Università
Ca'Foscari
Venezia

Corso di laurea magistrale

In Scienze Ambientali – monitoraggio e risanamento

Valutazione degli effetti delle acque parassite sul dimensionamento e sulla gestione del depuratore di Falcade-Caviola

Relatore

Prof. Pavan Paolo

Laureando

Alberto Eische Maeda 890112

Anno accademico

2025/2026

Sommario

0. Abstract 5
1. La depurazione nel contesto bellunese 7
1.1. SIB S.p.A. e le peculiarità gestionali del territorio bellunese 7
1.2. Classificazione delle acque nei sistemi fognari 8
1.3. Inquadramento normativo delle acque parassite 9
1.4. Rilevanza del fenomeno nel contesto bellunese 9
1.5. Effetti idraulici e gestionali delle acque parassite 10
2. Il depuratore di Falcade in loc. Caviola 13
2.1. Acque parassite nella rete di Falcade 13
2.2. Abitanti equivalenti e criteri di dimensionamento 13
2.3. Configurazione impiantistica da stato di progetto 14
2.4. Collaudo funzionale e simulazione del carico di progetto 15
3. Obiettivi, materiali, metodi e utilizzo IA 20
3.1. Obiettivi 20
3.2. Materiali e metodi 20
4. Analisi portate 2024 e 2025 23
4.1. Panoramica del biennio e confronto con soglie di progetto 23
4.2. Analisi probabilistica delle portate 26
4.3. Stima dell'aliquota di acque parassite da bilancio acquedottistico 30
5. Carichi organici nel biennio 2024–2025 33
5.1. Boxplot carichi organici 34
5.2. Carte di probabilità dei carichi organici 36
5.3. Concentrazioni in ingresso e uscita dell'impianto 40
6. Bilancio dei nutrienti 43
6.1. Bilancio dell'azoto 44
6.2. Bilancio del fosforo 46
6.3. Verifica della portata di ricircolo interno della miscela aerata 46
7. Effetti gestionali e criticità operative 49
7.1. Consumo energetico 51
7.2. Sollevamento: logiche di funzionamento e stress delle pompe 53
7.3. Temperatura, bioattività e aerazione intermittente 56
7.4. Sedimentatore finale, fango diluito e smaltimento fanghi 62
8. Conclusione 72
9. Bibliografia 75

0. Abstract

Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto formativo di tirocinio e ha avuto come oggetto l'analisi del funzionamento del depuratore di Falcade, in località Caviola, con particolare riferimento agli effetti determinati dalla presenza di una significativa componente di acque parassite sul bilancio idraulico e sui carichi organici trattati. L'elaborazione dei dati gestionali ha consentito di quantificare l'incidenza della componente parassita e di valutarne le conseguenze sulle effettive condizioni operative dell'impianto.

I carichi organici in ingresso risultano significativamente inferiori alle condizioni di progetto. Attraverso l'approccio probabilistico sono stati determinati i percentili caratteristici P95 e P98 dei principali parametri di processo: per il BOD5 sono risultati pari rispettivamente a 105.9 e 155.8 kgO_2/d, mentre per il TKN pari a 58.6 e 79.2 kgN/d, valori nettamente inferiori a quelli di progetto utilizzati per il dimensionamento dell'impianto.

Sulla base degli scenari ottenuti sono state riproposte le verifiche di processo del comparto biologico, evidenziando come il ricircolo della miscela aerata previsto risulti sovradimensionato rispetto alle condizioni di carico effettivamente riscontrate. I risultati hanno supportato la scelta di ridurre il ricircolo fino alla sua completa chiusura, mantenendo comunque il rispetto dei limiti allo scarico.

Infine, l'analisi è stata estesa alle principali criticità associate a impianti operanti in condizioni analoghe, con particolare attenzione alle basse temperature, alla variabilità idraulica, al funzionamento dei sollevamenti, alla sedimentabilità del fango e all'ottimizzazione dell'aerazione intermittente. Lo studio evidenzia come la presenza di acque parassite non comporti necessariamente una riduzione dell'efficacia depurativa, ma determini una modifica dell'equilibrio tra carico idraulico e carico biologico, rendendo necessarie strategie adattive.

1. La depurazione nel contesto bellunese

La depurazione delle acque reflue urbane è una componente del Servizio Idrico Integrato, insieme alle attività di captazione, adduzione, distribuzione dell'acqua, raccolta fognaria e trattamento dei reflui. Costituisce l'ultima fase prima della restituzione della risorsa all'ambiente e svolge la funzione di tutela dei corpi idrici recettori.

A livello europeo, il primo riferimento è la direttiva 91/271/CEE sul trattamento delle acque reflue urbane. La direttiva mira ad assicurare la massima tutela ambientale dagli effetti negativi degli scarichi non adeguatamente trattati. Gli effetti negativi includono l'arricchimento dei corpi idrici in nutrienti ed eventuale conseguente sfogo eutrofico; il peggioramento della qualità chimica, biologica ed in generale ecologica. La suddetta norma è stata aggiornata dalla Direttiva UE 2024/3019, rafforzando gli obiettivi di collettamento e trattamento ed espandendo l'attenzione sulla gestione delle acque meteoriche, sul riutilizzo e sulla efficienza energetica.

Sul piano nazionale, il riferimento normativo cardine è rappresentato dal D.lgs. 152/2006, che disciplina le modalità di tutela delle acque dall'inquinamento, l'organizzazione del servizio idrico e l'iter autorizzativo degli scarichi. Il trattamento menzionato deve essere adeguato alle caratteristiche dell'agglomerato servito e del corpo idrico recettore, al fine di garantire il rispetto dei limiti di emissione esposti nel decreto. La depurazione non rappresenta solo la fase terminale della rete fognaria, ma un presidio ambientale messo a punto per ridurre il carico organico composto da solidi sospesi, nutrienti e dalla componente microbiologica, prima dello scarico finale.

A scala regionale, a integrare la norma nazionale, è il Piano di Tutela delle Acque del Veneto. Il Piano attua e rende operativo il decreto 152/2006 sul territorio competente, introducendo prescrizioni più puntuali e contestualizzate, in alcuni parametri si impongono limiti più restrittivi. Il Piano disciplina diversi aspetti della tutela delle risorse idriche, tra cui gli scarichi, la gestione delle acque meteoriche di dilavamento, l'individuazione delle aree sensibili e la salvaguardia delle acque destinate al consumo umano.

Quanto a programmazione e controllo del Servizio Idrico Integrato, esiste il Consiglio di Bacino, mentre la gestione operativa delle reti e degli impianti sono affidati al gestore d'ambito, che nel territorio bellunese è svolta da Servizi Integrati Bellunesi S.p.A. Esso fa parte amministrativa dell'Ambito Territoriale Ottimale "Alto Veneto".

1.1. SIB S.p.A. e le peculiarità gestionali del territorio bellunese

Servizi Integrati Bellunesi S.p.A., di seguito SIB S.p.A., è una società pubblica che opera nel territorio provinciale di Belluno. Nasce il 23 dicembre 2024 dalla fusione tra Gestione Servizi Pubblici GSP e Belluno Infrastrutture BIM, diventando operativa dal primo gennaio 2025. Si occupa delle attività legate ad acquedotto, fognatura e depurazione. SIB gestisce il servizio in 59 comuni bellunesi, servendo un bacino di circa 200 000 abitanti residenti, ai quali si aggiungono circa 150 000 abitanti fluttuanti turistici, alle seconde case e alle attività stagionali.

L'azienda è chiamata ad amministrare un sistema infrastrutturale composito, inserito in un territorio esteso e prevalentemente montano, caratterizzato da insediamenti sparsi, forti dislivelli e numerose opere periferiche difficilmente raggiungibili con i normali mezzi

operativi. Ne deriva una rete frammentata e logisticamente impegnativa, composta da circa 250 vasche Imhoff, il numero più elevato tra le province del Veneto, numerosi impianti di piccola taglia, diversi depuratori di potenzialità intermedia e alcuni impianti maggiori, tra cui Belluno Marisiga e Feltre FFSS. La conduzione di questo patrimonio implica il coordinamento di manutenzioni ordinarie, interventi straordinari, verifiche funzionali e priorità ambientali, garantendo continuità della prestazione nella limitazione dei vincoli logistici propri di uno spazio geografico montano.

Dal punto di vista impiantistico, molti depuratori biologici dell'ambito adottano schemi a fanghi attivi sospesi con pre-denitrificazione, riconducibili allo schema Modified Ludzack-Ettinger. La configurazione prevede una sezione anossica iniziale, una aerobica di ossidazione-nitrificazione e una sedimentazione secondaria. Ove predisposto, la gestione dell'aerazione può essere modulata mediante controllo automatico dei parametri analitici oppure mediante sequenze temporali prefissate, con la finalità di contenere i consumi energetici favorendo una rimozione dell'azoto più elastica.

Una criticità ricorrente riscontrata in tutta la provincia, è la presenza in fognatura di portate anomale, abitualmente denominate acque parassite. Si tratta di portate generalmente diluite e una componente idraulica estranea che, pur non apportando un corrispondente carico inquinante, sovraccarica le reti e gli impianti. La massiccia sussistenza del fenomeno ha portato il Consiglio di Bacino Dolomiti Bellunesi alla redazione di specifiche Linee Guida per la gestione delle acque parassite nelle fognature nere e miste, con la finalità di fornire indirizzi esecutivi per l'individuazione, il monitoraggio e la progressiva loro riduzione.

1.2. Classificazione delle acque nei sistemi fognari

Prima di esaminare le acque parassite si definiscono le principali tipologie di acque convogliate nei sistemi fognari, la cui distinzione è utile sia in fase progettuale sia durante l'esercizio.

Per **acque nere** si intendono le acque reflue domestiche e assimilate, generate dagli scarichi civili e direttamente connesse alla presenza antropica. Esse sono caratterizzate da carichi organici, azotati, fosforici e batterici tali da richiedere un trattamento depurativo prima dello scarico sul corpo recettore.

Le **acque grigie** costituiscono una frazione delle acque reflue domestiche e provengono da utilizzi quali lavandini, docce, lavatrici e altri apparecchi domestici non direttamente connessi ai servizi igienici. Pur presentando generalmente un carico inquinante inferiore rispetto alle acque nere propriamente dette, devono comunque essere considerate acque reflue domestiche e gestite come tali.

Le **acque bianche** comprendono le acque meteoriche non contaminate e le acque meteoriche di dilavamento compatibili con lo scarico diretto. Tali portate non richiedono trattamento biologico e dovrebbero essere recapitate in reti dedicate, sistemi di drenaggio o corpi idrici superficiali, evitando il loro convogliamento improprio verso l'impianto di depurazione.

Le **acque miste** derivano invece dal convogliamento congiunto di acque reflue e acque meteoriche all'interno della stessa rete. La loro composizione e la loro portata possono quindi variare sensibilmente in funzione degli eventi meteorici, del ruscellamento superficiale e delle condizioni idrologiche del bacino servito.

La **fognatura mista** è una rete che raccoglie e trasporta contemporaneamente acque reflue urbane e acque meteoriche. Durante gli eventi di pioggia può rendersi necessaria la presenza di sfioratori di piena, finalizzati a limitare il sovraccarico idraulico della rete e dell'impianto.

La **fognatura separata** è invece costituita da due reti distinte: una dedicata alle acque reflue urbane e una destinata alle acque meteoriche. Tale configurazione consente una gestione più controllata delle portate, evitando che le acque meteoriche non contaminate vengano trattate inutilmente insieme ai reflui domestici.

Le **acque parassite** sono apporti idrici indesiderati che raggiungono la rete senza appartenere al normale refluo da collettare e trattare. Le Linee Guida le definiscono come una componente non conforme, per qualità o quantità, al sistema fognario progettato. Non sono riconducibili agli scarichi domestici, assimilati o industriali ordinariamente previsti.

In termini coerenti con la classificazione proposta da Metcalf & Eddy, tali apporti possono essere ricondotti ai fenomeni di infiltrazione e afflusso. Le infiltrazioni consistono nell'ingresso di acque attraverso difetti strutturali, giunzioni, rotture, pozzetti o tubazioni non perfettamente impermeabili, con apporti tipicamente riconducibili a falda, terreno saturo o perdite di acquedotto. Gli afflussi comprendono invece le immissioni dirette o ritardate nel sistema fognario, quali collegamenti impropri di acque meteoriche, drenaggi, apporti superficiali e immissioni non autorizzate.

1.3. Inquadramento normativo delle acque parassite

Nel quadro normativo vigente, il concetto di acque parassite non risulta definito in modo univoco come categoria autonoma. Le Linee Guida del Consiglio di Bacino Dolomiti Bellunesi evidenziano che il tema non è trattato in modo organico né dalla normativa eurounitaria né dal Testo Unico Ambientale; anche nel Piano di Tutela delle Acque della Regione del Veneto il fenomeno è affrontato prevalentemente in modo indiretto, attraverso prescrizioni relative alla progressiva separazione delle reti miste, alla gestione delle acque meteoriche e al divieto di convogliare in fognatura acque già compatibili con lo scarico diretto.

Dal lato tecnico-gestionale, la distinzione tra infiltrazioni e afflussi facilità l'orientazione delle successive attività di ricerca e riduzione delle acque parassite. Le prime richiedono prevalentemente verifiche strutturali della rete, misurazioni strumentali, controllo dei pozzetti e interventi di risanamento delle condotte. I secondi richiedono invece l'individuazione di collegamenti impropri, interconnessioni con reti bianche, pluviali, caditoie o drenaggi immessi in fognatura.

In entrambi i casi, il proposito ultimo è contenere le portate estranee convogliate verso l'impianto, migliorando l'efficienza complessiva del sistema fognario-depurativo e restituendo alla rete una maggiore coerenza tra ciò che viene collettato e ciò per cui l'infrastruttura è stata effettivamente dimensionata.

1.4. Rilevanza del fenomeno nel contesto bellunese

Il Consiglio di Bacino individua gli apporti parassiti come un elemento ostantivo per l'efficienza del servizio, il corretto dimensionamento delle infrastrutture e la funzionalità degli impianti di trattamento. La presenza di acque parassite non può essere interpretata come una semplice non conformità localizzata, risolvibile mediante interventi puntuali e immediati, ma

come una vulnerabilità diffusa e carsica, caratterizzata da cause differenti, variabilità temporale e intensità variabili. Riveste carattere prioritario l'adozione di una strategia strutturata per la definizione degli interventi e per la programmazione delle attività di riduzione, considerando che la problematica, pur manifestandosi in modo poco evidente alla fonte, genera conseguenze significative sull'equilibrio idraulico e sul governo del servizio.

Anche i casi analizzati a livello locale illustrate nelle Linee Guida restituiscono la centralità della problematica, soprattutto in relazione agli impianti di Feltre FFSS e Belluno Marisiga, tra le strutture di maggiore capacità depurativa. Per il depuratore di Feltre FFSS, a fronte di una portata trattata Q24 pari a circa 800 m^3/h, viene indicata una quota di acque parassite potenzialmente riducibile pari a circa 220 m^3/h. Per il depuratore di Belluno Marisiga, invece, l'afflusso medio in tempo secco è pari a circa 514 m^3/h, di cui il 61% riconducibile ad acque parassite, per una portata pari a circa 313 m^3/h.

I valori evidenziano come la presenza di acque parassite non rappresenti un semplice scostamento locale, ma una componente intrinseca del territorio bellunese, con effetti significativi sulla lettura delle portate, sui rendimenti depurativi e sull'impiego delle risorse operative ed energetiche.

1.5. Effetti idraulici e gestionali delle acque parassite

L'influenza delle acque parassite si manifesta lungo l'intero sistema fognario, dalla rete fino agli impianti di trattamento. All'interno dei collettori, questi apporti indesiderati sottraggono volume idraulico disponibile che, soprattutto nelle reti miste, dovrebbe essere preservato per la gestione delle portate meteoriche. La loro presenza può quindi modificare il comportamento della rete, anticipando il raggiungimento delle condizioni di sfioro previste in progetto e determinando un incremento della frequenza e della durata delle tracimazioni di piena. Nei sistemi a rete nera o separata, invece, gli stessi contributi possono generare condizioni di sovraccarico, favorire fenomeni di rigurgito, compromettere il corretto funzionamento locale delle infrastrutture e, nelle situazioni più severe, contribuire all'insorgenza di allagamenti.

All'interno degli impianti di trattamento, le acque parassite introducono volumi estranei generalmente poco inquinati, incrementando le portate da sollevare, pretrattare e avviare al comparto biologico. La conseguente diluizione del refluo riduce le concentrazioni di BOD5, COD, azoto, fosforo e solidi sospesi rispetto ai valori di progetto, alterando l'equilibrio tra carico idraulico e carico organico: l'impianto è chiamato a trattare maggiori quantità d'acqua senza un proporzionale aumento del carico inquinante.

Questo squilibrio può alterare il funzionamento del processo biologico, ridurre la disponibilità di substrato carbonioso per la denitrificazione, modificare i tempi di ritenzione idraulica e incrementare i costi operativi associati a sollevamenti, aerazione, ricircoli e sollecitazione delle apparecchiature elettromeccaniche. In altri termini, le acque parassite non appesantiscono soltanto le portate: deformano la lettura stessa del funzionamento impiantistico.

La gestione delle acque parassite assume una duplice valenza: tecnica e programmatoria. È tecnica perché richiede misure, diagnosi idrauliche, videoispezioni e interventi di separazione o risanamento; è programmatoria perché gli interventi devono essere coordinati tra gestore, Consiglio di Bacino, Comuni e altri enti territoriali, soprattutto quando riguardano reti di acque

bianche o sistemi di drenaggio che non ricadono interamente nel perimetro operativo del Servizio Idrico Integrato.

Il Consiglio di Bacino ribadisce il ruolo delle diverse amministrazioni territoriali e del gestore unico d'ambito nelle attività di monitoraggio, verifica degli sfioratori, controllo dei pozzetti, videoispezioni e campagne di riduzione degli apporti impropri. In tale prospettiva, la riduzione delle acque parassite rappresenta un'azione di riequilibrio dell'intero sistema fognario-depurativo.

2. Il depuratore di Falcade in loc. Caviola

Le acque reflue del Comune di Falcade vengono collettate e trattate presso l'impianto di depurazione situato in località Caviola. Il progetto esecutivo dell'opera risale al 2016, mentre l'ultimazione dei lavori è avvenuta nel 2018. L'intervento comprende la realizzazione della rete fognaria e dell'impianto di depurazione a servizio municipale, con l'obiettivo di superare l'assetto depurativo preesistente e garantire un trattamento più moderno dei reflui prodotti dall'abitato.

La soluzione progettuale è stata individuata tenendo conto della vocazione turistica della zona e della necessità di coniugare la funzionalità del trattamento con la preservazione dello stato dei luoghi. L'impianto si pone come un manufatto di congiunzione tra le esigenze collettive di tutela igienico-sanitaria e la necessità di preservare l'armonia estetica con un territorio montano di elevata sensibilità paesaggistica e idrografica.

Il depuratore di Caviola è collocato a valle dell'area cimiteriale di Falcade, presso il ponte della pista da sci di fondo sul torrente Biois. L'impianto accentra il trattamento dei reflui precedentemente gestiti da tre vasche Imhoff ("Le Busche", "Pian dei Ort" e "Salpian"), a servizio rispettivamente di Falcade, della zona artigianale "I Pez" e di Caviola, superando una configurazione frammentata e non più adeguata alle esigenze del territorio.

2.1. Acque parassite nella rete di Falcade

A corredo delle verifiche per il collaudo funzionale del nuovo impianto, nel 2019 è stata attivata un'indagine esplorativa finalizzata a individuare preliminarmente le portate parassite presenti nelle reti fognarie e a pianificarne la progressiva eliminazione. Ad oggi permane una quota residua anomala stimata di circa 1 000 m^3/d.

Conseguentemente il gestore, una volta entrata in esercizio l'opera, si trova a governare una criticità già radicata nel sistema fognario esistente. Il progetto originario considera la natura prevalentemente mista della rete e i conseguenti incrementi di portata in tempo di pioggia, ma non esplicita le acque parassite come componente a sé stante nel bilancio idraulico. La problematica emerge quindi nella gestione reale dell'opera: il depuratore riceve portate superiori, o comunque differenti per composizione e comportamento, rispetto a quelle riconducibili al solo carico civile e turistico.

Il disallineamento è particolarmente significativo perché alle portate parassite si aggiunge la marcata variazione stagionale delle presenze, tipica dei comuni turistici montani. Il dimensionamento deve rispondere alle punte di carico legate alla popolazione fluttuante e agli incrementi idraulici connessi alla rete mista. Le acque parassite introducono una terza componente, meno prevedibile. Esse agiscono come una forzante laterale del sistema, capace di alterare lo studio delle portate e di rendere più complessa l'interpretazione del funzionamento impiantistico.

2.2. Abitanti equivalenti e criteri di dimensionamento

La DGR n. 3856 del 15.12.2009 stabilisce per l'agglomerato di Falcade una potenzialità pari a 9 944 A.E.; il progetto assume, su richiesta della stazione appaltante, una potenzialità di

dimensionamento pari a 9 950 A.E. La relazione generale evidenzia che, ai fini della depurazione, non è rilevante soltanto la variazione numerica della popolazione servita, ma anche la rapidità con cui tale variazione si manifesta. Nei territori turistici montani, infatti, gli incrementi improvvisi delle presenze possono determinare bruschi aumenti del carico idraulico e organico in ingresso all'impianto.

Il dimensionamento progettuale distingue tra condizioni di bassa e alta stagione. In bassa stagione viene considerato un numero massimo di utenti allacciati pari a 4 975 A.E., mentre in alta stagione viene assunta la massima potenzialità pari a 9 950 A.E. Le portate sono state calcolate assumendo una dotazione idrica pro capite pari a 250 L/ab.d e un coefficiente di afflusso in fognatura pari a 0.8.

In alta stagione la portata media oraria di progetto risulta pari a Q24 = 83.0 m^3/h. La portata di punta nera è assunta pari a 1.5 × Q24, la portata massima ai pretrattamenti pari a 3 × Q24 e la portata massima al biologico pari a 2 × Q24. Tali valori costituiscono le soglie idrauliche di riferimento per la lettura del comportamento dell'impianto e per il confronto con le portate effettivamente misurate in esercizio.

La rete afferente all'impianto è prevalentemente di tipo misto; pertanto, in tempo di pioggia, sono attesi incrementi di portata dovuti al contributo delle acque meteoriche. Nel progetto originario non viene tuttavia esplicitata una componente riconducibile alle acque parassite, né vengono richiamati in modo specifico i concetti di infiltrazione e afflusso. L'impianto è stato quindi dimensionato per gestire le portate associate alla popolazione servita e alla natura mista della rete.

2.3. Configurazione impiantistica da stato di progetto

La linea acque del depuratore è articolata in pretrattamenti, trattamenti secondari e trattamento terziario di disinfezione. I pretrattamenti comprendono la grigliatura fine, la dissabbiatura e il sollevamento verso il comparto biologico, con scolmatura di piena in testa ai trattamenti secondari. Il comparto biologico è costituito da una sezione di pre-denitrificazione, una sezione di ossido-nitrificazione e una sedimentazione finale. A valle del trattamento secondario è presente una sezione di debatterizzazione mediante raggi UV, attivata quando richiesto. La linea fanghi comprende l'ispessimento dei fanghi prodotti dal processo depurativo.

L'impianto è organizzato su due linee biologiche parallele, ciascuna riferita a una potenzialità di 4 975 A.E. L'impostazione progettuale prevedeva l'utilizzo di una sola linea in bassa stagione e di entrambe in alta stagione, in modo da adeguare il volume biologico disponibile alla variabilità stagionale della popolazione servita. Nella pratica consueta, tuttavia, le due linee sono mantenute entrambe stabilmente in esercizio, conservando comunque la funzione di garantire maggiore flessibilità rispetto a un'unica linea dimensionata sulla massima potenzialità.

Per quanto concerne la dinamica biologica, la presenza della pre-denitrificazione consente di utilizzare il carbonio organico contenuto nel refluo in ingresso per la riduzione chimica dei nitrati ricircolati dalla vasca aerobica. La successiva ossido-nitrificazione assicura l'ossidazione della sostanza organica residua e la nitrificazione dell'azoto ammoniacale. La sedimentazione finale consente la separazione della massa solida dal refluo chiarificato e il ricircolo dei fanghi verso la vasca di pre-denitrificazione.

Il corretto equilibrio tra carico organico, carico azotato, portata idraulica, ricircoli e disponibilità di ossigeno rappresenta la condizione fondamentale per la stabilità del processo. Quando tale equilibrio viene alterato, ad esempio per effetto di portate parassite diluenti, l'impianto può continuare a rispettare i limiti allo scarico, ma lavorare in un assetto diverso rispetto a quello ipotizzato e indebolirsi fisiologicamente.

2.4. Collaudo funzionale e simulazione del carico di progetto

Ai sensi dell'art. 124, comma 1, del D.Lgs. 152/2006, tutti gli scarichi devono essere preventivamente autorizzati. Il collaudo funzionale accerta la capacità del depuratore di rispettare i limiti allo scarico nelle condizioni di carico previste da progetto.

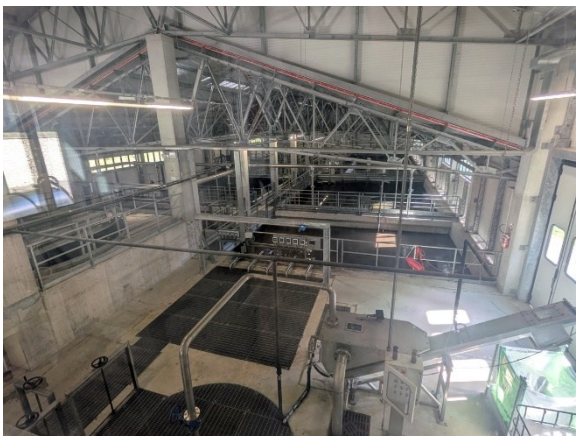
La criticità indotta dalle acque parassite emerge anche nella fase di verifica funzionale dell'opera. Il depuratore può ricevere portate idrauliche elevate associate, tuttavia, a un carico organico e di nutrienti non proporzionato. La sola valutazione della portata non restituisce quindi un quadro completo del carico effettivamente gravante sul processo biologico.

La prova di collaudo funzionale eseguita nell'agosto 2023 è stata condotta addizionando al refluo fognario reale un apporto extra-fognario di carbonio, azoto e fosforo, mediante dosaggio di due soluzioni nutrienti. L'integrazione con apporti esterni rappresenta una pratica consolidata nelle procedure di collaudo, finalizzata a ricondurre il carico in ingresso verso i valori di targa e a consentire una valutazione attendibile delle prestazioni depurative in presenza di condizioni operative coerenti con il dimensionamento.

Di seguito si riportano alcune fotografie dell'area esterna dell'impianto, del corpo recettore fiume Biois, dei parametri visualizzati a videoterminale e dei principali comparti depurativi interni.

Fig. 1. – Fotografie degli ambienti esterni e interni dell'impianto

Ambienti esterni



Visuale da sala controllo

Grigliatura automatica

2. Il depuratore di Falcade in loc. Caviola

Denitro linea 1

Denitro linea 2

Ossidazione attiva linea 1

Ossidazione spenta linea 1

Ossidazione spenta linea 2

Sedimentatore con ponte mobile aspiratore

Ispessitore

Fango in ispessimento

3. Obiettivi, materiali, metodi e utilizzo IA

3.1. Obiettivi

Il presente lavoro analizza il funzionamento dell'impianto di depurazione di Falcade-Caviola attraverso il confronto tra le condizioni assunte in fase progettuale e quelle effettivamente riscontrate in esercizio. A partire dai dati disponibili forniti dal gestore, vengono ricostruiti i carichi idraulici e inquinanti in ingresso, assumendo come riferimento lo schema di processo e le principali condizioni di dimensionamento del progetto esecutivo.

L'analisi confronta portate, concentrazioni e carichi reali con quelli progettuali, al fine di valutare gli scostamenti e i loro possibili effetti sui principali aspetti gestionali dell'impianto, quali comparto biologico, ricircoli, produzione di fango ed efficienza depurativa. In questo modo è possibile verificare se il depuratore operi in condizioni coerenti con quelle previste o, al contrario, all'interno di un panorama differente.

La finalità della tesi è quindi evidenziare eventuali criticità e margini di ottimizzazione, trasformando i dati disponibili in indicatori utili per l'interpretazione tecnica del funzionamento dell'impianto.

3.2. Materiali e metodi

L'analisi è stata sviluppata a partire dai dati reperibili dal database aziendale. In particolare, per la ricostruzione del profilo idraulico sono state considerate le portate giornaliere in uscita dai trattamenti secondari e le portate sfiorate dopo i pretrattamenti, espresse in m^3/d. Così da distinguere la quota effettivamente avviata al trattamento biologico dalla quota eccedente intercettata dagli organi di sfioro.

I carichi organici e inquinanti in ingresso sono stati ricavati moltiplicando le portate idrauliche giornaliere per le concentrazioni analitiche disponibili dei principali parametri di processo. I valori utilizzati derivano da campionamenti puntuali effettuati sul refluo in ingresso all'impianto e non rappresentano quindi campioni medi ponderati sulla portata, come previsto dalla normativa per il controllo analitico allo scarico. Questa impostazione introduce un limite metodologico nell'analisi, poiché la rappresentatività del dato risente della frequenza dei campionamenti e delle condizioni istantanee presenti al momento del prelievo. Nonostante questa limitazione, le informazioni raccolte costituiscono il patrimonio conoscitivo concretamente disponibile per la gestione dell'impianto e rappresentano la base più aderente alle condizioni operative effettivamente osservabili.

Le principali fonti consultate sono:

- Relazione generale di progetto;
- Relazione di processo e idraulica;
- Linee Guida sulle acque parassite;
- documentazione del collaudo funzionale;
- file excel analitici relativi al biennio 2024–2025;
- file vari estratti dal database aziendale

I dati grezzi sono stati preliminarmente ordinati e verificati in ambiente Excel, al fine di uniformare le serie temporali, controllare la coerenza delle unità di misura e predisporre le basi di calcolo. Le successive elaborazioni statistiche e grafiche sono state sviluppate in ambiente RStudio, mediante linguaggio R. La codifica è stata supportata tramite Codex di OpenAI. Sono presenti immagini generate in Gemini - Google.

4. Analisi portate 2024 e 2025

4.1. Panoramica del biennio e confronto con soglie di progetto

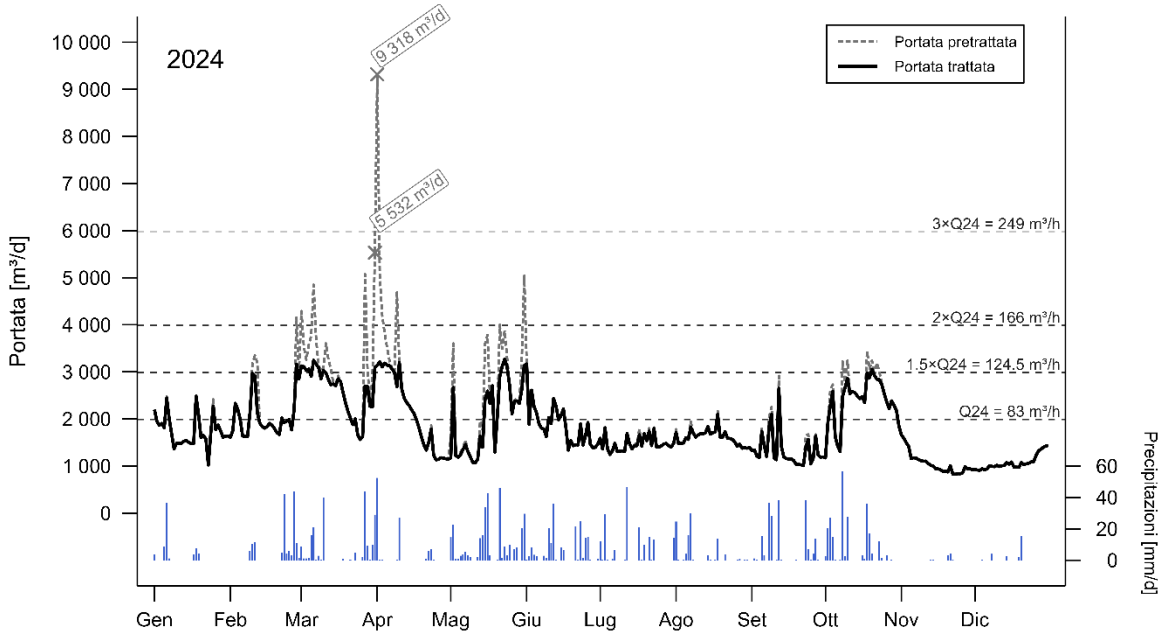
Di seguito si riportano le portate progettuali di riferimento, definite sulla base del carico espresso in abitanti equivalenti e delle prescrizioni delle Norme Tecniche di Attuazione per i valori massimi ai pretrattamenti. Ai fini della presente analisi, per portate pretrattate si intendono le portate sottoposte ai trattamenti fisici iniziali, mentre per portate trattate si intendono le portate effettivamente convogliate verso il trattamento secondario.

Tab. 1. – Portate di soglia progettuali

Stagione	Abitanti Equivalenti	Medio = Q24	Punta = 1.5 × Q24	Qmax_bio = 2 × Q24	Qmax_pre = 3 × Q24
Bassa	4 975 A.E.	41.5 m^3/h	62.25 m^3/h	83.0 m^3/h	124.5 m^3/h
Alta	9 950 A.E.	83.0 m^3/h	124.5 m^3/h	166.0 m^3/h	249.0 m^3/h

Le portate disponibili presentano scansione giornaliera e sono espresse in m^3/d. Le soglie progettuali, originariamente espresse in m^3/h, sono state quindi convertite in m^3/d mediante moltiplicazione per 24. Il confronto tra valori giornalieri e soglie orarie non consente tuttavia di cogliere eventuali fenomeni infra-giornalieri, quali superamenti istantanei, picchi brevi o attivazioni temporanee degli organi di sfioro.

Fig. 2. – Portate 2024 con soglie progettuali



L'impianto è dotato di uno scolmatore di piena a monte del trattamento primario, finalizzato a limitare gli ingressi eccessivi durante gli eventi di pioggia. La portata sfiorata viene sottoposta a grigliatura autopulente, con spaziatura pari a 6 mm, prima dello scarico nel torrente Biois. Le portate sfiorate in testa impianto non vengono monitorate strumentalmente; pertanto, in occasione di eventi intensi che determinano l'attivazione dello scolmo, non è possibile quantificare con precisione il carico idraulico materialmente sottratto al pretrattamento.

Nel 2024, riportato in **Fig. 2.**, la portata pretrattata media è pari a 1 896 m^3/d, corrispondenti a 79.0 m^3/h, valore leggermente inferiore alla portata media in alta stagione di Q24 = 83 m^3/h. L'andamento annuale consente di individuare due periodi di maggior carico idraulico sostenuto: il primo compreso tra l'inizio di marzo e la metà di giugno, il secondo concentrato nel mese di ottobre. A queste fasi si alternano periodi di minore affluenza, collocabili indicativamente tra metà giugno e inizio ottobre e, successivamente, tra novembre e la fine di febbraio.

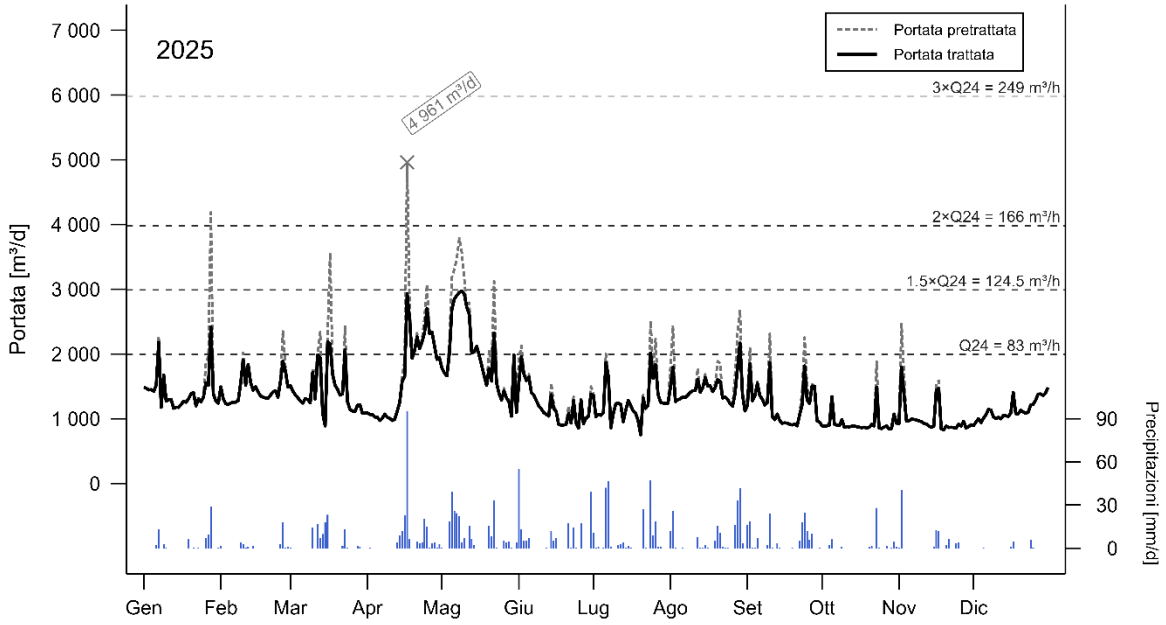
Nonostante il valore medio rimanga inferiore alle soglie progettuali, l'anno 2024 è caratterizzato da oscillazioni idrauliche marcate, con picchi improvvisi distribuiti lungo l'intero arco annuale e particolarmente evidenti nelle mezze stagioni, in corrispondenza dei periodi maggiormente interessati dalle precipitazioni. Le variazioni di portata risultano intense e si sviluppano su scale temporali molto ridotte, spesso inferiori alla settimana, delineando un regime idraulico nervoso, discontinuo e fortemente condizionato dagli apporti meteorici e parassiti.

In data 3 aprile è stato registrato un valore pari a 9 318 m^3/d. Non essendovi elementi sufficienti per attribuire con certezza tale dato a un errore strumentale, l'evento non viene escluso dall'analisi. Esso potrebbe essere riconducibile a una temporanea insufficienza dello scolmatore in testa impianto o, comunque, a una condizione idraulica eccezionale. Il secondo picco annuale, pari a 5 532 m^3/d, risulta invece inferiore alla soglia massima considerata; pertanto, l'episodio del 3 aprile può essere interpretato come una giornata fortemente atipica, isolata rispetto al comportamento ordinario della serie.

Tra i trattamenti fisici e il comparto biologico è presente un ulteriore scolmatore di piena, finalizzato a convogliare al trattamento biologico una portata massima pari a 2 × Q24 = 166 m^3/h. La quota eccedente viene indirizzata direttamente al torrente Biois. Il dispositivo svolge una funzione di protezione idraulica del comparto biologico, impedendo che l'intera variabilità della rete venga trasferita alle vasche di processo.

Le portate trattate seguono l'andamento delle portate pretrattate, ma vengono smorzate dall'azione dello sfioro in caso di afflussi eccessivi. Di conseguenza, al comparto biologico giungono volumi variabili nei periodi precedentemente individuati, con finestre temporali di alta affluenza che possono persistere anche per alcune settimane. La portata trattata media del 2024 risulta pari a 1 779 m^3/d, corrispondenti a 74.1 m^3/h, valore inferiore alla portata media Q24 prevista da progetto in alta stagione. Si osserva inoltre che anche i picchi più sostenuti raggiungono al massimo la soglia pari a 1.5 × Q24, rimanendo inferiori alla soglia di 2 × Q24.

Fig. 3. – Portate 2025 con soglie progettuali

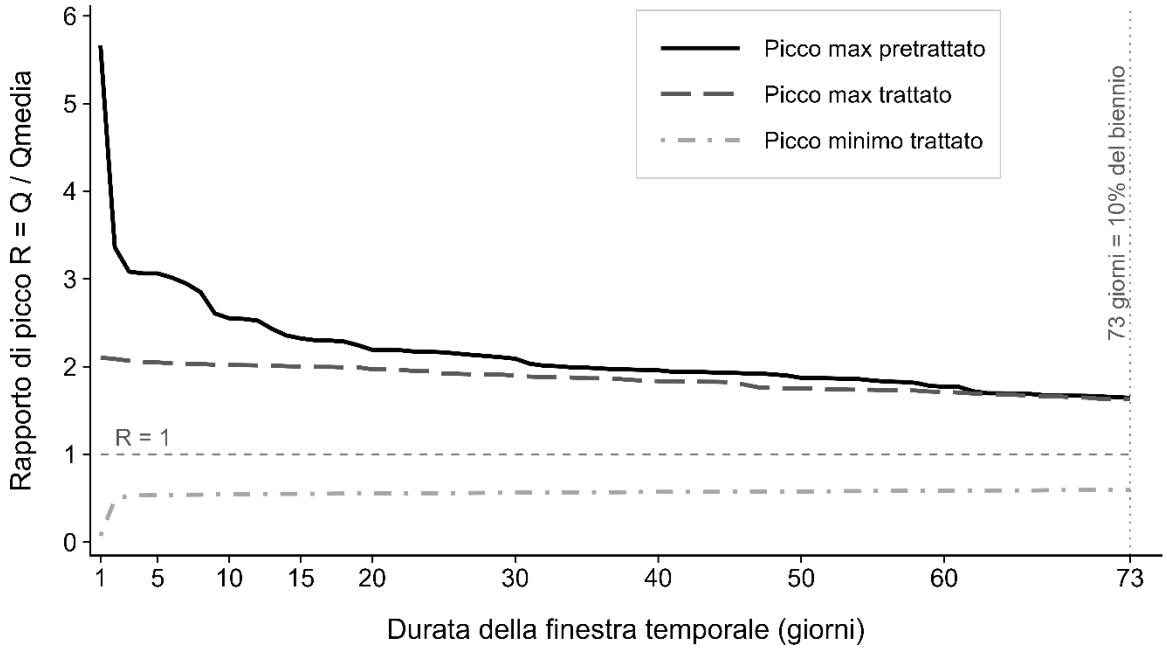


Il 2025, come riportato in figura sopra, presenta un quadro idraulico complessivamente meno gravoso rispetto al 2024, anche in relazione a un regime pluviometrico meno intenso. Le portate pretrattate e trattate risultano sostanzialmente sovrapposte per gran parte dell'anno, ad eccezione di circa una dozzina di eventi distribuiti nel periodo osservato, durante i quali si registra l'attivazione dello sfioro a monte del comparto biologico.

Nel corso dell'anno si individua un periodo caratterizzato da ingressi elevati, sia per intensità sia per persistenza temporale, concentrato nei mesi primaverili. Il valore massimo registrato è pari a 4 961 m^3/d e si colloca nel mese di aprile, in corrispondenza di un evento piovoso elevato.

Le portate medie annue sono pari a 1 402 m^3/d, corrispondenti a 58.4 m^3/h, per la portata pretrattata, e a 1 337 m^3/d, corrispondenti a 55.7 m^3/h, per la portata trattata. Il 2025 risulta quindi caratterizzato da un carico idraulico inferiore rispetto all'anno precedente. Anche in questo caso, le portate avviate al comparto biologico raggiungono al massimo la soglia pari a 1.5 × Q24, senza superarla.

Fig. 4. – Rapporti di picco delle portate pretrattate e trattate nel biennio



Il confronto dei rapporti di picco nel biennio, riportato in **Fig. 4.**, consente di evidenziare con maggiore chiarezza il diverso comportamento delle portate pretrattate e trattate. Le portate pretrattate presentano un rapporto massimo pari a 5.7, corrispondente all'evento anomalo di aprile 2024 precedentemente descritto. Escludendo tale valore estremo, il rapporto si riduce a 3.4, per poi stabilizzarsi su valori solo leggermente superiori a quelli osservati per le portate trattate.

Le portate trattate mostrano un andamento più contenuto: il rapporto massimo risulta pari a R = 2.1 e si riduce progressivamente fino a R = 1.6 considerando i 73 giorni caratterizzati dalle portate più elevate. La differenza conferma l'effetto di laminazione esercitato dagli organi di sfioro e dal sistema di sollevamento, che tendono a tagliare le punte più acute prima dell'ingresso al comparto biologico.

Nel complesso, il biennio 2024–2025 evidenzia un impianto non gravato, in termini medi, da portate superiori ai limiti progettuali, ma soggetto a oscillazioni idrauliche rapide e talvolta molto marcate. La criticità non risiede nel superamento sistematico delle soglie, ma nella discontinuità del regime di afflusso specie in tempo umido.

4.2. Analisi probabilistica delle portate

Le serie giornaliere sono state analizzate su carta di probabilità per stimare i principali percentili di portata, valutando l'adattamento alla distribuzione log-normale, tipica di grandezze ambientali positive con marcata asimmetria.

Costruzione delle carte di probabilità normale e log-normale

Le carte di probabilità sono state costruite secondo l'impostazione proposta da Metcalf & Eddy per l'analisi statistica di portate e carichi inquinanti.

Per ciascuna serie di dati, relativa sia ai carichi idraulici sia ai successivi carichi organici, i valori osservati sono stati ordinati in senso crescente. A ogni osservazione è stato quindi assegnato un rango progressivo *m*, dal quale è stata calcolata la probabilità empirica di non superamento mediante la relazione:

$$P = \frac{m}{n+1}$$

dove *n* rappresenta il numero totale di osservazioni disponibili.

La probabilità così ottenuta è stata trasformata nel corrispondente valore della distribuzione normale standard mediante la funzione *qnorm(P)* di R, ottenendo il valore *z*, utilizzato come coordinata dell'asse probabilistico (ascisse). Per ogni parametro analizzato sono state costruite sia la carta normale sia la carta log-normale, in modo da confrontare il comportamento dei dati rispetto alle due distribuzioni teoriche.

Nel caso della carta normale, la retta teorica è stata costruita utilizzando la media aritmetica e la deviazione standard dei dati, secondo la relazione:

$$Y = \mu + z \times \sigma$$

dove *Y* rappresenta il valore della variabile sull'asse delle ordinate, μ la media aritmetica, σ la deviazione standard e *z* il valore associato alla probabilità di non superamento.

Per la carta log-normale è stato seguito il criterio riportato da Metcalf & Eddy, basato sull'impiego della media geometrica e della deviazione standard geometrica.

La retta teorica log-normale è stata costruita secondo la relazione:

$$ln\, Y = ln(log\, \mu) + z\ \times ln(log\, \sigma)$$

- log μ = media geometrica
- log σ = deviazione standard geometrica

Togliendo il logaritmo al primo membro e inserendo la media geometrica e la deviazione standard geometrica si ricava:

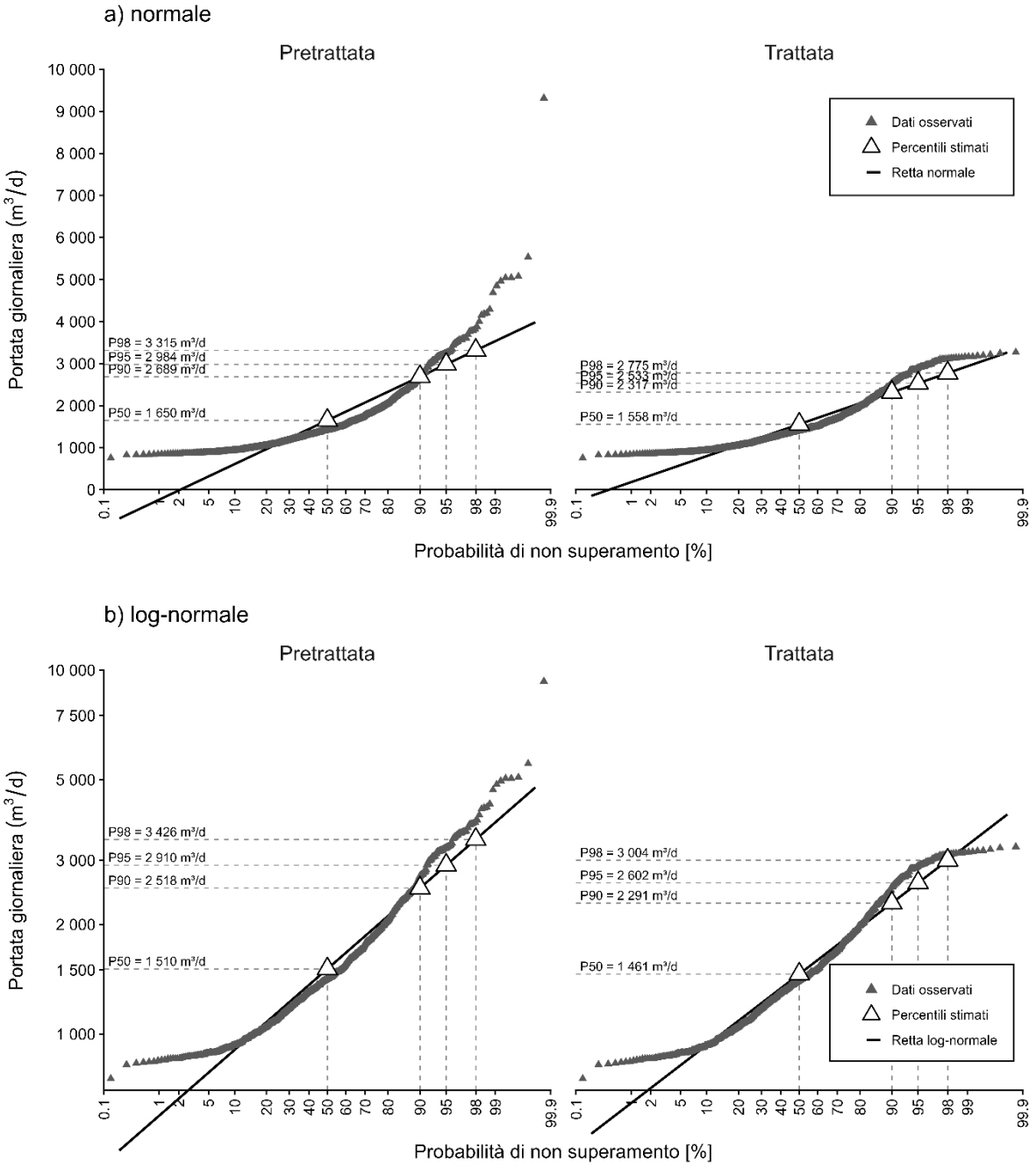
$$Y = \ log\, \mu \times (log\, \sigma)^z$$

La distribuzione log-normale ottenuta può essere verificata mediante tre punti caratteristici:

- $(50, \log \mu)$
- $(84.1, \log \mu + \log \sigma)$
- $(15.9, \log \mu - \log \sigma)$

Nei grafici sono stati inoltre riportati i percentili P50, P90, P95 e P98, utili per descrivere sia le condizioni più ricorrenti sia gli eventi caratterizzati da valori più elevati di portata o carico.

Fig. 5. – Modello normale e log-normale delle portate pretrattate e trattate su carta di probabilità



Nella figura sopra, i punti scuri rappresentano i dati osservati, la retta indica la modellizzazione, mentre i punti chiari individuano i percentili P50, P90, P95 e P98 stimati sulla retta. Questa rappresentazione consente di trasformare una serie giornaliera irregolare in una lettura probabilistica continua, rendendo più immediata l'interpretazione dei valori ordinari e degli eventi di maggiore intensità.

Le portate pretrattate mostrano un adattamento complessivamente aderente alla distribuzione log-normale. La maggior parte dei dati si dispone in prossimità della retta, mentre alcuni valori collocati nella porzione superiore della coda destra si discostano verso l'alto. Questo comportamento evidenzia una distribuzione asimmetrica positiva, tipica delle grandezze

ambientali non negative, nella quale a un nucleo principale di valori ordinari si affianca un numero più ridotto di eventi estremi. Nel caso specifico, tali punti rappresentano le pulsazioni idrauliche più intense registrate nel biennio.

Nel caso delle portate trattate, la coda destra della distribuzione risulta invece meno aderente al modello log-normale. I valori più elevati si collocano infatti al di sotto della retta di regressione, indicando una minore rappresentatività del modello proprio nella porzione estrema della serie.

Questo scostamento osservato nella coda destra delle portate trattate potrebbe essere influenzato dalla presenza del controllo idraulico a monte del comparto biologico. Lo scolmatore e i limiti di sollevamento tendono infatti a smorzare le pulsazioni più intense, impedendo che l'intera variabilità idraulica della rete venga trasferita alle vasche biologiche. Di conseguenza, la distribuzione delle portate trattate non rappresenta soltanto la risposta del sistema fognario agli apporti meteorici e parassiti, ma potrebbe riflettere l'effetto del presidio infrastrutturale imposto al flusso avviato al trattamento.

La stessa serie è stata verificata anche su carta di probabilità normale. Tale rappresentazione ha tuttavia mostrato un adattamento meno efficace per le portate pretrattate; per quelle trattate, invece, la stima del P98 risulta inferiore rispetto a quella ottenuta con il modello log-normale. Per mantenere un criterio omogeneo tra le due serie e adottare una valutazione cautelativa nei confronti delle portate più gravose, è stata quindi mantenuta la rappresentazione log-normale come riferimento principale.

In questo modo, l'analisi probabilistica consente di superare la sola lettura dei valori medi e massimi, restituendo una fotografia più robusta del comportamento idraulico dell'impianto. I percentili elevati, in particolare P95 e P98, assumono maggiore significato gestionale rispetto al massimo assoluto, poiché descrivono condizioni gravose ma non isolate, più rappresentative del regime effettivamente sperimentato dall'impianto nel biennio osservato.

Tab. 2. – Sintesi delle portate del biennio 2024–2025

Comparto	Media m^3/d	Mediana m^3/d	Massimo m^3/d	R90	R95	R98	P90 m^3/d	P95 m^3/d	P98 m^3/d
Pretrattato	1 649	1 417	9 318*	1.64	1.97	2.32	2 513	2 905	3 419
Trattato	1 558	1 403	3 270	1.63	1.86	2.00	2 287	2 597	2 997

*5532 m^3/d portata pretrattata del secondo massimo

A conclusione della panoramica idraulica del biennio, i valori riassunti in **Tab. 2.** consentono di evidenziare come le portate afferenti all'impianto risultino, nel complesso, inferiori ai limiti idraulici di progetto o d'altronde in linea con quanto atteso in bassa-media stagione. L'osservazione vale in particolare per le portate trattate, cioè per i volumi effettivamente avviati al comparto biologico, che si mantengono al di sotto della soglia massima progettuale pari a $2 \times Q24 = 3\,984$ m^3/d.

I valori di picco mostrano tuttavia la presenza di sbalzi idraulici anche molto marcati. Per le portate pretrattate, il massimo assoluto è pari a 9 318 m^3/d, corrispondente a un rapporto Rmax = 5.66. Tale valore rappresenta però un evento isolato: il secondo massimo registrato scende infatti a 5 532 m^3/d, con R = 3.36, confermando il carattere fortemente anomalo della giornata di massimo carico idraulico. I rapporti associati ai picchi statisticamente significativi si

collocano indicativamente tra 1.64 e 2.32 per le portate pretrattate e tra 1.63 e 2.00 per le portate trattate.

Nel complesso, il biennio 2024–2025 restituisce l'immagine di un impianto che non opera stabilmente in sovraccarico idraulico rispetto ai parametri di progetto, ma che è comunque attraversato da pulsazioni repentine e non trascurabili. Si riconoscono periodi a maggiore e minore carico idraulico, coerenti con la stagionalità, con il regime meteorico e con la possibile presenza di apporti parassiti.

L'analisi dei carichi consentirà di verificare quantitativamente il disallineamento tra portata trattata e carico inquinante. Di seguito si stima l'aliquota parassita in ingresso tramite un calcolo di massima.

4.3. Stima dell'aliquota di acque parassite da bilancio acquedottistico

Tab. 3. – Stima dell'aliquota di acque parassite da confronto tra volumi pretrattati e consumi acquedottistici

Voce	u. m.	2024	2025
Volume pretrattato	m^3/anno	693 980	511 827
Consumi acquedotto	m^3/anno	159 054	179 337
Consumo × 0.9	m^3/anno	143 149	161 403
Stima parassita	%	79.4	68.5
Stima volume parass.	m^3/anno	550 831	350 424
Stima parass. /d	m^3/d	1 509	960

Il confronto tra i volumi complessivamente pretrattati dall'impianto e i consumi acquedottistici contabilizzati consente di sviluppare una stima indicativa dell'aliquota di acque parassite in ingresso al depuratore. Il metodo si basa su un bilancio volumetrico semplificato, nel quale il volume teoricamente riconducibile agli scarichi civili viene stimato a partire dai consumi idropotabili.

Nel calcolo è stato assunto un coefficiente di afflusso in fognatura pari a 0.9, numero preso dal Metcalf & Eddy per reflui di natura domestica. Questa assunzione risulta coerente con il caso in esame, poiché il refluo prodotto dalle utenze considerate è essenzialmente domestico o assimilabile. Il volume afferente alla rete fognaria per effetto degli usi civili è stato quindi stimato pari al 90% dei consumi acquedottistici contabilizzati, considerando la quota residua come volume non recapitato in fognatura.

Nel 2024 l'impianto ha pretrattato complessivamente 693 980 m^3/anno, a fronte di consumi acquedottistici pari a 159 054 m^3/anno. Applicando il coefficiente di afflusso in fognatura pari a 0.9, il volume teoricamente riconducibile agli scarichi civili diviene pari a circa 143 149 m^3/anno. La differenza rispetto al volume pretrattato è quindi pari a circa 550 831 m^3/anno, corrispondente a un'aliquota stimata di acque parassite pari al 79.4% del volume pretrattato, equivalente a circa 1 509 m^3/d.

Nel 2025 il volume pretrattato si riduce a 511 827 m^3/anno, mentre i consumi acquedottistici aumentano a 179 337 m^3/anno. Applicando lo stesso coefficiente di afflusso, il volume teoricamente affluito in fognatura risulta pari a circa 161 403 m^3/anno. Ne deriva un contributo non spiegabile dai consumi acquedottistici pari a circa 350 424 m^3/anno, corrispondente a

un’aliquota stimata di acque parassite pari al 68.5% e a una portata media giornaliera di circa 960 m^3/d.

Si apprezza la concordanza tra la stima e il risultato ottenuto dallo studio ad hoc riportato nelle Linee Guida per il caso di Falcade. A seguito delle attività di ricerca erano stati individuati diversi sottobacini scolanti e alcune criticità puntuali, tra cui apporti da acque di falda, scarichi di troppo pieno e immissioni da elementi della rete. Il documento riporta che, dopo alcuni interventi, era stata eliminata dalla fognatura afferente al nuovo depuratore una portata pari a circa 1 200 m^3/d, permanendo tuttavia un residuo stimato di circa 1 000 m^3/d.

Fig. 6. – Falcade: esempi di infiltrazioni dovute a rotture o disallineamenti delle tubature. E sotto esempi di afflussi da sottobacini scolanti, drenaggi in fognatura mista e una canalizzazione superficiale.

La ricostruzione deve comunque essere interpretata come indicativa, poiché deriva da un bilancio volumetrico semplificato e non da una misura diretta delle acque parassite. In particolare, il metodo non consente di distinguere tra infiltrazioni, apporti meteorici, contributi non contabilizzati o altre componenti idrauliche estranee ai consumi acquedottistici. Rimane quindi una valutazione di primo livello, utile a definire l’ordine di grandezza del fenomeno, ma non sufficiente a caratterizzarne puntualmente origine e distribuzione.

Si conferma che una quota molto rilevante del volume in ingresso all’impianto non è spiegabile attraverso i consumi idropotabili registrati. Il dato mette quindi in evidenza che il sistema è attraversato da un volume d’acqua che occupa capacità di trattamento.

5. Carichi organici nel biennio 2024–2025

I carichi organici e inquinanti sono stati calcolati mediante moltiplicazione tra le concentrazioni analitiche disponibili e le relative portate giornaliere trattate, secondo la relazione generale:

$$Carico\ giornaliero = Concentrazione \times Portata$$

Le concentrazioni utilizzate derivano da campionamenti puntuali in ingresso all'impianto. A differenza del controllo eseguito da ArpaV allo scarico, per il quale la normativa prevede modalità di campionamento dei medi giornalieri ponderati sulla portata generalmente a scansione oraria.

Media aritmetica:

$$\bar{C} = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i}{n}$$

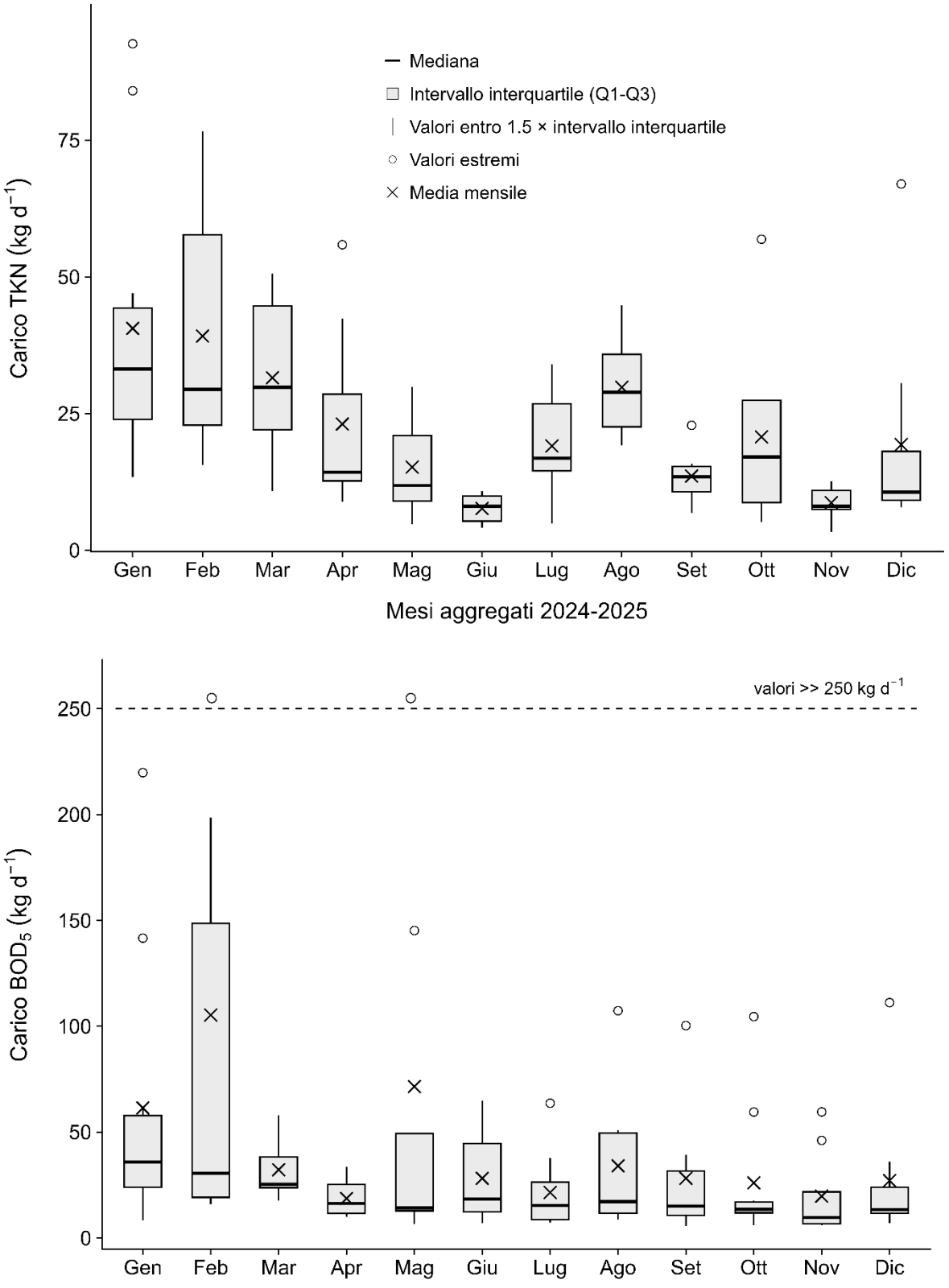
Media ponderata:

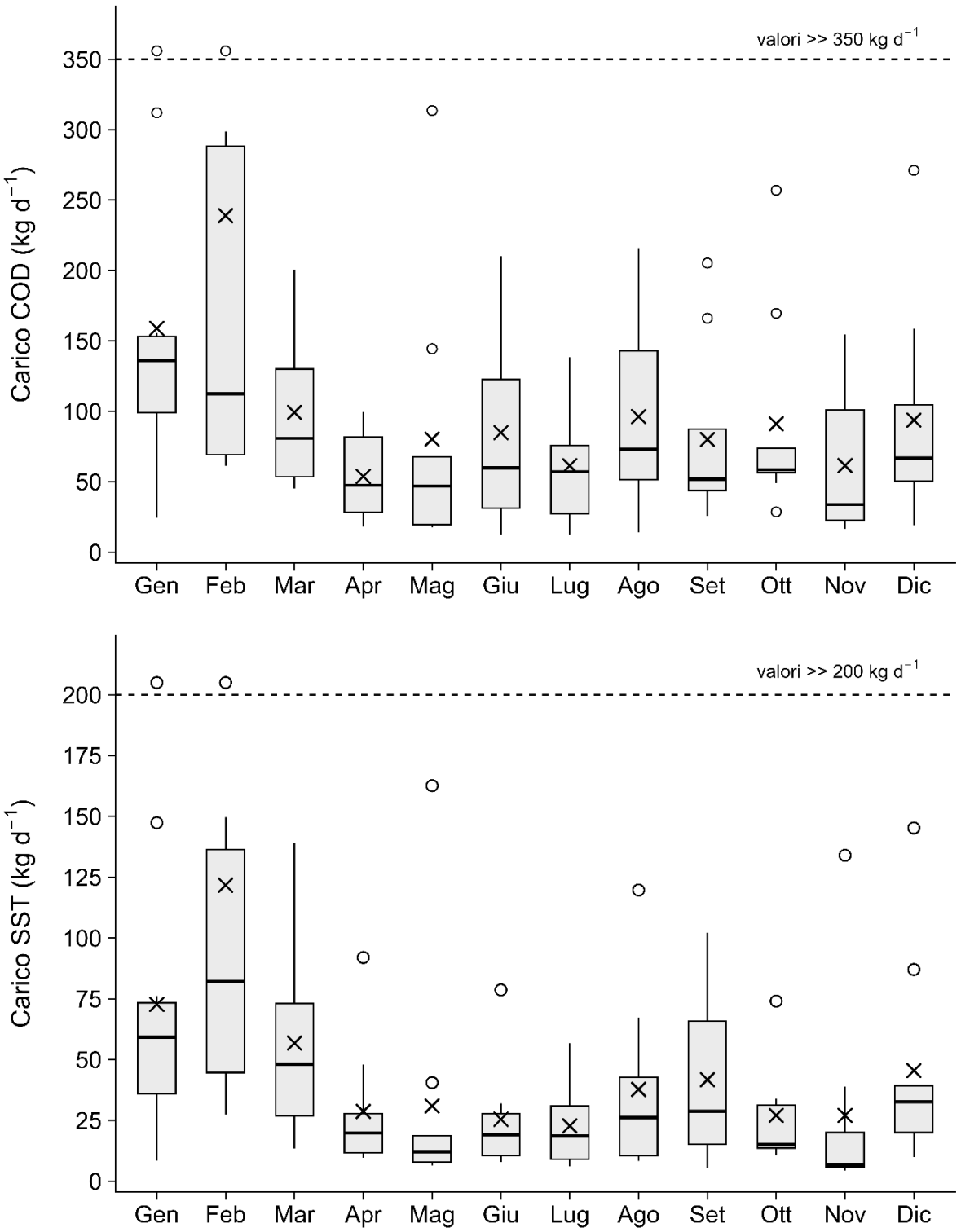
$$\bar{C_p} = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i\, Q_i}{\sum_{i=1}^{n} Q_i}$$

- C_i = concentrazione campione
- Q_i = portata oraria

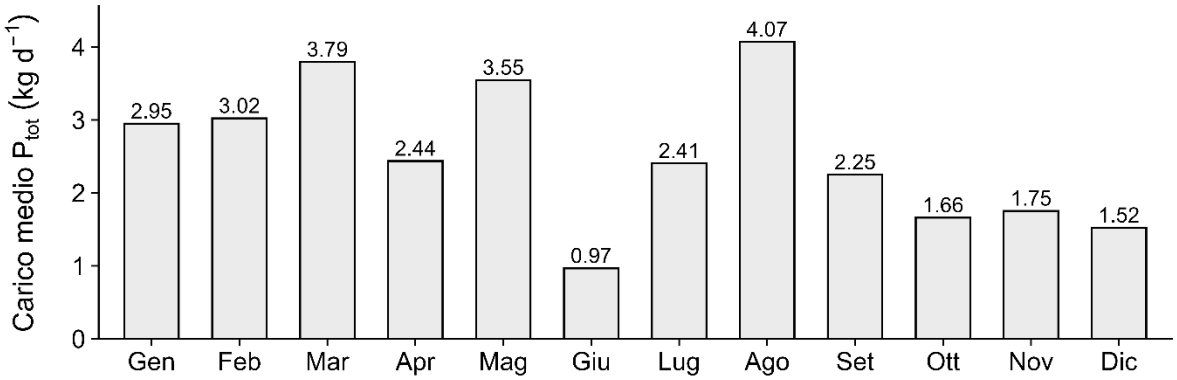
5.1. Boxplot carichi organici

Fig. 7. – Andamento dei carichi organici avviati al biologico nel biennio 2024–2025





5. Carichi organici nel biennio 2024–2025



Ricordando gli andamenti osservati nel capitolo precedente, i grafici sopra mettono in evidenza in modo netto lo scollamento tra carico idraulico e carico organico. Le maggiori portate non coincidono infatti con i massimi carichi inquinanti; al contrario, i due andamenti risultano in buona parte disaccoppiati. Questo comportamento è più visibile per il TKN, i cui valori più elevati si osservano nei mesi di gennaio, febbraio e agosto, cioè in periodi che non corrispondono alle fasi di maggiore portata influente.

Un andamento analogo si osserva per il fosforo totale, che raggiunge il valore massimo nel mese di agosto, con ulteriori incrementi nei mesi di marzo e maggio. Per questo parametro la rappresentazione grafica risulta meno confrontabile con quella degli altri inquinanti, poiché la numerosità di dati nel biennio non consente una ricostruzione statistica altrettanto robusta mediante boxplot.

I parametri BOD5, COD e SST mostrano un massimo evidente nel mese di febbraio, caratterizzato anche da un'ampia dispersione dei dati. Nel resto dell'anno i carichi si mantengono su valori decisamente più contenuti, con un lieve rialzo nel mese di agosto, verosimilmente riconducibile all'incremento delle presenze turistiche. Probabilmente la presenza di portate parassite altera anche i rapporti tra nutrienti e substrato carbonioso.

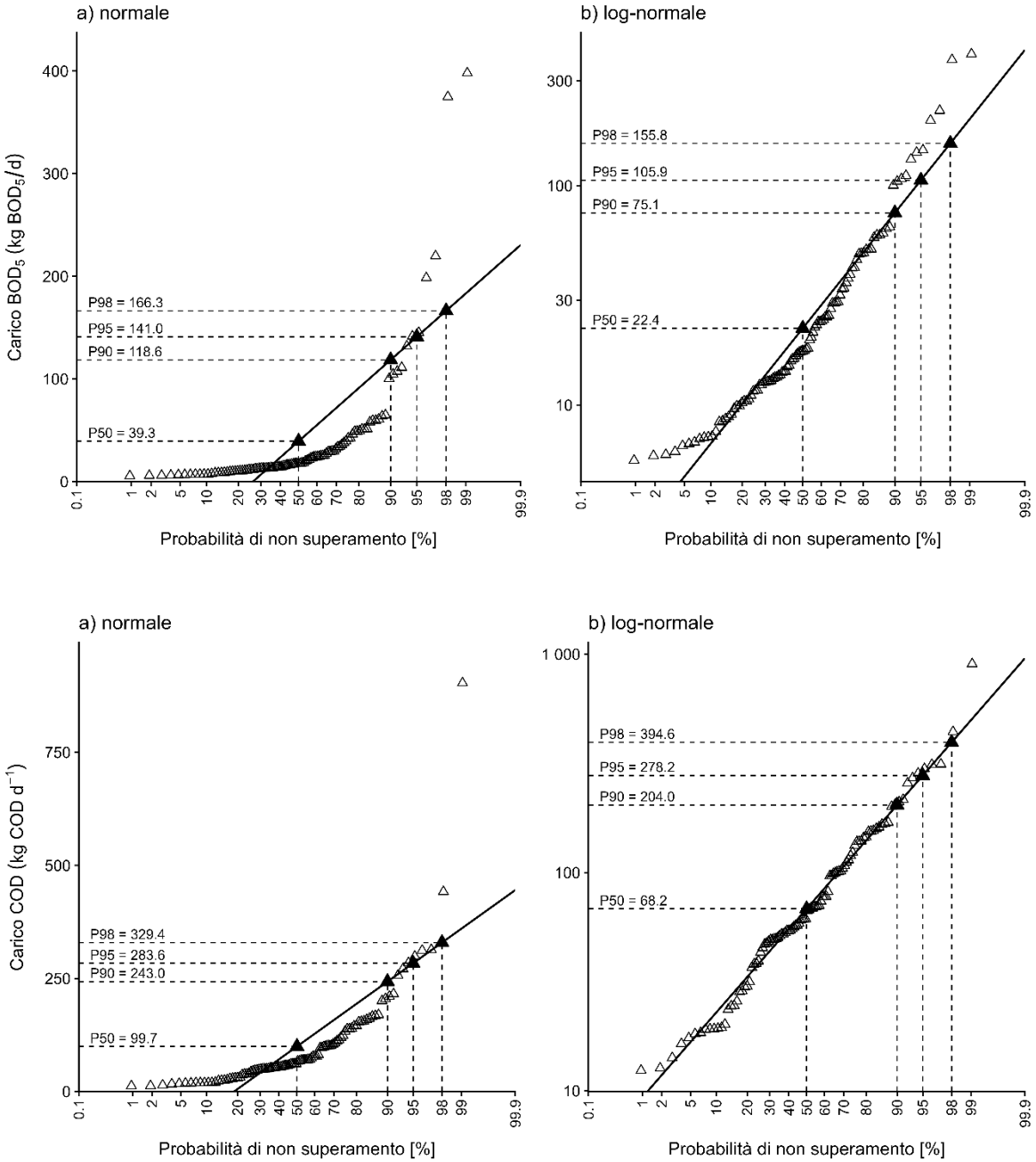
Rapportando i numeri con le soglie previste: in alta stagione il progetto assume carichi pari a **597 kg BOD5/d, 139.3 kg TKN/d, 19.9 kg P/d e 895.6 kg SST/d**. Tuttavia, anche nei mesi di massimo carico osservato, i valori reali restano nettamente inferiori. Nel caso del TKN, ad esempio, i numeri superiori dei mesi febbraio e agosto si collocano indicativamente attorno a valori rispettivi circa del 50 - 35 % rispetto al carico di progetto di alta stagione. Il TKN assume un ruolo centrale nel monitoraggio del processo, poiché il comparto biologico è dimensionato sulla base di questo parametro mediante bilancio di nitrificazione e denitrificazione.

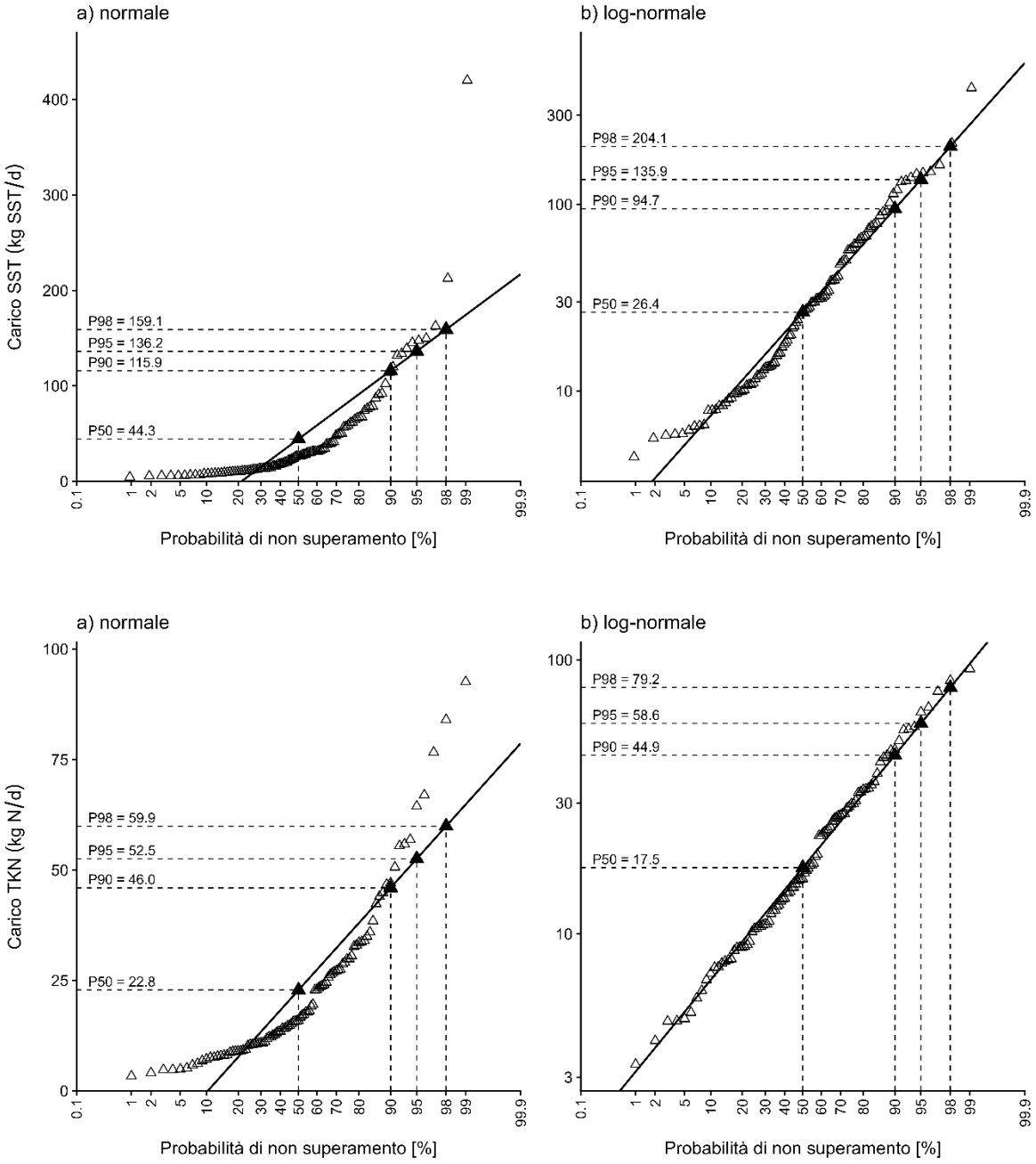
5.2. Carte di probabilità dei carichi organici

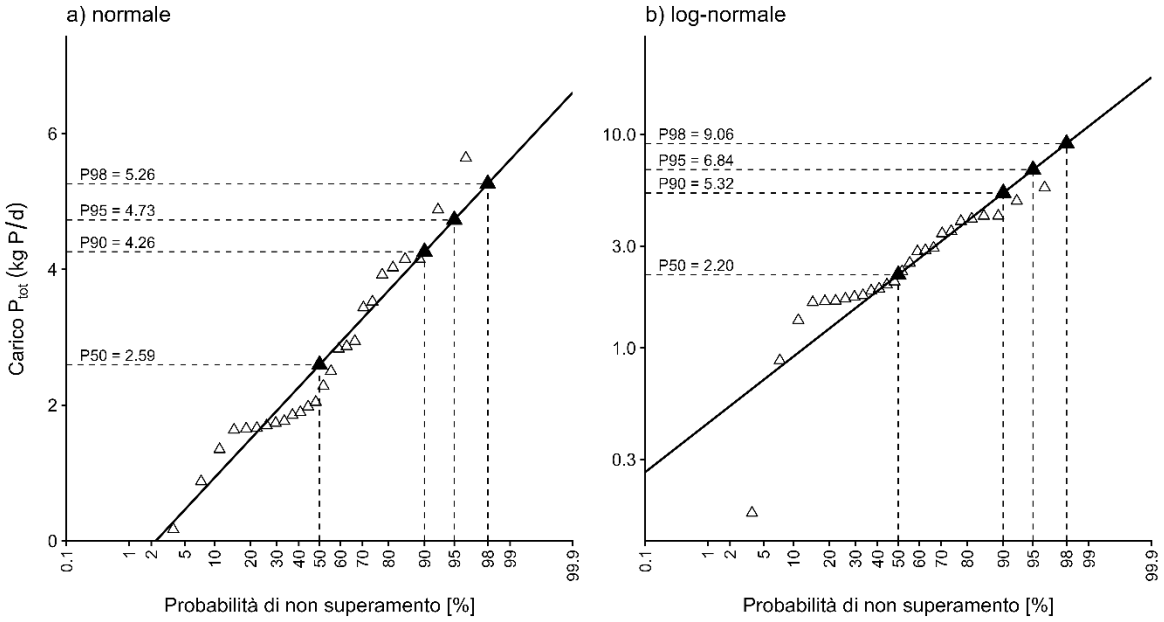
Anche per i carichi organici e nutrienti sono state costruite le carte di probabilità, con la finalità di stimare i principali percentili di riferimento da utilizzare nelle successive valutazioni sul bilancio di massa.

Per ciascun parametro è stata verificata sia la modellazione normale sia quella log-normale, al fine di confrontare l'aderenza dei dati alle due distribuzioni teoriche e individuare il modello più rappresentativo del comportamento osservato.

Fig. 8. – Carte di probabilità normale e log-normale dei carichi organici e nutrienti




a) normale
b) log-normale
Carico SST (kg SST/d)
P98 = 159.1
P95 = 136.2
P90 = 115.9
P50 = 44.3
P98 = 204.1
P95 = 135.9
P90 = 94.7
P50 = 26.4
Carico TKN (kg N/d)
P98 = 59.9
P95 = 52.5
P90 = 46.0
P50 = 22.8
P98 = 79.2
P95 = 58.6
P90 = 44.9
P50 = 17.5
Probabilità di non superamento [%]



Per tutti i parametri, ad eccezione del fosforo totale, la rappresentazione log-normale descrive in modo più efficace l'andamento dei dati, specialmente per il TKN. Anche i carichi inquinanti esibiscono una distribuzione asimmetrica positiva, già intuibile dall'osservazione dei boxplot mensili. Il comportamento risulta particolarmente evidente per BOD5 e COD, nei quali la coda destra della distribuzione presenta alcuni valori molto elevati, collocati al di sopra della retta log-normale; riconducibili ai carichi osservati nel mese di febbraio, che costituiscono gli episodi più marcati del biennio.

Per gli SST l'asimmetria positiva è meno accentuata, ma comunque presente. Anche in questo caso la distribuzione log-normale consente una lettura più coerente rispetto alla normale.

Il fosforo totale manifesta un comportamento meno aderente alla modellazione log-normale. I percentili stimati sono collocati oltre il campo dei dati osservati, segnalando una minore rappresentatività del modello per questo parametro. D'altra parte, anche la distribuzione normale mostra alcune lacune nella parte centrale della retta, senza restituire un adattamento pienamente soddisfacente. In tabella sotto vengono comparati i principiali percentili con le soglie di progetto.

Tab. 4. – Percentili P95 e P98 dei carichi organici e confronto con i carichi progettuali

Parametro	P95 kg/d	P98 kg/d	Soglie prog. kg/d
BOD5	105.9	155.8	597
COD	278.2	394.6	Non indicato
SST	135.9	204.1	895.6
TKN	58.6	79.2	139.3
Ptot	6.84	9.06	19.9

Il confronto mostra che anche le condizioni statisticamente più gravose del biennio rimangono sensibilmente inferiori ai carichi assunti in sede progettuale.

I percentili P95 e P98 costituiscono una base più rappresentativa rispetto ai massimi assoluti per le successive verifiche di processo. Essi individuano condizioni di carico elevate associate

a eventi ricorrenti, limitando l'influenza di singoli valori estremi o episodi anomali. L'approccio probabilistico consente quindi di definire una soglia tecnica intermedia tra le condizioni operative più frequenti dell'impianto e gli eventi eccezionali.

5.3. Concentrazioni in ingresso e uscita dell'impianto

Tab. 5. – Confronto tra limiti di progetto, limiti allo scarico e concentrazioni in ingresso

Nutriente	u. m.	Limite da progetto	Limite da norma
SST	mg/L	35	35
BOD5	mgO_2/L	25	25
COD	mgO_2/L	125	125
Ptot	mg/L	10	15
ammonio	mg/L	15	30
N nitroso	mg/L	0.6	2
N nitrico	mg/L	20	Non previsto

Al fine di completare la lettura dei carichi organici e nutrienti, le concentrazioni rilevate in ingresso all'impianto sono state confrontate, a solo titolo illustrativo, con i limiti allo scarico assunti come riferimento. Tale confronto non ha valore di verifica normativa sul refluo influente, poiché i limiti autorizzativi si applicano all'effluente depurato; tuttavia, consente di valutare quanto il refluo in ingresso risulti effettivamente concentrato rispetto ai valori limite che l'impianto è chiamato a garantire in uscita.

Per buona parte delle osservazioni disponibili, le concentrazioni in ingresso risultano già inferiori o prossime ai limiti previsti allo scarico. Il BOD5, avente limite pari a 25 mgO_2/L, supera tale valore solo in 26 osservazioni su 105. Il COD, con limite pari a 125 mgO_2/L, risulta superiore al valore di riferimento in 14 casi su 104. Gli SST superano il limite di 35 mg/L in 27 osservazioni su 105. Il fosforo totale, invece, si mantiene sempre al di sotto del limite considerato.

L'azoto richiede una maggiore cautela. Il dato disponibile in ingresso è infatti espresso come TKN, parametro che comprende l'azoto organico e l'azoto ammoniacale, mentre il limite allo scarico è riferito all'ammonio. Non è quindi possibile confrontare direttamente il TKN con il solo azoto ammoniacale, poiché il primo rappresenta una grandezza più ampia e comprensiva anche della frazione organica.

Il limite reale allo scarico per l'ammonio è pari a 30 mg/L di NH_4. Convertendo il valore in azoto ammoniacale $mgN\text{-}NH_4/L$, si ottiene:

$$30\, mgNH_4/L \times \frac{14}{18} = 23.3\, mgN - NH_4/L$$

Assumendo questo valore come riferimento, il TKN in ingresso lo supera solo in 12 osservazioni su 99. Il TKN, essendo comprensivo anche dell'azoto organico, tende a essere superiore alla sola frazione ammoniacale. Il confronto è perciò cautelativo.

Gran parte dell'anno, le concentrazioni in ingresso sono talmente contenute da risultare già inferiori ai limiti richiesti allo scarico. Ciò non significa che il trattamento depurativo sia

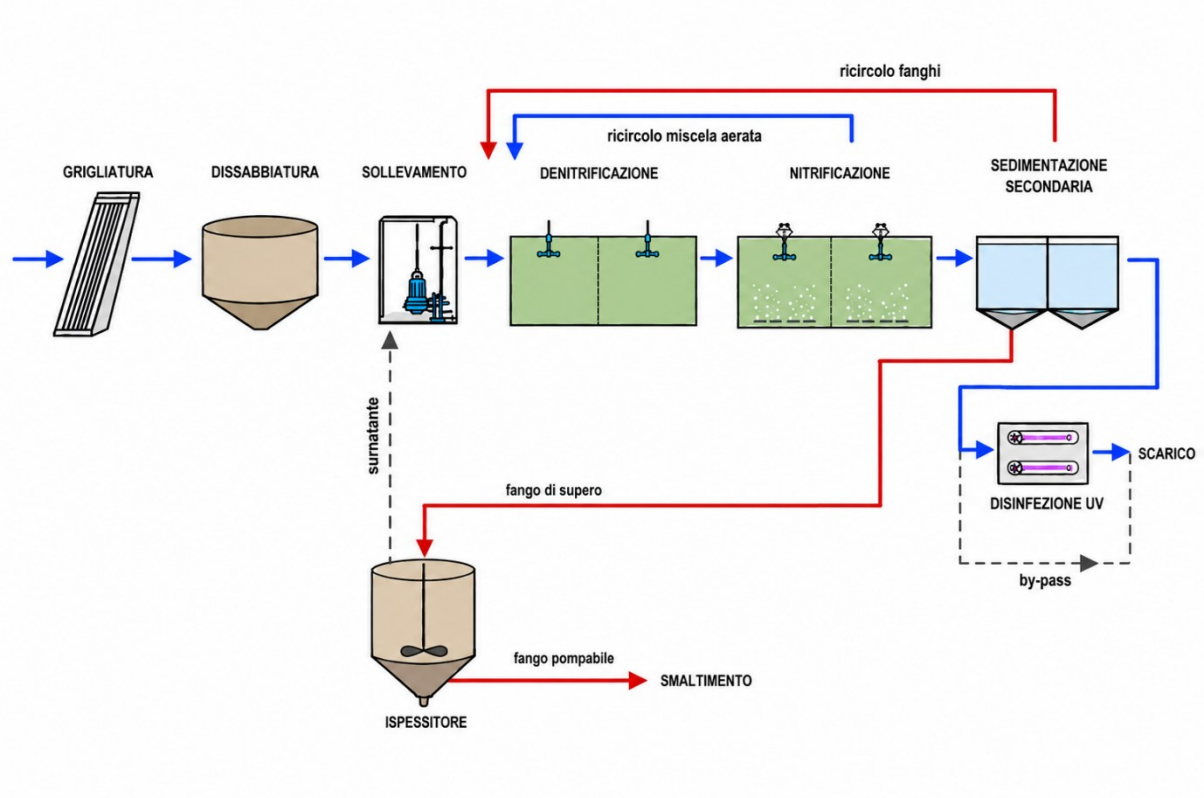
superfluo, poiché il processo deve comunque garantire continuità, sicurezza ambientale e capacità di risposta nei periodi di maggiore carico.

Nel gennaio 2024 è stato registrato un superamento isolato del limite relativo all'azoto nitroso, con concentrazione pari a 2.96 mg/L. Nella stessa giornata gli altri parametri risultano invece rientranti nei rispettivi limiti di riferimento; pertanto, l'episodio può essere interpretato come un'anomalia singolare, non rappresentativa del comportamento ordinario dell'impianto.

In uscita si osservano concentrazioni del carbonio sia BOD5 che COD inferiori al limite quantificabile, dato lo squilibrio di questi due parametri rispetto all'azoto, è probabile che le forme del carbonio facciano da reagente limitante specialmente per la crescita di biomassa, quindi riducendo le cinetiche di crescita batterica. Per lo schema MLE, questo potrebbe essere in vincolo sulla maggior parte delle proposte o modifiche fisiologiche dell'impianto in quanto mancherebbe questo elemento preponderante. E per il basso carico organico in ingresso sarebbe antieconomico il dosaggio di nutriente esterno in vista di migliorare le prestazioni biologiche.

6. Bilancio dei nutrienti

Fig. 9. – Schema concettuale del depuratore



Impiegando la medesima impostazione adottata nella Relazione di Processo, viene ricalcolato il bilancio inerente all'azoto e dopo per il fosforo.

Per ritrarre le condizioni di carico di picco, vengono utilizzati i valori corrispondenti ai percentili P95 e P98, ricavati dai modelli probabilistici precedentemente sviluppati.

I limiti assunti come riferimento sono quelli effettivamente applicati alla gestione dell'impianto, e non quelli riportati nel dimensionamento. Fa eccezione l'azoto nitrico, per il quale non è prevista una prescrizione allo scarico relativo all'impianto in questione: il valore di 20 mgN/L viene quindi richiamato esclusivamente a titolo di confronto rispetto alla relazione.

Si è scelto di adottare come riferimento la portata progettuale di alta stagione, pari a **1992 m^3/d**. Sebbene fosse possibile utilizzare le portate di picco effettivamente osservate nel biennio di monitoraggio, queste non risultano rappresentative delle condizioni di massimo carico complessivo, poiché non sempre si verifica una corrispondenza diretta tra portata idraulica e carico organico in ingresso.

Infatti, a elevati carichi organici possono associarsi due estremi: in alcuni casi si osservano basse portate idrauliche accompagnate da elevate concentrazioni del refluo, mentre in altri casi portate maggiori sono associate a concentrazioni più moderate. Considerando, a titolo indicativo, le portate giornaliere corrispondenti alle giornate caratterizzate dai maggiori carichi

di TKN, si ottiene un valore medio pari a circa **2172 m^3/d**, risultato vicino della portata progettuale adottata (**1992 m^3/d**).

6.1. Bilancio dell'azoto

Nel reattore biologico l'utilizzo dell'azoto per la sintesi batterica viene assunto pari al 5% del BOD5 rimosso, in coerenza con il criterio adottato nella Relazione di Processo. Si considera nullo, a favore di sicurezza, l'abbattimento dell'azoto nei pretrattamenti e si assume un abbattimento medio totale del BOD5 pari a circa il 92%, più basso rispetto all'effettivo abbattimento osservato del BOD5.

Assumendo come carico organico il valore P95 del BOD5, pari a 105.9 kgO_2/d, il BOD5 rimosso risulta:

$$105.9 \times 0.92 = 97.4\ kgO_2/d$$

Il fabbisogno di azoto per la sintesi batterica è quindi pari a:

$$97.4 \times 0.05 = 4.9\ kgN/d$$

Considerando come carico azotato in ingresso il valore P95 del TKN, pari a 58.6 kgN/d, il residuo di azoto dopo l'assimilazione batterica risulta:

$$58.6 - 4.9 = 53.7\ kgN/d$$

Rapportando tale carico alla portata di alta stagione, pari a 1992 m^3/d, si ottiene una concentrazione pari a:

$$\frac{53.7 \times 1000}{1992} = 27.0\ mgN/L$$

Si avrà un residuo azotato pari a 53.7 kgN/d, corrispondente a 27.0 mgN/L. A favore di sicurezza, tale valore viene considerato tutto come azoto ammoniacale potenzialmente da nitrificare, pur ricordando che il TKN comprende sia l'azoto ammoniacale sia l'azoto organico.

Il limite reale allo scarico per l'azoto ammoniacale dell'impianto è pari a 30 $mgNH_4$/L. Espresso come azoto, il valore corrisponde a:

$$30 \times \frac{14}{18} = 23.3\ mgN/L$$

Pertanto, per rispettare il limite reale allo scarico dell'azoto ammoniacale, sarebbe necessario nitrificare almeno:

$$27.0 - 23.3 = 3.7\ mgN/L$$

che, in termini di massa, corrisponde a:

$$\frac{3.7 \times 1992}{1000} = 7.3\ kgN/d$$

Il quantitativo minimo di azoto da nitrificare per il rispetto del limite reale dell'ammonio risulta pari a 7.3 kgN/d.

Assumendo, come nella Relazione, una nitrificazione minima pari al 90% dell'azoto residuo, il quantitativo di azoto nitrificato risulta:

$$53.7 \times 0.90 = 48.4\ kgN/d$$

corrispondente a una concentrazione teorica di azoto nitrico pari a:

$$\frac{48.4 \times 1000}{1992} = 24.3\ mgN/L$$

l'azoto ammoniacale residuo sarebbe pari al 10% dell'azoto residuo:

$$53.7 \times 0.10 = 5.4\ kgN/d$$

cioè:

$$\frac{5.4 \times 1000}{1992} = 2.7\ mgN/L$$

Espresso come ammonio, diventa:

$$2.7 \times \frac{18}{14} = 3.5\ mgNH_4/L$$

Il valore stimato di ammonio residuo, pari a 3.5 mgNH_4/L, risulta inferiore al limite reale allo scarico di 30 mgNH_4/L. Dal punto di vista dell'azoto ammoniacale, il margine di sicurezza risulta pertanto elevato assumendo condizioni di carico corrispondenti al P95.

Adottando il limite allo scarico di 20 mgN/L per l'azoto nitrico assunto in sede progettuale, la concentrazione teorica di azoto nitrico prodotta, pari a 24.3 mgN/L, risulterebbe superiore di:

$$24.3 - 20.0 = 4.3\ mgN/L$$

che, in termini di massa, corrisponde a:

$$\frac{4.3 \times 1992}{1000} = 8.5\ kgN/d$$

Il quantitativo di azoto da denitrificare rispetto al solo riferimento progettuale di 20 mgN/L risulterebbe pari a 8.5 kgN/d.

Il bilancio dell'azoto conferma che, nelle condizioni rappresentate dal percentile P95, il processo non risulta limitato dal rispetto del parametro ammoniacale allo scarico. La peculiarità

è la distanza tra l'assetto progettuale, costruito su carichi teorici di alta stagione, e il reale profilo del refluo in ingresso.

6.2. Bilancio del fosforo

La richiesta di fosforo per il metabolismo batterico viene assunta pari all'1% del BOD5 rimosso.

Considerando il carico P95 del BOD5 pari a 105.9 kgO_2/d e una rimozione media pari al 92%, il fabbisogno di fosforo per sintesi batterica risulta:

$$105.9 \times 0.92 \times 0.01 = 0.97\ kgP/d$$

Assumendo come carico in ingresso il valore P95 del fosforo totale, pari a 6.84 kgP/d, il residuo di fosforo dopo l'assimilazione batterica risulta:

$$6.84 - 0.97 = 5.87\ kgP/d$$

Rapportandolo al valore della portata media giornaliera di progetto in alta stagione, pari a 1992 m^3/d, si ottiene:

$$\frac{5.87 \times 1000}{1992} = 2.95\ mgP/L$$

Il residuo di fosforo risulta quindi pari a 5.87 kgP/d, corrispondente a 2.95 mgP/L. Ampiamente inferiore al limite reale allo scarico dell'impianto, pari a 15 mgP/L.

Il bilancio conferma pertanto che, nelle condizioni rappresentate dal percentile P95, il fosforo non costituisce un parametro critico per il rispetto dei limiti allo scarico. Anche adottando una stima cautelativa, il margine residuo rispetto al limite autorizzativo rimane elevato.

6.3. Verifica della portata di ricircolo interno della miscela aerata

Il ricircolo interno della miscela aerata viene dimensionato a partire dal quantitativo di azoto nitrico da riportare in testa al reattore biologico. In particolare, la relazione considera un carico di nitrati da denitrificare pari a 61.0 $kgN\text{-}NO_3/d$ e, assumendo come riferimento il limite di 20 mgN/L per l'azoto nitrico, ricava una portata equivalente pari a 127.0 m^3/h. Da tale valore viene poi sottratto il contributo del ricircolo fanghi, assunto pari a 83.0 m^3/h in condizioni di portata media, ottenendo una portata minima di ricircolo interno pari a 44.0 m^3/h.

A favore di sicurezza, si suppone una capacità di ricircolo pari a 1.5–2.0 volte la portata in ingresso al reattore biologico. Finalizzata a garantire un adeguato trasferimento dei nitrati verso la zona anossica anche in condizioni di carico più gravose rispetto a quelle medie.

Applicando lo stesso criterio semplificato ai carichi ricavati dal percentile P95, è possibile verificare se il ricircolo interno risulti effettivamente necessario nelle condizioni di carico osservate.

A partire dal quantitativo di azoto nitrico da denitrificare ricavato nel bilancio precedente, pari a 8.5 kgN/d, la portata equivalente può essere stimata rapportando tale massa al valore gestionale di riferimento pari a 20 mgN/L, corrispondente a 0.020 kgN/m^3:

$$Q_{eq} = \frac{8.5\ kgN - NO_3/d}{0.020\ kgN - NO_3/m^3} = 425\ m^3/d$$

$$Q_{eq} = \frac{425}{24} = 17.7\ m^3/h$$

La portata equivalente necessaria al trasferimento dei nitrati risulta pari a 17.7 m^3/h.

In condizioni di portata media, la Relazione considera un ricircolo fanghi pari a 83.0 m^3/h. Sottraendo tale contributo alla portata equivalente calcolata, la portata teorica di ricircolo interno della miscela aerata risulta:

$$Q_{ric,int} = 17.7 - 83.0 = -65.3\ m^3/h$$

Poiché il valore ottenuto è negativo, il fabbisogno teorico di ricircolo interno viene assunto pari a:

$$Q_{ric,int} = 0\ m^3/h$$

Il risultato mostra che, il ricircolo interno della miscela aerata non risulta necessario dal punto di vista del bilancio dei nitrati. La portata equivalente richiesta per trasferire i nitrati da denitrificare, pari a 17.7 m^3/h, è inferiore alla portata di ricircolo fanghi già prevista in condizioni di portata media, pari a 83.0 m^3/h.

Non si intenda come eliminabilità assoluta e permanente del ricircolo interno in qualsiasi condizione operativa. Esso indica piuttosto che, per i carichi rappresentati dal P95 e assumendo il valore di 20 mgN/L come riferimento gestionale per l'azoto nitrico, il ricircolo interno progettuale risulta fortemente cautelativo. In queste condizioni, il trasferimento dei nitrati garantito dal ricircolo fanghi risulta già sufficiente a coprire il fabbisogno teorico di denitrificazione, rendendo non necessario l'apporto aggiuntivo della miscela aerata ricircolata. La stessa verifica estesa allo scenario P98 conduce alla medesima conclusione.

Questa conclusione trova riscontro anche nelle osservazioni effettuate durante il tirocinio svolto presso la sede del gestore. Nelle prime due settimane di maggio 2026 è stata infatti adottata una prova con chiusura del ricircolo interno della miscela aerata. Le analisi disponibili allo scarico, relative al periodo di prova, hanno evidenziato il rispetto dei limiti applicati all'impianto e l'assenza di criticità significative per i principali parametri del refluo depurato.

Pertanto, nelle condizioni operative osservate, la chiusura temporanea del ricircolo interno non ha compromesso la qualità dell'effluente finale. La sua eventuale attivazione rimane comunque una possibilità gestionale utile in presenza di carichi azotati più elevati, variazioni stagionali, diversa disponibilità di carbonio, peggioramento della qualità dell'effluente o condizioni di processo differenti. In altri termini, il ricircolo interno va letto come una leva gestionale da modulare in funzione del reale fabbisogno biologico dell'impianto.

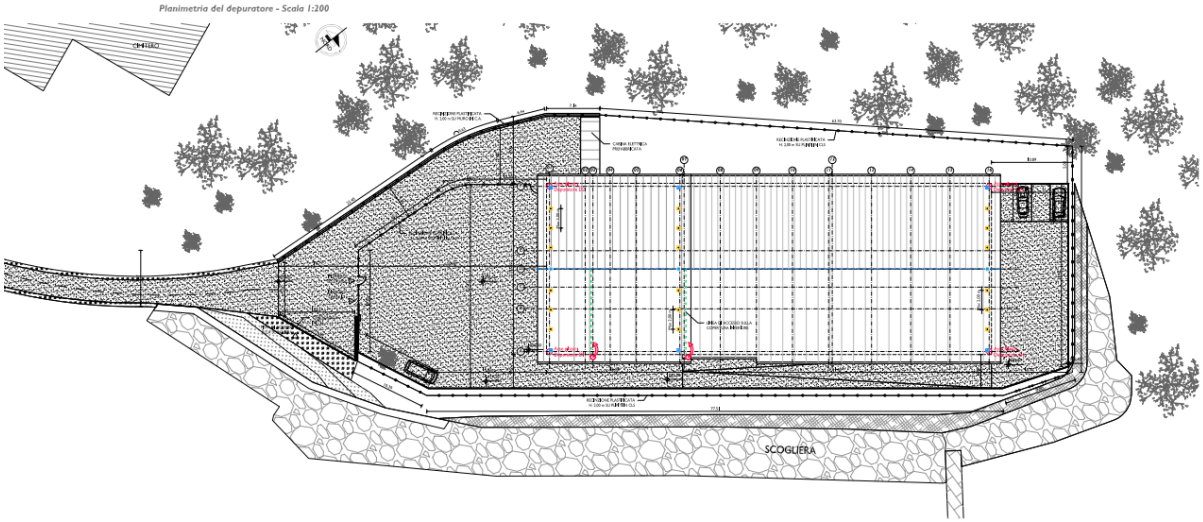
7. Effetti gestionali e criticità operative

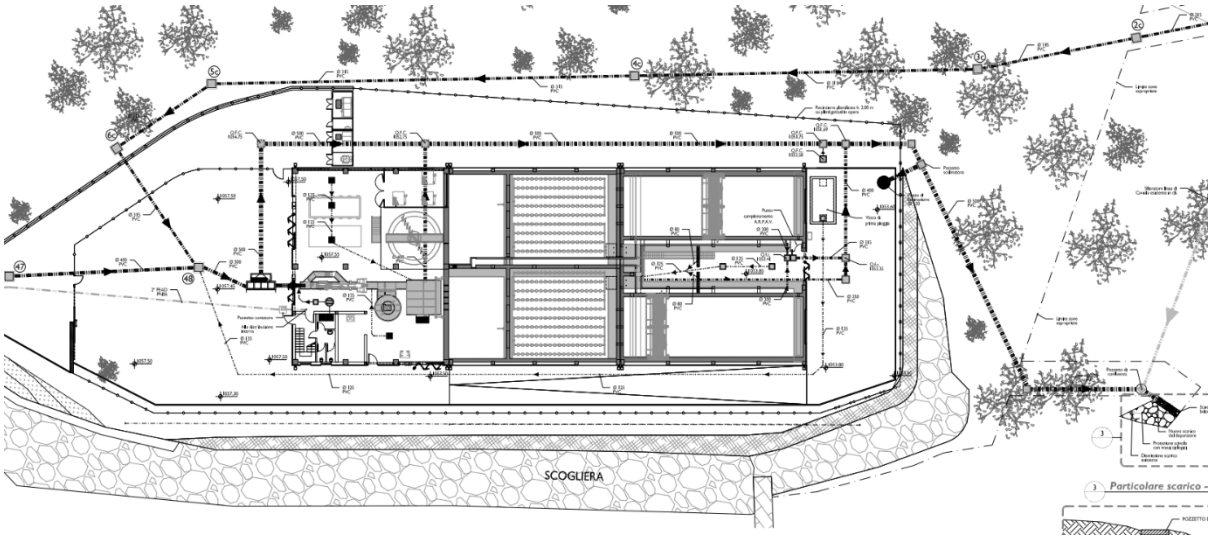
La discrepanza tra volume idraulico e carico biologico non determina criticità allo scarico, ma introduce alcune conseguenze che verranno approfondite nei paragrafi successivi.

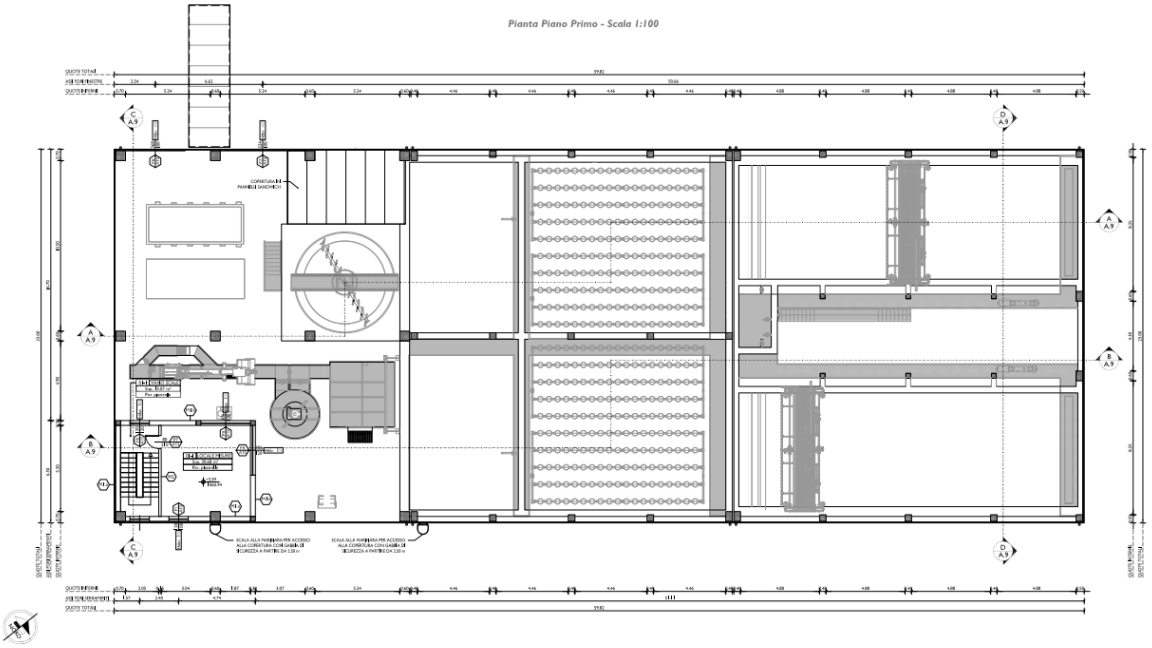
In particolare, saranno analizzati i seguenti aspetti:

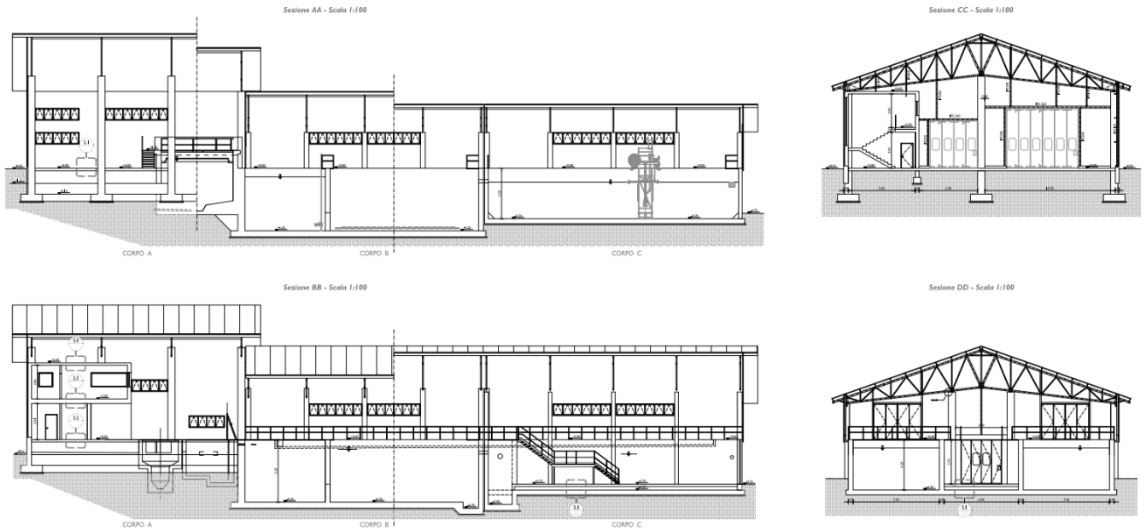
1. **Consumo energetico del comparto biologico**
   Valutazione del rapporto tra energia impiegata e carico trattato.
2. **Sollevamenti e logiche di comando**
   Impatto delle portate parassite sul funzionamento delle pompe, sui cicli di avvio e sull'usura elettromeccanica.
3. **Temperatura, bioattività e aerazione intermittente**
   Influenza delle condizioni termiche sul processo biologico e possibili margini di regolazione dell'aerazione.
4. **Sedimentatore finale e comportamento del fango**
   Effetti della diluizione del refluo sulla biomassa, sui ricircoli, sulla sedimentabilità e sul funzionamento del ponte aspiratore.

Fig. 10. – Pianta e sezioni dell'impianto









7. Effetti gestionali e criticità operative

7.1. Consumo energetico

Il gestore ha fornito i consumi elettrici mensili dell'intero impianto per gli anni 2024 e 2025. A partire da tali dati sono stati calcolati gli indicatori di consumo specifico, espressi come rapporto tra energia consumata e massa di inquinante rimossa. L'obiettivo è valutare l'energia impiegata per unità di carico effettivamente abbattuto.

Sono stati considerati i rapporti espressi in kWh/kg di BOD5 rimosso, kWh/kg di azoto totale rimosso e kWh/kg di TKN rimosso.

Per l'azoto sono stati utilizzati due indicatori. Il primo è riferito all'azoto totale rimosso, parametro chimicamente più completo, ma disponibile con una numerosità limitata nel biennio, pari a circa trenta osservazioni complessive. Il secondo è riferito al TKN rimosso, stimato mediante la relazione:

$$kgTKN_{rimosso} = kgTKN_{ingresso} - (kgN - NH_4 + kgN - NO_3 + kgN - NO_2)_{uscita}$$

Questa stima rappresenta un'approssimazione, poiché trascura l'eventuale quota di azoto organico presente in uscita. Tuttavia, il TKN è disponibile con una numerosità decisamente maggiore, pari a circa un centinaio di osservazioni distribuite sull'intero biennio, e fornisce quindi un indicatore più robusto dal punto di vista statistico.

L'utilizzo del TKN come proxy del carico azotato è coerente anche con approcci presenti in letteratura. Il TKN viene assunto come approssimazione dell'azoto totale in ingresso e la somma di azoto ammoniacale, nitrico e nitroso come approssimazione dell'azoto totale in uscita, nei casi in cui non siano disponibili serie complete di azoto totale (de Haas et al., 2018).

In tabella sotto si presentano i consumi del biennio per l'impianto di Falcade.

Tab. 6. – Consumi elettrici annui e indicatori specifici di rimozione

I parametri con u. m. kg/d sono mediati dalla serie annuale.

Voce	u. m.	2024	2025	Letteratura
Consumo elett.	kWh/anno	157 992	151 182	
BOD5 rimosso	kg/d	31.59	29.52	
Ntot rimosso	kg/d	10.81	6.13	
TKN rimosso	kg/d	12.72	8.36	
Consumo m^3	kWh/m^3trattato	0.243	0.310	0.1-1.0
Consumo BOD5	kWh/kgBOD5	13.70	14.03	2.2-6.2
Consumo Ntot	kWh/kgNtot	40.04	67.57	11.9-26.3
Consumo TKN	kWh/kgTKN	34.03	49.55	11.9-26.3

I kWh/m^3 trattati rientrano nei range tipici riportati in letteratura (Nowak, 2003; de Haas et al., 2018; Kłosok-Bazan et al., 2024). Benchmark per il carbonio e l'azoto riportano valori medi pari a 4.8 kWh/kgBOD_5 rimosso e 21.0 kWh/kgN rimosso, con intervalli medi rispettivamente di 2.2–6.2 kWh/kgBOD5 e 11.9–26.3 kWh/kgN (de Haas et al., 2018). Ancora, altri impianti municipali riportano valori compresi tra 1.1 e 6.09 kWh/kgBOD5 (Kłosok-Bazan et al., 2024).

Rispetto ai riferimenti citati, il depuratore di Caviola presenta valori pari a 13.70–14.03 kWh/kgBOD5 rimosso, superiori ai benchmark disponibili. Lo scostamento appare ancora più

marcato per l’azoto, con valori pari a 40.04–67.57 kWh/kgNtot rimosso e 34.03–49.55 kWh/kgTKN rimosso.

Tra 2024 e 2025 il consumo elettrico annuo diminuisce leggermente, passando da 157 992 kWh a 151 182 kWh. Tuttavia, la massa rimossa diminuisce in misura più accentuata, soprattutto per l’azoto; di conseguenza, gli indicatori specifici peggiorano. Il dato è più evidente per l’azoto totale, che passa da 40.04 a 67.57 kWh/kgNtot rimosso.

Questo comportamento è coerente con il quadro già emerso nei capitoli precedenti. L’impianto consuma energia per movimentare, aerare e trattare volumi idraulici poco carichi. Una quota rilevante del consumo energetico è quindi associata al governo della portata più che alla rimozione effettiva di massa organica e azotata. Il parametro energetico diventa un indicatore indiretto dello squilibrio tra carico idraulico e carico biologico: l’impianto funziona, ma con un costo specifico elevato per ogni kg di inquinante realmente rimosso.

7.2. Sollevamento: logiche di funzionamento e stress delle pompe

A valle dei pretrattamenti, il refluo viene sollevato verso i trattamenti secondari. La vasca di sollevamento ha dimensioni interne pari a 4.0 × 4.0 × 3.6 m e ospita cinque pompe, di cui quattro titolari e una di riserva. Ciascuna pompa presenta una portata massima pari a 41.5 m^3/h.

All'interno del pozzo è installato un misuratore di livello piezometrico, mediante il quale il PLC (Programmable Logic Controller) acquisisce in continuo il livello del refluo. La logica di funzionamento, impostata dal gestore, consente di modulare la velocità delle pompe tramite inverter mediante controllo PID (Proporzionale Integrale Derivato), evitando un funzionamento esclusivamente on/off e rendendo più scalata la portata complessivamente sollevata.

L'impianto è soggetto a variazioni infragiornaliere anche marcate; pertanto, la logica di sollevamento è importante sia per la tutela ambientale sia per la continuità operativa delle apparecchiature elettromeccaniche. L'obiettivo è duplice: da un lato limitare gli sfiori a monte del comparto biologico, dall'altro evitare che le pompe lavorino in modo intermittente, con avviamenti frequenti, variazioni brusche di carico e maggiore usura meccanica (WEF & ASCE, 2010; Metcalf & Eddy, 2014).

In termini pratici, le logiche di regolazione possono essere ricondotte a due approcci di massima: funzionamento a portata imposta e funzionamento su base livello.

La logica a quote fissate consente di intercettare più prontamente il refluo proveniente dai pretrattamenti e di convogliare in modo più deciso i volumi verso il comparto biologico. Essa risulta particolarmente adatta in presenza di afflussi elevati e relativamente continui. Tuttavia, in condizioni di tempo secco o di portate ridotte, può determinare un numero elevato di avviamenti e arresti, caricando maggiormente le pompe in relazione alla variabilità istantanea dell'afflusso.

La logica basata sulla portata fissa consente invece una maggiore omogeneizzazione inviata alla pre-denitrificazione. Inoltre, a livelli più elevati nel pozzo corrisponde un minore battente da vincere e, quindi, una minore frequenza richiesta alla pompa per garantire la stessa portata. Questo può contribuire ad attenuare lo sforzo elettromeccanico. Di contro, in presenza di picchi idraulici importanti, tipici del tempo umido, è plausibile maggiore sfioro prima dei trattamenti secondari, poiché questo criterio tende a sfruttare maggiormente il volume disponibile nel pozzo prima di incrementare il sollevamento.

Oltre a questi due approcci principali, la modalità di funzionamento può essere affinata direttamente da PLC, combinando portata impostata, soglie di livello e numero di pompe attive. Durante il tirocinio svolto nel maggio 2026 è stata applicata una configurazione di questo tipo, basata su:

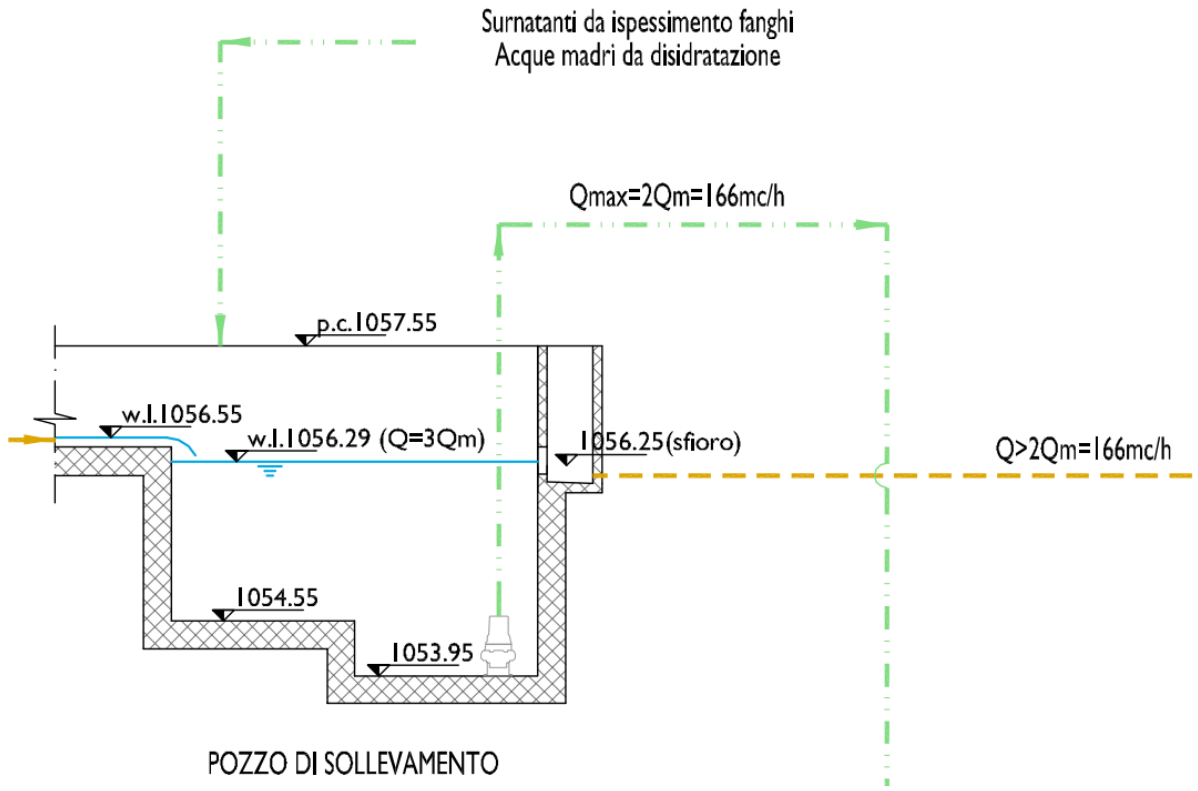
1. portata fissa pari a 25.0 m^3/h per ciascuna linea, coerente con una portata influente osservata di circa 1 200 m^3/d;
2. una sola pompa attiva per ciascuna linea;
3. quote definite di avvio e arresto nel pozzo di sollevamento.

L'impostazione integra entrambe le logiche: viene fissata una portata compatibile con il flusso idraulico atteso, mentre la frequenza di lavoro delle pompe viene regolata in funzione della

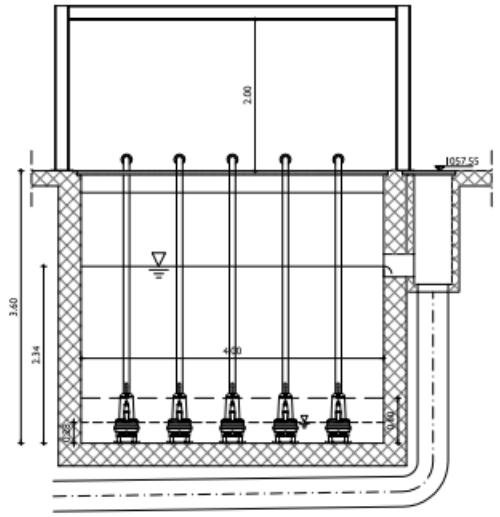
variazione del livello nel pozzo. In questo modo si ricerca un equilibrio tra continuità di sollevamento, contenimento dello stress elettromeccanico e regolarità della portata inviata al comparto biologico.

Si tratta di un approccio più articolato e comprensivo rispetto al semplice funzionamento automatico su livelli, ma richiede maggiore attenzione. La scelta della portata impostata e delle quote di avvio e arresto deve infatti essere aggiornata in funzione delle condizioni osservate e previste, distinguendo tra tempo secco, tempo umido, periodi turistici e fasi di maggiore contributo parassita. In assenza di un'adeguata regolazione, il sistema può operare con logiche non coerenti, aumentando inutilmente lo stress delle pompe o favorendo sfiori evitabili a monte del trattamento biologico. Una corretta gestione del sollevamento contribuisce inoltre a rendere più uniforme la portata in ingresso ai successivi comparti di trattamento (Metcalf & Eddy, 2014).

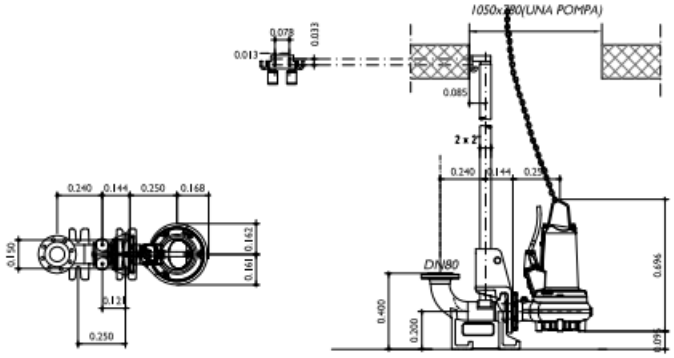
Fig. 11. – Particolari progettuali del pozzo di sollevamento



PARTICOLARE VASCA DI SOLLEVAMENTO



POMPE DI SOLLEVAMENTO
Scala 1:20



7.3. Temperatura, bioattività e aerazione intermittente

Un ulteriore aspetto gestionale riguarda la temperatura del refluo, parametro particolarmente rilevante per un impianto collocato in altitudine. Le temperature medie mensili dell'effluente mostrano valori bassi per una cospicua parte dell'anno, con una media annua pari a circa 10.7 °C, un minimo di 6.6 °C nel mese di febbraio e un massimo di 15.7 °C nel mese di agosto.

Tab. 7. – Temperature medie mensili dell'effluente

Mese aggregato	Temperatura media °C
Gen	6.8
Feb	6.6
Mar	6.9
Apr	7.9
Mag	10.3
Giu	12.7
Lug	14.7
Ago	15.7
Set	14.6
Ott	13.4
Nov	10.4
Dic	8.5

I valori inferiori a 10 °C si registrano nei mesi invernali e primaverili, mentre temperature pari o superiori a 12 °C si osservano soltanto nel periodo compreso tra giugno e ottobre. Questo andamento condiziona direttamente l'attività biologica del fango attivo e, di conseguenza, le cinetiche di depurazione (Metcalf & Eddy, 2014; Henze et al., 2008). Il processo più sensibile è la nitrificazione; i manuali descrivono la dipendenza della velocità specifica massima di crescita (μT, d^{-1}) dalla temperatura, evidenziando una progressiva riduzione della cinetica al diminuire della temperatura. Anche la denitrificazione risulta penalizzata quando alla bassa temperatura si associa una limitata disponibilità di carbonio organico biodegradabile (Henze et al., 2008; Zhou et al., 2018).

$$\mu_T = \mu_{20}\theta^{(T-20)}$$

dove θ per la nitrificazione vale circa 1,07–1,12.

Tab. 8. – temperature e velocità relative di massima crescita specifica in %

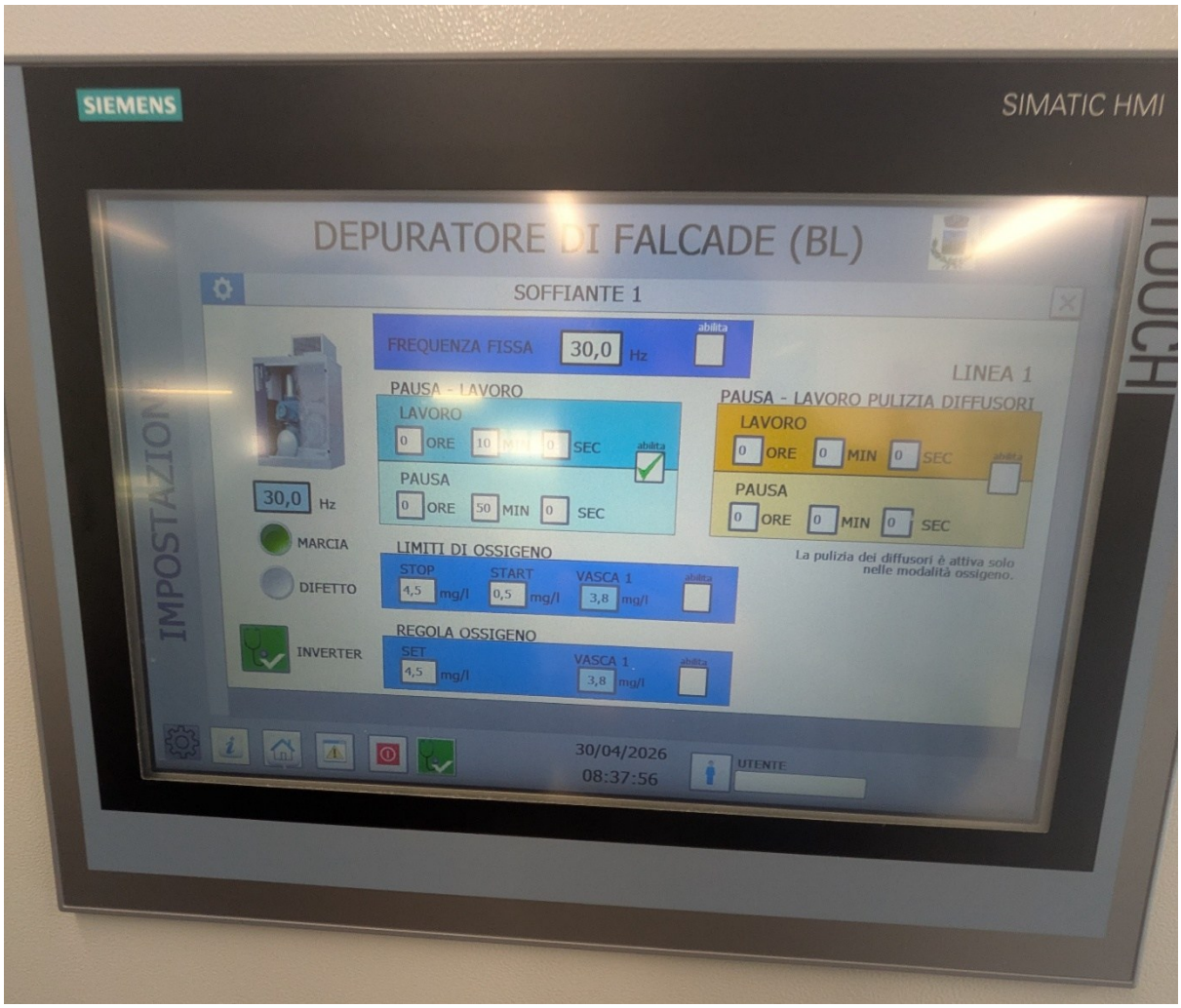
Temperatura	Velocita relativa
20 °C	100%
15 °C	60-70%
10 °C	35-45%
8 °C	25-35%
5 °C	15-25%

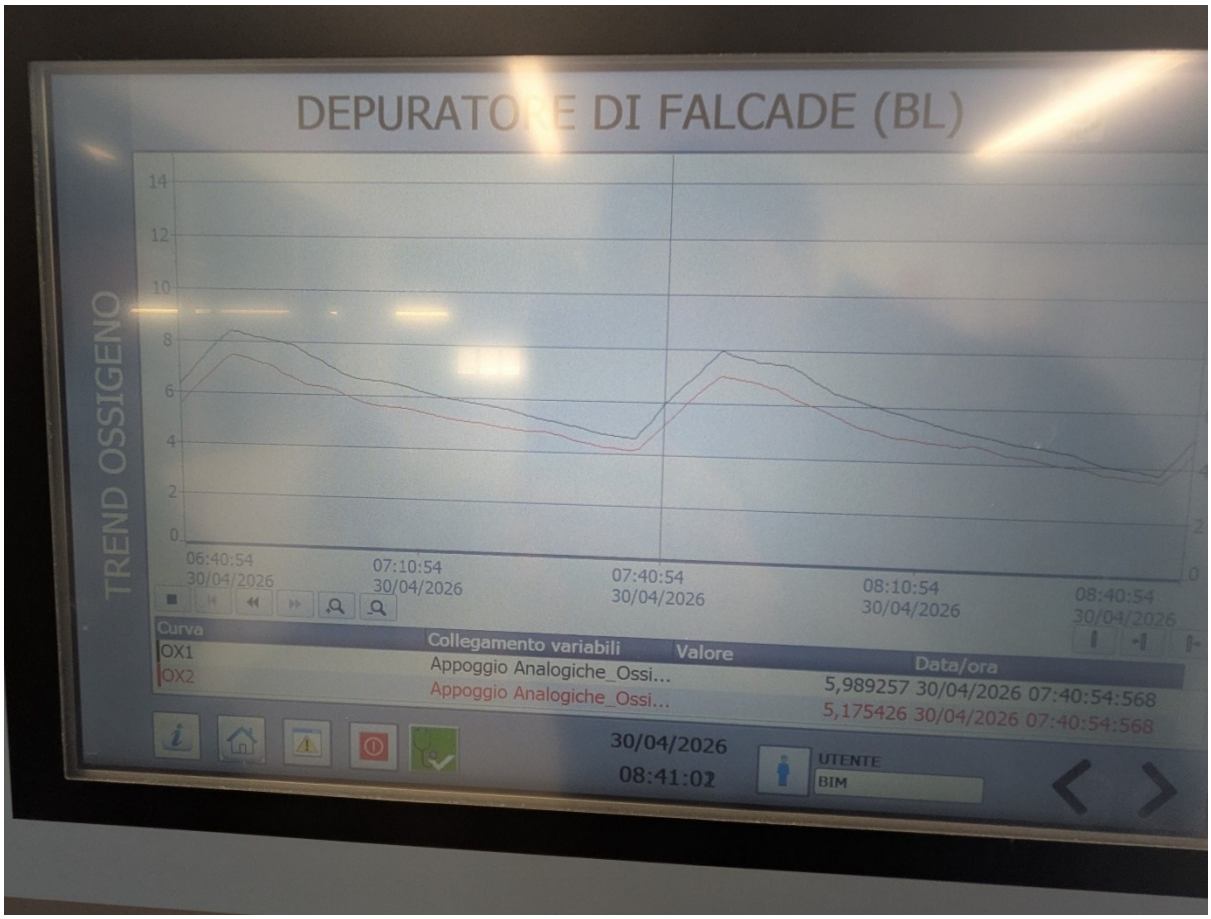
L'impostazione progettuale assume una temperatura minima invernale pari a 10 °C. Le temperature osservate sono invece inferiori al valore in diversi mesi dell'anno, indicando condizioni operative consistentemente più gravose.

La vasca di nitrificazione è gestita con aerazione intermittente. La regolazione può avvenire secondo due logiche principali: controllo sulla concentrazione di ossigeno disciolto oppure funzionamento a cicli temporizzati di pausa e lavoro. In esercizio è stato osservato che, adottando la sola logica basata sul limite di ossigeno, la concentrazione tende a diminuire molto lentamente e fatica a scendere fino a valori prossimi a 2.0-3.0 mg/L. Di conseguenza, le soffianti possono rimanere spente per tempi eccessivamente lunghi, con il rischio di sedimentazione del fango sul fondo della vasca.

Per evitare che il bacino di ossidazione diventi un sedimentatore, è necessario adottare una logica temporizzata, ad esempio con cicli di 50 minuti di pausa e 10 minuti di lavoro, consentendo di mantenere una minima movimentazione della miscela aerata.

Fig. 12. – Condizioni operative della vasca di nitrificazione durante aerazione intermittente e un episodio estremo di ossigenazione e temperatura





7. Effetti gestionali e criticità operative

Il comportamento osservato è coerente con l'immagine generale dell'impianto: refluo diluito, carichi organici contenuti e ridotta richiesta di ossigeno portano a una lenta diminuzione dell'ossigeno disciolto nelle fasi di pausa. Di conseguenza, il controllo dell'aerazione non può essere impostato esclusivamente sulla concentrazione di ossigeno, ma deve considerare anche la necessità di mantenere attiva e sospesa la biomassa.

Anche la normativa riconosce il ruolo della temperatura nei processi di rimozione dell'azoto. Il D.Lgs. 152/2006, nel controllo dell'azoto totale, richiama infatti la soglia di 12 °C della temperatura dell'effluente. In un impianto montano come Caviola, le concentrazioni in uscita devono quindi essere interpretate tenendo conto del regime termico stagionale, che può limitare la bioattività.

Discussione da letteratura di impianti affetti da refluo a basse temperature

La review di Zhou et al. (2018) analizza gli effetti delle basse temperature sui processi biologici di depurazione e raccoglie le principali strategie adottate per mantenere elevate le prestazioni degli impianti nei periodi invernali. Gli autori evidenziano come temperature comprese tra 1 e 15 °C rappresentino una condizione critica per i processi a biomassa sospesa.

Dal punto di vista biologico, la diminuzione della temperatura modifica la struttura della membrana cellulare dei microrganismi, riducendone la fluidità e la permeabilità. Ne consegue un trasporto meno efficiente dei substrati all'interno della cellula, un rallentamento della sintesi proteica e una riduzione dell'attività enzimatica. Parallelamente diminuiscono sia la velocità di crescita sia l'attività metabolica, con una contrazione che può raggiungere circa il 50% ogni 10 °C della temperatura. L'effetto è particolarmente evidente per i batteri nitrificanti, che risultano tra i microrganismi più sensibili alle basse temperature (Zhou et al., 2018).

La biomassa possiede tuttavia una certa capacità di adattamento. La diminuzione della temperatura induce infatti una progressiva modifica della comunità microbica, favorendo lo sviluppo delle specie psicrofile a discapito di quelle più sensibili. Sebbene questa riorganizzazione non compensi completamente la perdita di attività biologica, rappresenta un importante meccanismo di adattamento che consente agli impianti di mantenere, almeno in parte, le proprie prestazioni durante i periodi freddi (Zhou et al., 2018; Luo et al., 2020).

Le basse temperature influenzano anche il comportamento del fango attivo nel sedimentatore finale. Il rallentamento del metabolismo porta infatti a una maggiore produzione di sostanze polimeriche extracellulari (EPS) (Sheng et al., 2010), che rendono i fiocchi più porosi e ricchi di acqua legata. Contemporaneamente aumenta la viscosità del liquame, riducendo la velocità di sedimentazione dei fiocchi. Il risultato è un peggioramento della separazione solido-liquido, con maggiore rischio di trascinamento e conseguente deterioramento della qualità dell'effluente (Zhou et al., 2018; Jenkins et al., 2004; Martins et al., 2004) avvenimenti riscontrati in provincia.

Per limitare tali ricadute, gli autori indicano come prima strategia l'ottimizzazione dei parametri di esercizio dell'impianto. In particolare, suggeriscono di aumentare il tempo di ritenzione idraulica (HRT), così da prolungare il tempo disponibile per le reazioni biologiche, incrementare il tempo di ritenzione dei fanghi (SRT) per mantenere una maggiore concentrazione di biomassa e favorire la permanenza dei batteri nitrificanti, e aumentare la concentrazione di ossigeno disciolto (DO) per compensare la riduzione dell'attività metabolica

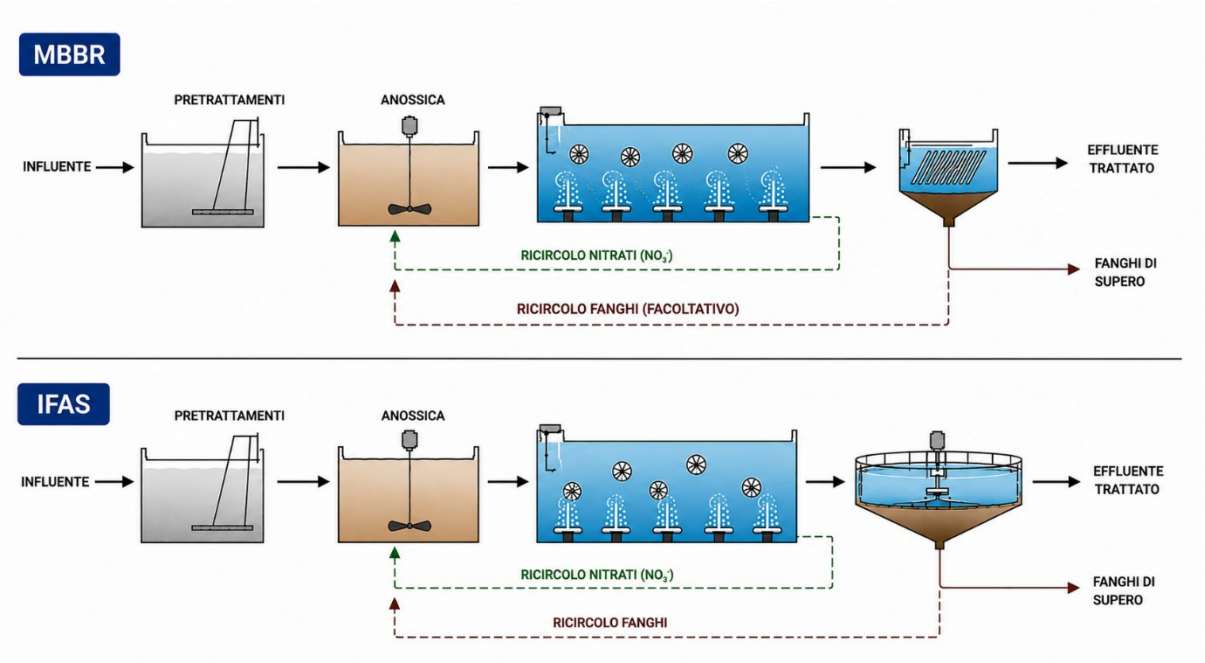
(Zhou et al., 2018; Henze et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2014). Queste regolazioni consentono di recuperare almeno in parte le perdite di rendimento senza modificare la configurazione impiantistica. Tuttavia, gli interventi introducono alcuni compromessi operativi, tra cui l'aumento dell'SRT associato all'invecchiamento del fango, aspetti che verranno approfonditi nel prossimo paragrafo.

Tra le soluzioni impiantistiche analizzate, la review Zhou et al. (2018) attribuisce particolare interesse ai sistemi a biomassa adesa, tra cui i reattori a biomassa adesa integrata (IFAS, *Integrated Fixed-Film Activated Sludge*), i reattori a letto mobile con biofilm (MBBR, *Moving Bed Biofilm Reactor*) e i filtri biologici aerati (BAF, *Biological Aerated Filter*). Secondo gli autori, queste tecnologie risultano particolarmente idonee al funzionamento in condizioni di bassa temperatura, poiché il biofilm consente di mantenere elevate concentrazioni di biomassa, favorisce la ritenzione dei microrganismi a crescita lenta, come i nitrificanti, e fornisce una protezione parziale rispetto alle variazioni delle condizioni ambientali.

L'IFAS rappresenta una soluzione di retrofit particolarmente efficace per impianti MLE esistenti, consentendo di incrementare la capacità nitrificante e la resilienza del processo attraverso l'aggiunta di supporti per il biofilm nella sezione aerobica, senza modifiche sostanziali allo schema biologico.

Lo schema MBBR è particolarmente indicato per nuove realizzazioni: la biomassa attiva cresce prevalentemente adesa ai carrier, che vengono mantenuti all'interno della vasca di ossidazione. Il sedimentatore secondario, o un separatore a pacchi lamellari, non ha quindi il compito di separare e ricircolare la biomassa necessaria al processo, come avviene negli schemi a biomassa sospesa, ma principalmente di separare il liquido dai solidi sospesi derivanti dal distacco del biofilm e dagli altri solidi presenti nell'effluente. Ne consegue che la fase di separazione solido-liquido può essere realizzata con comparti più compatti e risulta generalmente meno critica rispetto a uno schema MLE. Il ricircolo dei fanghi secondari è facoltativo, e assente nei MBBR puri. Sotto si illustrano i due schemi di impianto MBBR e IFAS.

Fig. 13. – Sintesi schematica di impianti tipo MBBR e IFAS.

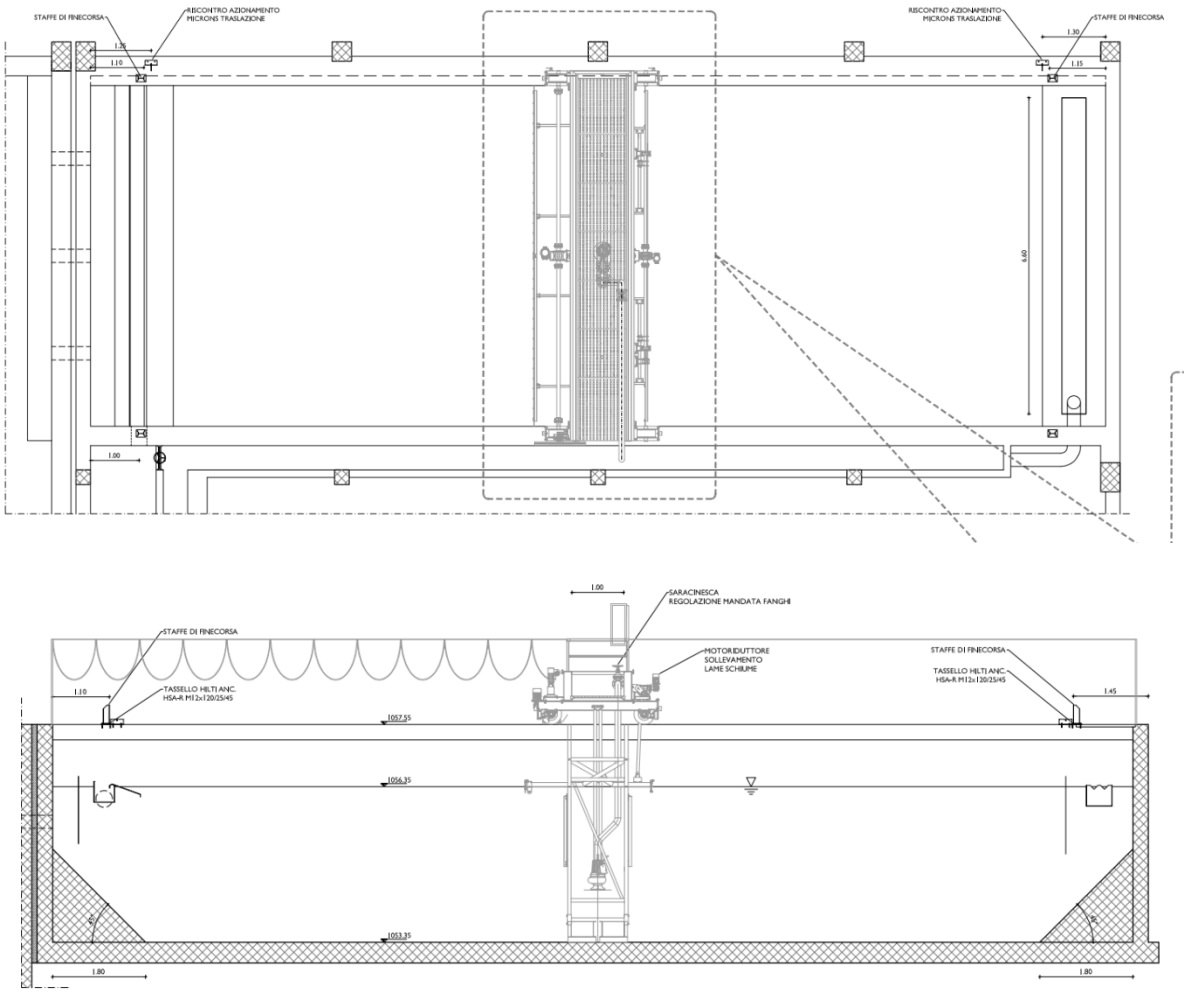


7. Effetti gestionali e criticità operative

7.4. Sedimentatore finale, fango diluito e smaltimento fanghi

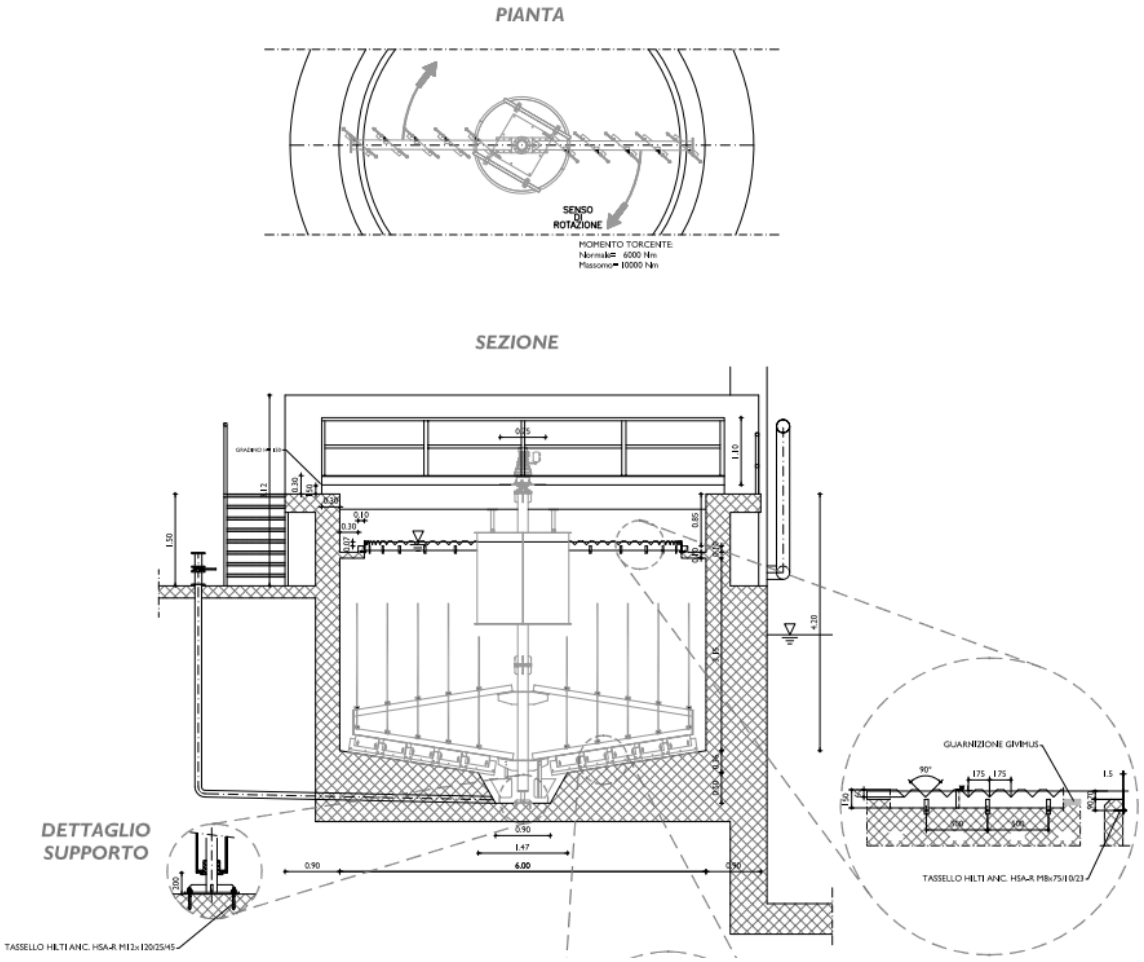
Il sedimentatore finale rappresenta probabilmente l'unità più sensibile dell'impianto. Dal suo corretto funzionamento dipendono sia la stabilità del processo biologico, attraverso il mantenimento della biomassa attiva in vasca, sia l'efficace separazione della parte solida destinata alla linea fanghi e al successivo smaltimento.

Fig. 14. – Pianta impianto, particolare del comparto sedimentazione e foto



La gestione dei fanghi assume oltretutto un rilievo economico non trascurabile. In provincia gli impianti sono sparpagliati, in ragione della morfologia montana e della difficoltà di centralizzare i reflui in pochi poli di trattamento. Ne derivano costi di trasporto significativi e una logistica complicata. La concentrazione del fango diventa un parametro gestionale determinante: a parità di sostanza secca prodotta, minore è il contenuto d'acqua, minore è il volume da movimentare. Pertanto, attualmente si portano i fanghi all'impianto di Paludi in comune di Pieve d'Alpago e all'impianto di Longarone per una ulteriore lavorazione di disidratazione/essiccamento.

Fig. 15 – Pianta, sezione e foto ispessimento



Tab. 9. – Volumi di fango liquido smaltiti e contenuto di sostanza secca

Voce	u. m.	2024	2025
Massa fango	kg/anno	202 510	97 780
Volume fango	L/anno	202 770	106 000
Residuo secco 105°C	%	2.11	0.55

Il dato relativo al residuo secco non consente una valutazione statisticamente affidabile, poiché la frequenza annuale delle analisi sui fanghi liquidi è insufficiente per caratterizzare le prestazioni di ispessimento e la variabilità del contenuto d'acqua. Il valore particolarmente basso rilevato nell'aprile 2025 potrebbe far pensare ad una oscillazione del rendimento e una saltuaria diluizione del fango caricato in autobotte, con conseguente penalizzazione del rapporto tra massa secca e volume movimentato. Questo comportamento si manifesta anche in altri impianti della provincia, dove sono stati rilevati valori di sostanza secca frequentemente inferiori alle prescrizioni, indicando una criticità generalizzata.

Sempre episodicamente, sia a Caviola sia in altri impianti del territorio, sono stati riscontrati problemi di scarsa sedimentabilità e ricircoli dal sedimentatore poco concentrati. Nel caso

specifico, la vasca di sedimentazione è dotata di ponte va e vieni con pompe aspiratrici installate a bordo. Le pompe operano a portata fissa e non sono regolabili tramite inverter; di conseguenza, la portata di ricircolo non può essere modulata in funzione della portata influente.

Questa configurazione limita la flessibilità gestionale del comparto e genera alte età del fango con gli effetti discussi precedentemente.

Età del fango

Da progetto si stima l'età del fango, presunta dal carico di BOD rimosso dal comparto di ossido-nitrificazione.

$$ETÀ_{fango} = \frac{4.5\ kgSST/m^3 \times (V_{denitro} + V_{nitro})}{BOD_{rimosso}\ (kg/d)\ *}$$

*Al denominatore la Relazione riporta il $BOD_{rimosso}$ (kg/d). Da manuale, al denominatore si inserisce la produzione di fango che si ottiene moltiplicando il BOD rimosso totale e Y_{obs}, la resa osservata di produzione di fango. Il risultato varia lievemente, quindi per conformarsi alla Relazione è stato impiegato lo stesso calcolo, anche se formalmente improprio.

Risultando una età di 22.5 giorni per i comparti denitro e nitro, un valore sufficiente a garantire la nitrificazione e stabilizzazione dei fanghi nei sistemi MLE.

In parallelo, osservando che le concentrazioni misurate di SST aggirano attorno a 3.9 g/L e la rimozione del BOD pari a 97.4 kgBOD/d corrispondente al p95 e mantenendo 92% la capacità di rimozione:

$$ETÀ_{fango} = \frac{3.9\ kgSST/m^3 \times 1764.8\ m^3\ (V_{denitro} + V_{nitro})}{97.4\ kgBOD/d} = \mathbf{71\ d}$$

Un'età di circa il triplo previsto da progetto.

Fattore di carico

Si calcola il fattore di carico F/M in ingresso all'ossidazione:

Considerati come prima nel bilancio il p95 BOD di 105.9, l'abbattimento di BOD di 3.5 kgBOD/kgN per unità di massa di azoto denitrificato, e una quantità denitrificata di 8.5 kgN/d:

$$BOD_{oss} = 105.9\frac{kgBOD_5}{d} - \left(3.5\frac{kgBOD_5}{kgN} \times 8.5\frac{kgN}{d}\right) = 76.15\ \frac{kgBOD_5}{d}$$

Da cui segue il calcolo F/M:

$$\frac{F}{M} = \frac{76.15\frac{kgBOD_5}{d}}{3.9\frac{kgSST}{m^3} \times 1145.8m^3} = \mathbf{0.017}\frac{\mathbf{kgBOD_5}}{\mathbf{kgSST \cdot d}}$$

Circa il 23% del valore in relazione di processo di 0.074 kgBOD5/kgSST.d. Molto basso anche rispetto ai minimi dei range tipici.

Quindi il parametro stimato SRT di 71 giorni indica elevata ritenzione di fango e il fattore di carico F/M indica un'alimentazione di substrato bassissimo tenendo presente che è stato impiegato il p95 del BOD. I calcoli sono un'approssimazione dei parametri: per l'SRT sarebbe ideale avere il flusso di supero o il fango smaltito seguito da analisi chimiche sul residuo secco

in numero statisticamente sufficiente; e per il fattore di carico servirebbe maggiore quotidianità nelle analisi dei solidi in ossidazione, cosicché da intercettare eventuali contingenze. In generale questi due risultati comunque erano attesi.

Sebbene in precedenza sia stato discusso lo studio di Zhou et al. (2018) in relazione all'aumento dell'età del fango come possibile risposta gestionale al calo della temperatura del refluo, è opportuno precisare che la regolazione dell'SRT avviene essenzialmente attraverso la quantità di fango spurgato in linea fanghi: maggiore spurgo significa minore SRT e viceversa. Un aumento dell'SRT deve tuttavia essere valutato con cautela, poiché comporta una maggiore quantità di fango da gestire e movimentare e, soprattutto, valori eccessivamente elevati possono favorire alcune popolazioni filamentose, con conseguente peggioramento delle caratteristiche di sedimentabilità del fango (Sam et al., 2022; Lu et al., 2023). Probabilmente l'approccio migliore rimane quindi nell'apportare variazioni graduali dell'SRT e verificarne personalmente gli effetti sulle prestazioni dell'impianto.

Sarebbe inoltre opportuno integrare il monitoraggio degli SST con la determinazione del rapporto SSV/SST, parametro utile alla gestione dello spurgo. Uno spurgo regolato sulla sola concentrazione di SST potrebbe infatti ridurre eccessivamente la biomassa attiva, compromettendo la nitrificazione. A tal fine, il test AUR (Ammonia Uptake Rate) consentirebbe di stimare l'attività nitrificante e la biomassa necessaria a ossidare un determinato carico di azoto ammoniacale, permettendo di definire lo spurgo sulla base dell'effettiva capacità depurativa del comparto biologico (Metcalf & Eddy, 2014).

7.4.1. Riduzione del rapporto di ricircolo fanghi

Una possibile linea di intervento consiste nella riduzione delle portate di ricircolo fanghi, ad esempio mediante strozzamento controllato delle tubazioni di mandata delle pompe installate sul ponte va e vieni. L'obiettivo sarebbe ridurre la concentrazione di solidi nelle vasche biologiche, aumentare la frazione di biomassa realmente alimentata dal refluo in ingresso e favorire la formazione di un fango più attivo e meglio sedimentabile.

Nel maggio 2026 è stata avviata una prova in questa direzione, mediante parziale strozzamento dei ricircoli dal sedimentatore. Le analisi eseguite pochi giorni dopo nelle vasche di ossidazione hanno mostrato concentrazioni di solidi (g/L) comprese indicativamente tra 3.6 e 4.5 nelle due linee; cono imhoff (mL/L) rispettivamente di 325 e 375, quindi indice di Mohlman (mL/g) di 90.3 e 83.3; entrambe le linee rientrano in un intervallo considerato buono. Il dato, pur derivando da un controllo puntuale, indica che una riduzione dei ricircoli risulta tecnicamente praticabile, purché venga reimmesso un adeguato apporto di biomassa scongiurando il rischio di impoverimento del comparto biologico. Nel quaderno dell'impianto, per le settimane precedenti alla prova, sono riportati valori del cono imhoff nettamente maggiori, e solidi in ossidazione intorno i 3.9 gSST/L prelevati a cadenza mensile.

La regolazione dei ricircoli fanghi costituisce un potenziale margine di ottimizzazione, da introdurre progressivamente monitorando SST in vasca, sedimentabilità, qualità dell'effluente e concentrazione del fango estratto. A tal fine, si potrebbe implementare nel centralino elettrico una logica di comando delle pompe che ne preveda il funzionamento in versi opposti, così da ridurre della metà la portata complessivamente ricircolata, mantenendo al contempo la movimentazione del fango. L'obiettivo è riportare il sistema verso un equilibrio più coerente

con il carico organico effettivamente disponibile, evitando che il sedimentatore lavori come semplice circuito di movimentazione di fango diluito e scarsamente attivo.

7.4.2. Modifica dello schema impiantistico: equalizzazione e cicli alterni

Alla luce dei risultati ottenuti, una possibile evoluzione dello schema impiantistico potrebbe consistere nella riconversione della vasca di pre-denitrificazione, oggi sottoutilizzata rispetto alle condizioni di progetto, verso una funzione di equalizzazione. I dati del biennio mostrano infatti marcata variabilità delle portate influenti. In tale contesto, una vasca di omogeneizzazione consentirebbe di laminare gli sbalzi idraulici e organici, alimentando più regolarmente il comparto biologico e, soprattutto, il sedimentatore finale. Ne deriverebbero condizioni di esercizio più stabili, con minori oscillazioni del carico superficiale e del carico di solidi applicato alla sedimentazione.

La fattibilità di tale soluzione meriterebbe una verifica progettuale specifica con test NUR, confrontando il volume disponibile della vasca di denitrificazione con il volume normalmente richiesto per una funzione di equalizzazione in un impianto della medesima potenzialità. Qualora tale verifica risultasse favorevole, la modifica potrebbe essere realizzata senza la costruzione di nuovi manufatti civili, ma attraverso una diversa gestione delle opere già esistenti.

Un’altra riconfigurazione interessante potrebbe essere l'adozione di un processo biologico a cicli alternati. Tale soluzione risulta particolarmente idonea per impianti di piccola potenzialità, grazie alla semplicità impiantistica, all'assenza del ricircolo della miscela aerata e all'elevata flessibilità nei confronti delle variazioni di carico idraulico e organico. Se supportato da un idoneo sistema di controllo automatico, il processo può inoltre assorbire parte della variabilità dell'affluente, riducendo o rendendo non necessario un bacino di equalizzazione (ANPA, 2001).

Nel caso del depuratore di Falcade, tuttavia, l’obiettivo principale non risiederebbe esclusivamente nell’introduzione dei cicli alternati, quanto nella maggiore flessibilità gestionale ottenibile attraverso una diversa modalità di controllo del processo biologico. La conversione richiederebbe infatti interventi strutturali contenuti, limitati principalmente all’implementazione di un sistema di regolazione automatica basato sul monitoraggio del potenziale REDOX, potendo già disporre della misura dell’ossigeno disciolto mediante sonda OD. A favore dell’applicabilità della soluzione si aggiunge inoltre l’esperienza gestionale maturata da SIB, che ha già effettuato la conversione del depuratore di Belluno-Marisiga dallo schema Modified Ludzack-Ettinger a una configurazione a cicli alternati.

7.4.3. Modifica dello schema impiantistico: selettore biologico

Una seconda ipotesi potrebbe prevedere la riconversione della vasca di denitrificazione in una combinazione di equalizzazione e selettore biologico. Il selettore è un comparto di limitato volume nel quale il refluo grezzo entra rapidamente in contatto con i fanghi di ricircolo in condizioni di elevato rapporto alimento/biomassa (F/M). Tali condizioni favoriscono lo sviluppo dei batteri fiocco-formatori rispetto ai microrganismi filamentosi, determinando generalmente una maggiore compattezza del fiocco biologico, una migliore sedimentabilità e una riduzione dell'indice di volume dei fanghi (SVI o indice di Mohlman) (Jenkins et al., 2004; Metcalf & Eddy, 2014).

In letteratura, il selettore anossico è frequentemente indicato come una strategia efficace per il controllo dei fenomeni di bulking, grazie alla possibilità di sfruttare il nitrato ricircolato come accettore di elettroni e di destinare una quota della rimozione dell'azoto alla via anossica, con un conseguente possibile contenimento del fabbisogno di ossigeno per nitrificazione (Metcalf & Eddy, 2014). Dal punto di vista della selezione della biomassa, sia il selettore anossico sia quello aerobico possono favorire lo sviluppo dei batteri fiocco-formatori rispetto ai microrganismi filamentosi; tuttavia, agiscono attraverso meccanismi differenti (Cardete et al., 2017). Il selettore anossico esercita una selezione legata alla capacità dei microrganismi di utilizzare il substrato organico in assenza di ossigeno mediante denitrificazione, risultando particolarmente efficace quando sono garantite condizioni realmente anossiche e una sufficiente disponibilità di nitrati e carbonio biodegradabile. Il selettore aerobico, invece, basa la propria azione principalmente sulla selezione cinetica, favorendo i batteri fiocco-formatori caratterizzati da una rapida assimilazione del substrato in condizioni di elevata disponibilità di ossigeno (Jenkins et al., 2004; Metcalf & Eddy, 2014).

Nel caso dell'impianto di Falcade, l'applicazione di un selettore anossico potrebbe presentare alcune criticità. Il refluo influente è infatti frequentemente caratterizzato da basse temperature e da una concentrazione relativamente elevata di ossigeno disciolto, associata alla presenza di acque parassite; inoltre, il limitato tempo di permanenza previsto (10–20 minuti) potrebbe rendere difficoltoso il raggiungimento e il mantenimento di condizioni realmente anossiche, soprattutto in presenza di un ridotto apporto di carbonio rapidamente biodegradabile e di una minore velocità di consumo dell'ossigeno alle basse temperature. Date queste premesse, un selettore aerobico potrebbe rappresentare una soluzione potenzialmente più coerente con le condizioni progettuali previste che verrebbero poi imposte.

Esperienze maturate anche in condizioni operative sfavorevoli, confermano il potenziale interesse dei selettori biologici, sia anossici sia aerobici, come strumenti per valorizzare la biomassa desiderabile e di conseguenza le caratteristiche di sedimentabilità del fango. I risultati ottenuti a scala reale e pilota mettono in luce effetti positivi sul controllo dei microrganismi filamentosi, mentre configurazioni più articolate hanno mostrato buone prestazioni anche in presenza di bassi rapporti C/N e temperature prossime ai 10 °C (Marten e Daigger, 1997; Cardete et al., 2017; Li et al., 2020). Nel caso di Falcade-Caviola, tuttavia, l'eventuale introduzione di un selettore dovrebbe essere subordinata a una valutazione apposita in riguardo al netto beneficio conseguibile. La presenza di bassi carichi organici, elevata diluizione e basse temperature rende infatti necessario verificare se sia concretamente possibile instaurare condizioni selettive valide e se il miglioramento atteso della sedimentabilità giustifichi la modifica impiantistica. In quest'ottica, il selettore dovrebbe essere considerato all'interno di

una sequenza di interventi progressivi, dando priorità alle azioni meno onerose e facilmente reversibili.

8. Conclusione

L'impianto di Falcade-Caviola opera in condizioni idrauliche mediamente inferiori alle soglie di progetto, ma evidenzia una marcata variabilità inter-giornaliera, in larga parte attribuibile agli eventi meteorici producendo una significativa componente di acque parassite. Le concentrazioni dei nutrienti in ingresso risultano per la maggior parte dell'anno inferiori ai limiti assunti per l'obbligo depurativo, determinando carichi organici complessivamente molto inferiori rispetto alla capacità teorica dell'impianto.

L'analisi probabilistica dei carichi in ingresso ha evidenziato valori P95 e P98 rispettivamente pari a: COD 278.2 e 394.6 kgO_2/d, SST 135.9 e 204.1 kg/d, BOD5 105.9 e 155.8 kgO_2/d, TKN 58.6 e 79.2 kg/d e Ptot 6.84 e 9.06 kg/d. Tali valori risultano nettamente inferiori rispetto ai carichi progettuali assunti in alta stagione, pari rispettivamente a 597 kgBOD5/d, 139.3 kgTKN/d, 19.9 kgP/d e 895.6 kgSST/d.

L'impianto è quindi chiamato a trattare un carico fortemente variabile e non completamente rappresentativo dello scenario previsto in fase progettuale. Tale condizione è probabilmente riconducibile anche alla mancata considerazione esplicita delle acque parassite come componente autonoma nella valutazione progettuale, nonostante il loro contributo significativo al bilancio idraulico complessivo. Nel caso specifico, la stima volumetrica ha evidenziato aliquote parassite molto elevate, pari a circa il 79,4% del volume pretrattato nel 2024 e al 68,5% nel 2025.

La principale conseguenza gestionale di questo assetto è l'ingente consumo energetico specifico per unità di massa di nutrienti rimossi, poiché grandi volumi d'acqua devono essere sollevati e trattati a fronte di un carico biologico ridotto. Rispetto a valori ritrovati in letteratura, si stima un consumo (kWh/kg) superiore di 2-3 volte per unità di massa di BOD5 e azoto, nel biennio 2024-2025.

I parametri di processo analizzati, in particolare SRT e F/M, suggeriscono condizioni caratterizzate da elevata età del fango e da una quantità di biomassa complessivamente elevata rispetto alla disponibilità di substrato carbonioso in ingresso.

Un ulteriore effetto osservato riguarda il comparto di separazione finale che, seppur con carattere episodico e non frequente, evidenzia condizioni di fango poco compatto ed eccessivamente stabilizzato. Questo comportamento può determinare l'aspirazione, da parte dei ponti va e vieni, di fanghi con concentrazioni di solidi inferiori rispetto alle condizioni ottimali, influenzando l'efficienza della gestione fanghi.

Le analisi chimiche allo scarico mostrano comunque una capacità depurativa adeguata e una nitrificazione stabile durante tutto l'anno, anche in condizioni termiche restrittive tipiche dell'ambiente montano. Al fine di migliorare ulteriormente la stabilità del processo possono essere considerate diverse strategie, alcune di immediata applicazione e altre maggiormente invasive e onerose. Gli indirizzi principali riguardano da un lato lo smorzamento della variabilità idraulica e organica in ingresso, dall'altro il miglioramento della selezione biologica della comunità microbica, favorendo la crescita dei batteri fiocco-formatori rispetto alle forme filamentose associate a condizioni di basso rapporto F/M e alla bassa sedimetabilità.

Tra gli interventi potenzialmente più onerosi, o in prospettiva di future realizzazioni, potrebbe quindi essere valutata l'adozione di sistemi IFAS. Rispetto a un MLE convenzionale o a un sistema a cicli alternati, questa soluzione presenta un vantaggio tecnico particolarmente rilevante in condizioni di bassa temperatura, perché permette di trattenere biomassa nitrificante senza trasferire tutta quella biomassa nel circuito di ricircolo e quindi senza aumentare proporzionalmente il carico di solidi sul sedimentatore. Tale caratteristica potrebbe contribuire a prevenire sia la riduzione della capacità nitrificante tipica dei periodi invernali sia le criticità di sedimentazione e di trascinamento dei solidi.

La letteratura relativa a condizioni operative analoghe evidenzia comunque una certa capacità di adattamento della comunità microbica, con fenomeni di selezione interna che possono garantire una discreta resilienza anche durante la stagione fredda. Per questo motivo, considerando costi, risorse disponibili e criticità attualmente osservate, gli interventi prioritari potrebbero riguardare l'aggiornamento delle logiche di avviamento delle pompe aspiratrici dei sedimentatori, la modulazione ricorrente dei sollevamenti in funzione delle portate effettivamente in ingresso e l'ottimizzazione del ricircolo della miscela aerata e dei cicli di aerazione.

È inoltre opportuno considerare che il biennio 2024-2025 è stato caratterizzato da condizioni pluviometriche particolarmente rilevanti, con conseguente possibile incremento degli apporti estranei alla rete. L'osservazione di periodi successivi caratterizzati da minori precipitazioni potrebbe evidenziare un comportamento differente dell'impianto, con eventuale necessità di modificare nuovamente le strategie gestionali, ad esempio mediante la riattivazione del ricircolo della torbida qualora si verificassero condizioni di maggiore concentrazione dei contaminanti in ingresso.

Rimane tuttavia prioritario, in un'ottica di lungo periodo, l'intervento strutturale di progressiva riqualificazione della rete fognaria, mediante la conversione delle reti miste in sistemi separati e la riduzione delle infiltrazioni e degli afflussi impropri. Oltre a diminuire i volumi idraulici da trattare, questi interventi determinerebbero un aumento della concentrazione del refluo in ingresso e, verosimilmente, anche della sua temperatura media, riducendo l'apporto di acque fredde di infiltrazione e creando condizioni più favorevoli ai processi biologici.

9. Bibliografia

Regione del Veneto. (2021). *Piano di Tutela delle Acque. Norme Tecniche di Attuazione (Aggiornamento agosto 2021).* Allegato A3 alla Deliberazione del Consiglio Regionale n. 107 del 5 novembre 2009 e successive modifiche e integrazioni.

Consiglio di Bacino Dolomiti Bellunesi. (2025). Linee guida per la gestione delle acque parassite nelle fognature nere e miste d'ambito. Ambito Territoriale Ottimale "Alto Veneto".

BIM Gestione Servizi Pubblici S.p.A. (2023). Prova di collaudo funzionale del depuratore di Falcade – loc. Caviola con simulazione del carico inquinante in ingresso all'impianto. Documento tecnico interno, 14 agosto 2023.

A.T.P. Ing. Cendron – Ing. Cian – Areatecnica S.r.l. (2016). *Relazione tecnica generale. Impianto di depurazione di Falcade – Progetto esecutivo.* BIM Gestione Servizi Pubblici S.p.A.

A.T.P. Ing. Cendron – Ing. Cian – Areatecnica S.r.l. (2016). Relazione di processo e idraulica del depuratore. Impianto di depurazione di Falcade – Progetto esecutivo. BIM Gestione Servizi Pubblici S.p.A.

ANPA. (2001). *Guida alla progettazione dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane.* Manuali e Linee Guida 1/2001. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma.

Bodík, I., Hlavínek, P., & Kubaská, M. (2011). Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant. *Selected Scientific Papers – Journal of Civil Engineering, 6*(2), 43–50. https://doi.org/10.37190/epe130202

Cardete, M. A., Mata-Álvarez, J., Dosta, J., & Nieto-Sánchez, R. (2017). Sludge settling enhancement in a pilot-scale activated sludge process treating petrochemical wastewater by implementing aerobic or anoxic selectors. https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.06.021

Daims, H., & Wagner, M. (2018). Nitrospira. *Trends in Microbiology, 26*(6), 462–473. https://doi.org/10.1016/j.tim.2018.02.001

de Haas, D., Appleby, G., Charakosa, G., & Dinesh, N. (2018). Benchmarking energy use for wastewater treatment plants. *Water e-Journal, 3*(1).

Sheng, G.-P., Yu, H.-Q., & Li, X.-Y. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances, 28*(6), 882–894. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001

Hem, L. J., Rusten, B., & Ødegaard, H. (1994). Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research, 28*(6), 1425–1433. https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90310-7

Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.* IWA Publishing.

Jenkins, D., Richard, M. G., & Daigger, G. T. (2004). Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems (3rd ed.). CRC Press.

Kłosok-Bazan, I., Piotrowska, A., Kowalski, D., et al. (2024). Evaluating Energy Efficiency Parameters of Municipal Wastewater Treatment Plants in Terms of Management Strategies and Carbon Footprint Reduction: Insights from Three Polish Facilities. *Energies, 17*(22), 5745. https://doi.org/10.3390/en17225745

Knowles, G., Downing, A. L., & Barrett, M. J. (1965). Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in activated sludge. *Journal of General Microbiology, 38*, 263–278. https://doi.org/10.1099/00221287-38-2-263

Lu, X., Yan, G., Fu, L., Cui, B., Wang, J., & Zhou, D. (2023). A review of filamentous sludge bulking controls from conventional methods to emerging quorum quenching strategies. *Water Research, 236*, 119922. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119922

Luo, Y., Yao, J., Wang, X., Zheng, M., Guo, D., & Chen, Y. (2020). Efficient municipal wastewater treatment by oxidation ditch process at low temperature: Bacterial community structure in activated sludge. *Science of the Total Environment, 703*, 135031. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135031

Marten, G. C., & Daigger, G. T. (1997). *Full-scale evaluation of factors affecting the performance of anoxic selectors. Water Environment Research, 69*(5), 1044–1052. https://doi.org/10.2175/106143097X126037

Martins, A. M. P., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. M. (2004). Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability. *Water Research, 38*(5), 1153–1163. https://doi.org/10.1007/s00253-003-1384-6

Metcalf & Eddy, Inc., AECOM. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.

Morgenroth, E., Sherden, T., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J., & Wilderer, P. A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research, 31*(12), 3191–3194. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00216-9

Nicolella, C., van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2000). Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology, 80*(1), 1–33. https://doi.org/10.1016/S0168-1656(00)00229-7

Nowak, O. (2003). Benchmarks for the energy demand of nutrient removal plants. *Water Science and Technology, 47*(12), 125–132. https://doi.org/10.2166/wst.2003.0637

Water Environment Federation (WEF), & American Society of Civil Engineers (ASCE). (2010). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* (Manual of Practice No. 8, 5th ed.). McGraw-Hill.

Zhou, H., Li, X., Xu, G., & Yu, H. (2018). Overview of strategies for enhanced treatment of municipal/domestic wastewater at low temperature. *Science of the Total Environment, 643*, 225–237. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.100

Alisawi, H. A. O. (2020). Performance of wastewater treatment during variable temperature. *Applied Water Science, 10*, 89. https://doi.org/10.1007/s13201-020-1171-x

Eusebi, A. L., Carletti, G., Cola, E., Fatone, F., & Battistoni, P. (2008). *Switching small WWTPs from extended to intermittent aeration: Process behaviour and performances*. **Water Science and Technology, 58**(4), 865–872. https://doi.org/10.2166/wst.2008.333

Li, D., Li, W., Zhang, K., Zhang, G., Zhang, H., Zhang, D., Lv, P., & Wu, J. (2020). Nutrient removal by full-scale Bi-Bio-Selector for nitrogen and phosphorus removal process treating urban domestic sewage at low C/N ratio and low temperature conditions. **Process Safety and Environmental Protection, 140**, 199–210. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.011

Sam, T., Le Roes-Hill, M., Hoosain, N., & Welz, P. J. (2022). Strategies for Controlling Filamentous Bulking in Activated Sludge Wastewater Treatment Plants: The Old and the New. *Water, 14*, 3223. https://doi.org/10.3390/w14203223

Desidero ringraziare tutte le persone che hanno contribuito a rendere possibile questa esperienza.

Un particolare grazie a Nicola, mio tutore aziendale, per la disponibilità e il supporto che mi ha sempre dimostrato; a Massimiliano, Mattia ed entrambe le Monica, per tutto il materiale che mi hanno inoltrato; e a Matteo, Luca e Fabio, per aver condiviso con me il loro tempo e le loro conoscenze sul mondo della depurazione in provincia.

Ringrazio inoltre tutti i ragazzi della depurazione per l'accoglienza e la disponibilità, e Martina, per avermi permesso di avviare il tirocinio.

Infine, un sincero ringraziamento al professor Pavan, per avermi seguito nella realizzazione di questa tesi.