei KPIs) al variare delle condizioni operative degli impianti. Tale opzione, rappresenta un passo necessario per un completo ed efficace inquadramento del settore depurativo nell'ambito della piattaforma Smart Water ed i risultati ottenuti evidenziano la possibilità di un impiego efficace dei modelli di simulazione a tale scopo.

Per verificare le prestazioni del sistema di controllo brevettato da ENEA e dal titolo "Gruppo per la gestione automatizzata di impianti per il trattamento biologico di acque reflue" è stata prevista l'installazione su un impianto reale. Lo *scale up* prevede la gestione di una linea di un depuratore che disporrà di una linea gemella da utilizzare come confronto per un benchmark. La linea priva di controller gestita in modo tradizionale, servirà per effettuare tutti i test di comparazione necessari al fine di valutare le performance del controller sia in termini di ottimizzazione delle rese depurative che energetiche, quindi dei benefici ambientali perseguibili (risparmio energetico, affinamento dell'effluente).

Per quanto riguarda gli aspetti connessi al tema del *trattamento del rifiuto organico* l'attività avviata nel 2016 ha puntato alla prototipazione di un sistema a rete applicabile a compostiere elettromeccaniche distribuite e monitorate con la stessa piattaforma ICT ("SMART WASTE"). Queste sono collegate alla rete elettrica e normalmente gestite da un PLC che regola, in maniera prestabilita, il funzionamento della macchina (velocità di movimentazione, ventole ecc. In questa prima fase è stato acquisito un compostatore elettromeccanico ed è stata avviata la prima campagna di sperimentazione e ottimizzazione del processo con l'utilizzo degli scarti organici della mensa presente nel Centro di ENEA Casaccia. Nella attività è stato valutato il processo e gli utilizzi del prodotto (compost). Sono state fatte le prime sperimentazioni sulla sensoristica, a basso costo, che permetta il monitoraggio, la gestione remota ottimizzata, l'alimentazione da fonti rinnovabili (es. pannelli solari) di queste macchine. I risultati della sperimentazione sono stati particolarmente interessanti in relazione alla minimizzazione dei consumi elettrici. È stato predisposto un primo sistema di rete, denominato "compostino", per la gestione del compostaggio di comunità con l'utilizzo di sensori a basso costo per il monitoraggio e gestione del processo di compostaggio con l'approccio dell'Internet Of Things (IOT).

La metodologia e lo sviluppo del sistema ENEA sono stati confrontati e integrati con l'attività sperimentale del Dipartimento DIBAF dell'Università di Viterbo sulla stessa tematica che ha realizzato un prototipo multi-sensore per il monitoraggio delle fasi di maturazione del compost in cumulo attraverso l'acquisizione dei parametri essenziali per la valutazione del processo quali temperatura, umidità, respirazione microbica ed emissioni di GHG come il metano. In relazione a queste prove e ai loro risultati si è predisposta l'attività sperimentale da avviare nel PAR 2017 che riguarderà la realizzazione di un prototipo di compostatore col sistema "compostino" e di testare e calibrare i sensori.

4 Riferimenti bibliografici

- [1] Towards efficient use of water resources in Europe. EEA report No 1/2012. European Environment Agency.
- [2] ICT as an Enabler for Smart Water Management ITU-T Technology Watch Report (2010) <http://www.itu.int/ITU-T/techwatch>
- [3] Bates, B.C., Z.W. Kundzewicz, S. Wu and J.P. Palutikof, Eds., 2008: Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp.
- [4] Laura Alcalde-Sanz, Bernd Manfred Gawlik (2014) Water Reuse in Europe - Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation Luxembourg: Publications Office of the European Union
- [5] Dominic Waughray (2011) Water security : the water-food-energy-climate nexus. The World Economic
- [6] http://www.wmo.int/pages/prog/www/index_en.html
- [7] Smart water management in cities - ITU-T Focus Group on Smart Sustainable Cities (2014)
- [8]- Legambiente "Le città alla sfida del clima", (2017)
- [9] Directive 2006/32/EC of the European Parliament and of the Council of 5 April 2006 on energy end-use efficiency and energy services and repealing Council Directive 93/76/EEC
- [10] Climate change adaptation and disaster risk reduction in Europe — enhancing coherence of the knowledge base, policies and practices. European Environment Agency.
- [11] Debarati Guha-Sapir, Philippe Hoyois and Regina Below. Annual Disaster Statistical Review 2015 - The numbers and trends. Centre for Research on the Epidemiology of Disasters, University of Louvain Institute for Health and Society, Brussels, Belgium
- [12] <http://www.urbanflood.eu/Pages/aboutus.aspx>
- [13] IPCC. 2014. Climate Change 2014 Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland.
- [14] [R Soc Open Sci](#). 2016 May; 3(5): 160023.
- [15] CRS Report R42696, Weather-Related Power Outages and Electric System Resiliency.
- [16] World Meteorological Organization (2007), Global approach to address flash floods, in *MeteoWorld*
- [17] University Corporation for Atmospheric Research (2010), "Flash Flood Early Warning System Reference Guide"
- [18] Second Experts' symposium on Multi-Hazard Early Warning Systems (Toulouse, 2009), www.wmo.int/pages/prog/drr/events/MHEWS-II/index_en.html
- [19] Kevin Sene (2008) *Flood Warning, Forecasting and Emergency Response* Springer Science + Business Media B.V.
- [20] M. Pleau, O. Fradet, H. Colas, C. Marcoux, "Giving the rivers back to the public. Ten years of Real Time Control in Quebec City". *Novatech* (2010)
- [21] Seong-Sim Yoon and Eiichi Nakakita, "Application of an X-Band Multiparameter Radar Network for Rain-Based Urban Flood Forecasting". *Journal of Hydrologic Engineering*, 22-5 (2015).
- [22] M. Carbone, G. Garofalo, P. Piro, "Decentralized Real Time Control in combined sewer system by using smart objects". *Procedia Engineering*, 89 (2014), 473-478.
- [23] G. Cembrano, J. Quevedo, M. Salamero, V. Puig, J. Figueras, J. Marti, "Optimal control of urban drainage systems. A case study". *Control Engineering Practice*, 12(2004), 1-9.
- [24] R. Lowe, L. Vezzano, P.S. Mikkelsen, M. Grum, H. Madsen, "Probabilistic runoff volume forecasting in risk-based optimization for RTC of urban drainage system". *Environmental Modelling & Software*, 80 (2016), 143-158.
- [25] L. Vezzano, M.L. Christensen, C. Thirsing, M. Grum, P.S. Mikkelsen, "Water quality-based real time control of integrated urban drainage system: a preliminary study from Copenhagen, Denmark". *Procedia Engineering*, 70 (2014), 1707-1716.

- [26] M. Shutze, A. Campisano, H. Colas, W. Schilling, P.A. Vanrolleghem, "Real time control of urban wastewater system - where do we stand today?". *Journal of Hydrology*, 299(2004), 335-348.
- [27] M. Pleau, H. Colas, P. Lavallee, G. Pelletier, R. Bonin, "Global optimal real-time control of the Quebec urban drainage system". *Environmental Modelling & Software*, 20 (2005), 401-413.
- [28] O. Fradet, M. Pleau, A. Desbiens, H. Colas, "Theoretical and field validation of solutions based on simplified hydraulic models for real time control of sewer networks". Novatech (2010)
- [29] A. Campisano, J. Cabot Ple, D. Muschalla, M. Pleau, P.A. Vanrolleghem, "Potential and limitations of modern equipment for real time control of urban wastewater system". *Urban Water Journal*, 10 (2013), 300-311.
- [30] C. Sun, B.J. Duran, T. Maruejols, G. Cembrano, J. Meseguer, V. Puig, X. Litrico, "Real time control - oriented quality modelling in combined urban drainage networks". *IFAC paperonline*, 50 (2017), 3941-3946.
- [31] S. A. Koriche, T.H.M. Rientjes, "Application of satellite products and hydrological modelling for flood early warning". *Physics and Chemistry of the Earth*, 93 (2016), 12-23.
- [32] U. Hempel, J. Auge, M. Schutze, C. Engel, "Sensor-actuator-based network for an early-warning system in extreme weather conditions". 2nd IFAC Symposium on Telematics Application, Politehnica University, Timisoara (Romania), 5/8-10-2010.
- [33] Alvaro Rodríguez, Xavier Llord, David Sancho, Rafael Sánchez-Diezma, Ramon Bella, and Vicente Gomez, " Hidromet: A Cloud-Based EWS Platform For Real Time Urban Flood Warning" 11th International Conference on Hydroinformatics HIC, New York City, USA, 8-1-2014.
- [34] OECD/IEA, 2016, Water Energy Nexus, Excerpt Excerpt from the World Energy Outlook 2016 IEA Publishing, Licence: www.iea.org/t&c
- [35] U.S. EPA. 2012B. State and Local Climate and Energy Program: Water/Wastewater. Available: <http://www.epa.gov/statelocalclimate/local/topics/water.html>.
- [36] Spagni, A., Ferraris, M., Mattioli, D., Petta, L., Brunori, C. (2016). Water-energy nexus: la parte oscura del ciclo dell'acqua, cambiamenti climatici ed economia circolare. *Energia, ambiente e innovazione* 1/2016 (pp. 82-87).
- [37] US EPA, Environmental Protection Agency (2006). Wastewater management fact sheet, energy conservation. EPA 832-F-06-024.
- [38] M. Campanelli (2013). Incidenza dei consumi energetici sul costo del servizio idrico integrato. In: *Atti della 49a Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria Ambientale: Risparmio energetico negli impianti di trattamento dell'acqua*.
- [39] European Commission. COM(2015) 614 final – Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy. Brussels, 2015.
- [40] D.Lgs 4 luglio 2014, n. 102. Attuazione della direttiva 2012/27/UE sull'efficienza energetica, che modifica le direttive 2009/125/CE e 2010/30/UE e abroga le direttive 2004/8/CE e 2006/32/CE. (14G00113) (GU Serie Generale n.165 del 18-07-2014).
- [41] Direttiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 ottobre 2012 sull'efficienza energetica, che modifica le direttive 2009/125/CE e 2010/30/UE e abroga le direttive 2004/8/CE e 2006/32/CE.
- [42] Legge 6 agosto 2013, n. 96 Delega al Governo per il recepimento delle direttive europee e l'attuazione di altri atti dell'Unione europea - Legge di delegazione europea 2013. (13G00137) (GU n.194 del 20-8-2013)
- [43] D.Lgs 3 aprile 2006, n. 152 Norme in materia ambientale. (GU Serie Generale n.88 del 14-04-2006 - Suppl. Ordinario n. 96)
- [44] ISTAT 2012. Spese sostenute dall'economia italiana per la gestione dei rifiuti, delle acque reflue e delle risorse idriche. Anni 1997-2010. *Statistiche in breve*.
- [45] Office for National Statistic, National Accounts 2016 Blue Book, supply and use tables, reference year: 2014
- [46] Instituto Nacional de Estadística, costs and incomes (€) of management operators of public water supply and sanitation by Type of service and Type of accounting item, reference year: 2014

- [47] Campanelli M. 2011 Analisi del consumo e del costo energetico nel servizio idrico integrato. Atti della 45a giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Fiera Ecomondo, Rimini 11 Novembre 2011
- [48] AEEGSI, Relazione annuale sullo Stato dei Servizi e dell'attività svolta, 2012
- [49] AEEG, Relazione annuale sullo Stato dei Servizi e dell'attività svolta, 2014
- [50] AEEGSI, Relazione annuale sullo Stato dei Servizi e dell'attività svolta, 2017
- [51] Terna, Consumi energia elettrica per settore merceologico, 2016
- [52] DESTATIS, Economy and Use of Environmental Resources: tables on environmental-economic accounting, 2016
- [53] EPRI, Electricity Use and Management in the Municipal Water Supply and Wastewater Industries, 2013
- [54] Bodik I, Kubaská M. Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant. *Environ Prot Eng* 2013;39(2):15–24.
- [55] Longo S., d'Antoni B. M., Bongards M., Chaparro A., Cronrath A., Fatone F., Lema J. M., Mauricio-Iglesias M., Soares A., Hospido A., Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement *Applied Energy* 179 (2016) 1251–1268.
- [56] Sorlini S. Indagine del gruppo di lavoro "Gestione impianti di depurazione" sul consumo energetico: impianti di potabilizzazione, 49a giornata studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Genova, 23/10/2013.
- [57] Foladori P. Soluzioni gestionali per il risparmio energetico negli impianti di trattamento dell'acqua, 49a giornata studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Genova, 23 ottobre 2013
- [58] GUS, Gospodarka paliwowo-energetyczna w latach 2014 i 2015
- [59] Statistics Denmark, ENE1HA: Energy account in specific units by use and type of Energy
- [60] Federal Statistical Office, Economy and Use of Environmental Resources, Energy (Preliminary Report), 2016
- [61] Fundación OPTI e IDAE, Estudio de prospectiva: consumo energético en el sector del agua, 2010
- [62] Yang L. Operational energy performance assessment system of municipal wastewater treatment plants, 2010
- [63] De Gisi S., Casella P., Cellamare C.M., Ferraris M., Petta L., Notarnicola M. (2017). Wastewater Reuse. In: Abraham, M.A. (Ed.), *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, First Edition. Vol.4, 53–68, 2017.
- [64] Gu Y., Li Y., Luo P., Wang H., Robinson Z. P., Wang X., Wu J., Li F., The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants *Applied Energy* 204 (2017) 1463–1475
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.02.069>
- [65] Pan T, Zhu X, Ye Y. Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: a case study in China. *Ecol Eng* 2011;37(2):248–54.
- [66] Lackner S, Gilbert EM, Vlaeminck SE, Joss A, Horn H, van Loosdrecht MC. Fullscale partial nitrification/anammox experiences an application survey. *WaterRes* 2014;55:292–303.
- [67] Pasqualino J.C., Meneses M., Castells F., Life cycle assessment of urban wastewater reclamation and reuse alternatives. *Journal of Industrial Ecology* (2011) 15: 49–63.
- [68] Foladori P, Vaccari M, Vitali F. Energy audit in small wastewater treatment plants: methodology, energy consumption indicators, and lessons learned. *Water Sci Technol.* 2015; 72(6):1007-15. doi:10.2166/wst.2015.306
- [69] Fundación OPTI and IDAE, Estudio de prospectiva: consumo energético en el sector del agua, 2010
- [70] Nowak O. et al. Examples of energy self-sufficient municipal nutrient removal plants, 2011
- [71] Tao X., Chengwen W., 2012. Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants in China Conference: World Congress on Water, Climate and Energy, At Dublin, Ireland Do:10.13140/2.1.1228.9285
- [72] ERC 2017 <http://www.erc.uic.edu/energy-efficiency/illinois-energy-now-programs/waste-water-treatment-facilities-program>.

- [73] European Environment Agency Performance of water utilities beyond compliance Sharing knowledge bases to support environmental and resource-efficiency policies and technical improvements 2014 ISBN 978-92-9213-428-0 doi:10.2800/13253
- [74] Innella C., Barberio G., Brunori C., Musmeci F., Petta L. (2017). Economia Circolare in ambito urbano. *Energia Ambiente e Innovazione* 1/2017.
- [75] Ragazzo P., Falletti L., Chiucchini N., Serra G., Management optimisation and technologies application: a right approach to balance energy saving needs and process goals, 2013, 8 (2) wpt.2013028; DOI: 10.2166/wpt.2013.028
- [76] Jafarinejad, S. *Appl Water Sci* (2017) 7: 2513. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0446-8>
- [77] Verstraete, W. & Vlaeminck S.E., (2011) ZeroWasteWater: short-cycling of wastewater resources for sustainable cities of the future, *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 18:3, 253-264, DOI: 10.1080/13504509.2011.570804.
- [78] Corcoran, E., C. Nellemann, E. Baker, R. Bos, D. Osborn, H. Savelli (eds). 2010. Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme. UNEP UN-HABITAT, GRID Arendal. www.grida.no. ISBN: 978-82-7701-075-S.
- [79] Amiel C., Nawawi-Lansade D., Sorensen K., An optimal solution to achieve the energy neutral Waste Water Treatment Plant. IWA Publishing 2011 *Water Practice & Technology* Vol 6 No 4 doi:10.2166/wpt.2011.068
- [80] Rodriguez-Garcia G., Molinos-Senant, A. Hospido, F. Hernandez-Sancho ,M.T. Moreira, G. Feijoo Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research* 45 (2011) 5997-6010
- [81] Morera S., Comasa J., Pocha M., Corominas L., Connection of neighboring wastewater treatment plants: economic and environmental assessment of wastewater treatment plants, 2015. *Journal of Cleaner Production* 2014 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.047>
- [82] Benedetti L., Dirckx G., Bixio D., Thoeye C., Vanrolleghem P.A., Environmental and economic performance assessment of the integrated urban wastewater system. *J Environ Manage*2008;88(4):1262–72.
- [83] Van Leeuwen C.J., Frijns J. , Van Wezel A., Van de Ven F.H.M., City Blueprints: 24 Indicators to Assess the Sustainability of the Urban Water Cycle *Water Resour Manage* (2012) 26:2177–2197 DOI 10.1007/s11269-012-0009-1
- [84] Koop S.H. A., van Leeuwen C. J., Assessment of the Sustainability of Water Resources Management: A Critical Review of the City Blueprint approach *Water Resour Manage* (2015) 29:5649–5670 DOI 10.1007/s11269-015-1139-z
- [85] European Commission (2001) European Common Indicators. Towards a local sustainability profile – European common indicators; Methodology sheets.
- [86] Strzelecka A., Ulanicki B., Koop S., Koetsier L., van Leeuwen K., Elelman R., Integrating water, waste, energy, transport and ICT aspects into the smart city concept *Procedia Engineering* 186 (2017) 609 – 616
- [87] EBC (2010) European Benchmarking Co-operation. Learning from international best practices. 2010 water &wastewater benchmark. Leiderdorp, The Netherlands
- [88] Trigg M., Richter M., McMillan S., O’Rourke S., Wong V., 2010 Sustainable Cities Index Ranking Australia’s 20 largest cities in 2010
- [89] European green city index (2009) Assessing the environmental impact of Europe’s major cities. A research project conducted by the Economist Intelligence Unit, http://www.siemens.com/press/pool/de/events/corporate/2009-12-Cop15/European_Green_City_Index.pdf. Accessed 20 February 2011
- [90] Global city indicators facility (2008) Global City Indicators Program Report. Preliminary report. http://www.cityindicators.org/Deliverables/Final%20Indicators%20Report%203_21_08_4-23-2008-924597.pdf. Accessed 20 February 2011

- [91] Henze M., Grady C.P.L. Jr., Gujer W., Marais G.v.R. and Matsuo T. (1987) Activated Sludge Model No.1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.
- [92] Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C.M. and Marais G.v.R. (1995) Activated Sludge Model No.2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3, London, UK.
- [93] Gujer W., Henze M., Mino T. and van Loosdrecht M.C.M. (1999) Activated sludge model No. 3. *Water Sci.Technol.*, 39(1), 183 – 193
- [94] Balmér, P., 2010 Benchmarking och nyckeltal vid avloppsreningsverk, Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- [95] Roeleveld P.J., Van Loosdrecht M.C. Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.* Vol. 45, No. 6, 2002, pp.77-87.
- [96] Panepinto D., Fiore S., Zappone M., Genon G., Meucci L. (2016). "Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy," *Applied Energy*, Elsevier, vol. 161(C), pp. 404-411.
- [97] Crotti M. B., Gabetta M.(2013). Esempio applicativo di up-grading e miglioramento dell'efficienza energetica - il caso dell'impianto di depurazione di Mortara. In: *Atti della 49a Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria Ambientale: Risparmio energetico negli impianti di trattamento dell'acqua.*
- [98] Lorena G., Belli R.(2013). Riduzione dei consumi energetici nell'impianto di depurazione di Mancasale (RE). In: *Atti della 49a Giornata di Studio di Ingegneria Sanitaria Ambientale: Risparmio energetico negli impianti di trattamento dell'acqua.*
- [99] ISTAT (2015) *La Statistica Report - Censimento delle acque per uso civile - Anno 2015*
- [100] International Water Association, (2016). *Water utility pathways in a circular economy.* www.iwa-network.org
- [101] Spagni A., Ferraris M., Mattioli D., Petta L., Brunori C., (2016). Water-energy nexus: la parte oscura del ciclo dell'acqua, cambiamenti climatici ed energia circolare. *Energia, ambiente e innovazione (EAI)*. 1/2016: 82-87.
- [102] Olsson, G., Nielsen, M.K., Yuan, Z., Lynggaard-Jensen, A. and Steyer, J.P., 2005. *Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Treatment Systems.* Scientific and Technical Report No. 15, IWA Publishing, London, UK.
- [103] Olsson G., 2012. ICA and me – A subjective review. *Water research* 46, pp. 1585-1624.
- [104] Olsson G., Newell B., (1999). *Wastewater treatment systems: modelling, diagnosis and control.* IWA Publishing, London, UK.
- [105] Marsili Libelli, S., (2008). *Telecontrollo degli impianti di trattamento reflui.* Atti di Ecomondo 2008, Maggioli Editore, pp 162 – 167.
- [106] Luccarini L., Colombini G., Sottara D., Mello P. (2008). *Controllo e gestione intelligente degli impianti di depurazione.* Atti di Ecomondo 2008, Rimini 5-8 novembre 2008.
- [107] Sottara D., Mello P., Luccarini L. (2008). *Strumenti di Intelligenza artificiale per il controllo e la diagnosi dei processi biologici negli impianti a fanghi attivi.* Atti di Ecomondo 2008, Rimini 5-8 novembre 2008.
- [108] Luccarini L., Bragadin G.L., Colombini G., Mancini M., Mello P., Montali M., Sottara D., (2010). *Formal Verification of Wastewater Treatment Processes using Events detected from continuous signals by means of Artificial Neural Networks.* Case Study: SBR Plant. *Environmental Modelling and Software* 25 (5), pp. 648-660.
- [109] Luigi Masotti (2011). *Depurazione delle acque. Tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto.* Ediagricole-New Business Media
- [110] McKinney, Wes (2012). *Python for Data Analysis – Data Wrangling with Pandas, NumPy, and IPython.* O'Reilly Media.
- [111] Pedregosa F., Varoquaux G., Gramfort A., Michel V., Thirion B., Grisel O., Blondel M., Prettenhofer P., Weiss R., Dubourg V., Vanderplas J. Passos A., Cournapeau D., Brucher M., Perrot M., Duchesnay E. (2011). *Scikit-learn: Machine Learning in Python*, *Journal of Machine Learning Research*, 12, pp. 2825-2830.
- [112] Luccarini L., Pulcini D., Sottara D., Di Cosmo R., Canziani R. (2017). *Monitoring denitrification by means of pH and ORP in continuous-flow conventional activated sludge processes.* *Desalination Water and Treatment*, Volume 61, pp. 319-325.

- [113] Roberto Di Cosmo. Modelli matematici applicati a casi di studio di impianti di depurazione in scala pilota e in scala reale per la simulazione e la validazione di sistemi per il supporto alle decisioni. Tesi di laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio. Università degli Studi di Napoli Federico II.
- [114] Roberto Ricci. Modellazione dei processi di un depuratore a fanghi attivi e sviluppo di strategie di controllo tramite Business process modelling. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio. Università di Bologna, A.A 2014-2015.
- [115] Angela Iavarone. Modeling of nitrogen balance and automatic control of activated sludge wastewater treatment plants. Tesi di laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio. Università di Bologna A.A 2015-2016
- [116] http://www.compost.it/images/varie/2008_12_10_green_paper_en.pdf
- [117] ISPRA (a cura di) (2016), "Rapporto Rifiuti ed. 2016" ISBN 978-88-448-0791-7
- [118] Dati Osservatorio Rifiuti della Provincia di Roma 2007
- [119] Rapporto Rifiuti Urbani 2014 - ISPRA
- [120] http://www.riduzione2-dechets2.eu/pdf/eventi-110929/10QUANTIFICAZIONE-RIFIUTO-SOTTOPOSTO-A-COMPOSTAGGIO-DOMESTICO_def.pdf
- [121] www.compostiamo.it
- [122] <http://www.enea.it/it/pubblicazioni/EAI/anno-2013/n-5-settembre-ottobre-2013/il-compostaggio-di-comunita>