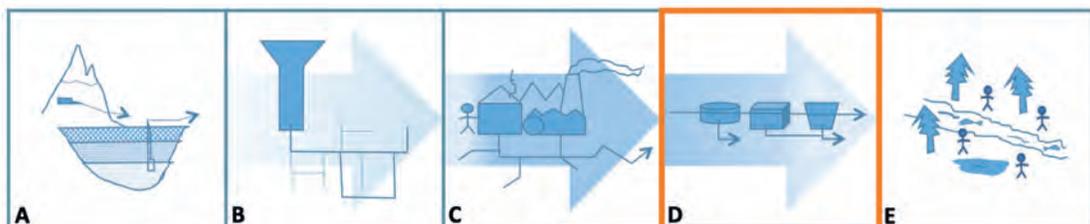


QUADERNI AUSIR **D-1**

ottimizzazione quali-quantitativa del sistema fognatura-impianto di depurazione del ciclo idrico integrato

a cura di
Matia Mainardis



Stampa

Impressum, Marina di Carrara (Ms)

© **FORUM** 2021

Editrice Universitaria Udinese

FARE srl con unico socio

Società soggetta a direzione e coordinamento

dell'Università degli Studi di Udine

Via Palladio, 8 – 33100 Udine

Tel. 0432 26001 / Fax 0432 296756

www.forumeditrice.it

ISBN 978-88-3283-290-7

QUADERNI AUSIR D-1

**ottimizzazione quali-quantitativa del sistema
fognatura-impianto di depurazione
del ciclo idrico integrato**

**a cura di
Matia Mainardis**

INDICE

1. Introduzione	p.	7
1.1. Obiettivi e contenuti	»	15
2. Nozioni di base sulla modellazione	»	17
2.1. Costruzione dei modelli	»	18
2.2. Set-up generale	»	20
2.3. La stechiometria	»	22
2.4. Le cinetiche	»	24
2.5. Il trasporto	»	26
3. Raccolta dati	»	29
3.1. Dati fisici	»	30
3.2. Dati operativi	»	30
3.3. Caratteristiche del refluo in ingresso	»	31
3.4. Parametri cinetici e stechiometrici	»	32
3.4.1. <i>Reattore biologico e decantatore secondario</i>	»	32
3.4.2. <i>Composti azotati</i>	»	32
3.4.3. <i>Caratteristiche di sedimentabilità (primaria e secondaria)</i>	»	32
4. Calibrazione	»	33
5. Introduzione al software GPS-X	»	35
6. Modelli di processo di base su GPS-X	»	39
6.1 Modelli biologici a biomassa sospesa	»	41
6.1.1. <i>Modello ASM1</i>	»	46
6.1.2. <i>Modello ASM2d</i>	»	48
6.1.3. <i>Modello ASM3</i>	»	48
6.1.4. <i>Modello Mantis</i>	»	49
6.1.5. <i>Nuovo modello generale (NEWGENERAL)</i>	»	49
6.1.6. <i>Modello 'comprehensive' (Mantis2)</i>	»	49

6.2. Processi per la rimozione dei nutrienti	»	50
6.3. Suggerimenti nella scelta di un modello biologico	»	52
7. Modelli biologici a biomassa adesa	»	55
8. Modelli di sedimentazione	»	57
9. Modelli per la digestione anaerobica dei fanghi	»	61
10. Modelli di digestione aerobica dei fanghi	»	67
11. Altri modelli	»	69
11.1. Separatori di flusso	»	69
11.2. Filtrazione a membrane	»	69
11.3. Equalizzazione	»	69
11.4. Grigliatura	»	69
11.5. Disinfezione	»	70
12. Respirometria	»	71
13. Modelli relativi ai costi operativi	»	79
14. Output dei modelli	»	81
15. Modellazione integrata sistema fognatura-impianto	»	85
16. Conclusioni	»	89
Bibliografia	»	91
Pubblicazioni relative al progetto UNIUD-AUSIR	»	93

1. INTRODUZIONE

Un modello è definito come una rappresentazione o una descrizione semplificata di un sistema di interesse. Si distingue in generale fra modelli ‘frozen state’ (‘congelato’), allo stato stazionario (‘steady state’), modelli in dinamico. Nei modelli dinamici si osserva una variazione nel tempo, mentre nel cosiddetto ‘frozen state’ avvengono delle variazioni su scala temporale che tuttavia non sono rilevanti nell’intervallo temporale considerato. Ad esempio, la concentrazione di ammoniaca e nitrato in un dato effluente e nei reattori dell’impianto di depurazione varia nell’arco delle 24 h, ma la loro concentrazione nel digestore della linea fanghi è pressoché costante. Questo deriva dal tempo di ritenzione idraulica applicato nel digestore (dell’ordine dei 30 giorni), che fa sì che il tempo caratteristico di cambiamento delle variabili di processo all’interno del digestore stesso non sia inferiore a 2-3 settimane. D’altra parte, ci sono processi che avvengono così rapidamente che si può considerare, ai fini modellistici, che essi si trovino allo stato di equilibrio oppure in condizioni stazionarie (dove, per definizione, non avvengono variazioni nel tempo delle variabili considerate). Ad esempio, i processi di precipitazione chimica avvengono nell’ordine temporale dei secondi, e pertanto ai fini della modellazione impiantistica si può agevolmente assumere che essi avvengano istantaneamente o in condizioni di equilibrio.

Di conseguenza, una delle prime considerazioni da fare nella modellazione di sistemi di fognatura o impiantistici è considerare quali processi si voglia simulare; successivamente, va identificato il range temporale di interesse, si devono stabilire le dinamiche all’interno del processo stesso, e descrivere in maniera accurata i processi tempo-variabili. Gli altri processi, che si trovano in ‘frozen state’ o in stato stazionario, non sono di primaria importanza, dal momento che possono essere introdotti agevolmente all’interno del modello (o addirittura omissi) in fasi successive. Ciò è possibile dal momento che essi possono essere considerati processi

continui con concentrazioni stabili all'interno di determinate condizioni operative (come avviene nei digestori). L'aspetto temporale, di conseguenza, è la prima opzione da considerare per semplificare la realtà ai fini modellistici. L'approccio considerato è quello di considerare le costanti temporali e selezionare i processi che hanno dinamiche corrispondenti alle costanti temporali a cui si è interessati. Nel trattamento delle acque reflue, solitamente queste dinamiche sono di interesse sull'ordine delle ore o dei giorni; ma, se si fosse interessati a valutare dinamiche su tempi più lunghi (mensili o addirittura annuali), si avrebbe una variazione nelle concentrazioni anche all'interno dei digestori dei fanghi.

Il secondo aspetto fondamentale è la risoluzione spaziale: teoricamente è possibile creare un modello che descriva ogni singolo cm di un impianto a fanghi attivi. La domanda è se si sia interessati ad una descrizione così dettagliata; la risposta che ci si può dare dipende nuovamente dallo scopo del modello. In generale, la taglia dei reattori all'interno degli impianti di depurazione è dell'ordine delle decine di metri; per descrivere i gradienti di concentrazione dei componenti di maggiore interesse, di cui la concentrazione di ossigeno disciolto è il principale parametro operativo, tipicamente è sufficiente una scala spaziale a livello di metri. Su scala più piccola, esiste naturalmente un gradiente di concentrazione all'interno del fiocco di fango attivo che può essere teoricamente descritto da un modello matematico. Tuttavia, su scala di impianto e all'interno dei modelli comunemente applicati, questo aspetto non è sufficientemente rilevante da essere preso in considerazione. Ciò significa che i modelli a fanghi attivi non sono tipicamente progettati per descrivere il sistema alla scala di lunghezze del fiocco di fango attivo, ma piuttosto alla scala di lunghezze del reattore aerobico.

Il passaggio successivo nella modellazione è considerare il livello di dettaglio di interesse del modello microbico. I metodi tradizionali di progettazione degli impianti di depurazione sono basati sul cosiddetto approccio 'black-box' (a scatola chiusa) che si focalizza sulle caratteristiche dell'influenza e dell'effluente, mentre si conosce molto poco di quello che avviene all'interno dell'impianto di depurazione. I parametri convenzionali di progettazione, come ad esempio il rapporto F/M (velocità di caricamento del fango) non sono basati sulla comprensione dei processi che avvengono negli impianti; in ogni caso, è possibile progettare in maniera ragionevolmente corretta un impianto di depurazione senza conoscere nel dettaglio quali processi avvengano al suo interno. Pertanto, il modello

‘black-box’ può essere applicato, pur con tutti i suoi limiti, in talune rappresentazioni modellistiche molto semplificate.

Il modello ‘black-box’ non è per definizione errato o antiscientifico, ma la sua applicazione dipende fortemente dallo scopo del modello. Se lo scopo è quello di progettare un nuovo impianto, l’esperienza ha mostrato come il rapporto F/M possa essere un buon approccio di partenza per la progettazione, nonostante il fatto che esso non dia informazioni specifiche relative alla composizione del fango. È possibile raffinare questo approccio applicando dei modelli ‘grey-box’, come il caso dei modelli Activated Sludge Model (ASM), che verranno descritti più in dettaglio nel seguito del quaderno. In questi modelli, la biomassa viene suddivisa nelle frazioni di interesse: sostanza organica inerte, batteri nitrificanti, batteri eterotrofi, batteri denitrificanti, batteri deputati alla rimozione del fosforo. I diversi aspetti funzionali del fango sono definiti per modelli basati sulle popolazioni microbiche, dove comunità microbiche selezionate sono definite all’interno del fango attivo e incorporate come tali nel modello stesso.

In aggiunta, è possibile definire il metabolismo dei microorganismi ed i percorsi metabolici che avvengono all’interno dei microorganismi. Con tutte queste informazioni ulteriori, l’approccio diventa simile alla cosiddetta modellazione ‘glass-box’, che viene applicata in modelli più avanzati come ad esempio il modello ASM3 oppure il modello EBPR sviluppato dalla TU di Delft in Olanda. Ciò naturalmente risulta in un modello più vasto e più complesso, e la sfida, in questa situazione, è quella di definire per ciascun processo quale sia l’adeguatezza del livello di descrizione del processo stesso. La domanda che ci si potrebbe porre, a questo punto, è la seguente: l’aumento di complessità porta ad una migliore qualità degli output del modello, ovvero ad una migliore descrizione dell’impianto di trattamento? La risposta non può essere univoca: ad esempio, è stato dimostrato in letteratura come un maggior livello di dettaglio nella simulazione del processo di nitrificazione porti ad una ottimizzazione marginale del modello di simulazione mentre, d’altro canto, nel caso della rimozione del fosforo è possibile ottenere un miglioramento significativo negli output del modello includendo una descrizione metabolica delle reazioni che avvengono nel reattore.

Pertanto, la scelta fra diversi approcci modellistici (black, grey o glass-box modelling) dipende largamente sia dallo scopo che dalla successiva applicazione del modello. Questo è il punto critico dove molto spesso i

modellatori sbagliano, dal momento che si dimenticano dello scopo e rendono il modello stesso lo scopo della modellazione.

Naturalmente, è possibile procedere ad un livello di complessità ancora maggiore, includendo i fondamenti della genetica microbica ed il cambiamento genetico nei modelli di simulazione. Tecnicamente (e in via di principio) ciò risulta possibile, ma di nuovo ciò non può prescindere dallo scopo e dall'utilizzo del modello stesso. Se il modello diventa troppo complesso e con troppi parametri in relazione a quello che si vuole descrivere, si tratta di fatto di uno spreco di tempo e risorse. Quanto andare nel dettaglio dipende sempre dallo scopo del modello. Ad esempio, se si vuole avere un'idea delle emissioni di N_2O dagli impianti di depurazione, si possono implementare 3 o 4 teorie nel modello; a questo punto, può essere di interesse osservare i risultati delle simulazioni riguardo il loro andamento ed il fitting con gli eventuali dati sperimentali. Una calibrazione puntuale, un fitting esatto ed una conoscenza accurata dei parametri non sono necessari. Al contrario, se si vuole predire il comportamento di un impianto dove i requisiti normativi prescrivono un valore massimo di concentrazione di ammonio all'effluente pari ad 1 mg NH_4/L per ogni prelievo istantaneo, l'accuratezza richiesta per i parametri del modello è giocoforza maggiore.

Nei modelli matematici, in generale, si identificano due estremi: i modelli empirici e meccanicistici. Un modello empirico si basa sul riconoscimento dei parametri essenziali per descrivere l'andamento del processo di interesse, e sul collegamento di questi attraverso relazioni empiriche desunte dall'osservazione sperimentale dei fenomeni. I meccanismi e/o i processi che operano nel sistema esaminato non sono conosciuti o vengono spesso ignorati: si tratta pertanto di un classico approccio di tipo 'black-box'. Viceversa, un modello meccanicistico si basa sulla concettualizzazione dei meccanismi biologici/fisici che operano all'interno del sistema, ovvero si fonda su un'idea concettuale (o modello). La complessità dei modelli meccanicistici dipende dal grado di comprensione dei processi chimici e biologici che avvengono nel sistema studiato. Dal momento che i modelli meccanicistici hanno una base di tipo concettuale, sono molto spesso più affidabili rispetto ai modelli empirici. Infatti, considerato l'approccio 'black-box' dei modelli empirici, essi hanno un'applicabilità strettamente limitata alle condizioni al contorno (caratteristiche chimico-fisiche del refluo, parametri del sistema) con cui è stato sviluppato il modello; è possibile applicare, in queste condizioni, solamente l'interpolazione. D'altro canto, i mo-

delli meccanicistici, essendo basati su fondamenti concettuali, hanno una maggiore robustezza nell'applicabilità al di fuori delle condizioni al contorno con cui essi sono stati sviluppati; in questo caso, sono possibili sia l'interpolazione che l'estrapolazione.

Tuttavia, qualsiasi modello matematico rappresenta solamente una razionalizzazione di processi di interesse, e di conseguenza i modelli devono essere sempre rigorosamente calibrati ed adeguatamente verificati tramite test appropriati. Inoltre, le condizioni alle quali ci si aspetta che il modello operi con successo devono essere chiaramente delineate. Per i modelli empirici queste coincidono strettamente con le condizioni in cui il modello è stato sviluppato, mentre per i modelli meccanicistici esse corrispondono alle condizioni in cui ci si attende che il comportamento concettualizzato rimanga valido. Dalla discussione precedentemente illustrata è evidente che i modelli con una base meccanicistica hanno un maggior potenziale di applicazione agli impianti di depurazione, e successivamente l'attenzione verrà posta, di conseguenza, su tali modelli.

I processi che operano all'interno di un sistema ed i componenti su cui questi processi si basano devono essere identificati per strutturare un modello concettuale su cui si basa qualsiasi modello matematico di tipo meccanicistico. Le varie interazioni fra i processi, e fra i processi ed i componenti, sono delineate in maniera descrittiva. Affinché sia possibile sviluppare un modello meccanicistico a partire da un modello concettuale, è necessario che le velocità dei processi e le interazioni stechiometriche fra i componenti siano formulate da un punto di vista matematico. L'equivalente matematico del modello meccanicistico probabilmente non comprenderà tutti i processi ed i componenti presenti nel sistema; solo quelli considerati significativi per raggiungere gli obiettivi stabiliti per il modello verranno inclusi nell'analisi. L'arte nel costruire modelli concettuali e meccanicistici si basa proprio sull'eliminare quei processi e composti chimici che non contribuiscono (o contribuiscono in maniera limitata) al raggiungimento degli obiettivi stabiliti per il modello. Infatti, è uno spreco sia di tempo che di risorse sviluppare un modello complicato quando è improbabile che sia sviluppato un modello in grado di descrivere completamente un certo fenomeno.

Da un punto di vista teorico, un'analisi completa deve includere la descrizione degli aspetti del processo fino nei dettagli più fini; il livello di organizzazione viene solitamente stabilito dagli obiettivi del modello. Per esempio, nella modellazione dei processi biologici nei sistemi di depura-

zione delle acque reflue, non si possono direttamente considerare i meccanismi di controllo biochimici, o persino il comportamento di specifiche classi di microorganismi. La biomassa (il cosiddetto *mixed liquor*) nei sistemi a fanghi attivi contiene una vasta diversità di differenti tipologie di microorganismi, per le quali sono state rese disponibili di recente tecniche di enumerazione ed identificazione. Tuttavia, queste tecniche sono *time-consuming* e *labor-consuming*, ovvero richiedono molto tempo e lavoro. Viceversa, tutti i microorganismi che svolgono una particolare funzione nei sistemi a fanghi attivi (es. degradazione aerobica della sostanza organica, oppure nitrificazione) sono raggruppati assieme come una singola entità, che viene chiamata organismo surrogato. A questo organismo surrogato è assegnato un set di caratteristiche peculiari che riflettono il comportamento del dato gruppo di microorganismi, ma non è detto che esse rispecchino le caratteristiche di alcun organismo individuale o specie del gruppo stesso. Un tipico esempio nella modellazione biologica dei sistemi di depurazione è l'assimilazione del substrato da parte dei microorganismi: l'equazione di Monod viene spesso utilizzata per relazionare la velocità di crescita specifica dell'organismo surrogato con la concentrazione del substrato, dove gli organismi che fanno parte del gruppo surrogato possono avere tassi di crescita specifica differenti o possono rispondere in maniera diversificata ai vari substrati che sono presenti nel reflu influente. Pertanto, per la modellazione dei sistemi di trattamento dei reflui il livello organizzativo che si simula è il comportamento di massa di una popolazione o di un gruppo di microorganismi selezionati. Il livello di dettaglio a cui i parametri devono essere inclusi nel modello matematico dipende fortemente dagli obiettivi che ci si pone; nello specifico, in relazione agli impianti di depurazione, esistono due tipologie fondamentali di modelli: a stato stazionario ed in dinamico. I modelli in stato stazionario hanno flussi e carichi costanti e di conseguenza tendono ad essere estremamente semplici. Questa semplicità li rende ideali per la progettazione di nuovi impianti, dal momento che non è richiesta una descrizione completa dei parametri del sistema. I modelli dinamici, d'altro canto, hanno flussi e carichi variabili in funzione del tempo, e pertanto includono il tempo stesso come parametro. Ovviamente, questi modelli sono più complessi rispetto a quelli in stato stazionario, ma sono utili per predire la risposta di un sistema esistente o proposto al variare del tempo. In questo caso, i parametri del sistema stesso vanno completamente definiti ai fini dell'applicazione del modello. Per questa ragione,

il loro utilizzo ai fini della progettazione è limitato. Molto spesso, la progettazione in stato stazionario ed i modelli cinetici di tipo dinamico evolvono in maniera interattiva: i modelli dinamici, infatti, possono fornire una guida per lo sviluppo dei modelli a stato stazionario. Essi, inoltre, consentono di identificare i parametri che hanno un'influenza preponderante sulla risposta del sistema e di eliminare quei processi che invece risultano marginali allo stato stazionario. Per i modelli dinamici, stante la loro estrema complessità, solo i parametri che hanno una certa importanza vengono considerati per l'inclusione nel modello.

Con la recente estensione dei modelli a fanghi attivi per includere i processi di rimozione biologica del fosforo (i cosiddetti EBPR), è necessario includere nel modello parametri interni alla biomassa surrogata, come ad esempio i poli-beta-idrossialcanoati, il glicogeno ed i polifosfati. Con questi sviluppi, anche se il modello è impostato su un dato livello organizzativo, sono necessarie informazioni relative a processi e comportamenti da livelli inferiori di organizzazione, in modo particolare per identificare i processi chiave che controllano la risposta del sistema. Usualmente, queste informazioni, provenienti da livelli di dettaglio inferiori, sono di natura microbiologica o biochimica; tanto più completi sono questi dati, tanto maggiore è l'affidabilità del modello.

Infine, va tenuto presente che esiste una differenza sostanziale fra modellare solamente la sezione biologica (fanghi attivi) e simulare un impianto di depurazione nel suo complesso. Inoltre, bisogna considerare se nel modello sviluppato si considera anche la linea fanghi oppure no.

Nella specifica trattazione del complesso argomento relativo ai sistemi fognatura-impianto, grande importanza rivestono gli strumenti di simulazione degli impianti di depurazione; tali strumenti e le loro applicazioni risultano essere molte e variegate. Il presente documento è volto a fornire una descrizione di base dei modelli degli impianti di depurazione, facendo riferimento, come esempio, al software GPS-X, che rappresenta uno degli standard più utilizzati a livello commerciale, sia da parte del mondo accademico che industriale. I processi e l'approccio di base, in ogni caso, rimangono validi anche nel caso si utilizzino altri software (come WEST o Biowin). Vengono riportate alcune osservazioni fondamentali relativamente alla raccolta dei dati di processo ed alla stesura del modello. Tale guida ha lo scopo di introdurre e di complementare in modo semplice ed immediato le guide tecniche ed i manuali dei software disponibili a livello commerciale.

Fig. 1.1. Sezione di modellazione del software GPS-X.

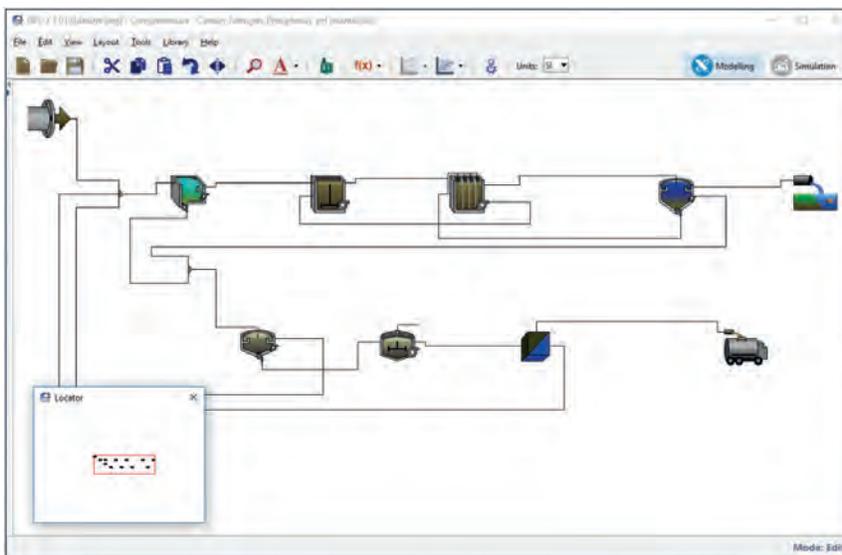
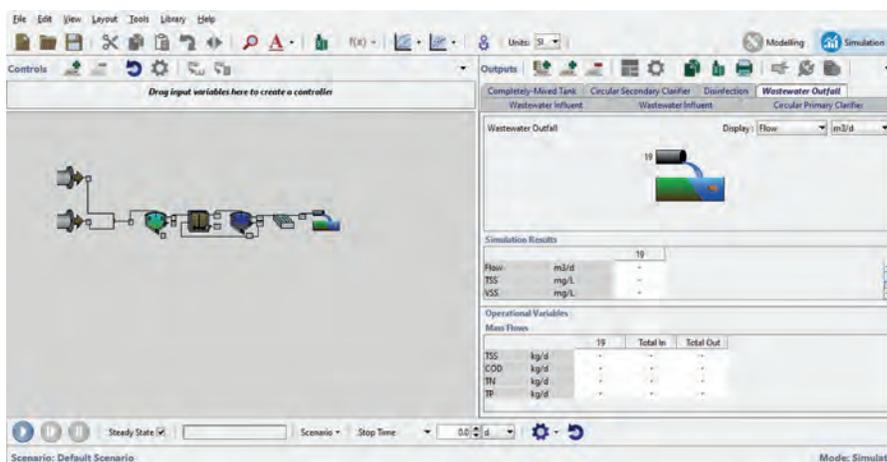


Fig. 1.2. Sezione di simulazione del software GPS-X.



Come precedentemente introdotto, la modellazione matematica permette, in generale, di comprendere in modo capillare il comportamento di un sistema e di valutare diverse strategie operative. Per monitorare l'andamento di un processo in un impianto di depurazione e per valutare la consistenza dei modelli applicati, è fondamentale eseguire dei bilanci di massa, che possono essere effettuati riferendosi al parametro classico *Chemical Oxygen Demand* (COD), che viene comunemente misurato all'interno degli impianti di depurazione: ad esempio, tramite la misurazione della sostanza organica come equivalente in ossigeno, si può collegare il carico organico d'impianto con la richiesta di ossigeno nella fase biologica.

Ai fini della modellazione, ciascuna unità o processo di un impianto è rappresentata da un modello matematico di processo che ne riflette l'andamento dinamico o stazionario nel tempo. Nel software GPS-X sono disponibili una varietà di modelli per rappresentare una specifica operazione o processo. Ad esempio, il processo biologico a fanghi attivi, che rappresenta il 'cuore' dell'impianto, può essere schematizzato, come si vedrà meglio nel seguito del capitolo, mediante i modelli ASM (sviluppati dall'*International Water Association*, IWA), il modello generale (bio-P), il modello esteso IAWQ, il modello '*plant-wide*' sviluppato dalla Hydromantis (Mantis 2/Mantis 3). Il software è suddiviso in due sezioni fondamentali, la sezione di modellazione (Fig. 1.1), dove si selezionano le librerie e le unità di processo desiderate e si ricrea il lay-out d'impianto, e la sezione di simulazione (Fig. 1.2), dove viene fatto 'girare' il software nelle condizioni desiderate e si analizzano gli output (tramite anche analisi di scenari differenti).

1.1. Obiettivi e contenuti

L'obiettivo fondamentale del presente volume è quello di introdurre i modelli per la simulazione dei processi che vengono comunemente effettuati negli impianti di depurazione, al fine di fornire una panoramica generale delle potenzialità dei software commerciali attualmente disponibili. Il volume parte con una descrizione generale dell'approccio che si utilizza per la simulazione matematica dei processi che avvengono negli impianti di depurazione e si struttura successivamente attraverso la presentazione dei passaggi fondamentali per la raccolta dei dati e la ricostruzione dei processi nel software, utilizzando il software GPS-X come caso

studio. Inoltre, sono descritti i modelli principali, ampiamente standardizzati a livello internazionale, per descrivere da un punto di vista matematico i diversi processi di abbattimento degli inquinanti, con particolare riferimento ai trattamenti biologici, vista la loro importanza. Il volume si pone come strumento collaterale per un approccio più consapevole alla modellazione di processo, in una visione integrata che comprende anche la modellazione del sistema fognario a monte dell'impianto in un'ottica di ottimizzazione della gestione complessiva del servizio idrico integrato.

2. NOZIONI DI BASE SULLA MODELLAZIONE

Un modello non è nient'altro che una rappresentazione matematica di un processo reale. L'equazione o il set di equazioni che formano il modello sono la migliore approssimazione dei processi reali che si intende simulare. Pertanto, il modello non può incorporare tutti i dettagli, sia macroscopici che microscopici, del sistema reale. L'ingegnere normalmente cerca un compromesso riguardo ai costi necessari per sviluppare un modello, ovvero il tempo e lo sforzo richiesti per ottenere e validare il modello, ed i benefici attesi che derivano dal suo utilizzo. L'applicazione finale e lo scopo del modello determinano in definitiva quanto accurato debba essere il modello stesso.

Modellare comprende anche un certo grado di approccio 'artistico', poiché il modellatore porta un grado significativo di creatività al problema che si pone, in particolare nello stabilire un set di semplificazioni che risultano il più possibile realistiche. Un modello ottimale incorpora tutti gli effetti dinamici più importanti, e non ha una struttura più complicata dello stretto necessario, ovvero mantiene il numero delle equazioni e dei parametri ad un livello ragionevole. Il fallimento nella scelta di un set appropriato di semplificazioni porta invariabilmente ad un modello rigoroso ma eccessivamente complicato o, viceversa, ad un modello troppo semplicistico. Naturalmente, vanno evitati entrambi gli estremi sopra riportati.

Per esempio, i modelli a fanghi attivi derivano spesso da operazioni unitarie più semplici e sono poi combinati in modelli più completi dell'impianto analizzato. Conseguentemente, i valori dei parametri del modello possono non essere gli stessi; in aggiunta, diverse combinazioni di parametri possono talvolta spiegare lo stesso comportamento dinamico. Questo aspetto è ulteriormente accentuato quando si prende in considerazione la composizione del refluo influente; la conseguenza del cambiamento delle sue caratteristiche molto spesso è spiegata da cambiamenti nei parametri cinetici.

Anche se i problemi principali riguardo ai modelli degli impianti di depurazione sono legati alla struttura complessa del modello ed al gran numero di parametri da identificare, i problemi nella strumentazione amplificano queste difficoltà. I sensori on-line comunemente disponibili negli impianti e le procedure di laboratorio non sono tipicamente adeguati per validare nel dettaglio i modelli più complessi.

È praticamente impossibile sviluppare un modello per il processo a fanghi attivi che sia affidabile a livello microscopico. Nonostante i modelli disponibili siano piuttosto complessi, infatti, essi semplificano enormemente la rappresentazione di svariate tipologie di microorganismi. Man mano che la popolazione microbica cambia, questi cambiamenti si devono riflettere sui parametri cinetici e persino sull'aggiunta di nuove variabili di stato. D'altra parte, si possono usare in maniera efficace modelli piuttosto semplici se i parametri chiave del modello sono propriamente identificati per le condizioni operative di interesse. Questo è particolarmente vero laddove si lavori su processi tempo-varianti.

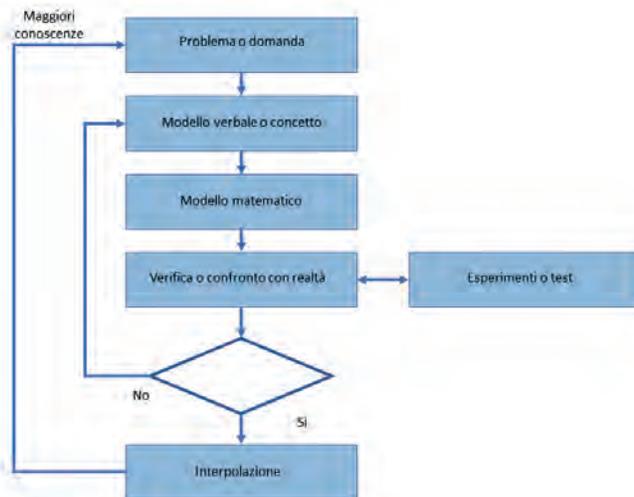
Un modello semplificato non fornisce sempre una spiegazione completa per ogni reazione fisica. Diverse parti del processo sono spesso raggruppate insieme per ridurre la complessità. In molti casi, tuttavia, gli output del modello devono essere significativi solamente da un punto di vista qualitativo, mostrando ad esempio delle tendenze ovvero se una variabile vada a incrementarsi o a ridursi, senza fornire risultati esatti da un punto di vista quantitativo.

2.1. Costruzione dei modelli

Esistono diverse tipologie di modelli, che possono essere categorizzati in modelli fisici, verbali o concettuali e matematici. Un modello fisico è una rappresentazione del sistema scalata spazialmente. Ad esempio, gli esperimenti a scala laboratorio e pilota utilizzati da ricercatori e ingegneri per studiare le risposte ed il comportamento di un sistema sono modelli fisici. Un modello verbale o concettuale fornisce una descrizione qualitativa del sistema ed è tipicamente sviluppato a partire da osservazioni dettagliate; questi modelli possono essere presentati come diagrammi schematici (es. diagrammi di flusso) oppure come una serie di dichiarazioni descrittive. Un modello matematico, invece, fornisce una descrizione quantitativa del sistema analizzato: le velocità di processo all'interno del sistema e la loro interazione stechiometrica con i composti chimici sono

formulate da un punto di vista matematico. Queste formulazioni matematiche vanno incorporate in una procedura di calcolo risolutivo che considera le limitazioni fisiche e le caratteristiche imposte dal sistema in cui avvengono i processi (es. condizioni legate alla temperatura ed al mescolamento). I modelli matematici sono raramente sviluppati in via isolata, ma solitamente si evolvono in maniera interattiva da un modello concettuale che può essere in parte basato su osservazioni fatte in un modello fisico (es. esperimenti a scala pilota o di laboratorio).

Fig. 2.1. *Processo di costruzione di un modello matematico.*



Dal punto di vista della ricerca, una metodologia che combina modelli verbali, matematici e fisici è molto utile per valutare rapidamente ed aumentare le conoscenze legate a nuovi sistemi. Un approccio possibile al problema è riportato in Fig. 2.1. In relazione ai modelli a fanghi attivi, vanno considerati una moltitudine di fattori, ed è bene adottare un approccio a step progressivi per passare dalla definizione iniziale dello scopo del modello al punto dove il modello dell'impianto di depurazione è effettivamente disponibile per le simulazioni. Si possono distinguere i seguenti processi fondamentali:

- definizione dello scopo del modello o degli obiettivi della simulazione;
- selezione del modello: scelta dei modelli per descrivere le diverse unità di processo considerate nella simulazione (es. selezione del modello biologico a fanghi attivi, del modello di sedimentazione ecc.);
- idraulica, ovvero determinazione dei modelli idraulici da applicare per i bacini dell'impianto analizzato;
- caratterizzazione del refluo e della biomassa, che includa anche le caratteristiche di sedimentabilità della biomassa stessa;
- verifica del modello sviluppato;
- valutazione di scenario.

2.2. Set-up generale

Per quanto riguarda un set-up generale dei modelli matematici, le equazioni di bilancio formano la base di qualunque descrizione modellistica. Queste equazioni descrivono il cambiamento delle concentrazioni in un reattore nel tempo come risultato dei processi di conversione chimica e biologica e dei fenomeni di trasporto. I processi di trasporto e conversione sono due parti distinte di un qualsiasi modello, aventi rispettivamente natura fisica e chimico-biologica.

I processi biologici dipendono solamente dalla concentrazione dei composti di interesse nel reattore dove avviene la conversione. Essenzialmente, pertanto, essi sono indipendenti dalla tipologia e dalle dimensioni fisiche del reattore (i microorganismi non sanno in quale tipologia di reattore si trovino, che si tratti di acciaio o cemento, flusso a pistone o reattore completamente miscelato, fanghi attivi o biofilm ecc.). Di conseguenza, le conversioni biologiche e chimiche sono chiamate microcinetiche e possono agevolmente essere studiate in laboratorio, senza cambiare in maniera sostanziale nei processi a piena scala. Questa parte dei modelli di processo è dunque universale e può essere formulata come modello generale di processo di un impianto di depurazione.

Le concentrazioni locali all'interno di un reattore dipendono tuttavia anche dal trasporto dei componenti che reagiscono nel reattore o nell'impianto considerato. Quando si paragonano diversi sistemi a piena scala, la differenza sta proprio in questi processi di trasporto. Il vantaggio dei processi di trasporto (come flussi convettivi, mescolamento, aerazione) sta nel fatto che sono già stati studiati in maniera completa e descritti

da regole generali. Essi possono infatti essere predetti in modo relativamente accurato per moltissime tipologie e scale di processi. Si possono studiare i fenomeni biologici e chimici a scala di laboratorio (valutando ad esempio l'effetto di temperatura, concentrazioni e pressione sui microorganismi) e poi utilizzare i modelli di trasporto fisico per predire cosa succederà a piena scala. Riconoscere il fatto che i microorganismi non subiscono cambiamenti fra condizioni di laboratorio e di piena scala (impianto), in opposizione ai fenomeni di trasporto, aiuta a comprendere i processi e la loro integrazione nei modelli matematici. Questa integrazione permette ai modelli di essere utilizzati nella progettazione (scelta fra diverse tipologie di bio-reattori, stabilità, ottimizzazione, automazione e controllo, scale-up ecc.).

In primo luogo, come si vedrà più in dettaglio nel seguito, i parametri di caratterizzazione dei reflui misurabili vanno trasformati in un vettore influente che include la concentrazione dei diversi componenti di interesse che fanno parte del modello. L'impianto di depurazione è modellato da un punto di vista idraulico, descrivendo le diverse zone/compartimenti dei reattori, inclusi i sedimentatori. Ciascun reattore o compartimento è modellato individualmente per quanto riguarda le caratteristiche legate al mescolamento ed al trasferimento di massa (es. aerazione). Normalmente si utilizza il cosiddetto reattore completamente miscelato (CSTR, ovvero *Continuously Stirred Tank Reactor*). Un'equazione di bilancio di massa viene stilata per ciascun reattore, in cui viene incluso il modello di bioconversione. In un modello completo di impianto, tutti i compartimenti sono connessi tra loro tramite vettori di stato (che includono le concentrazioni e le portate fra i vari compartimenti).

Normalmente, il modello complessivo è risolto per via numerica, di modo da evidenziare la variazione nella concentrazione di tutti i componenti analizzati in funzione del tempo. Pertanto, si può effettivamente parlare di 4 modelli: il modello di processo, il modello idraulico, il modello di reattore/compartimento ed infine il modello della fase biologica (fanghi attivi). L'equazione generale relativa ad un bilancio di massa stabilisce che un componente che entra in un reattore può lasciare il reattore stesso con l'effluente, essere convertito all'interno del reattore oppure passare in fase gas. Ciascun termine nel bilancio di massa è espresso in termini di massa/tempo (es. kg/h).

2.3. La stechiometria

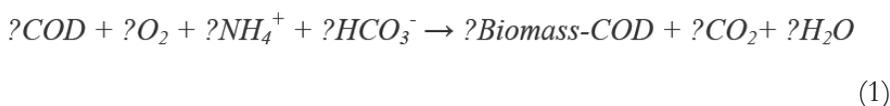
Un altro aspetto fondamentale da analizzare è la stechiometria. Dalla definizione iniziale del sistema da modellare si scelgono solamente i componenti che sono considerati importanti e/o formano una quota significativa della massa totale del sistema. Ad esempio, nel caso della nitrificazione, la concentrazione di nitrito rimane molto bassa o addirittura vicina al limite di rilevabilità nella maggior parte degli impianti: ai fini del bilancio di massa è possibile trascurarlo. Difatti, i modelli ASM, che verranno descritti nel seguito, non includono il nitrito nella nitrificazione, considerato che normalmente essi prevedono che il processo avvenga a temperatura ambiente (5-20 °C), a cui non si verifica un accumulo rilevante di questo composto. Nella denitrificazione, solo una piccola quota del nitrato viene convertito a protossido di azoto (N_2O), pertanto da un punto di vista impiantistico anch'esso può essere trascurato. Tuttavia, se si considerano le emissioni di gas serra, N_2O risulta importante anche a bassissime concentrazioni, stante l'elevato potenziale di effetto serra. Similmente, nel processo di digestione anaerobica non è necessario prendere in considerazione l'idrogeno, dal momento che la sua concentrazione nel biogas è tipicamente bassa e anche considerato che esso viene convertito solitamente a metano.

Dopo aver identificato i composti ed i processi di rilievo, è essenziale definire i bilanci stechiometrici di interesse. Per ciascun bilancio di conservazione, il numero complessivo di atomi in ingresso dev'essere pari al numero complessivo di atomi in uscita. Bilanci di conservazione possono essere stesi, ad esempio, sull'azoto, sul fosforo, sul COD, sull'alcalinità. Utilizzando le equazioni di bilancio, è possibile calcolare i coefficienti stechiometrici non noti a priori. Ciò riduce in maniera sostanziale le informazioni richieste per il modello, dal momento che questo approccio permette di calcolare svariati valori sconosciuti in partenza. L'utilizzo del BOD (*Biochemical Oxygen Demand*) come misura della concentrazione di sostanza organica dei reflui è attualmente in declino, poiché gli approcci moderni si basano per la quasi totalità sul COD. Difatti, un approccio su base BOD è giocoforza di tipo *black-box*, dal momento che esso non può essere usato per i bilanci (non essendo conservativo) e considerato anche che esso dipende da diversi fattori (tempo di reazione, temperatura). Viceversa, il bilancio basato sul COD è conservativo, poiché per definizione il COD corrisponde alla quantità di elettroni che sono trasferiti all'ossigeno per ossidare

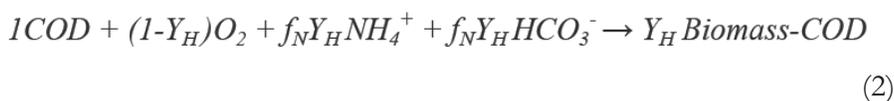
tutta la sostanza organica presente nel refluo a CO₂ ed H₂O. Ciò spiega poiché i modelli sono basati principalmente sul COD, e non sul BOD.

La stechiometria può essere determinata facendo riferimento a composti rilevanti coinvolti nelle reazioni ed utilizzando i bilanci per determinare i coefficienti non noti. Ad esempio, nella crescita eterotrofa i composti rilevanti sono la sostanza organica, l'ossigeno, l'ammoniaca, l'alcalinità, la biomassa, l'anidride carbonica e l'acqua. A questo stadio preliminare dello studio della stechiometria, non è necessario determinare quale composto sia utilizzato e quale sia prodotto, dal momento che questo comporta semplicemente l'aggiunta di un segno positivo o negativo (in altre parole, non è fondamentale su quale lato del bilancio il parametro si trovi). Lo step successivo è quello di impostare un coefficiente ad un valore unitario ed utilizzare i bilanci per calcolare tutti gli altri coefficienti di interesse.

Nell'esempio semplificato a cui si fa riferimento, si possono stendere i bilanci per 5 componenti (C, O, N, H, carica elettronica), e vi sono 7 parametri sconosciuti (equazione 1). Posto pari ad 1 uno di questi parametri, vi è solo un ulteriore coefficiente da determinare, ad esempio la quantità di ossigeno consumata per COD convertito oppure la quantità di biomassa prodotta per massa di COD utilizzato (coefficienti di resa). Questo è un approccio generale per descrivere la stechiometria di reazione per qualunque processo biologico dove la sostanza organica viene utilizzata per via aerobica (ovvero in presenza di ossigeno).



Nei sistemi di depurazione delle acque, normalmente non si è interessati alla CO₂ né all'H₂O, ed il bilancio sul COD viene utilizzato per sostituire uno dei bilanci degli elementi. Se si fissa il coefficiente del COD (come substrato) ad 1, e se si conosce il coefficiente di resa per la biomassa, l'equazione 1 diventa:



Dove Y_H (g COD biomassa/g COD substrato) rappresenta la resa eterotrofa e f_N (g N/g COD biomassa) rappresenta la frazione azotata della biomassa. Il bilancio del COD stabilisce che c'è sempre una connessione

fra il consumo di ossigeno e la produzione di biomassa; una possibile conseguenza è data dal fatto che non è possibile ridurre il consumo di ossigeno e produrre meno fango, dal momento che il substrato (COD) viene alternativamente ossidato dall'ossigeno o diventa fango.

Dal bilancio sull'azoto si può ricavare la quantità necessaria di ammoniaca, mentre dal bilancio sulla carica si può determinare la quantità di bicarbonato (ossia di alcalinità). La reazione stechiometrica di interesse può essere scritta in funzione del coefficiente di resa e , nell'esempio in questione, della quantità di azoto presente nella biomassa. Come si vedrà meglio nel prosieguo, i coefficienti stechiometrici per ciascun componente di interesse vengono normalmente riassunti nelle matrici riassuntive del modello prescelto.

2.4. Le cinetiche

Ogni reazione ha la propria equazione cinetica; la velocità di reazione specifica il tasso di conversione del composto con un coefficiente di resa stechiometrica pari a 1. Il tasso di conversione degli altri composti si deriva semplicemente moltiplicando ciascun coefficiente di resa con l'equazione cinetica. Il modello può essere fondato sia su cinetiche basate sul substrato (dove il coefficiente stechiometrico del substrato è pari a 1) oppure basate sulla crescita (dove il coefficiente stechiometrico della biomassa è pari a 1). Non è consigliabile usare entrambe nello stesso modello.

Nel modello ASM1, le velocità sono descritte con riferimento al tasso di crescita; pertanto, il coefficiente della biomassa è fissato ad 1. Si utilizza un'equazione di saturazione come equazione cinetica standard. La cinetica di saturazione di Monod (classicamente utilizzata) include due parametri principali, ovvero la velocità massima e la costante di affinità o saturazione (K , definita come la concentrazione corrispondente ad un tasso di crescita pari alla metà del massimo). Il rapporto di saturazione $S/(K+S)$ (dove S corrisponde al substrato) ha valori compresi fra 0 e 1. In maniera simile viene definita l'inibizione; tuttavia, in quest'ultimo caso la costante di affinità viene chiamata costante di inibizione, ed è possibile quindi definire un termine relativo ai fenomeni inibitori, che nuovamente presenta valori compresi fra 0 e 1. La costante di inibizione è pari alla concentrazione di substrato a cui si osserva una riduzione del 50% della velocità di crescita. Naturalmente, esistono termini di

inibizione molto più complessi, ma nei modelli tipo ASM questa è la modalità comune di definizione dell'inibizione, specialmente riguardo all'inibizione da substrato.

La cinetica di Monod è stata ricavata come deduzione empirica da studi su colture batteriche pure; si identificano in linea generale i seguenti step nella crescita:

1. fase di adattamento (cosiddetta *lag phase*), dove i batteri si adattano all'ambiente di reazione e non si osserva alcuna crescita sostanziale;
2. fase di accelerazione, caratterizzata da un rapido incremento del tasso di crescita;
3. fase di crescita esponenziale;
4. fase di ritardo, dove si osserva una decrescita della possibilità di accesso ai nutrienti ed un contemporaneo aumento di prodotti metabolici e tossine;
5. fase di stato stazionario, dove il tasso di crescita si stabilizza ad un dato livello;
6. fase di declino, dove i batteri iniziano a morire più rapidamente di quanto non riescano a riprodursi.

I batteri possono essere misurati come concentrazione di cellule, ovvero come numero di cellule per unità di volume, oppure come densità batterica, ossia come peso totale secco di batteri per unità di volume. Un aspetto che complica la misurazione del tasso di crescita dei batteri è legato al fatto che le dimensioni dei batteri stessi cambiano al variare delle diverse fasi di crescita cellulare. In generale, le dimensioni delle cellule raggiungono il loro massimo alla fine della fase di adattamento, rimangono costanti durante la fase di crescita esponenziale e poi iniziano a diminuire. Nella fase esponenziale, la velocità di crescita è proporzionale alle densità di batteri, dal momento che la dimensione delle cellule è costante. Bisogna considerare inoltre che avvengono una molteplicità di meccanismi di reazione persino nelle reazioni biologiche più semplici. Adsorbimento, catalisi enzimatica, inibizione e diffusione rappresentano i principali meccanismi funzionali che possono controllare l'assimilazione di un substrato specifico. Inoltre, questi meccanismi dipendono da un numero di variabili fisiche, chimiche e biologiche in un dato sistema.

2.5. Il trasporto

Per quanto riguarda i fenomeni di trasporto, un impianto di depurazione presenta diversi termini legati al trasporto, molto spesso tempo-dipendenti. L'input del modello sono gli andamenti del flusso e della composizione del refluo al variare del tempo. Il processo è descritto in un modello idraulico che rispecchia l'idraulica dell'impianto a piena scala. Successivamente, è necessario osservare se esistono, ad esempio, gradienti nella concentrazione di ossigeno in un comparto biologico aerato. Finché la concentrazione di ossigeno è molto al di sopra del coefficiente di saturazione utilizzato nelle equazioni cinetiche, non c'è una necessità diretta di descrivere i cambiamenti di concentrazione nella zona aerobica, ed il bacino può essere di conseguenza considerato come completamente miscelato.

Se la concentrazione dei composti reagenti si avvicina o addirittura risulta inferiore rispetto alle costanti di saturazione, invece, il modello idraulico deve essere in grado di descrivere in maniera accurata questi cambiamenti di concentrazione. In generale, ciò significa utilizzare un modello di flusso a pistone (PFR, ovvero *plug flow reactor*), oppure descrivere il sistema come una serie di reattori completamente miscelati (CSTR). Ad esempio, nel caso si osservi una concentrazione di ammoniaca nel comparto di aerazione attorno a 4 mg/L, si può considerare il reattore come completamente miscelato e rappresentare il reattore stesso nello schema idraulico d'impianto come un singolo reattore. D'altro canto, se la concentrazione di ammoniaca cambia da 4 mg/L nella zona di ingresso del reattore fino a 0 mg/L all'uscita, ciò indica un gradiente di concentrazione molto significativo all'interno del reattore stesso, e conseguentemente è decisamente meglio modellare il comparto come un reattore multi-compartimento con un numero di reattori completamente miscelati più piccoli in serie.

Un secondo aspetto da tenere in considerazione è legato al trasferimento di componenti fra fase gassosa e liquida (es. ossigeno) nei reattori aerati oppure tra biofilm e liquido.

In ogni caso, la sfida principale è quella di costruire un modello idraulico robusto dell'impianto di depurazione. Una soluzione rigorosa richiederebbe un modello completo di fluidodinamica computazionale in regime dinamico, in grado di descrivere esattamente il flusso all'interno dei reattori. Tuttavia, in generale i dettagli che si ottengono in relazione alle portate sono troppo elevati per la maggior parte dei modelli di conversione,

e quindi si pongono diverse complicazioni di tipo pratico nella loro implementazione.

Dal momento che si è interessati principalmente ai processi di bioconversione, è necessario descrivere in maniera adeguata le variazioni di concentrazione all'interno dell'impianto. La misura sperimentale di svariati componenti può essere utile a definire in maniera accurata il modello idraulico. Per gli impianti a fanghi attivi, questi composti sono in generale l'ossigeno, l'ammoniaca, il nitrato e, nel caso si rimuova anche il fosforo, i fosfati. Come primo passaggio va in ogni caso effettuata una distinzione fondamentale fra zone aerobiche, anossiche o anaerobiche all'interno dell'impianto.

3. RACCOLTA DATI

La fase di raccolta dati, seppur piuttosto onerosa per i gestori degli impianti, è propedeutica e fondamentale per una corretta modellazione dell'impianto stesso: mentre alcuni parametri possono essere stimati o desunti da evidenze di letteratura (o tramite analogie con altri impianti di taglia simile), altri vanno necessariamente misurati *on the field*. I parametri che non possono essere misurati o desunti da letteratura sono tipicamente stimati tramite tecniche di ottimizzazione dinamica non lineare, basate su dati storici o misurazioni. Tuttavia, è ampiamente riconosciuto che l'affidabilità di un modello calibrato diminuisce all'aumentare del numero di parametri stimati in luogo di quelli effettivamente misurati.

I dati richiesti possono essere suddivisi nelle seguenti categorie fondamentali:

1. dati fisici d'impianto, comprendenti i *flow sheet*, ovvero le linee di flusso delle portate, le tipologie di reattori (a miscelazione ottimale, ovvero CSTR, a flusso a pistone, PFR, ecc.; Fig. 3.1), la modalità e la localizzazione dei siti di smaltimento dei fanghi, la dimensione geometrica dei reattori (aree, volumi);
2. dati operativi d'impianto, comprendenti la portata, le variabili di controllo (indipendenti) e le variabili responsive (dipendenti);
3. caratteristiche del refluo in ingresso, comprendenti i parametri di qualità fondamentali, ovvero la frazione organica, la frazione azotata e quella fosforata;
4. parametri cinetici e stechiometrici legati ai composti organici, azotati e fosforati, nonché i parametri di sedimentabilità dei fanghi (primari e secondari).

Fig. 3.1. Esempio di oggetto che è possibile schematizzare sia mediante flusso a pistone (PFR) che reattore a completa miscelazione (CSTR).



3.1. Dati fisici

Questi dati sono facilmente ottenibili dal manuale progettuale e dal manuale operativo d'impianto, nonché tramite interviste con il personale addetto. Va ricordato, in ogni caso, che il volume fisico di un reattore è solamente un'approssimazione del volume attivo o operativo dell'unità. Tuttavia, se l'impianto è stato correttamente dimensionato, i volumi morti ed i corto-circuiti idraulici sono normalmente minimi. Qualora si osservassero degli scostamenti significativi fra i dati simulati e quelli misurati, è opportuno valutare le caratteristiche idrauliche reali del reattore mediante l'impiego di traccianti. Inoltre, va correttamente schematizzato il flusso delle portate in impianto, comprendente eventuali bypass, scaricatori di piena, suddivisioni del flusso, modalità di scarico del fango di supero (proporzionale, costante o dipendente dal tempo di ritenzione della biomassa, SRT). È possibile simulare processi in parallelo, unità multiple e sistemi con flusso a pistone; tuttavia, laddove possibile, una semplificazione delle linee di flusso permette di ottenere una maggiore efficacia e robustezza del modello stesso.

Bisogna tener presente, infine, che alcuni dei summenzionati parametri variano nel corso della giornata (es. in occasione di precipitazioni atmosferiche), mentre altri si mantengono pressoché costanti, pertanto è opportuno prevedere delle campagne di misurazione ad-hoc volte a stimare l'andamento a lungo termine di questi indici.

3.2. Dati operativi

Le variabili di controllo (indipendenti) sono estremamente importanti ai fini dello sviluppo di modelli efficaci: se ad esempio la capacità di aerazione dei bacini biologici non è nota e non può essere stimata in maniera

semplice a partire dalla potenza dei compressori, il livello corretto di ossigeno disciolto nelle vasche (DO) può essere settato manualmente nel modello, modificando la costante di trasferimento ($k_{L,a}$) oppure variando alcuni parametri stechiometrici e cinetici, quali il coefficiente di resa ed il tasso di crescita della biomassa. Allo stesso modo, è difficile valutare correttamente la concentrazione di biomassa nel comparto biologico (*mixed liquor suspended solids*, MLSS), soprattutto quando la portata di supero non è nota.

In linea generale, per calibrare la parte del modello relativa alla fase biologica, sono necessari, oltre al valore dei MLSS, anche il COD del mixed liquor, il DO e l'*oxygen uptake rate* (OUR), che corrisponde al tasso di consumo di ossigeno (a sua volta indicativo della velocità dei processi biologici), ottenibile da prove respirometriche. Mentre i valori di MLSS e COD sono pressoché costanti nel tempo, altri parametri sono estremamente dinamici e seguono l'andamento giornaliero delle portate e dei carichi in ingresso impianto. È importante, in ogni caso, eseguire un bilancio di massa sulla sezione biologica, che comprenda anche il sedimentatore a valle, per valutare i flussi di refluo e fanghi che vengono trattati, riciccolati ed avviati alle unità successive di processo.

I parametri qualitativi di base come COD, BOD₅, TSS, TKN, NH₃, NO₃, sono necessari per calibrare svariate unità di processo. I composti dell'azoto, in particolare, sono necessari per la calibrazione della sezione di nitrificazione e denitrificazione (laddove presente), mentre i solidi sospesi possono essere sfruttati nell'identificare i parametri di sedimentazione nei decantatori (sia primari che secondari).

3.3. Caratteristiche del refluo in ingresso

La conoscenza delle caratteristiche fisico-chimiche fondamentali del refluo in ingresso (BOD, COD, TSS, VSS, TKN) consente di stendere dei bilanci di massa di sistema. Anche in questo caso è opportuno valutare l'andamento nel tempo di questi parametri tramite campagne di misurazione specifiche, ai fini di stimarne la variabilità in condizioni dinamiche. Impianti soggetti a notevole variabilità di portate e carichi trattati sono ad esempio quelli soggetti a flussi turistici significativi (es. impianti localizzati in zone costiere).

3.4. Parametri cinetici e stechiometrici

3.4.1. Reattore biologico e decantatore secondario. Come verrà descritto nel seguito, i modelli a fanghi attivi contengono un gran numero di parametri cinetici e stechiometrici, che descrivono la degradazione della sostanza organica e dei nutrienti. Mentre per alcuni di questi parametri è possibile utilizzare i valori di default del modello, per altri sono richieste procedure sperimentali laboriose, che richiedono molto spesso test di tipo respirometrico (che verranno descritti nel prosieguo). I parametri fondamentali che devono essere determinati nel caso specifico per ogni impianto includono il tasso massimo di crescita della biomassa ed il coefficiente di resa eterotrofa. È tuttavia piuttosto semplice, dati la portata di supero e le caratteristiche dell'influente, ottimizzare questi due parametri nel modello per fittare con i valori di MLSS, produzione di fango e OUR misurati.

3.4.2. Composti azotati. Il parametro principale da calibrare nei modelli a fanghi attivi, per quanto riguarda la frazione azotata, è il tasso di crescita autotrofo, utilizzando i dati sperimentali relativi alle concentrazioni di ammoniaca e nitrato, se l'impianto non è sovraccaricato o utilizzato con carichi molto bassi. È possibile utilizzare anche dati di laboratorio per determinare questo parametro.

3.4.3. Caratteristiche di sedimentabilità (primaria e secondaria). È fondamentale conoscere la separazione fra effluente trattato e fango nei decantatori posti a valle delle unità di processo. Ad esempio, la velocità di sedimentazione nel modello a strati (*layer*) della Hydromantis, che è l'azienda che ha sviluppato il software GPS-X, contiene cinque parametri fondamentali, che devono essere determinati separatamente per i sedimentatori primari e secondari. Questi parametri possono essere determinati tramite una combinazione di procedure sperimentali e numeriche.

4. CALIBRAZIONE

La fase di calibrazione viene eseguita a valle dell'implementazione di un modello su uno specifico impianto ed è fondamentale per massimizzare la robustezza del modello stesso: ciascun modello, infatti, richiede una specifica calibrazione sulla base dei parametri fondamentali di processo. In un caso ideale, tutti i parametri fisici, operativi e le caratteristiche dell'influente sono noti, mentre alcuni dei principali parametri cinetici, stechiometrici e di sedimentazione sono determinati sperimentalmente (in laboratorio). In questo caso è possibile determinare i parametri mancanti utilizzando all'inizio i valori predefiniti del modello e poi modificando man mano quelli che si desidera ottimizzare, osservando le risposte delle variabili di output.

La procedura inizia tipicamente con un andamento stazionario, ad esempio considerando le giornate di tempo secco dal registro giornaliero dell'impianto ed ottimizzando i parametri per la media di questi valori. In seguito, è possibile eseguire calibrazioni dinamiche con un andamento tipico diurno oppure selezionando un disturbo elevato (ad esempio in seguito a precipitazioni meteoriche). Maggiore è la scala del disturbo, più sensibile sarà la procedura di calibrazione. Shock di tipo idraulico sono ideali per calibrare i decantatori, mentre dati diurni, di *start-up* o di recupero sono ottimali per calibrare la nitrificazione e la degradazione carboniosa. Un evento interamente documentato fornisce un'accuratezza ragionevole per le condizioni di processo specificate (portata, temperatura, composizione dell'influente). Se il modello deve essere utilizzato in condizioni variabili (tempo secco, tempo bagnato, estate, inverno), la procedura va ripetuta per ciascuna di queste condizioni. La verifica finale consiste nel simulare un evento dinamico con un dato set di parametri calibrati, trovando un buon accordo fra i dati simulati e quelli misurati.

5. INTRODUZIONE AL SOFTWARE GPS-X

Un oggetto all'interno del software GPS-X è una rappresentazione simbolica di un'unità di processo (senza un modello associato ad essa) e corrisponde ad un'icona, che viene selezionata dalla tabella dei processi (Fig. 5.1) per la ricostruzione virtuale dell'impianto. Un oggetto può corrispondere ad una configurazione idraulica, attributi di tipo fisico, attributi di tipo operativo, variabili di output, etichette, fonti. Una prima distinzione di base è quella fra oggetti dotati di volume (es. bacini di equalizzazione) e oggetti non provvisti di volume (es. separatori di flusso). Gli oggetti dotati di volume hanno almeno un punto di connessione in ingresso ed uno in uscita. Per i bacini a volume variabile, si eseguono dei bilanci di massa nel tempo; inoltre, per gli oggetti dotati di volume è necessario specificare le condizioni iniziali (es. bacino pieno o bacino vuoto).

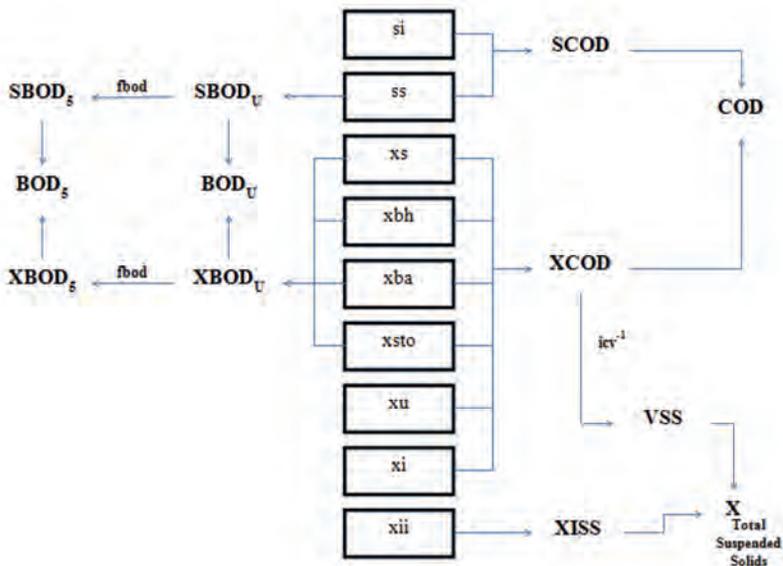
Fig. 5.1. Esempio di oggetti presenti nel software GPS-X (categoria trattamento solidi).



tera minuscola, le variabili composite sono contraddistinte dalla lettera maiuscola. Tutte le variabili di stato sono espresse in termini di g COD/m³, per agevolare la stesura dei bilanci di massa e permettere una standardizzazione degli output del modello stesso.

Ad esempio, il COD totale viene espresso nel software come somma delle componenti solubile (sCOD) e particolata (xCOD). A sua volta, la componente solubile è composta da una frazione inerte solubile, da acidi grassi volatili, substrato fermentabile facilmente biodegradabile e substrato facilmente biodegradabile. Il COD particolato, invece, è formato da substrato lentamente biodegradabile, biomassa eterotrofa attiva, biomassa autotrofa attiva, biomassa accumulante polifosfati, glicogeno accumulato, poli-idrossi-alcanoati, frazione particolata non biodegradabile da decadimento cellulare, prodotti di stoccaggio interno cellulare, frazione organica inerte particolata. Un esempio di frazionamento del COD nei singoli componenti è di seguito riportato in Fig. 5.3.

Fig. 5.3. *Frazionamento del COD nei suoi componenti.*



6. MODELLI DI PROCESSO DI BASE SU GPS-X

Come precedentemente accennato, per ciascun modello che viene utilizzato in un determinato lay-out d'impianto, è fondamentale specificare in modo corretto le caratteristiche dell'influente e la stechiometria. Hydromantis ha sviluppato una finestra particolare in cui dettagliare le caratteristiche del refluo in ingresso (*Influent advisor tool*, Fig. 6.1): essa permette di visualizzare tutti i dati di ingresso, eliminando eventuali errori di base dovuti all'incoerenza fra i diversi parametri (es. $BOD > COD$, $NH_3 > TKN$ ecc.).

Fig. 6.1. *Tool di caratterizzazione dell'influente.*

Influent Advisor - Library: mantis2lib - Influent Model: codstates - Biological Model: mantis2			
User Inputs			
Influent Composition			
cod	total COD	gCOD/m ³	800.0
tkn	total TKN	gN/m ³	40.0
tp	total phosphorus	gP/m ³	10.0
Nitrogen Compounds			
nh	ammonia nitrogen	gN/m ³	35.0
snh	nitrite	gN/m ³	0.0
snco	nitrate	gN/m ³	0.5
Phosphorus Compounds			
sp	ortho-phosphate	gP/m ³	0.0
sgp	mixed poly-phosphate in PAO	gP/m ³	0.0
Influent Fractions			
vsstss	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.75
Organic Fractions			
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.00
frss	readily biodegradable fraction of total...	-	0.50
frvi	particulate inert fraction of total COD	-	0.51
frscl	colloidal fraction of slowly biodegrad...	-	0.15
Nitrogen Fractions			
frnh	ammonium fraction of soluble TKN	-	0.90
frni	N content of soluble inert material	gN/gCOD	0.00
frni	N content of inert particulate material	gN/gCOD	0.00
State Variables			
Soluble Gases			
so	dissolved oxygen	gO ₂ /m ³	0.0
Soluble Gases			
ah2	dissolved hydrogen gas	gCOD/m ³	0.0
an2	dissolved dinitrogen gas	gN/m ³	18.0
sch4	dissolved methane	gCOD/m ³	0.0
Soluble Organic Compounds			
si	soluble inert material	gCOD/m ³	21.5
csol	colloidal substrate	gCOD/m ³	40.0
rs	readily degradable sub...	gCOD/m ³	80.0
Other Soluble Organic Substrates			
iac	acetate	gCOD/m ³	0.0
ipro	propionate	gCOD/m ³	0.0
imet	methanol	gCOD/m ³	0.0
Particulate Organic Compounds			
si	particulate inert material	gCOD/m ³	59.9
siu	unbiodegradable cell pr...	gCOD/m ³	0.0
ssi	slowly biodegradable s...	gCOD/m ³	236.6
sbt	poly-hydroxy alkanoate...	gCOD/m ³	0.0
Nitrogen Compounds			
snh	ammonia nitrogen	gN/m ³	25.0
snco	nitrite	gN/m ³	0.7
Composite Variables			
Volatile Fraction			
iv	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.75
Composite Variables			
vi	total suspended ...	g/m ³	224.5
vis	volatile suspend...	g/m ³	168.4
viss	total inorganic s...	g/m ³	56.1
bood	total carbonace...	gO ₂ /m ³	221.8
cod	total COD	gCOD/m ³	400.0
tkn	total TKN	gN/m ³	40.0
tn	total nitrogen	gN/m ³	40.0
tp	total phosphorus	gP/m ³	10.0
tcoc	total carbon	gC/m ³	221.8
Additional Composite Variables			
fbod	filtered carbon...	gO ₂ /m ³	90.3
fbod	particulate carb...	gO ₂ /m ³	131.4
fbodu	filtered ultimate...	gO ₂ /m ³	108.7
fbodu	particulate ultim...	gO ₂ /m ³	195.5
fbodu	total ultimate ca...	gO ₂ /m ³	304.2
subfod	total substrate B...	gO ₂ /m ³	221.8
subfocd	soluble substrate...	gCOD/m ³	116.0
subfocd	total substrate C...	gCOD/m ³	182.6

Input dell'utente

Variabili di stato

Variabili composite

La descrizione matematica del refluo in ingresso è l'aspetto più importante nella simulazione di un sistema: senza una dettagliata caratterizzazione, il modello avrà una capacità limitata (e non affidabile) nel predire il comportamento dinamico dell'impianto. Per accedere al tool di caratterizzazione dell'influente, si parte da un oggetto relativo ad un flusso in ingresso (civile o industriale), si selezionano le voci composizione e, suc-

cessivamente, caratterizzazione dell'influente. Il tool di caratterizzazione presenta tre finestre, relative a dati di input dell'utente (quali concentrazioni, rapporti stechiometrici), variabili di stato e variabili composite (entrambe calcolate dal software ed automaticamente aggiornate al variare dei dati di input, in modo da correggere immediatamente eventuali errori sostanziali). Cliccando su una variabile di stato o composta, è possibile visualizzare come la variabile stessa viene calcolata dal modello e vengono evidenziate le variabili associate che ne influenzano il calcolo; se il valore calcolato risulta negativo, esso viene colorato visivamente in rosso. Ci sono diverse tipologie di oggetti di tipo influente all'interno del software, che si differenziano per tipologia di conferimento (batch o continuo), qualità dell'influente (refluo oppure acqua 'pulita', dovuta ad esempio a infiltrazioni di acqua piovana in fognatura), dosaggi di reagenti chimici per il controllo del pH oppure di sostanza carboniosa; ad ogni tipologia corrispondono uno o più modelli disponibili.

Fig. 6.2. Tipologia di oggetti tipo 'influyente' presenti nel software.



L'oggetto 'refluo in ingresso' (*wastewater influent*, Fig. 6.2) è utilizzato per rappresentare flussi continui in ingresso impianto derivanti dalla rete fognaria; è possibile specificare la portata mediante dataset (da file oppure

direttamente tramite il software), curve sinusoidali, flussi diurni, fattori di flusso diurni. I modelli disponibili per questo oggetto dipendono dalla libreria scelta e dai modelli biologici locali utilizzati per relazionare le variabili di stato alle variabili composte.

Ciascun modello calcola un set completo di variabili di stato libreria-dipendente, che viene successivamente passato al resto del layout d'impianto. Ad esempio, è possibile scegliere il modello 'BODbased' qualora siano disponibili dati relativi al BOD (anziché al COD); tuttavia, nella maggior parte dei casi, come spiegato in precedenza, si preferisce optare per il modello 'CODfractions', che richiede come dati di input COD, TKN, TP, ammoniaca, alcalinità, ortofosfati e diverse frazioni stechiometriche, oppure il modello 'CODstates', che esprime tutte le frazioni di input in base al COD (COD solubile e particolato inerte, COD facilmente biodegradabile, prodotti cellulari non biodegradabili, concentrazione di biomassa) come frazione del COD totale, ed è stato sviluppato appositamente per flussi di fango. Esiste anche il modello 'TSSCOD', che caratterizza l'influenza utilizzando il COD ed i solidi sospesi come componenti principali.

Gli oggetti che permettono di simulare un dosaggio di chemical (*acid, alkali o nutrient dosage*) sono utilizzati per caratterizzare flussi che non sono i tipici flussi influenti di refluo, ma piuttosto flussi di sostanze chimiche (es. acetato, metanolo, correttivi del pH, nutrienti) dedicati ad un particolare processo nell'impianto, al fine di ottimizzarne il funzionamento (es. dosaggio di carbonio biodegradabile in fase di denitrificazione).

L'oggetto relativo ad un flusso in ingresso in modalità batch (discontinuo, *batch influent*) si differenzia da un ingresso in continuo per la modalità di ingresso in impianto (va specificato l'inizio e la fine temporale del caricamento del flusso stesso) e può essere utile per simulare operazioni eseguite solamente in alcune fasi giornaliere d'impianto (es. trattamento bottini). L'oggetto *water influent*, infine, si riferisce sostanzialmente a flussi di acqua meteorica.

6.1. Modelli biologici a biomassa sospesa

Questi modelli si riferiscono a sistemi a fanghi attivi convenzionali, presenti nella maggior parte degli impianti di depurazione esistenti (Fig. 6.3), con fornitura dell'ossigeno per via di diffusori di fondo (Fig. 6.4) oppure, nel caso di impianti più datati, tramite aerazione superficiale (turbine).

Fig. 6.3. Sezione biologica di impianto di depurazione, con diffusori di fondo dell'ossigeno.

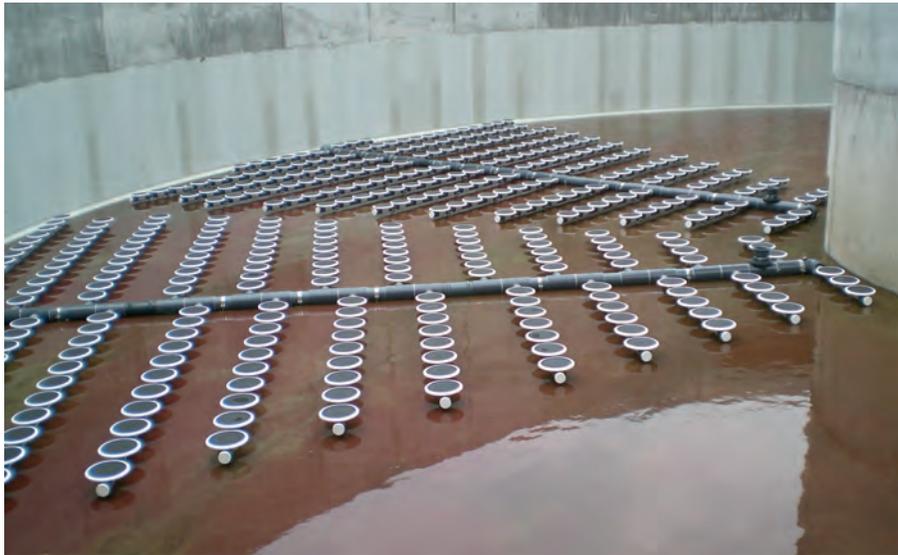


Fig. 6.4. Impianto a fanghi attivi con diffusori dell'ossigeno in azione.



Ciascuno dei modelli biologici disponibili nel software GPS-X viene applicato indipendentemente dalla configurazione idraulica del reattore in esame (completamente miscelato, CSTR, oppure con flusso a pistone, PFR). L'aerazione, in particolare, viene simulata utilizzando un bilancio di massa dinamico per l'ossigeno disciolto in fase gassosa; il modello di aerazione sviluppato all'interno del software permette il dimensionamento accurato sia di sistemi ad aerazione diffusa che meccanica superficiale. È possibile controllare il quantitativo d'aria fornito ai bacini in modo tale da mantenere in essi una concentrazione definita di ossigeno disciolto: in questo caso, il modello calcola il coefficiente di trasferimento di massa necessario per mantenere il set-point desiderato nelle condizioni di esercizio.

Per quanto riguarda i reattori completamente miscelati, il menu di setup dei parametri relativi all'aerazione è accessibile partendo dall'oggetto relativo alla sezione di interesse e selezionando le voci Parametri di input-Operativi. I parametri su cui agire sono fondamentalmente:

- metodo di aerazione: diffuso o meccanico (superficiale);
- modalità di controllo dell'ossigeno: tramite input del flusso di aria, della costante di trasferimento di massa ($k_L a$), della potenza meccanica, oppure mediante utilizzo di un controller;
- coefficiente di trasferimento di massa dell'ossigeno;
- flusso d'aria all'interno del bacino di aerazione (condizioni standard oppure di campo);
- potenza del sistema di aerazione.

Le variabili di output del sistema di aerazione sono accessibili, partendo dall'oggetto relativo, tramite le voci Variabili di output-Trasferimento di ossigeno.

Per quanto riguarda invece i modelli delle reazioni biochimiche che avvengono all'interno dei bacini aerati, ai fini della stesura dei modelli stessi si distinguono in primo luogo i componenti particolati (X) dai componenti solubili (S) e da quelli gassosi (G). Questa distinzione è valida per tutte le tipologie di modelli. Questa nomenclatura segue le linee guida dell'International Water Association (IWA); va tenuto conto, tuttavia, che taluni componenti colloidali, seppur passando attraverso i filtri da $0.45 \mu\text{m}$ (comunemente utilizzati per separare le componenti solubili dalle componenti particolate), vengono comunque classificati come frazione particolata.

Fig. 6.5. Esempio di rappresentazione matriciale di un processo biologico di crescita-decadimento della biomassa.

Component →		<i>i</i>	1	2	3	Process Rate, ρ_j [ML ⁻³ T ⁻¹]
<i>j</i>	Process		X_B	S_S	S_O	
1	Growth		1	$-\frac{1}{Y}$	$-\frac{1-Y}{Y}$	$\frac{\mu S_S}{K_S + S_S} X_B$
2	Decay		-1		-1	$b X_B$
Observed Conversion Rates (ML ⁻³ T ⁻¹)			$r_i \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} \rho_j$			Kinetic Parameters: Maximum specific growth rate: μ Half-velocity Constant: K_S Specific decay rate: b
Stoichiometric Parameters: True growth yield: Y			Biomass [M(COD) _L ⁻³]	Substrate [M(COD) _L ⁻³]	Oxygen (Negative COD) [M(COD) _L ⁻³]	

Le equazioni di bilancio precedentemente descritte possono essere applicate a ciascun componente di interesse per la modellazione del processo. Il gran numero di componenti rilevanti e di processi rende i modelli dei processi a fanghi attivi piuttosto complessi. Devono essere formulate, difatti, un gran numero di equazioni di bilancio, che possono talora risultare in una perdita di visione d'insieme. La maggior parte dei modelli biologici segue pertanto un formato standard di tipo matriciale (Fig. 6.5), dove i processi biochimici sono elencati sulle righe *j*-esime mentre i componenti compaiono sulle colonne *i*-esime. Questo approccio è stato raccomandato dal gruppo di lavoro dell'IAWQ (poi confluita nell'IWA) sulla modellazione matematica del trattamento delle acque reflue nel 1987. Questo formato agevola una presentazione priva di ambiguità dei composti e dei processi, nonché la loro interazione, in una singola pagina. In aggiunta, il formato matriciale permette un confronto agevole fra modelli differenti, ed inoltre facilita la trasformazione del modello stesso in programmi per computer.

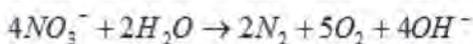
A piè di tabella vengono specificati il nome e l'unità di misura di ciascuna variabile. La cinetica del processo *j*-esimo (*process rate*), che porta ad un cambiamento della concentrazione delle variabili di stato, viene descritta

nell'ultima colonna della tabella. Le celle i - j , dove si incontrano i processi j -esimi ed i componenti i -esimi, rappresentano la velocità netta del processo per il componente selezionato; i corrispondenti parametri cinetici vengono elencati nell'angolo in basso a sinistra della tabella.

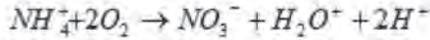
La velocità di reazione netta di un componente, riportata nella riga *observed conversion rates*, è pari alla somma di tutte le velocità di processo che causano una modifica nella massa del componente stesso. La scrittura matriciale permette un'identificazione immediata della velocità di reazione di un componente: è sufficiente moltiplicare i valori presenti nelle celle della colonna desiderata per la velocità di processo (presente nell'ultima colonna a destra) e poi sommare.

Il primo step nella creazione di una matrice è quello di identificare i componenti che sono di interesse ai fini del modello che si intende sviluppare. Il secondo passaggio è quello di identificare i processi biologici che avvengono nel sistema. I processi o le conversioni che portano ad un cambiamento dei componenti considerati nel modello sono descritti, uno dopo l'altro, nella colonna di sinistra della matrice. Le velocità di processo sono formulate matematicamente e sono riportate nella colonna di destra, in linea con i rispettivi processi a cui si riferiscono. Il coefficiente stechiometrico di conversione da un componente all'altro è inserito su ogni riga di processo, di modo che ciascuna colonna di un componente riporti i coefficienti stechiometrici per i processi che influenzano il componente stesso. Se il coefficiente stechiometrico è pari a zero (ovvero il componente non subisce alcuna modifica dal processo considerato), esso normalmente non viene riportato nella matrice, in modo da mantenere la semplicità e la chiarezza della matrice stessa. I segni di convenzione che vengono adottati nella matrice per ciascun componente sono negativi per il consumo e positivi per la produzione. In questa convenzione, le velocità di processo hanno sempre un segno positivo.

Per quanto riguarda le frazioni azotate, alcuni parametri stechiometrici di uso comune sono derivati dalle equazioni chimiche dei processi di denitrificazione e nitrificazione. In particolare, il rapporto fra la massa di ossigeno e la massa di azoto prodotte nella denitrificazione (equazione 3) è pari a 2.86, mentre il rapporto stechiometrico ossigeno/azoto richiesto per la nitrificazione (equazione 4) è pari a 4.57.



(3)



(4)

6.1.1. *Modello ASM1*. Questo modello, rappresentato in forma matriciale in Fig. 6.6, simula i principali processi biologici che si verificano nei comparti a fanghi attivi tramite espressioni matematiche il più semplificate possibili. È il primo modello standardizzato sviluppato dall'IWA nel 2002 ed è ampiamente utilizzato a livello internazionale, sia in ambito di ricerca che di aziende del settore.

Fig. 6.6. *Rappresentazione matriciale del modello ASM1.*

ASM1 in CNLIB													Process name	
Component	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
	S _r	S _i	X _o	X _s	X _{sl}	X _{ll}	X _p	S _e	S _o	S _{or}	S _{pr}	X _{so}	X _{sp}	
1	1													
2		1												
3			1											
4				1										
5					1									
6						1								
7							1							
8								1						
9									1					
10										1				
11											1			
12												1		
13													1	
14														1
15														
16														
17														
18														
19														
20														
21														
22														
23														
24														
25														
26														
27														
28														
29														
30														
31														
32														
33														
34														
35														
36														
37														
38														
39														
40														
41														
42														
43														
44														
45														
46														
47														
48														
49														
50														
51														
52														
53														
54														
55														
56														
57														
58														
59														
60														
61														
62														
63														
64														
65														
66														
67														
68														
69														
70														
71														
72														
73														
74														
75														
76														
77														
78														
79														
80														
81														
82														
83														
84														
85														
86														
87														
88														
89														
90														
91														
92														
93														
94														
95														
96														
97														
98														
99														
100														

La sostanza organica viene espressa con riferimento al COD ed è classificata secondo la sua biodegradabilità: il materiale non biodegradabile, per definizione, non subisce alcuna degradazione durante il processo e la sua frazione solubile esce dall'impianto con l'effluente, mentre la frazione particolata si accumula nella linea fanghi. Il materiale biodegradabile viene suddiviso invece in frazione lentamente (particolata) e velocemente (solubile) biodegradabile e subisce le reazioni biologiche che avvengono

nei bacini. Mentre la frazione velocemente biodegradabile viene utilizzata per la crescita cellulare, la frazione lentamente biodegradabile viene prima idrolizzata a frazione facilmente biodegradabile, per poi essere utilizzata dai microorganismi. La velocità di idrolisi della componente lentamente biodegradabile è tipicamente inferiore alla velocità di utilizzo della frazione velocemente biodegradabile, e rappresenta pertanto il *rate limiting step* del processo.

Nel modello ASM1 vengono modellate due diverse tipologie di biomassa, ovvero la biomassa autotrofa ed eterotrofa. La biomassa eterotrofa si origina dalla crescita su materiale facilmente biodegradabile di tipo organico in condizioni aerobiche od anossiche e decade tramite processi di respirazione endogena, morte, predazione e lisi, in tutte le condizioni (aerobiche, anossiche, anaerobiche). La biomassa autotrofa, invece, si riproduce in condizioni aerobiche utilizzando solamente ammoniaca come fonte di energia e decade in tutte le condizioni.

Fig. 6.7. Parametri cinetici e stechiometrici di letteratura che possono essere applicati per i modelli del tipo ASM.

IAWQ model parameters	symbol	unit	20 °C	10 °C	literature
<i>Stoichiometric parameters</i>					
Heterotrophic yield	Y_H	g cell COD formed (g COD oxidized) ⁻¹	0.67	0.67	0.38-0.75
Autotrophic yield	Y_A	g cell COD formed (g N oxidized) ⁻¹	0.24	0.24	0.07-0.28
Fraction of biomass yielding particulate products	f_p	dimensionless	0.08	0.08	—
Mass N/mass COD in biomass	f_{XB}	g N (g COD) ⁻¹ in biomass	0.086	0.086	—
Mass N/mass COD in products from biomass	f_{XP}	g N (g COD) ⁻¹ in endogenous mass	0.06	0.06	—
<i>Kinetic parameters</i>					
Heterotrophic max. specific growth rate	μ_{H1}	day ⁻¹	6.0	3.0	0.6-13.2
Heterotrophic decay rate	b_H	day ⁻¹	0.62	0.20	0.05-1.6
Half-saturation coefficient (hsc) for heterotrophs	K_S	g COD m ⁻³	20	20	5-225
Oxygen hsc for heterotrophs	$K_{O,H}$	g O ₂ m ⁻³	0.20	0.20	0.01-0.20
Nitrate hsc for denitrifying heterotrophs	K_{NO_3}	g NO ₃ -N m ⁻³	0.50	0.50	0.1-0.5
Autotrophic max. specific growth rate	μ_{A1}	day ⁻¹	0.80	0.30	0.2-1.0
Autotrophic decay rate	b_A	day ⁻¹	0.20	0.10	0.05-0.2
Oxygen hsc for autotrophs	$K_{O,A}$	g O ₂ m ⁻³	0.4	0.4	0.4-2.0
Ammonia hsc for autotrophs	K_{NH_3}	g NH ₃ -N m ⁻³	1.0	1.0	—
Correction factor for anoxic growth of heterotrophs	η_0	dimensionless	0.8	0.8	0.6-1.0
Ammonification rate	k_2	m ³ (g COD day) ⁻¹	0.08	0.04	—
Max. specific hydrolysis rate	k_h	g slowly biodeg. COD (g cell COD day) ⁻¹	3.0	1.0	—
Hsc for hydrolysis of slowly biodeg. substrate	K_X	g slowly biodeg. COD (g cell COD) ⁻¹	0.03	0.01	—
Correction factor for anoxic hydrolysis	η_h	dimensionless	0.4	0.4	—

Il materiale azotato si categorizza, in maniera similare, a seconda della sua biodegradabilità e dello stato fisico. La frazione particolata non biodegradabile rappresenta una frazione del COD particolato non biodegradabile, mentre la frazione solubile non biodegradabile viene ignorata.

La frazione azotata biodegradabile si divide in ammoniaca (libera e ionizzata), frazione organica solubile e particolata. Quest'ultima, similmente a quanto accade per la frazione carboniosa, viene idrolizzata a frazione solubile e successivamente la frazione solubile viene convertita ad ammoniaca dalla biomassa eterotrofa. La conversione di ammoniaca a nitrato da parte della biomassa autotrofa viene modellata come un singolo processo, ovvero non considerando la produzione intermedia di nitrito (stante le concentrazioni limitate di NO_2^- che normalmente si riscontrano in impianto).

Si riportano in Fig. 6.7 i parametri cinetici e stechiometrici di default dei modelli più semplici a fanghi attivi, derivanti dal modello IAWQ, da cui successivamente è stato sviluppato il modello ASM1.

6.1.2. Modello ASM2d. Il modello parte dalla configurazione base dell'ASM1 ed è stato sviluppato negli anni successivi dal gruppo di lavoro dell'IWA per considerare anche la rimozione biologica del fosforo (assente nel modello ASM1). Si considerano in questo caso tre diverse tipologie di biomassa: organismi eterotrofi, nitrificanti e fosfato-accumulanti (PAO).

I processi considerati dal modello ASM2d vengono suddivisi in 4 distinte tipologie, ovvero processi relativi all'idrolisi, processi coinvolgenti biomassa eterotrofa, processi coinvolgenti biomassa autotrofa, processi che coinvolgono i PAO.

6.1.3. Modello ASM3. Il modello ASM3 è nato con lo scopo di correggere alcune imprecisioni del modello ASM1. Non considera, come il modello ASM1, le reazioni che coinvolgono il fosforo. I principali aspetti che caratterizzano questo modello dal precedente modello ASM1 sono che l'idrolisi è indipendente dal donatore di elettroni ed avviene con la stessa velocità sia in condizioni aerobiche che anossiche, nonché una diminuzione dei coefficienti di resa anossica, il fatto che il decadimento della biomassa è modellato come respirazione endogena (in luogo del cosiddetto concetto di 'rigenerazione-morte' usato nell'ASM1). Inoltre, viene modellato lo stoccaggio di COD da parte degli eterotrofi in condizioni anossiche ed aerobiche; è anche possibile distinguere fra i tassi di decadimento dei nitrificanti in condizioni anossiche ed anaerobiche. Si considera la limitazione della velocità di processo dovuta all'alcalinità. Infine, l'ammonificazione dell'azoto organico solubile e l'idrolisi dell'azoto par-

ticolato biodegradabile sono omesse e si ragiona su una composizione costante di tutta la componente organica (ovvero un rapporto N/COD costante).

6.1.4. Modello Mantis. Il modello Mantis si differenzia dal modello ASM1 per il fatto che sono presenti due processi aggiuntivi che permettono la crescita della biomassa eterotrofa utilizzando il nitrato come nutriente; sono presenti anche funzioni di commutazione che permettono di utilizzare azoto e fosforo come nutrienti e l'alcalinità per la crescita cellulare. Infine, sono stati introdotti coefficienti di semi-saturazione separati per l'ossigeno relativi alla crescita aerobica ed anossica, per consentire la calibrazione di processi di nitrificazione e denitrificazione simultanei.

6.1.5. Nuovo modello generale (NEWGENERAL). Combina il modello ASM1 per gli organismi autotrofi ed eterotrofi non poli-P con un modello specifico per gli organismi poli-P. Le differenze fondamentali con il modello ASM1 si possono imputare all'utilizzo di fonti azotate per la sintesi cellulare, alla conversione di COD facilmente biodegradabile in acidi grassi a catena corta ed alla crescita di batteri eterotrofi non polifosfati sugli acidi grassi stessi.

6.1.6. Modello 'comprehensive' (Mantis2). All'interno di GPS-X è stato sviluppato ed implementato un nuovo modello comprensivo (*whole-plant*), che incorpora i diversi processi fisici, chimici e biologici che si osservano negli impianti di depurazione. Esso incorpora una notevole quantità di informazioni rese disponibili dalla letteratura tecnica negli ultimi dieci anni. C'è stato infatti un notevole interesse, a partire dalla pubblicazione dei modelli ADM1 (relativo alla digestione anaerobica dei fanghi) ed ASM2d, nell'estendere la capacità dei modelli di simulare altri processi collaterali quali la precipitazione della struvite, i processi anammox per la rimozione dell'azoto, altri processi di precipitazione. Nonostante le interfacce fra i modelli ASM2d ed ADM1 siano ben definite, la mappatura delle variabili di stato fra i due modelli presenta difficoltà pratiche nell'implementazione e limita la versatilità dei modelli stessi.

I principali aspetti salienti del modello Mantis 2 sono la rimozione di carbonio, azoto e fosforo in maniera integrata con il processo di digestione anaerobica, la stesura di bilanci di massa per svariati componenti (COD, C, N, P, Ca, Mg, K, carica elettrica), la presenza di 48 variabili di

stato (21 solubili e 27 particolati) e 56 processi, la simulazione della nitrificazione in due fasi distinte tramite diverse specie batteriche (batteri ammonio-ossidanti, AOB, e batteri nitrito-ossidanti, NOB), la simulazione della denitrificazione in due fasi, la simulazione della degradazione del metanolo tramite biomassa metilotrofica, la modellazione del processo anammox, la modellazione della fase gas (N_2 , CO_2 , H_2 , CH_4) nel processo di digestione anaerobica, la stima di pH ed alcalinità sia in fase liquida che solida, la precipitazione di fosfati ed idrossidi, il calcolo unificato delle variabili composite. Questo modello risulta essere il più complesso fra quelli disponibili nel software GPSX e pertanto richiede un livello di dettaglio significativamente maggiore nella definizione dei vari parametri rispetto a modelli semplificati (quali l'ASM1).

6.2. Processi per la rimozione dei nutrienti

Negli ultimi trent'anni, la rimozione dei nutrienti (principalmente azoto e fosforo) è diventata un fattore estremamente importante nel trattamento delle acque reflue; per poter adeguatamente trattare i nutrienti nei tradizionali processi a fanghi attivi, sono state sviluppate svariate configurazioni avanzate di processo. Una problematica di base è legata al fatto che i microorganismi deputati ai processi di nitrificazione, denitrificazione e abbattimento biologico del fosforo (EBPR) richiedono condizioni ambientali estremamente diverse per operare in maniera ottimale (ovvero, si ha una combinazione di condizioni aerobiche, anossiche ed anaerobiche). Il termine anossico, com'è noto, si riferisce a condizioni in cui non vi è presenza di ossigeno nei reattori, ma è presente nitrato oppure nitrito.

I sistemi di rimozione biologica dell'azoto sono normalmente separati in due categorie, ovvero processi che avvengono in reattori separati e processi che avvengono in un singolo reattore. Nel primo caso, vi sono due reattori fisicamente separati aventi sedimentazione e ricircolo distinti, che operano in sequenza e in cui si trovano tipologie diverse di comunità microbiche. Il primo reattore (aerobico) viene utilizzato per la rimozione del carbonio e la nitrificazione, mentre nel secondo si stabilisce un ambiente anossico per la denitrificazione. È possibile anche lavorare con tre reattori in serie, dove si provvede in sequenza all'abbattimento del carbonio e poi alla nitrificazione ed alla denitrificazione. Dal momento che la sostanza organica viene quasi completamente consumata nella prima

fase del processo, spesso il reattore anossico richiede l'aggiunta di una fonte di carbonio esterno (es. metanolo o etanolo). Un'altra possibilità è quella di bypassare una parte della portata in ingresso al primo reattore verso il reattore anossico per fornire la quantità di carbonio necessaria al processo di denitrificazione.

Nonostante la separazione totale fra processi aerobici ed anossici comporti una progettazione ottimale ed una migliore stabilità di processo, considerazioni di carattere essenzialmente economico hanno portato allo sviluppo di sistemi combinati che avvengono in un singolo reattore. Il processo combinato si applica tramite due possibili configurazioni, ovvero pre-denitrificazione e post-denitrificazione. La configurazione con post-denitrificazione consiste di due step in serie, una prima fase di tipo aerobico ed una seconda fase di tipo anossico. L'energia necessaria per la denitrificazione è fornita dall'energia rilasciata dalla biomassa in seguito alla morte dei microorganismi. Tuttavia, poiché la velocità di questo processo è estremamente bassa, anche la velocità di denitrificazione è giocoforza bassa. Di conseguenza, è richiesto un volume molto ampio per ottenere un'elevata efficienza nel processo di denitrificazione.

Il processo di pre-denitrificazione, invece, consiste di due reattori in serie, parzialmente separati, senza sedimentazione intermedia. Dal momento che vi è solamente una separazione parziale fra i due reattori, viene indotto un certo mescolamento fra refluo nitrificato ed anossico, ed il nitrato che entra nella sezione anossica viene convertito ad azoto gassoso. Questo processo è stato in seguito modificato (anni '70), per separare completamente la sezione aerobica da quella anossica, ricircolando la biomassa dal decantatore secondario alla sezione anossica ed introducendo un ulteriore ricircolo dalla sezione aerobica alla sezione anossica. In questo caso, il controllo di processo è notevolmente migliore; tuttavia, non è possibile provvedere ad una denitrificazione completa, ed il grado di denitrificazione dipende dalla frazione della portata complessiva che non viene ricircolata dal reattore aerobico ma viene scaricata con l'effluente.

Un ulteriore sviluppo è stato il cosiddetto processo *Bardenpho*, dove viene introdotto un ulteriore reattore anossico a valle del reattore aerobico per denitrificare la frazione di nitrato residua, in maniera da produrre un effluente sostanzialmente privo di nitrati. Per strappare le bolle di azoto attaccate ai fiocchi di biomassa che si generano nel secondo reattore anossico, si introduce una cosiddetta aerazione *flash* fra il reattore anossico

secondario ed il decantatore circolare. Questa ulteriore aerazione viene considerata necessaria per nitrificare l'ammoniaca rilasciata dal decadimento endogeno nel precedente reattore.

Per ottenere anche la rimozione del fosforo per via biologica, è necessario introdurre un reattore anaerobico come prima fase del processo; studi a scala pilota hanno portato a dimostrare che una configurazione del tipo reattore anaerobico+ reattore anossico + reattore aerobico (tramite il cosiddetto processo A2O) può consentire di abbattere sia l'azoto che il fosforo, qualora sia richiesta solamente una rimozione parziale dell'azoto.

6.3. Suggerimenti nella scelta di un modello biologico

Per un utente che si appropria per la prima volta ai software per la modellazione degli impianti di depurazione, può essere complicato selezionare il modello più adatto per simulare una determinata tipologia di impianto, stante il gran numero di modelli disponibili in letteratura.

La prima scelta da fare è relativa alla libreria da utilizzare: se si è interessati solamente a C ed N, è possibile usare la libreria CN (la più semplice in assoluto). Se invece si è interessati anche alla modellazione del P, si può optare per le librerie CNP oppure per la libreria *Comprehensive*. Allo stesso modo, se si è interessati a simulare il pH, la precipitazione di sostanze inorganiche e processi collaterali va scelta la libreria *Comprehensive*. È possibile aggiungere ai modelli preesistenti nel software dei componenti extra definiti dall'utente selezionando la libreria associata IP (inquinante industriale), chiamata CNIP o CNPIP (a seconda che si consideri o meno il P). Una sintesi dei processi considerati nei diversi modelli biologici viene riportata in Fig. 6.8 per agevolare nella scelta tra le diverse opzioni. In prima battuta, è consigliabile mantenere il modello il più semplice possibile, almeno finché i risultati preliminari non vengano correttamente interpretati e si è diventati maggiormente familiari con il grado di complessità del modello stesso. Successivamente si può passare a modelli più complessi; se si è insicuri su quale modello adottare in principio, si consigliano i modelli ASM1 oppure Mantis.

Come precedentemente descritto, la scelta del modello dipende gioco-forza dalla quantità e dalla tipologia di dati disponibili per supportare e validare il suo utilizzo: ad esempio, se si possiedono informazioni limitate sulle diverse tipologie di substrati presenti nel sistema, è bene utilizzare modelli che richiedono un limitato numero di parametri e processi.

Fig. 6.8. Confronto fra i modelli biologici disponibili nel software GPS-X.

Process	asm1	asm3	mantis (and 3dmantis)	asm2d	new general	mantis2	mantis3
Fermentation Step				X	X	X	X
Nitrification/Denitrification	X	X	X	X	X	X	X
Aerobic Denitrification			X				
Aerobic Substrate Storage		X					
COD "Loss"					X		
2-Step Nitrification/denitrification						X	X
NO ₃ ⁻ as a N source for cell synthesis			X		X		
Alkalinity consumption/generation	X	X	X	X		X	X
Alkalinity (as a limiting factor for growth processes)				X			
Biological phosphorus removal				X	X	X	X
Precipitation of P with metal hydroxides				X		X	X
Temperature dependency	X*	X*	X	X	X	X	X
pH						X	X
Struvite, other Calcium and Magnesium ppt.						X	X
Anammox						X	X
Methylotroph						X	X
N ₂ O gas production							X

*not part of the published model, but added in GPS-X.

Se poi si sta simulando un impianto che prevede dei flussi di ricircolo dalla linea fanghi alla linea acqua (fanghi attivi), il modello Mantis2 è il più adatto per modellizzare questa situazione, dal momento che esso include, come accennato in precedenza, un set completo di variabili di stato che coprono sia il processo a fanghi attivi che la digestione anaerobica dei fanghi. Se si è interessati ad esplorare la rimozione del fosforo oppure controllare l'alcalinità, è necessario optare per modelli che contengano processi rilevanti relativi a questi componenti (si rimanda alla Fig. 6.8 per maggior chiarezza).

Va infine specificato che il software GPS-X permette di simulare tramite oggetti specifici reattori diversi dai classici bacini a fanghi attivi, quali ad esempio i reattori a membrane (MBR), i reattori del tipo SBR (*sequential batch reactor*), sistemi con elevata purezza di ossigeno ecc. Tali reattori vengono sempre più frequente impiegati nel revamping di impianti di depurazione esistenti, per migliorare la qualità dell'effluente trattato ed ottimizzare l'efficienza del processo stesso.

7. MODELLI BIOLOGICI A BIOMASSA ADESA

I modelli biologici a biomassa adesa vengono associati a sistemi quali il filtro percolatore, filtri biologici aerati (semplici od avanzati), sistemi ibridi quali gli MBBR (*Moving Bed Bio-Reactor*) e gli IFAS (*Integrated Fixed film Activated Sludge*). La differenza fondamentale fra questi modelli e quelli a biomassa sospesa sta nel fatto che nei primi vengono inclusi anche i processi di diffusione nel biofilm. Infatti, nonostante la diffusione avvenga anche nei sistemi a biomassa sospesa (dal momento che il substrato e l'ossigeno devono diffondere all'interno del fiocco di fango attivo), essa viene tipicamente trascurata, poiché i meccanismi limitanti (*rate limiting step*) sono le reazioni biologiche.

Nei processi a biomassa adesa, invece, la diffusione va considerata assieme alle reazioni biologiche e contribuisce pertanto ad incrementare la complessità del modello. I vari sistemi si differenziano per il meccanismo di aerazione (meccanica nel caso dei filtri biologici aerati, naturale nella maggior parte dei filtri percolatori) e nella possibilità di avere sistemi completamente immersi in acqua o meno. Solitamente, il biofilm in eccesso viene separato in un decantatore, come avviene nei processi a fanghi attivi.

Il modello del filtro percolatore è disponibile in tutte le librerie ed utilizza le medesime reazioni biologiche dei rispettivi processi a biomassa sospesa. Il modello è in grado di predire la rimozione di C ed N (sia per assimilazione che per ossidazione), nonché la denitrificazione e l'accumulo/rilascio di fosforo.

8. MODELLI DI SEDIMENTAZIONE

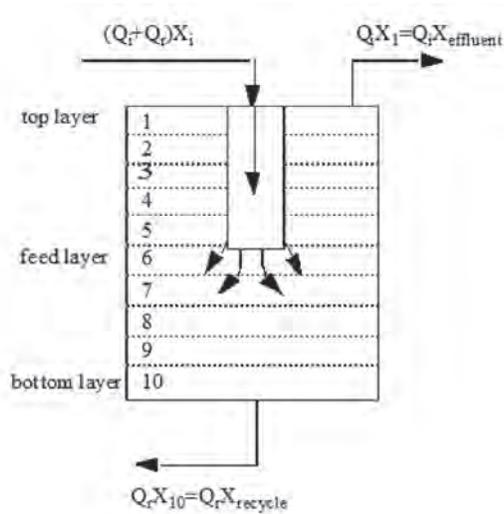
Come noto, la sedimentazione è una delle più importanti unità di processo negli impianti a fanghi attivi, ed è sempre accoppiata alla sezione biologica che sta a monte. Sia per i sedimentatori primari che secondari (ed anche per gli ispessitori dei fanghi), questa unità svolge due funzioni fondamentali, ovvero la chiarificazione della frazione liquida e l'ispessimento della frazione solida. I modelli di sedimentazione presenti nel software GPS-X sono di tipo puntuale (0-dimensionale) oppure monodimensionale (1 d), e possono essere sia reattivi (es. *mantis*, ASM1) oppure non reattivi (es. *simple*), ovvero comprendere o meno le reazioni biologiche al proprio interno. Nei modelli reattivi sono incluse le reazioni biologiche, ed i modelli sono associati con i corrispondenti modelli a biomassa sospesa (es. ASM1). Un esempio classico di decantatore secondario di tipo circolare è riportato di seguito in Fig. 8.1.

Fig. 8.1. *Esempio di decantatore circolare.*



Nei modelli monodimensionali, il sedimentatore è suddiviso in un numero di strati (pari a dieci di default) di uguale spessore (Fig. 8.2). Vengono fatte le seguenti assunzioni: i solidi vengono distribuiti uniformemente ed istantaneamente sull'intera sezione del layer superiore, ed inoltre si considera solamente il flusso verticale.

Fig. 8.2. Schematizzazione di un decantatore tramite suddivisione in layer.



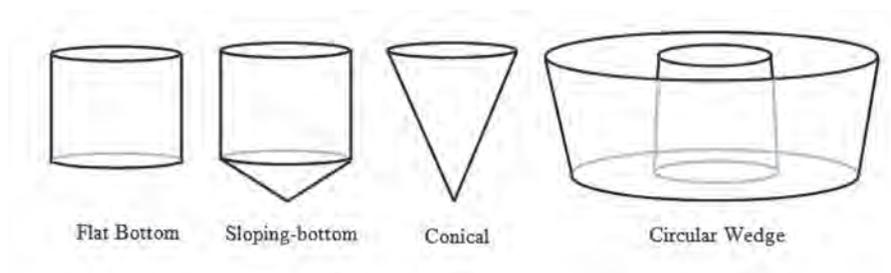
I modelli sono basati sul concetto di flusso solido: si esegue un bilancio di massa su ciascuno strato, simulando il profilo dei solidi attraverso la colonna di sedimentazione sia in condizioni stazionarie che dinamiche. Ci sono cinque diverse tipologie di strati, a seconda della loro posizione relativa rispetto al layer superiore. Inoltre, i modelli sono basati sulla tradizionale analisi del flusso solido; tuttavia, il flusso solido in un determinato strato è limitato da quanto può essere gestito dallo strato adiacente. Il calcolo del flusso solido dovuto al movimento della massa di liquido si basa sulla semplice moltiplicazione fra la concentrazione di solidi e la velocità della massa di liquido stessa.

Nel modello *simple1d*, che viene utilizzato di frequente nella modellazione degli impianti, l'unica variabile che viene integrata nel tempo è la concentrazione di solidi sospesi totali (TSS); questo modello viene utilizzato quando le reazioni biologiche nel sedimentatore possono essere ignorate.

Le concentrazioni delle variabili di stato relative alle sostanze particolate (es. organismi eterotrofi) vengono simulate come frazioni della concentrazione totale di TSS in ingresso al decantatore. Una volta che il modello ha completato l'integrazione numerica dei solidi sospesi nei layer del sedimentatore (alla fine di ciascuno step temporale di integrazione), la concentrazione delle variabili di stato particolate nell'effluente, il supero ed il flusso di ricircolo vengono aggiornati utilizzando questi dati. La concentrazione di variabili di stato solubili rimane invece inalterata nel modello *simple1d*.

Da un punto di vista geometrico, ci sono quattro tipologie fondamentali di sedimentatori su GPS-X: sedimentatori primari di tipo rettangolare e circolare, sedimentatori secondari di tipo rettangolare e circolare. Tutti questi oggetti sfruttano il medesimo modello di sedimentazione, ma la differenza fondamentale fra sedimentatori primari e secondari è che i parametri di sedimentazione di default sono distinti ed inoltre la correlazione relativa allo SVI (indice volumetrico del fango) non è presente nel caso dei decantatori primari. Per quanto riguarda la geometria, invece, i sedimentatori rettangolari richiedono come dato di input solamente l'area superficiale totale, mentre quelli circolari presentano diverse forme fra cui poter scegliere (a fondo piatto, ovvero cilindrici, con fondo conico, conici, a cuneo circolare) (Fig. 8.3). In quest'ultimo caso, l'area superficiale viene calcolata a partire dalla tipologia di decantatore e dalle dimensioni specificate dall'utente.

Fig. 8.3. Tipologie di decantatori circolari disponibili nel software GPS-X.



9. MODELLI PER LA DIGESTIONE ANAEROBICA DEI FANGHI

Un esempio di digestore anaerobico ‘classico’ che si può osservare negli impianti di depurazione è riportato in Fig. 9.1. Come noto, il processo di digestione anaerobica provvede al trattamento dei fanghi di supero in assenza di ossigeno, con formazione di biogas ad elevato potere energetico e stabilizzazione della frazione solida residua (digestato).

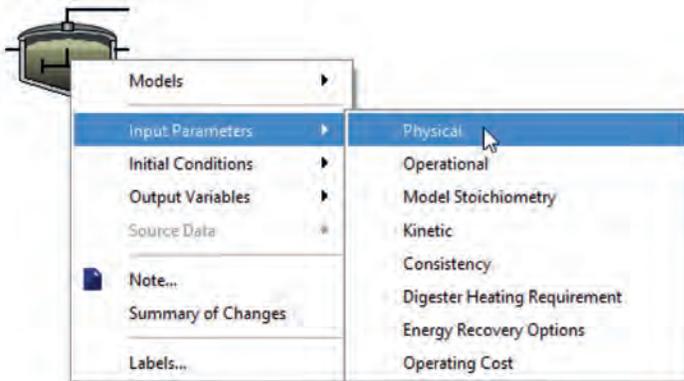
Anche in questo caso, similmente a quanto osservato nelle sezioni precedenti, esistono nel software GPS-X modelli più o meno complessi, a seconda della quantità di processi e componenti considerati.

Fig. 9.1. *Digestore anaerobico tradizionale per la stabilizzazione dei fanghi.*



Il modello per la digestione anaerobica più semplice, denominato *basic*, consiste di due reattori distinti, uno per la fase liquida ed uno per la fase gassosa, entrambi modellati come sistemi a miscelazione completa (CSTR). Il trasferimento di prodotti gassosi fra la fase liquida e quella gassosa è modellato utilizzando le equazioni standard di trasferimento di massa a doppio film. Per quanto riguarda le reazioni di decomposizione della sostanza organica, sostanzialmente si assiste in prima battuta all'idrolisi dei VSS con formazione di acidi grassi volatili, ammoniaca e CO_2 e, in seconda battuta, alla crescita della biomassa metanigena (a partire dagli acidi grassi) con formazione di CO_2 , CH_4 e nuova biomassa. La velocità di idrolisi è assunta essere di primo ordine rispetto alla concentrazione di VSS, e viene inoltre incorporato un fattore di correzione dovuto alla temperatura. La crescita della biomassa metanigena, invece, viene modellata utilizzando la funzione di Monod modificata, in maniera simile ai modelli dell'International Water Association (IWA). L'effetto di eventuali sostanze tossiche viene considerato tramite una velocità di inattivazione dei batteri (di primo ordine).

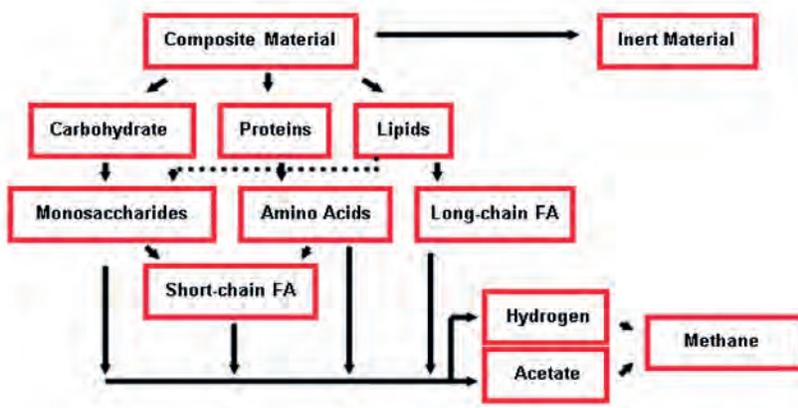
Fig. 9.2. Parametri di input per il processo di digestione anaerobica nel software GPS-X.



I parametri relativi ai digestori anaerobici presenti all'interno del software vengono evidenziati in Fig. 9.2. Nei parametri fisici sono compresi il volume massimo ed effettivo, il volume dello spazio di testa, la pressione totale del gas e la temperatura di esercizio. I parametri operativi sono esclusivamente connessi al controllo del flusso pompato nel reattore. Per

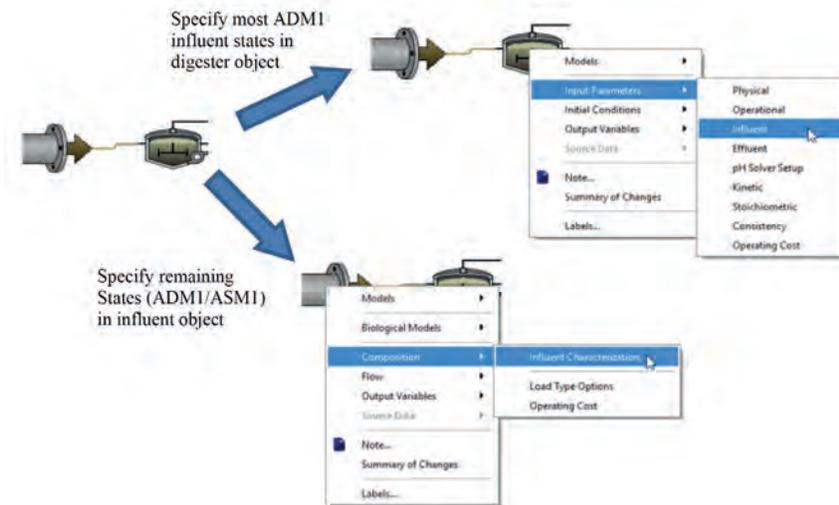
quanto riguarda i parametri di caratterizzazione di influente ed effluente, è possibile definire i parametri che sono peculiari del digestore, ovvero la concentrazione di CO_2 totale solubile, la concentrazione di sostanze tossiche, la concentrazione di biomassa metanigena, i cationi (relativamente all'influente), il COD solubile inerte, la frazione inerte dei VSS (relativamente all'effluente). Nella finestra relativa al menu del risolutore del pH, è possibile specificare i valori massimi e minimi di pH, nonché il pH iniziale. I parametri cinetici e stechiometrici sono indipendenti dalla temperatura, eccetto che nel caso del tasso di crescita specifico massimo dei metanigeni e della costante di velocità per l'idrolisi dei VSS. I parametri stechiometrici sono sostanzialmente di due tipologie: fattori di conversione (es. rapporto fra COD particolato e VSS) e rese (es. quantità di componenti chimici originati dalle reazioni biologiche).

Fig. 9.3. Rappresentazione schematica del processo di digestione anaerobica secondo il modello ADM1.



Il modello ADM1 è stato sviluppato, come i modelli della serie ASM, dall'IWA, ed è molto più strutturato e complesso rispetto al modello *basic* precedentemente descritto. Esso include 5 fasi distinte di processo (disintegrazione, idrolisi, acidogenesi, acetogenesi, metanogenesi), con 32 variabili di stato, 6 processi cinetici acido-base, 19 processi biochimici, 3 processi di trasferimento gas-liquido. Si riporta in Fig. 9.3 uno schema semplificato del processo.

Fig. 9.4. Scenario 1, dove l'ingresso al digestore è rappresentato da un oggetto di tipo influente.



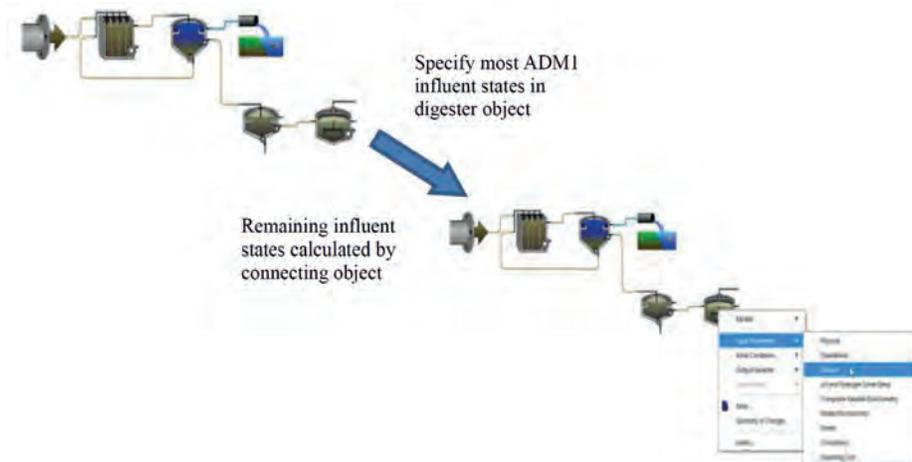
All'interno del software GPS-X, il modello ADM1 utilizza un'interfaccia specifica fra i modelli ASM1 ed ADM1, che permette di modellare in maniera integrata l'intero impianto; il modello ASM1, come descritto in precedenza, viene impiegato per simulare il bacino biologico a fanghi attivi.

Qualora si utilizzi il modello ADM1 per modellare la digestione anaerobica dei fanghi, sono possibili due diversi scenari. In un primo scenario (Fig. 9.4), il flusso influente al digestore è rappresentato da un oggetto influente (flusso di fango). Questo caso è più complesso poiché vanno specificate le caratteristiche chimico-fisiche del fango in ingresso.

Se invece il flusso in ingresso al digestore è un flusso in uscita da un'altra sezione di impianto, come avviene nella maggior parte dei casi reali (Fig. 9.5), il flusso stesso porta con sé la caratterizzazione chimico-fisica dello stesso. Tuttavia, l'utente deve in ogni caso specificare i parametri che si trovano nel menu *Influent form* del digestore.

Va considerato poi che il modello ADM1 non considera i fenomeni di precipitazione (es. struvite) né le trasformazioni del fosforo. Esso risulta tuttavia particolarmente interessante laddove si effettui una co-digestione fra diverse matrici (fanghi ed altri substrati organici).

Fig. 9.5. Scenario 2, dove l'ingresso al digestore è l'output proveniente da un'altra sezione d'impianto.



Esistono due ulteriori modelli per la digestione anaerobica dei fanghi appositamente sviluppati dalla Hydromantis. Il modello *mantisAD* consiste in una semplificazione del modello ADM1, e può essere convenientemente utilizzato dai gestori d'impianto per calcolare i principali parametri di interesse, quali ad esempio la produzione di biogas e la distruzione dei VSS in maniera semplice ed immediata. Il modello *mantisAD* prevede la disintegrazione del materiale composto in due diverse frazioni, una rapidamente biodegradabile ed una lentamente biodegradabile. Successivamente vengono considerate le fasi 'classiche' di idrolisi, acidogenesi, acetogenesi e metanogenesi. Sono inclusi nel modello anche i fenomeni di inibizione da pH, idrogeno ed ammoniaca (come avviene anche nel modello ADM1).

Il modello *mantis2*, infine, è un modello *whole plant*, più complesso e completo rispetto al modello ADM1, poiché esegue bilanci di massa sui principali elementi (C, N, P, O, Ca, Mg, K), ed è indicato per una connessione agevole con le altre unità d'impianto, dal momento che non sono richieste trasformazioni delle variabili di stato influente-effluente. Esso considera anche le reazioni di precipitazione, a differenza del modello ADM1.

Indipendentemente dal modello prescelto per simulare la digestione anaerobica (la cui scelta segue considerazioni analoghe a quanto riportato per i modelli aerobici), i principali parametri da considerare nella fase di calibrazione sono la caratterizzazione dell'influente, il tasso di decadimento della biomassa anaerobica eterotrofa, la velocità di idrolisi della frazione particolata, la velocità di fermentazione, il rapporto carbonio/COD del substrato.

Il software GPS-X consente infine di modellare, mediante oggetti dedicati, reattori anaerobici ad alta velocità, quali ad esempio il UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) o l'EGSB (Expanded Granular Sludge Bed), ma anche i reattori a membrane di tipo anaerobico (AnMBR).

10. MODELLI DI DIGESTIONE AEROBICA DEI FANGHI

L'obiettivo del processo di digestione aerobica dei fanghi è sostanzialmente quello di stabilizzare e ridurre la massa di solidi da avviare a smaltimento, riducendo i costi complessivi per il gestore. Nei bacini di stabilizzazione aerobica, si suppone che i microorganismi si trovino in fase endogena, ovvero si nutrano solamente del substrato presente nel fango stesso. Ciò porta ad una riduzione della massa e del volume complessivi del fango. Questa fase viene già simulata nei processi biologici associati ai reattori a miscelazione continua (CSTR); tuttavia in questo caso va tenuto conto anche della distruzione del materiale organico inerte particolato.

L'unica differenza fra i modelli a fanghi attivi ed i corrispondenti modelli di digestione aerobica è l'aggiunta di una reazione di primo ordine, che modifica la concentrazione di sostanza organica particolata in modo da considerare anche la distruzione della frazione inerte particolata. Non avviene perdita di COD, in quanto questo processo converte frazione organica inerte particolata in substrato lentamente biodegradabile, che viene successivamente idrolizzato per rilasciare un quantitativo equivalente di COD facilmente biodegradabile.

11. ALTRI MODELLI

11.1. Separatori di flusso

I separatori di flusso su GPS-X possono essere basati su un flusso costante, un flusso variabile basato su timer oppure un flusso variabile basato sulla portata.

11.2. Filtrazione a membrane

Su GPS-X è disponibile un modello semplificato di filtrazione a membrane, in cui le variabili di stato di tipo solubile non vengono modificate, mentre la frazione solida viene suddivisa in uno dei due flussi a seconda di un fattore di separazione dei solidi definito dall'utente. La concentrazione di solidi nei due flussi uscenti è calcolata attraverso un semplice bilancio di massa basato sulle portate e sul fattore di separazione.

11.3. Equalizzazione

Nel modello base (non reattivo) dei bacini di equalizzazione, viene descritto l'effetto della diluizione sui componenti presenti nel refluo, mentre tutte le velocità di reazione sono settate di default a zero. È possibile controllare un'eventuale pre-aerazione (per ossigenare i bacini) ed il pompaggio nel bacino agendo tramite controllori di tipo feedback (es. di tipo proporzionale, P, proporzionale-integrale, PI, proporzionale-integrale-derivativo, PID).

11.4. Grigliatura

Il modello associato alla grigliatura è una relazione empirica, dove la produzione di grigliato è direttamente proporzionale al flusso influente; l'utente specifica semplicemente la quantità specifica di grigliato prodotta (in termini di g/m^3).

11.5. Disinfezione

Anche la disinfezione viene modellata empiricamente calcolando la frazione superstite di *E. Coli* (utilizzando come microorganismo modello), che dipende dal tempo di permanenza nella sezione, dal dosaggio di agente disinfettante e dalla velocità di abbattimento.

12. RESPIROMETRIA

Per applicare in maniera efficace i modelli per gli impianti di trattamento delle acque reflue (con particolare riferimento ai processi biologici), si è visto in questo volume come risulti necessario conoscere in maniera dettagliata le caratteristiche del refluo influente e del fango attivo. I test di laboratorio in scala batch si sono dimostrati efficaci per determinare queste caratteristiche, consistenti essenzialmente in concentrazioni, parametri cinetici e coefficienti stechiometrici. La respirometria è uno dei procedimenti più consolidati nella letteratura scientifica per valutare le caratteristiche di una biomassa e consiste essenzialmente nella misurazione del tasso di respirazione del fango attivo in condizioni sperimentali ben definite, nonché nell'applicazione di misure per modellizzare, progettare ed operare un processo a fanghi attivi.

È noto che i microorganismi ottengono energia per la loro crescita dalla biodegradazione del substrato. In questo processo, detto respirazione, gli elettroni rimossi dal substrato raggiungono la catena di trasporto degli elettroni e sono infine catturati da un accettore elettronico terminale. Nella biodegradazione aerobica, l'accettore di elettroni terminale è l'ossigeno molecolare: ciò significa che il consumo di ossigeno è direttamente associato sia con la crescita della biomassa che con la rimozione del substrato. Il consumo di altri accettori di elettroni (come i nitrati), in ambiente anossico, è anch'esso associato con questi processi. Il tasso di consumo di ossigeno (o velocità di respirazione) viene definito come la massa di ossigeno che viene consumata per unità di volume e di tempo.

Nel modello ASM1, precedentemente descritto, il consumo di ossigeno è associato con la crescita della biomassa autotrofa ed eterotrofa. Il modello implica che, se anche tutto il substrato presente nel refluo venisse ossidato, rimarrebbe comunque un certo consumo residuo di ossigeno dovuto alla crescita sul substrato che si origina dai processi di decadimento ed idrolisi della biomassa. La quantità di nuova biomassa che si origina

dal substrato rilasciato è sempre inferiore a quella della biomassa che si degrada, pertanto si osserva una graduale riduzione del consumo di ossigeno nel tempo. La velocità di respirazione durante questo processo si definisce tasso di respirazione endogeno: esso viene definito come la velocità di consumo di ossigeno in assenza di substrato da fonti esterne.

La rappresentazione grafica della risposta respirometrica del fango all'aggiunta di un generico substrato è il respirogramma, e consiste nell'andamento della concentrazione di ossigeno nel tempo a condizioni sperimentali definite. Se la concentrazione di substrato è sufficientemente elevata, la velocità di consumo di ossigeno raggiunge asintoticamente il massimo. In queste condizioni la biomassa cresce alla massima velocità possibile. Il consumo di ossigeno aggiuntivo rispetto al tasso di respirazione endogeno viene definito domanda di BOD a breve termine, ed è equivalente all'area compresa fra la curva sperimentale del respirogramma ed alla linea immaginaria corrispondente al tasso di respirazione endogeno. Se il respirogramma è ottenuto dalla miscela di volumi noti di refluo e fango attivo, allora è possibile calcolare la domanda di BOD a breve termine (BOD_{st}) del refluo. Se si utilizzano diversi fanghi attivi con il medesimo refluo, si otterranno differenti valori di domanda di BOD_{st} , a causa della diversa popolazione di microorganismi delle biomasse. La principale differenza fra BOD_{st} ed il tradizionale parametro BOD_5 è che il primo è ottenuto con un rapporto substrato/biomassa molto inferiore al secondo, ovvero ad un tasso di crescita netta di biomassa trascurabile, che permette di considerare costante la respirazione endogena. BOD_{st} rappresenta essenzialmente substrato carbonioso facilmente biodegradabile e, se si verifica nitrificazione, ammoniacale. Inoltre, nelle campagne respirometriche il parametro BOD_{st} viene misurato con la stessa biomassa di cui è composto il bacino a fanghi attivi dell'impianto in considerazione (a differenza di BOD_5).

Un respirometro è uno strumento che misura la velocità di respirazione, e si basa su pochi principi fondamentali, ovvero la fase in cui si misura l'ossigeno (liquida o gassosa) e la dinamica delle fasi (statica o a flusso) (Fig. 12.1).

La misura dell'ossigeno in fase liquida implica l'utilizzo di una sonda di ossigeno disciolto (DO), che consiste di due elettrodi immersi in una soluzione elettrolitica interna coperta da una membrana semi-permeabile. Le molecole di ossigeno disciolto diffondono dal liquido alla soluzione interna attraverso la membrana e vengono poi ridotte al catodo, gene-

rando una corrente elettrica proporzionale alla velocità di diffusione delle molecole di ossigeno attraverso la membrana che, a sua volta, è proporzionale alla concentrazione di DO in soluzione. La relazione fra concentrazione di DO e corrente elettrica viene stabilita in fase di calibrazione della sonda. Dal punto di vista pratico, come si vede in Fig. 12.2, in laboratorio si utilizza solitamente un reattore chiuso termostato e miscelato, dove viene inserita la sonda per la misurazione del DO, assieme al diffusore d'aria. L'iniezione del refluo e della biomassa avviene tramite opportune bocche, seguendo i protocolli predefiniti. In ogni caso, va specificato che nei test respirometrici è fondamentale ridurre il più possibile il tempo fra il campionamento della biomassa e del refluo e la misurazione, al fine di ottenere risultati affidabili e riproducibili.

Fig. 12.1. Tipologie di respirometri.

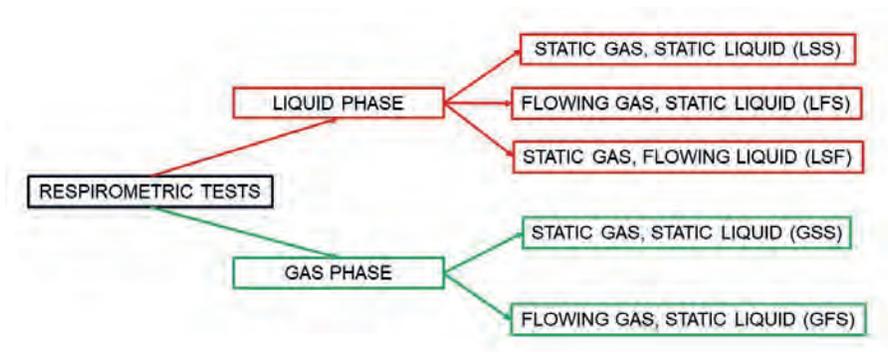
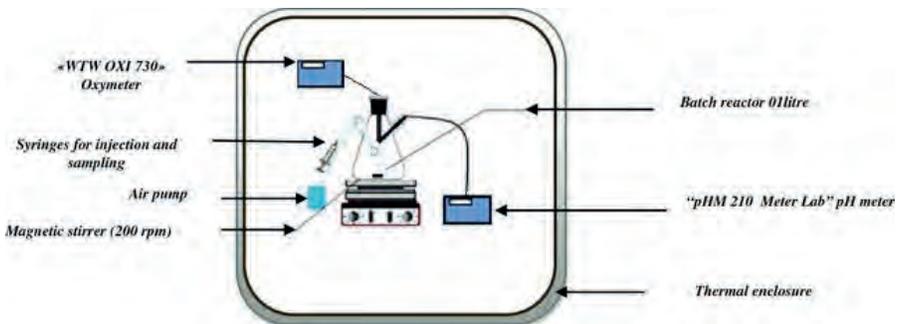


Fig. 12.2. Esempio di respirometro da laboratorio.



Tutti i respirometri che sfruttano la misurazione del DO si basano su un bilancio di massa di ossigeno in un ben definito sistema di misura per ricavare la velocità di respirazione. Ad esempio, considerando un sistema composto da una fase liquida (che contiene il fango attivo) e da una fase gassosa avente sia un flusso in ingresso che in uscita, il bilancio di massa di ossigeno in fase liquida è:

$$\frac{dC_L}{dt} = \frac{Q}{V_L} (C_{L_{in}} - C_L) + K_L a (C^* L - C_L) - r \quad (5)$$

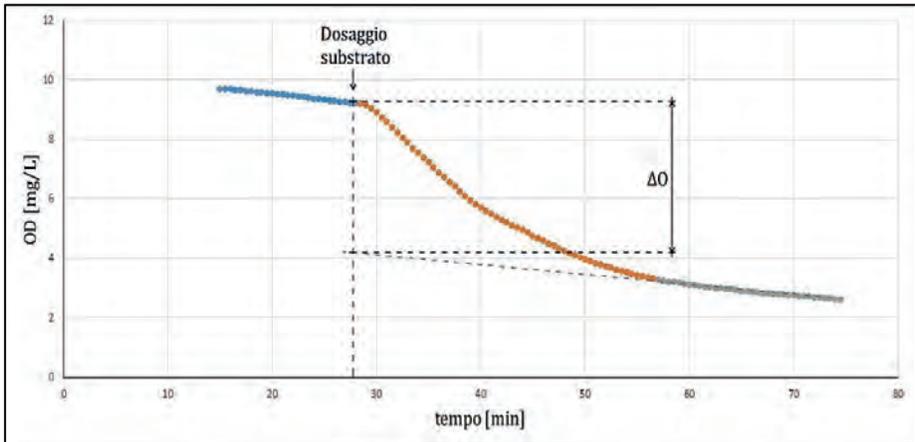
dove $C_{L_{in}}$ e C_L sono rispettivamente la concentrazione di DO in ingresso e nel sistema, $k_{L,a}$ è il coefficiente di trasferimento di massa dell'ossigeno, Q è la portata di fango attivo nel sistema, r è il tasso di respirazione del fango attivo e V_L è il volume della fase liquida. Per semplificare il calcolo, si possono bloccare il flusso di liquido e il trasferimento di gas, sigillando il reattore e mantenendo il fango attivo nel reattore stesso.

La misura della velocità di respirazione può essere utilizzata non solo ai fini modellistici, ma anche per migliorare la conoscenza del processo in un impianto esistente. Ad esempio, questa misurazione può indicare eventuali effetti tossici od inibenti dovuti a particolari composti (soprattutto dovuti a inquinanti emergenti quali i farmaci o i pesticidi). In questo caso, si valuta soprattutto la velocità massima di respirazione (chiamata anche *Oxygen Uptake Rate*, ovvero OUR): un'eventuale riduzione di questo parametro può fungere da campanello di allarme su un aumento della tossicità a scala reale.

La respirometria è fondamentale, come accennato in questo paragrafo, soprattutto nella stima dei parametri dei modelli a fanghi attivi: gli esperimenti in continuo permettono di calcolare i coefficienti stechiometrici, mentre i test in modalità batch consentono di ottenere i parametri cinetici e le concentrazioni. È essenziale in questo caso mantenere un basso rapporto substrato-biomassa per garantire che la crescita della biomassa e le modifiche nella popolazione batterica siano trascurabili. Un esempio di un grafico di output ottenuto da una prova respirometrica è riportato in Fig. 12.3, dove si osserva la diminuzione della concentrazione di ossigeno a seguito del dosaggio del substrato ed il progressivo ripristino delle condizioni endogene una volta esaurito il substrato stesso.

Il valore ΔO rappresenta il consumo di ossigeno esogeno, ovvero dovuto all'aggiunta del substrato, ed è quello che viene utilizzato per i calcoli e le rielaborazioni matematiche.

Fig. 12.3. Esempio di grafico di output di un test respirometrico.



Infine, la respirometria può essere utile anche come strumento di controllo: le strategie comuni di controllo che si effettuano nella gestione quotidiana degli impianti si basano sul mantenere i livelli desiderati di concentrazione di biomassa e di ossigeno (tramite misurazione del DO e dei MLSS) nei bacini modificando il flusso di supero, quello di ricircolo e la capacità di aerazione. Il tasso di respirazione, in quest'ottica, fornisce informazioni importanti sull'attività e la concentrazione della biomassa, la concentrazione del refluo, la concentrazione e la tossicità della sostanza biodegradabile nell'effluente.

Si riporta in Fig. 12.4 una fotografia dell'apparato respirometrico bench-top installato presso il laboratorio del gruppo di ricerca in 'Inquinamento e depurazione dell'ambiente' all'Università degli Studi di Udine, che vuole essere uno strumento di supporto ai gestori per la caratterizzazione di reflui e biomasse provenienti dagli impianti del territorio.

Fig. 12.4. *Apparato respirometrico bench-top installato presso l'Università degli Studi di Udine.*



La respirometria viene utilizzata anche per il cosiddetto frazionamento del COD, ovvero per suddividere il COD totale in ingresso impianto nelle frazioni solubile e particolata, distinguendo fra la quota di materiale biodegradabile e la quota inerte (Fig. 12.5). Ciò consente di avere un'idea di base sulla quota di COD che sarà possibile abbattere per via biologica, considerato che la quota inerte rimane sostanzialmente inalterata nei processi a fanghi attivi.

Un substrato facilmente biodegradabile (S_s) consiste di molecole semplici e solubili, che possono essere agevolmente assorbite dai microorganismi e metabolizzate per fornire energia e per i processi di sintesi cellulare. Il substrato lentamente biodegradabile (X_s) consiste invece di sostanza organica particolata/colloidale/complessa che richiede una rottura di tipo enzimatico prima dell'assorbimento e utilizzo da parte dei microorganismi. Va notato che una quota di materiale lentamente biodegradabile può essere (da un punto di vista pratico) solubile, anche se mediante le tecniche di frazionamento essa viene classificata come particolata.

Fig. 12.5. Frazionamento del COD in quota solubile e particolata, inerte e biodegradabile.

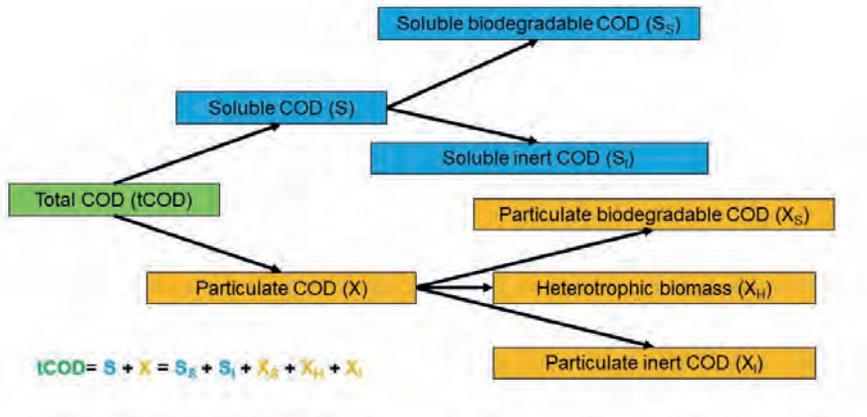
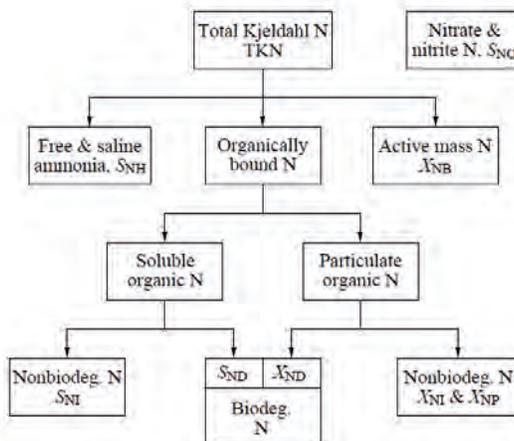


Fig. 12.6. Frazionamento dell'azoto in quota solubile e particolata, inerte e biodegradabile.



La frazione del COD non biodegradabile viene anch'essa suddivisa in frazione solubile (S_i) e particolata (X_i). Entrambe non vengono modificate dai processi biologici a fanghi attivi, e vengono trascinate di conseguenza nel sedimentatore secondario, dove si aggregano alla frazione di biomassa e si accumulano come solidi sospesi inerti. Una quota parte di questa frazione inerte viene infine trascinata con l'effluente. La biomassa attiva viene solitamente suddivisa in due contributi: biomassa eterotrofa ed autotrofa; tuttavia, questo termine può essere convenientemente trascurato ai fini pratici.

Il materiale azotato può essere invece frazionato come riportato in Fig. 12.6. Basandosi sulla misurazione del TKN, l'azoto viene suddiviso in ammoniaca libera e legata sotto forma di sali, azoto legato alla sostanza organica e massa attiva azotata, ovvero la quota di biomassa in cui si suppone vi sia azoto. Similmente al frazionamento della sostanza organica, l'azoto legato alla quota di organico è suddiviso in frazione solubile e particolata, che può essere sia biodegradabile che non biodegradabile. Molto spesso, per semplificare i modelli matematici, la frazione azotata sotto forma di nitrito e di nitrato viene combinata in un'unica variabile.

13. MODELLI RELATIVI AI COSTI OPERATIVI

GPS-X contiene anche i modelli dei costi operativi per la maggior parte degli oggetti presenti nel software. Ciò può essere particolarmente interessante per abbinare considerazioni di carattere tecnico ed ambientale con valutazioni di tipo economico.

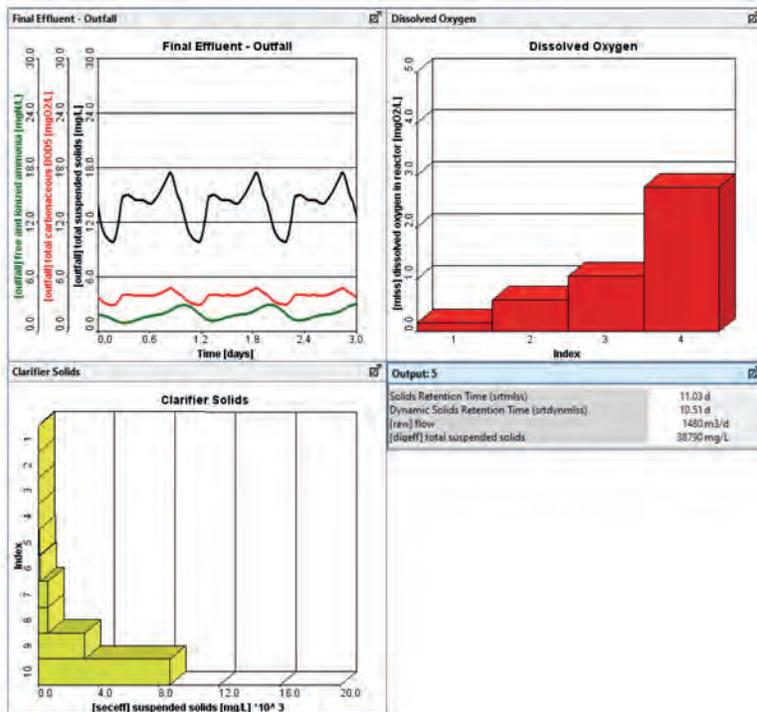
Ciascun oggetto può essere settato in maniera da calcolare i costi per l'energia, il dosaggio di *chemical*, la gestione dei fanghi. Le diverse tipologie di costi operativi che vengono modellati comprendono:

- costi energetici per l'aerazione;
- costi energetici per il pompaggio;
- costi energetici per la miscelazione;
- costi energetici per il riscaldamento;
- altri costi energetici;
- costi per il dosaggio di *chemical*;
- costi per la gestione dei fanghi.

14. OUTPUT DEI MODELLI

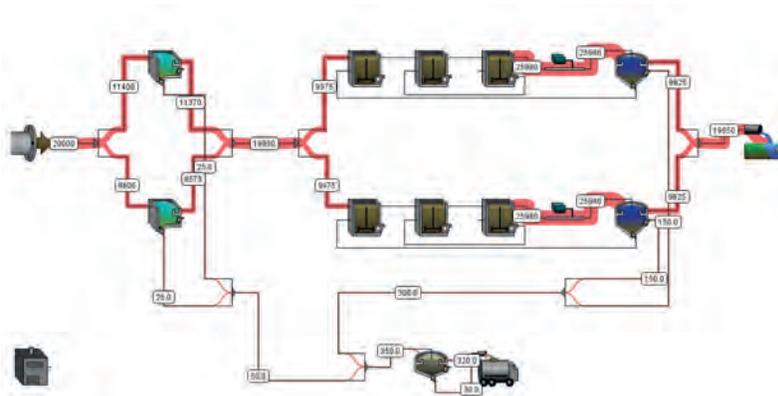
Il software GPS-X permette di generare una notevole quantità di grafici e tabelle di output, che possono essere riferite alle singole unità di processo oppure all'intero impianto (Fig. 14.1). Nella sezione di simulazione sono presenti delle schede riassuntive per ciascuna unità di processo, che riepilogano i principali output delle simulazioni, nonché i bilanci di massa sui parametri più importanti.

Fig. 14.1. Esempio di grafici di output delle simulazioni.



Inoltre, tramite i cosiddetti *sankey diagram* (Fig. 14.2), è possibile osservare visivamente la distribuzione dei flussi dei diversi parametri nelle varie sezioni dell'impianto.

Fig. 14.2. Esempio di Sankey diagram.



Infine, sono presenti delle schede dedicate specificatamente al consumo energetico delle varie sezioni d'impianto, con associati grafici a torta (Fig. 14.3).

Fig. 14.3. Esempi di output energetici relativi alle varie sezioni d'impianto.

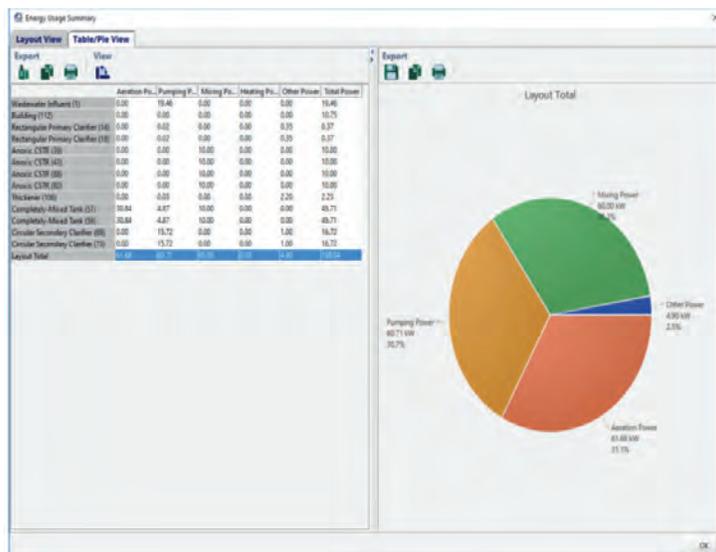
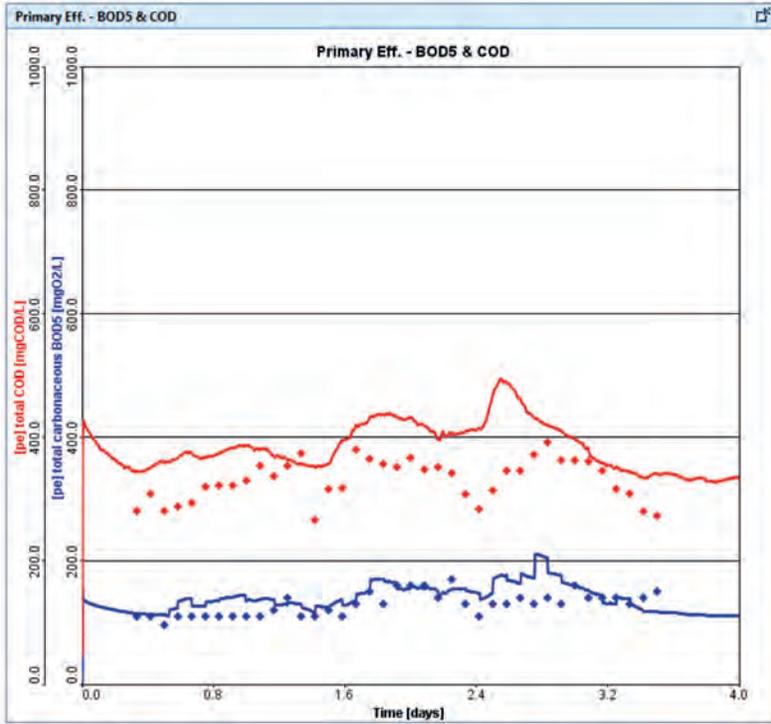


Fig. 14.4. Esempio di confronto visivo fra i dati di output della simulazione d'impianto (linea continua) ed i dataset sperimentali (puntini).



I risultati delle simulazioni dinamiche d'impianto vengono solitamente confrontati con i dataset misurati durante le fasi di calibrazione e validazione del modello (Fig. 14.4). Questo confronto viene eseguito visivamente fra le curve (metodo qualitativo), anche se è possibile utilizzare criteri statistici di tipo quantitativo, ad esempio per scegliere in modo accurato i parametri ottimali nella fase di calibrazione del modello.

15. MODELLAZIONE INTEGRATA SISTEMA FOGNATURA-IMPIANTO

In questa sezione viene descritta da un punto di vista concettuale la modellazione integrata del sistema fognatura-impianto, col fine di introdurre l'argomento per successivi studi più approfonditi. Il presente studio si collega inoltre al quaderno relativo alla modellazione dei sistemi fognari tramite il software EPA-SWMM (volume C-1).

In letteratura sono presenti alcuni studi volti alla modellazione integrata dei sistemi fognatura-impianto, con lo scopo sia di ottimizzare la gestione delle reti fognarie, riducendo ad esempio i fenomeni di corrosione nella rete dovuti a sostanze quali H_2S o NH_3 , sia di garantire un funzionamento complessivo della rete fognaria migliore, con una ridotta attivazione degli scaricatori di piena e con un trattamento efficace di una quota maggiore di acque reflue. È possibile modellare in maniera integrata, in linea generale, non solo il sistema fognatura-impianto, ma anche il corpo idrico ricettore a valle, stante le molteplici interazioni fra i vari sistemi, per selezionare le migliori strategie di controllo col fine di migliorare la qualità complessiva dell'acqua in ambiente (Saagi et al., 2018). Alcuni studi propongono degli approcci semplificati per la simulazione dei parametri qualitativi nella fognatura, per poter simulare in maniera rapida ed efficace il sistema integrato fognatura-impianto, riducendo al contempo la complessità idraulica della rete fognaria, che molto spesso rallenta la velocità di esecuzione delle simulazioni stesse.

Un approccio di controllo *real-time* è stato recentemente proposto in letteratura per una rete fognaria accoppiata ad un impianto di depurazione, con lo scopo di mitigare gli impatti ambientali negativi dovuti all'inquinamento causato dagli scaricatori di piena (Sun et al., 2020), che provocano immissione di acque non trattate in ambiente. Si è considerata un'analisi sia quantitativa che qualitativa, utilizzando come caso studio una rete fognaria spagnola. Si è visto tuttavia come alcuni fattori necessitino di ulteriori approfondimenti, in particolare quelli legati al clima, alla

distribuzione spaziale dell'inquinamento, alla disponibilità di misuratori online, al livello di automazione, al numero di elementi di detenzione e stoccaggio, al volume di ritenzione degli input relativi alle precipitazioni.

Un approccio integrato nella regolazione delle portate e dei flussi fra rete fognaria ed impianto di depurazione è stato sviluppato da (Lu et al., 2020), basandosi su variazioni dinamiche discrete del livello dell'acqua che si possono realizzare mediante semplici controllori di tipo PLC. Il modello combina le stazioni fognarie di pompaggio a monte ed i sistemi di pompaggio dell'influente nell'impianto di depurazione a valle; il metodo proposto è stato poi implementato in alcuni casi pratici, dimostrando un miglioramento nella regolazione del flusso pompato al trattamento in impianto e permettendo uno sfruttamento migliore della capacità di stoccaggio (polmone) della rete fognaria. Ciò può consentire, in definitiva, un utilizzo meno spinto degli scaricatori di piena, con un miglioramento complessivo della qualità ambientale della rete integrata fognatura-impianto.

Inoltre, in letteratura sono stati recentemente proposti dei modelli innovativi per le reti fognarie, che considerano le reti come bio-reattori, alla stregua degli impianti di depurazione, e simulano in maniera integrata la fognatura e l'impianto di depurazione da un punto di vista non solo quantitativo, ma anche qualitativo (Guo et al., 2019). È possibile semplificare la rete tramite un modello concettuale che sia semplice ma accurato, in grado di catturare cioè le dinamiche maggiormente rilevanti, sia in termini di quantità che di qualità. Questo modello di processo biochimico è stato successivamente confrontato con un modello più complesso (di dettaglio) relativo a tutti i segmenti idraulici ed alle tubazioni della rete: il modello semplificato ha dimostrato una velocità di simulazione decisamente più rapida, con una maggiore facilità di calibrazione, ottenendo al contempo risultati simili al modello idraulico completo, anche da un punto di vista qualitativo. Tramite questi modelli semplificati, di conseguenza, è possibile modellare in maniera integrata le reti fognarie e gli impianti di depurazione valutando scenari diversi a lungo termine; i componenti biochimici analizzati (solfuri, frazione organica, nutrienti) sono essenziali per il controllo e la gestione dei fenomeni di corrosione delle tubazioni e per la rimozione degli inquinanti.

Un modello semplificato per valutare e predire la concentrazione di ammoniaca nelle reti fognarie è stato proposto da (Vezzaro et al., 2020): i profili giornalieri dell'ammoniaca ed i fattori di diluizione sono stati

combinati con informazioni dai sensori online relativi alla portata ed alla concentrazione di ammoniaca. Si sono confrontati gli output del modello con le misurazioni effettuate in due ingressi impianto, in un'ottica di simulazione integrata quali-quantitativa del sistema fognatura-impianto: si è sottolineato come i profili giornalieri del parametro NH_3 siano estremamente variabili, ma si è visto anche come i sensori di ammoniaca richiedano una manutenzione costante e costosa, pertanto non è possibile installare da parte dei gestori un elevato numero di questi sensori, soprattutto in impianti di taglia modesta.

Ragionando in termini ancora più globali, alcuni studi (come quelli proposti da (Jerves-Cobo et al., 2020; Saagi et al., 2018) propongono una modellazione integrata di tipo ecologico, che tenga in considerazione il corpo idrico ricettore dell'effluente trattato: in questi casi vengono modellati sia la qualità dell'acqua del corpo idrico che il processo nell'impianto di depurazione (nel caso specifico, un impianto a fanghi attivi) che gli scarichi dal sistema fognario. Nell'analisi di diversi scenari si è visto, ad esempio, come l'abbattimento combinato dell'azoto e del carbonio, rispetto al caso della sola rimozione della frazione carboniosa, possa consentire un miglioramento ecologico della qualità dell'acqua, con benefici complessivi da un punto di vista ambientale.

16. CONCLUSIONI

In questa pubblicazione si sono descritte in prima battuta le basi concettuali su cui si basa la modellazione matematica di processo, presentando le diverse possibilità ed i principali aspetti teorici che possono (e devono) essere approfonditi qualora ci si approcci a questi argomenti. Si sono successivamente introdotti i principali componenti e le nozioni pratiche di base indispensabili per una corretta simulazione matematica degli impianti di depurazione tramite software commerciali, in un'ottica di simulazione integrata del sistema fognatura-impianto che possa essere applicabile anche dai gestori del servizio idrico integrato operanti in Regione. Si è fatto riferimento principalmente al software GPS-X sviluppato dalla Hydromantis, anche se i principali tratti salienti possono essere applicati convenientemente ad altri software commerciali (come ad esempio WEST, Biowin oppure SUMO) per la modellazione dei processi depurativi che avvengono negli impianti di depurazione. Si è visto, in primo luogo, come sia fondamentale definire il contorno di ciò che si vuole simulare (intero impianto, solo bacino biologico, linea fanghi ecc.); inoltre, è necessario ricostruire in maniera accurata i flussi all'interno dell'impianto da un punto di vista idraulico, per ottenere un output coerente con l'impianto a piena scala. È essenziale poi programmare una raccolta dei dati d'impianto (portate, flussi, caratterizzazione chimico-fisica) che sia quanto più possibile dettagliata ed accurata, per poter costruire dei modelli robusti ed affidabili. Molto spesso, campagne di misurazione progettate ad hoc possono consentire di implementare i database di partenza, che non sempre sono sufficientemente accurati e completi, soprattutto nel caso di impianti aventi taglia modesta. L'applicazione di tecniche respirometriche a scala di laboratorio permette di ottenere in maniera abbastanza semplice svariati parametri cinetici e stechiometrici specificatamente legati alla biomassa dell'impianto studiato. La scelta delle librerie e dei modelli da adottare per ciascuna sezione

d'impianto si deve basare sia sulla quantità (e qualità) dei dati di input che sugli obiettivi della simulazione. Si consiglia in ogni caso un approccio di base di tipo semplificato, per potersi avvicinare in modo corretto a questi modelli. Successivamente è possibile utilizzare modelli più complessi e completi.

Dalle simulazioni matematiche è possibile ottenere un quantitativo molto significativo di dati di output, che può essere confrontato con i dataset reali per calibrare e validare il modello e per simulare scenari di funzionamento diversi (es. tempo secco o tempo bagnato, implementazione di trattamenti terziari ecc.). Inoltre, si possono ottenere in output i dati relativi ai consumi energetici delle varie sezioni, che sono fondamentali per ottimizzare la gestione dell'impianto stesso in un'ottica di risparmio energetico ed efficientamento complessivo. Infine, si è accennato alle soluzioni di letteratura attualmente disponibili per la modellazione integrata del sistema fognatura-impianto, con lo scopo da un lato di preservare le reti fognarie da fenomeni di corrosione e degradazione, e dall'altro con il fine di migliorare la qualità dell'effluente trattato (ad esempio tramite una ridotta attivazione degli scaricatori di piena) e, più in generale, del corpo idrico ricettore.

Il presente volume vuole essere di spunto per fornire ai Gestori del Servizio Idrico Integrato uno strumento di supporto alle loro attività, in modo da diffondere approcci virtuosi di simulazione matematica anche a realtà che si affacciano per la prima volta a questi argomenti, che possono risultare piuttosto complessi senza un'adeguata introduzione e preparazione.

BIBLIOGRAFIA

- Gpsx 8.0, Technical reference, Hydromantis, 2019.
- Brdjanovic D., Meijer S.C.F., Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., van Loosdrecht M.C.M. 'Application of activated sludge models', IWA Publishing, London, ISBN: 97817804046602015.
- Guo L., Tik S., Ledergerber J.M., Santoro D., Elbeshbishy E., & Vanrolleghem P.A. 'Conceptualizing the sewage collection system for integrated sewer-WWTP modelling and optimization', (2019). *Journal of Hydrology*, 573, 710-716. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.012>.
- Jerves-Cobo R., Benedetti L., Amerlinck Y., Lock K., De Mulder C., Van Butsel J., Cisneros F., Goethals P., & Nopens I. 'Integrated ecological modelling for evidence-based determination of water management interventions in urbanized river basins: Case study in the Cuenca River basin (Ecuador)', (2020). *Science of The Total Environment*, 709, 136067. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136067>.
- Lu Z., Wang M., Zhang M., Li J., Xu Y., Shi H., Liu Y., & Huang X. 'Water-level based discrete integrated dynamic control to regulate the flow for sewer-WWTP operation', (2020). *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 14(3), 45. <https://doi.org/10.1007/s11783-020-1222-4>.
- Saagi R., Kroll S., Flores-Alsina X., Gernaey K.V., & Jeppsson U. 'Key control handles in integrated urban wastewater systems for improving receiving water quality', (2018). *Urban Water Journal*, 15(8), 790-800. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1547771>.

- Sun C., Romero L., Joseph-Duran B., Meseguer J., Muñoz E., Guasch R., Martinez M., Puig V., & Cembrano G. 'Integrated pollution-based real-time control of sanitation systems', (2020). *Journal of Environmental Management*, 269, 110798. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110798>.
- Vezzano L., Pedersen J.W., Larsen L.H., Thirsing C., Duus L.B., & Mikkelsen P.S. 'Evaluating the performance of a simple phenomenological model for online forecasting of ammonium concentrations at WWTP inlets', (2020). *Water Science and Technology*, 81(1), 109-120. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.085>.

PUBBLICAZIONI RELATIVE AL PROGETTO UNIUD-AUSIR

1. M. Mainardis, M. Buttazzoni, F. Gievers, C. Vance, F. Magnolo, F. Murphy, D. Goi, 'Environmental and economic assessment of sewage sludge pre-treatments to enhance biogas production in anaerobic digestion processes: from laboratory tests to full-scale applicability', *under review*.
2. A. Chiumenti, B. Owono Owono, G. Fait, M. Mainardis, D. Goi, E. Stella, F. da Borso, 'Anaerobic Digestion of Brackish and High Salinity Aquaculture Sludges', *under review*.
3. M. Mainardis, F. Magnolo, C. Ferrara, C. Vance, G. Misson, G. De Feo, S. Speelman, D. Goi, 'Alternative seagrass wrack management practices in the circular bioeconomy framework: a life cycle assessment approach', *under review*.
4. M. Mainardis, D. Cecconet, A. Moretti, A. Callegari, D. Goi, S. Freguia, A. Capodaglio, 'Wastewater agricultural fertigation in the Circular Economy: a review and case-study on state-of-the-art, critical aspects and future perspectives', *in progress*.
5. M. Mainardis, R. Gubiani, 'Energy use and management in the winery', *under review*.
6. S. Hussain, E. Aneggi, M. Mainardis, A. Khakbaz, D. Goi, 'Treatment of Landfill Leachate through heterogeneous Fenton like oxidation using Zr_5Cu ', *in progress*.
7. M. Cottes, M. Mainardis, P. Simeoni, 'Evaluation of WEEE plant installation feasibility in Friuli-Venezia Giulia Region using a multi-decisional modelling approach', *in progress*.
8. P.E. Campana, M. Mainardis, M. Cottes, A. Moretti, '100% renewable wastewater systems: technical evaluation using a modelling approach', *Energy Conversion and Management*, 239, 114214, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114214>.

9. F. Da Borso, A. Chiumenti, G. Fait, M. Mainardis, D. Goi, 'Bio-methane potential of sludges from a brackish water fish hatchery: a case-study', *Applied Sciences*, 11, 552, 2021.
<https://doi.org/10.3390/app11020552>.
10. G. Misson, M. Mainardis, F. Marroni, D. Goi, A. Peressotti. Environmental methane emissions from seagrass wrack and evaluation of salinity effect on microbial community composition using biochemical methane potential assays, *Journal of Cleaner Production*, 285C, 125426, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125426>.
11. M. Cottes, M. Mainardis, D. Goi, P. Simeoni, 'Demand-response application in wastewater treatment plants using compressed air storage system: A modelling approach', *Energies*, 13(18), 4780, 2020.
<https://doi.org/10.3390/en13184780>.
12. G. Rossi, M. Mainardis, E. Aneggi, L.K. Weavers, D. Goi. 'Combined ultrasound-ozone treatment for reutilization of primary effluent—a preliminary study', *Environmental Science and Pollution Research*, 2020 (*accepted manuscript*).
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-10467-y>.
13. M. Mainardis, F. Boscutti, M. Rubio, G. Pergher, 'Innovative versus traditional weed control strategies in the vineyard: flaming affects species composition and abundance but not plant diversity', *PlosOne*, 15(8), e0238396, 2020.
<https://doi.org/doi.org/10.1371/journal.pone.0238396>.
14. M. Mainardis, M. Buttazzoni, D. Goi, 'Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) technology for energy recovery: A review on recent technological advances', *Bioengineering*, 7(2), 43, 2020.
<https://doi.org/10.3390/bioengineering7020043>.
15. A. Khakbaz, M. De Nobili, M. Mainardis, M. Contin, E. Aneggi, M. Mattiussi, I. Cabras, M. Busut, D. Goi. 'Monitoring of heavy metals, EOX and LAS in sewage sludge for agricultural use: A case study', *Detritus*, 12, 160-168, 2020.
<https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13993>.
16. M. Mainardis, M. Buttazzoni, N. De Bortoli, M. Mion, D. Goi, 'Evaluation of ozonation applicability to pulp and paper streams for a sustainable wastewater treatment', *Journal of Cleaner Production*, 258, 120781, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120781>.

17. G. Pergher, R. Gubiani, M. Mainardis, 'A biomass-fuelled flamer for in-row weed control in vineyards: an economic evaluation', *Lecture Notes in Civil Engineering, Innovative Biosystems Engineering for Sustainable Agriculture, Forestry and Food Production*, 381-388, 2020.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-39299-4_43.
18. G. Misson, M. Mainardis, G. Incerti, D. Goi, A. Peressotti. 'Preliminary evaluation of potential methane production from anaerobic digestion of beach-cast seagrass wrack: the case study of high-Adriatic coast', *Journal of Cleaner Production*, 254C, 120131, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120131>.
19. R. Gubiani, M. Mainardis, G. Pergher, 'The winery in a perspective of sustainability: the parameters to be measured and their reliability', In 2019 IEEE International Workshop on Metrology for Agriculture and Forestry (MetroAgriFor) - ISBN: 978-1-7281-3611-0, 328-332.
<https://doi.org/10.1109/metroagrifor.2019.8909221>.
20. G. Pergher, R. Gubiani, M. Mainardis, 'Field Testing of a Biomass-Fueled Flamer for In-Row Weed Control in the Vineyard', *Agriculture*, 9(10), 210, 2019.
<https://doi.org/10.3390/agriculture 9100210>.
21. M. Mainardis, D. Goi, 'Pilot-UASB tests for anaerobic valorisation of high-loaded liquid substrates in Friulian mountain area', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103348, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103348>.
22. M. Mainardis, S. Flaibani, M. Trigatti, D. Goi. 'Techno-economic feasibility of Cheese Whey Anaerobic Digestion in small Italian dairies and effect of Ultra-Sound pre-treatment on BMP yield', *Journal of Environmental Management*, 246, 557-563, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.014>.
23. M. Mainardis, S. Flaibani, F. Mazzolini, A. Peressotti, D. Goi. 'Techno-economic analysis of anaerobic digestion implementation in small Italian breweries and evaluation of biochar and granular activated carbon addition effect on methane yield', *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103184, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103184>.
24. M. Mainardis, N. De Bortoli, M. Mion, V. Cabbai, D. Goi. 'Thermo-economic evaluation of combined heat and power generation

- in wastewater treatment plant to optimize sludge drying’, Book of abstracts, SMICE 2018, Rome, 23-25/05/2018.
25. M. Mainardis, M. Mion, G. Zannier, D. Goi. ‘A territory-oriented approach to improve high-loaded liquid waste management: the case study of Tolmezzo (Ud)’, 10th European Young Water Professionals Conference, Book of Abstracts, Zagreb (Croatia), 2018.

I Quaderni AUSIR, nati da una convergenza di idee di Massimo Canali, Marcello Del Ben, Daniele Goi e Lorenzo Tosolini, rappresentano una forma di divulgazione dei lavori realizzati in collaborazione tra l'Università degli Studi di Udine e l'Autorità Unica per i Servizi Idrici e i Rifiuti della Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, sui temi della risorsa acqua e dei rifiuti. Essi riportano attività di innovazione e ricerca su tematiche relative a: captazione (A), trattamento-distribuzione (B), utilizzo-scarico (C), depurazione (D), recupero-reimmissione in ambiente (E) della risorsa idrica. Vi sono compresi anche altri temi come: la comunicazione (ç), gli aspetti economico-giuridici (€) e di gestione (@) relativi all'articolato mondo dell'acqua, dei rifiuti e non solo.

I contributi includono vari livelli di impegno: parti dei lavori di tesi degli studenti di vari corsi di laurea, sintesi descrittive di risultati ottenuti in borse di ricerca, relazioni di assegni di ricerca annuali o pluriennali, studi svolti in percorsi di dottorato di ricerca, descrizioni dei risultati raggiunti in ricerche approfondite e pubblicate in giornali dedicati di livello nazionale e internazionale.

Matia Mainardis è laureato magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e l'Energia, PhD in Environmental and Energy Engineering Science, assegnista di ricerca presso il Dipartimento Politecnico di Ingegneria e Architettura (DPIA) dell'Università degli Studi di Udine.

