

# ALLEGATO 1

## **Elementi per la determinazione dei carichi inquinanti**

Parma, 22 novembre 2004

---

# Indice

1	Determinazione del carico massimo ammissibile	1
2	Identificazione dei fenomeni di inquinamento di interesse	2
3	Indicatore di qualità delle acque e concentrazione massima ammissibile	4
4	Valutazione dei carichi inquinanti	6
4.1	Metodi diretti	8
	Carico civile ed industriale	8
	Carico agro-zootecnico	9
4.2	Metodi indiretti	9
	Carico civile potenziale	10
	Carico civile effettivo	12
	Carico industriale potenziale	14
	Carico industriale effettivo	18
	Carico agricolo	19
	Carico zootecnico	22
	Apporti atmosferici	23
5	Relazione tra carichi inquinanti e stato di qualità acque dei corpi idrici	24
5.1	Strumenti di analisi dei corpi idrici recettori	24
5.1.1	Modelli di simulazione della qualità delle acque	24
	Valutazioni preliminari	27
	Monitoraggio del corpo idrico	28
	Calibrazione del modello	31
	Validazione del modello	32
6	Ripartizione del carico massimo ammissibile	34

# 1 **Determinazione del carico massimo ammissibile**

Con il termine carico massimo ammissibile (CMA) si definisce la quantità massima di un determinato inquinante transitante in una data sezione del corpo idrico per unità di tempo, senza causare il superamento delle concentrazioni massime ammissibili fissate.

Il carico massimo ammissibile è espresso generalmente come la somma dei carichi inquinanti diffusi e puntiformi, di origine naturale ed antropica, corretta da un coefficiente di incertezza. I valori di carico inquinante comprendono le quote imputabili sia alle sorgenti esistenti sia a quelle future riferite ad un traguardo temporale definito.

Esso è definito dalla seguente formula:

$$\text{CMA} = \text{CC} = \text{CSP} + \text{CSD} + \text{MDS}$$

dove:

- a. CC = capacità di carico del corpo idrico, pari al massimo flusso di inquinante che il corpo idrico può ricevere senza compromettere il rispetto della concentrazione massima ammissibile fissata per il corpo idrico;
- b. CSP = carico assegnato alle sorgenti puntiformi esistenti e future;
- c. CSD = carico assegnato alle sorgenti diffuse di origine naturale e antropica esistenti e future;
- d. MDS = margine di sicurezza, che rappresenta l'incertezza nel rapporto tra i carichi inquinanti e lo stato di qualità del corpo idrico recettore.

Il processo di determinazione del carico massimo ammissibile per un corpo idrico è articolato in fasi successive che riguardano:

- a. l'identificazione dei fenomeni di inquinamento che determinano la qualità delle acque del corpo idrico;
- b. l'individuazione del parametro indicatore dei fenomeni di inquinamento di interesse presenti nel corpo idrico (ad esempio, concentrazione del fosforo totale, biomassa algale, concentrazione di un dato microinquinante) e l'assegnazione a tale parametro di un valore di riferimento che esprima lo stato di qualità da raggiungere o mantenere (valore massimo ammissibile);
- c. l'individuazione delle sorgenti inquinanti e la quantificazione dei carichi inquinanti gravanti sul corpo idrico;
- d. l'analisi delle correlazioni tra carichi inquinanti e qualità delle acque del corpo idrico recettore attraverso l'utilizzo di strumenti analitico-previsionali;
- e. ripartizione del carico massimo ammissibile tra le sorgenti puntiformi e diffuse.

## 2 Identificazione dei fenomeni di inquinamento di interesse

L'identificazione dei fenomeni di inquinamento che determinano lo stato qualitativo delle acque e dei relativi fattori causali naturali ed antropici è la prima fase del processo di determinazione del carico massimo ammissibile.

A tale scopo si procede ad una prima definizione del quadro conoscitivo di riferimento, finalizzata alla caratterizzazione del corpo idrico e del bacino drenante. Vengono analizzati lo stato di qualità del corpo idrico e i fattori di pressione, rappresentati dai carichi inquinanti generati dalle sorgenti naturali e antropiche.

Per la definizione dello stato di qualità sono selezionati, fra i parametri analitici indicati dal D.Lgs.152/99 e successive modifiche ed integrazioni, quelli maggiormente rappresentativi degli effetti dell'inquinamento sulla qualità delle acque, in funzione delle condizioni idrologiche e ambientali ritenute rilevanti per la tipologia di corpo idrico in esame.

Per quanto riguarda i fattori di pressione, l'analisi ha l'obiettivo di effettuare una prima individuazione delle diverse sorgenti di generazione dei carichi inquinanti. Sono inoltre identificati i principali meccanismi di veicolazione dei carichi dalla sorgente al recettore finale, evidenziando le correlazioni che intercorrono tra i fattori di pressione e il carico veicolato nel corpo idrico. Nell'analisi devono essere ricercati anche altri fattori di pressione, legati alla gestione del territorio, che possono acuire alcuni fenomeni di inquinamento, come ad esempio l'artificializzazione degli alvei e la scarsa diluizione degli apporti inquinanti dovuto al deficit idrico presente nel corpo idrico recettore.

In questa fase è necessario effettuare una valutazione preliminare della scala temporale e spaziale dei fenomeni di inquinamento di interesse, allo scopo di individuare gli elementi conoscitivi di base necessari ai successivi approfondimenti relativi alla stima dei carichi inquinanti e all'analisi dei relativi effetti sui corpi idrici.

Per quanto riguarda la scala temporale, l'analisi riguarda l'individuazione delle condizioni idrologiche determinanti per i fenomeni di inquinamento considerati, dell'eventuale stagionalità delle attività antropiche (immissioni e prelievi idrici), nonché la definizione dei tempi di veicolazione dei carichi e dei tempi di risposta del corpo idrico recettore.

Tali fattori possono svolgere un ruolo rilevante soprattutto quando si trattano fenomeni di inquinamento connessi agli apporti inquinanti provenienti dal dilavamento dei suoli durante gli eventi meteorici.

Per quanto riguarda la scala spaziale, l'analisi riguarda la delimitazione della porzione del corpo idrico soggetto al fenomeno di inquinamento e della parte del bacino idrografico che contribuisce all'inquinamento stesso. Sulla base della delimitazione dell'area di studio, è opportuno effettuare anche una prima scelta del livello di dettaglio spaziale dell'analisi, contemperando le opposte esigenze di precisione e di sintesi delle valutazioni.

---

A tale scopo è necessario effettuare una prima schematizzazione spaziale del fenomeno di inquinamento, valutando la significatività di eventuali variazioni spaziali dei parametri idraulici, morfologici e qualitativi all'interno del corpo idrico.

A partire dalle valutazioni preliminari effettuate è opportuno individuare il fabbisogno informativo per la successiva fase di determinazione del carico massimo ammissibile. Devono essere evidenziate le eventuali lacune conoscitive emerse, prevedendo l'integrazione del quadro conoscitivo di riferimento con apposite campagne di monitoraggio per la raccolta di dati ambientali, nonché indagini censuarie per la caratterizzazione del sistema antropico (industria, agricoltura, zootecnia, ecc.).

Fra i dati necessari per la determinazione del carico massimo ammissibile si possono citare:

- a. dati di qualità delle acque;
- b. dati morfometrici ed idrometrici del corpo idrico;
- c. dati idrometrici e qualitativi dei tributari;
- d. termometria e pluviometria del bacino drenante;
- e. pedologia e geologia del bacino drenante;
- f. uso del suolo;
- g. dati demografici e socio-economici (industria, agricoltura e zootecnia).

### 3 **Indicatore di qualità delle acque e concentrazione massima ammissibile**

La seconda fase nella determinazione del carico massimo ammissibile riguarda l'individuazione di un parametro indicatore in grado di rappresentare e sintetizzare le correlazioni tra la qualità delle acque e l'insorgere dei fenomeni di degrado dell'ambiente acquatico.

Tale indicatore è generalmente scelto fra i parametri analitici previsti dal D. Lgs. 152/99 e s.m.i., quali ad esempio, il BOD, l'ossigeno disciolto, il fosforo totale, l'azoto totale, la clorofilla, indicativi delle pressioni antropiche.

Nella scelta dell'indicatore è necessario considerare, da un lato, la capacità del parametro di descrivere il fenomeno di inquinamento di interesse e, dall'altra, l'adeguatezza del parametro stesso alle caratteristiche idrauliche e morfologiche specifiche del corpo idrico. Lo stesso parametro infatti può costituire un buon indicatore per alcune tipologie di ambienti acquatici e, nel contempo, fornire informazioni fuorvianti per altri, aventi caratteristiche fisiche diverse.

Nella scelta dell'indicatore è inoltre opportuno considerare la fattibilità delle tecniche analitiche e i costi del monitoraggio per le future campagne di verifica, nel caso non siano disponibili dati pregressi in grado di soddisfare il livello di precisione richiesto dalle valutazioni.

Fra i parametri analitici generalmente utilizzati come indicatori di specifici fenomeni di inquinamento si possono individuare due categorie:

- a. gli indicatori causali, che determinano l'insorgere di un dato fenomeno di inquinamento (ad esempio, i nutrienti per l'eutrofizzazione);
- b. gli indicatori di effetto/risposta, che descrivono gli impatti degli inquinanti sulla qualità delle acque (ad esempio, la biomassa algale o la clorofilla per l'eutrofizzazione).

I parametri analitici più comuni che rientrano nelle suddette categorie sono:

- a. BOD<sub>5</sub>: indicatore della presenza di sostanze organiche biodegradabili;
- b. fosforo: considerato il principale fattore limitante lo sviluppo vegetale nelle acque interne; la sua presenza nelle acque è riconducibile principalmente all'immissione di scarichi di origine civile, di acque di dilavamento urbano e di suoli agricoli; può essere espresso come fosforo totale o ortofosfato;
- c. azoto ammoniacale: risultato della degradazione dell'azoto organico presente nelle acque di origine civile; indicatore della presenza di inquinamento industriale, agricolo e zootecnico;
- d. azoto nitrico: indicatore della presenza di concimi azotati e scarichi di impianti di depurazione di acque reflue urbane; concorre assieme ad altri fattori all'insorgere di fenomeni di eutrofizzazione;
- e. ossigeno disciolto: uno dei principali indicatori della qualità delle acque idonee alla vita acquatica;

- f. clorofilla a: utilizzato come indicatore dello stato trofico e come misura indiretta della biomassa algale;
- g. trasparenza: utilizzato come indicatore dello stato trofico e misura indiretta della biomassa algale;
- h. coliformi fecali: indicatori di inquinamento di tipo fecale di origine umana e animale.

Al parametro indicatore scelto è necessario assegnare un valore massimo ammissibile, generalmente espresso come concentrazione, che costituisca il riferimento numerico per lo stato di qualità che si vuole raggiungere o mantenere.

In generale, la determinazione della concentrazione massima ammissibile è effettuata sulla base dei valori indicati dalla legislazione vigente secondo due tipi di classificazione: la specifica destinazione d'uso del corpo idrico e lo stato di qualità ambientale del corpo idrico.

Nel primo caso il valore massimo ammissibile del parametro indicatore è riferito alle condizioni limite del corpo idrico, tali da consentire l'uso designato.

Nel secondo caso il valore massimo ammissibile del parametro indicatore è determinato sulla base dello scostamento accettabile dalle condizioni di riferimento definite per lo stato ambientale "elevato". Le condizioni di riferimento, intese come le caratteristiche del corpo idrico in assenza di pressioni antropiche, possono essere determinate mediante relazioni empiriche, dati paleolimnologici e dati storici relativi al periodo antecedente all'insorgere del fenomeno di inquinamento di interesse.

Per i fenomeni di inquinamento determinati da particolari sostanze organiche e inorganiche (metalli pesanti, microinquinanti organici), si fa riferimento ai valori soglia indicati dalla direttiva 76/464/CEE e dalle direttive da essa derivate o ai valori soglia riportati nel D.Lgs. 367/2003.

In alcuni casi, quando nel corpo idrico sono presenti particolari condizioni ambientali o fenomeni sinergici caratteristici delle situazioni locali, può essere necessario affinare la determinazione del valore massimo ammissibile, approfondendo, con indagini ad hoc, l'analisi delle correlazioni esistenti fra la qualità delle acque e il degrado dell'ambiente acquatico.

## 4 Valutazione dei carichi inquinanti

A partire dalle analisi preliminari descritte nei paragrafi precedenti, relative alla caratterizzazione del bacino idrografico, del corpo idrico e dei principali processi fisici, chimici e biologici, si procede alla valutazione dettagliata dei carichi inquinanti. Tale valutazione ha l'obiettivo di individuare e quantificare i diversi tipi di sorgente di generazione (puntiforme, diffusa, naturale), analizzare le modalità di trasporto dalla sorgente al corpo idrico recettore e l'andamento temporale dei carichi stessi (durata e frequenza dell'ingresso degli inquinanti nel corpo idrico recettore).

Nella valutazione sono considerate le sorgenti di generazione presenti all'interno del bacino idrografico: scarichi fognari civili ed industriali, scaricatori di piena delle fognature miste, dilavamento delle aree urbane, agricole e naturali, precipitazioni. I contributi di tali sorgenti sono determinanti per il bilancio dell'ossigeno e la trofia dei corpi idrici per effetto del loro contenuto in composti organici ed inorganici di carbonio, azoto e fosforo.

Il livello di dettaglio spaziale e temporale dell'analisi dei carichi e la scelta degli strumenti appropriati per condurre l'analisi stessa varia considerevolmente in funzione di diversi fattori. Fra di essi si evidenziano le caratteristiche e la complessità del fenomeno di inquinamento, le caratteristiche del bacino idrografico e del corpo idrico, gli obiettivi di risanamento, la disponibilità di tempo, di risorse e di dati.

In generale, tra le metodologie di valutazione in grado di affrontare il problema con la necessaria precisione, nei tempi e con le risorse disponibili, è consigliabile adottare lo strumento più semplice e che consenta di sfruttare al massimo i dati esistenti.

Lo strumento prescelto deve rappresentare ad una scala adeguata le diverse caratteristiche fisiche e antropiche presenti nel bacino. Lo strumento dovrebbe inoltre consentire di analizzare le correlazioni tra la variabilità dei carichi diffusi e il regime idrologico, legate, tra l'altro, al dilavamento dei suoli in occasione delle piogge.

Qualora il contributo delle sorgenti diffuse sia trascurabile o abbia una limitata incidenza sullo stato qualitativo del corpo idrico, la valutazione dei carichi inquinanti può essere notevolmente semplificata. Le informazioni relative all'inquinamento da sorgenti puntiformi sono reperibili presso i gestori dei servizi di fognatura e depurazione e le amministrazioni incaricate del rilascio delle autorizzazioni agli scarichi. Inoltre le metodologie di analisi delle sorgenti puntiformi sono consolidate e relativamente semplici.

Se il contributo delle sorgenti diffuse è significativo, può essere necessario l'uso di uno strumento più sofisticato, quale un modello matematico per la simulazione dei processi di precipitazione, ruscellamento, erosione e trasporto al corpo idrico recettore, a partire dalle caratteristiche fisiche ed antropiche del bacino idrografico. Tali modelli possono essere interfacciati ad un GIS per consentire la georeferenziazione delle sorgenti inquinanti e l'analisi della distribuzione territoriale dei carichi generati e sversati.



Per quanto riguarda gli effetti dei carichi inquinanti sui corpi idrici, l'analisi è spesso effettuata con modelli di simulazione stazionari o quasi-stazionari, che richiedono l'attribuzione ai carichi inquinanti di valori costanti nel tempo. Tale schematizzazione è realistica se l'andamento dei carichi inquinanti non presenta una significativa variabilità temporale, o se, ai fini della valutazione del fenomeno di inquinamento in atto, si possano assumere gli effetti medi di tale variabilità.

La variabilità temporale dei carichi deve essere considerata nei casi in cui lo stato del corpo idrico sia condizionato dall'apporto di elevate masse di inquinanti in brevi lassi di tempo, provocato ad esempio dal dilavamento dei terreni agricoli e/o dalla tracimazione degli scaricatori di piena durante precipitazioni intense. In tali situazioni l'analisi dei carichi inquinanti deve essere effettuata in moto vario, con l'ausilio di modelli matematici di simulazione dei fenomeni idrologici e di trasporto degli inquinanti. L'affidabilità di tali analisi è condizionata dalla disponibilità di una notevole quantità di dati relativi alle caratteristiche meteorologiche, idrologiche e dell'uso del suolo del bacino idrografico.

Quando la variabilità dei carichi inquinanti è stagionale, è opportuno analizzare separatamente le diverse stagioni idrologiche, individuando di volta in volta il periodo maggiormente critico per il fenomeno di inquinamento in esame. Se il contributo delle sorgenti diffuse è significativo, è necessaria l'analisi dei periodi piovosi, in cui sono maggiori i fenomeni di dilavamento degli inquinanti da parte delle precipitazioni. Per alcuni fenomeni di inquinamento la situazione maggiormente critica è invece rappresentata dal periodo estivo, in cui si sovrappongono condizioni di magra idrologica e di elevate temperature dell'acqua. Durante tale periodo i contributi prevalenti provengono dalle sorgenti puntiformi e dai deflussi sotterranei di base, consentendo di trascurare l'analisi delle sorgenti diffuse.

La scelta della scala temporale di indagine dei carichi inquinanti è influenzata anche dalle caratteristiche del corpo idrico recettore: ad esempio, nel caso in cui si esamini l'eutrofizzazione di un corpo idrico caratterizzato da elevati tempi di ricambio (laghi, estuari, lagune), i carichi inquinanti possono essere analizzati come valori medi mensili o annuali, trascurando la variabilità su scale temporali inferiori.

La scala temporale può inoltre essere condizionata dagli obiettivi di risanamento assunti per il corpo idrico. Se la concentrazione massima ammissibile è costituita da un valore che non deve essere superato o da un percentile comunque molto elevato, può essere necessaria un'analisi in moto vario degli andamenti dei carichi inquinanti, per tenere conto delle variazioni di breve durata. Tale valutazione non è necessaria se la concentrazione massima ammissibile è espressa in termini di valori medi su un intervallo temporale di media-lunga durata.

La valutazione dei carichi inquinanti può essere effettuata secondo metodi diretti e indiretti. Nel primo caso devono essere disponibili misure di portata e di concentrazione per la determinazione dei flussi di inquinanti dai tributari al corpo idrico recettore. Nel secondo caso è necessaria un'analisi delle caratteristiche del sistema fisico ed antropico per quantificare il contributo delle principali sorgenti di inquinanti presenti nel bacino imbrifero.

## 4.1 Metodi diretti

Mediante i metodi diretti, i flussi di inquinanti veicolati al corpo idrico recettore sono stimati moltiplicando i valori delle concentrazioni in ingresso per i corrispondenti valori di portata dei tributari.

Questo tipo di analisi è possibile solo nei casi in cui siano disponibili dati di portata e di qualità delle acque per gli affluenti del corpo idrico di interesse; essa può fornire una valutazione accurata dei carichi inquinanti, ed è spesso utilizzata nella taratura delle stime di carico dei metodi indiretti.

Nei casi in cui debbano essere valutati i carichi inquinanti veicolati in un corpo idrico durante fenomeni impulsivi, quali gli eventi meteorici intensi, l'utilizzo dei metodi diretti, per lo meno come strumento di taratura dei metodi indiretti, è indispensabile.

Le metodologie di elaborazione statistica dei valori di portata e concentrazione per il calcolo dei carichi inquinanti possono essere molteplici.

Uno dei metodi maggiormente utilizzati consiste nel considerare le misure di concentrazione disponibili come rappresentative di intervalli uniformi di tempo. In tal caso il carico medio è calcolato come la media aritmetica dei carichi inquinanti riferiti ai singoli intervalli. Tale metodo è l'unico utilizzabile quando si hanno a disposizione misure di portata e di concentrazione discrete nel tempo.

Laddove siano disponibili misure discrete di concentrazione e misure in continuo della portata, è possibile considerare le misure di concentrazione come rappresentative di intervalli di portata, correlandole al tempo mediante le curve di durata delle portate. In tal modo i carichi inquinanti medi sono determinati mediante una media pesata sulle portate, che offre spesso risultati più attendibili rispetto alla media riferita al tempo.

Il metodo diretto risulta particolarmente indicato nei casi in cui siano disponibili dati pregressi di concentrazione e portata con una copertura territoriale adeguata agli obiettivi dell'analisi, oppure quando questi possano essere facilmente reperibili attraverso campagne di misura ad hoc; in tali situazioni, rispetto al metodo indiretto, le risorse ed i tempi necessari alla sua applicazione sono molto contenute.

Il principale svantaggio consiste nella difficoltà di distinguere il contributo delle diverse sorgenti inquinanti (puntiformi, diffuse, naturali) alla formazione dei carichi.

I metodi diretti possono essere utilizzati per la stima diretta dei carichi puntiformi a partire dalla concentrazione degli inquinanti e dalla portata degli scarichi diretti nei corpi idrici (ad esempio, depuratori e fognatura).

### Carico civile ed industriale

La stima diretta del carico civile ed industriale è effettuata a partire dal numero di abitanti equivalenti, dallo stato di fatto delle infrastrutture fognarie e di depurazione, dall'indice di allacciamento al sistema di collettamento e depurazione nonché dalle caratteristiche quali-quantitative delle acque reflue

sversate nei corpi idrici superficiali. Tali informazioni possono essere acquisite presso i gestori dei servizi idrici.

La stima è effettuata a livello di località censita dall'ISTAT e le informazioni relative ad ogni località sono aggregate a livello di agglomerato inteso come l'area in cui la popolazione, ovvero le attività economiche, sono sufficientemente concentrate così da rendere possibile la raccolta e il convogliamento delle acque reflue verso un sistema di trattamento delle acque reflue urbane o verso un punto di scarico finale.

Il carico effettivo di origine civile è calcolato sulla base dei volumi scaricati e delle caratteristiche qualitative dei reflui, distinguendo gli scarichi depurati da quelli non depurati.

Per quanto riguarda il carico effettivo di origine industriale, la stima è effettuata a partire dai dati relativi ai volumi prelevati e scaricati, al numero di addetti presenti, all'eventuale tipo di trattamento di depurazione, alle caratteristiche qualitative dei reflui e al corpo idrico recettore. Tali informazioni possono essere acquisite dai catasti degli scarichi industriali o tramite apposite indagini.

### **Carico agro-zootecnico**

La stima diretta del carico di origine agro-zootecnica è effettuata a partire dai dati del Censimento dell'agricoltura dell'ISTAT relativi alle tipologie colturali e alle superfici comunali utilizzata in agricoltura e non.

Per la quantificazione dei carichi di nutrienti applicati al suolo sono utilizzati i dati relativi alle rese indicate nei disciplinari di produzione, espresse come tonnellate di prodotto agricolo ottenibili per ettaro coltivato, distinte fra regioni agrarie.

A partire dal fabbisogno unitario per tonnellata di prodotto, sarà calcolato il fabbisogno al campo per singola coltura incrementato dall'eventuale surplus.

Il fabbisogno di concimazione per ogni coltura all'anno è aggregato a livello comunale. Tale valore deve essere confrontato con il quantitativo di reflui zootecnici disponibile a livello comunale, ricavato a partire dai dati contenuti negli archivi provinciali delle autorizzazioni agli spandimenti in agricoltura.

Oltre ai reflui zootecnici e ai fertilizzanti chimici, deve essere valutata l'entità degli apporti di nutrienti attraverso l'utilizzo di fanghi di depurazione.

La valutazione del carico effettivo (carico effettivamente sversato nel corpo idrico) può essere effettuata utilizzando modelli matematici in grado di valutare l'impatto agricolo sulle acque superficiali e profonde, tenendo conto dei fenomeni di scorrimento superficiale, scorrimento ipodermico e drenaggio.

## **4.2 Metodi indiretti**

La metodologia di stima indiretta dei carichi inquinanti consiste nel seguire il percorso degli stessi dalla sorgente inquinante al corpo recettore finale (acque superficiali e sottosuolo), valutando le attenuazioni del carico dovute ai processi depurativi naturali e artificiali.

La metodologia descritta distingue le sorgenti di generazione in puntiformi e diffuse.

Si intendono per sorgenti puntiformi quegli scarichi di cui è nota l'ubicazione esatta sul territorio e il comparto produttivo di origine. Le fonti di inquinamento di questo tipo sono riconducibili agli effluenti di tipo civile (residui alimentari, metabolici e domestici non metabolici) ed industriale.

Per sorgenti diffuse s'intendono invece tutti quegli apporti non localizzabili in un punto preciso del territorio, né come punto di generazione né come luogo esatto di immissione nell'ambiente. Le principali sorgenti di questo tipo sono connesse alle attività agro-zootecniche, al dilavamento atmosferico e a quello superficiale dei suoli.

Per quanto riguarda il processo di formazione e di veicolazione, sono definite le seguenti tipologie di carico:

- a. carico potenziale (carico generato dalla sorgente inquinante,  $C_p$ );
- b. carico effettivo (carico effettivamente sversato nel corpo idrico,  $C_e$ ).

Il carico potenziale è determinato a partire dai fattori di carico e unità di riferimento:

$$\text{Carico potenziale (Cp)} = \text{Unità di riferimento} \times \text{Fattore di carico (F)}$$

dove: *unità di riferimento* = dimensione della sorgente inquinante (numero di abitanti, di addetti industriali, di ettari coltivati, di capi zootecnici);

*fattore di carico* = intensità unitaria della sorgente inquinante (massa di inquinante/abitante/anno, massa di inquinante/addetto industriale/anno, massa di inquinante/ettaro coltivato/anno, massa di inquinante/capo zootecnico/anno).

Il carico effettivo ( $C_e$ ), ovvero quella parte di carico potenziale che effettivamente raggiunge i corpi idrici superficiali e il sottosuolo, è calcolato dalla moltiplicazione del carico potenziale per un coefficiente di sversamento (indicativo della presenza delle infrastrutture fognarie e depurative, del tipo di coltura e del tipo e natura degli elementi fertilizzanti) e per un fattore moltiplicativo che tiene conto della morfologia, della permeabilità del suolo e delle precipitazioni.

Trattandosi della determinazione di carichi massimi ammissibili in acque superficiali, si rimanda ad altre sedi l'analisi della quota di carico effettivo gravante sul sottosuolo.

$$\text{Carico effettivo (Ce)} = C_p \times \text{Coefficiente di sversamento} \times \text{Fattore moltiplicativo}$$

## Carico civile potenziale

Il carico potenziale di origine civile è il carico generato della popolazione civile, residente e fluttuante.

La stima del carico potenziale è effettuata sulla base degli abitanti residenti e fluttuanti e dei relativi fattori di carico per ciascun inquinante considerato.

I dati relativi alla popolazione residente e fluttuante sono ricavati sia dalle indagini censuarie effettuate dall'ISTAT che da indagini territoriali a livello provinciale o regionale.

I dati di popolazione sono elaborati su base comunale e successivamente raggruppati per bacino idrografico.

Per la quantificazione della popolazione residente sono considerati gli abitanti dei centri e nuclei abitati nonché delle case sparse presenti nel territorio comunale.

L'attribuzione dei centri abitati e delle case sparse ai relativi areali di bacino idrografico è effettuata secondo i seguenti criteri:

- a. la popolazione residente in centri abitati aventi un numero di abitanti superiore a 50 è considerata come ricadente nel bacino a cui il centro appartiene;
- b. i residenti delle case sparse sono considerati distribuiti uniformemente sui rispettivi territori comunali, ripartiti secondo le percentuali di superficie comunale appartenenti a ciascun bacino.

Il valore soglia fissato può essere modificato in funzione delle caratteristiche geografiche proprie del bacino idrografico.

I criteri descritti hanno un significato idrografico e non tengono conto dell'ubicazione recapito finale dei reflui depurati e non. Allo scopo di ottenere una stima realistica dei carichi inquinanti a livello di bacino e sottobacino è necessario pertanto provvedere ad un ulteriore approfondimento, localizzando con maggiore dettaglio il recapito finale dei reflui.

Per quanto riguarda la popolazione fluttuante, la stima è riferita alle presenze turistiche effettive medie giornaliere, ricavate da un'estrapolazione della distribuzione statistica del rapporto tra le presenze turistiche medie giornaliere e la popolazione residente per comune nel bacino del Po. L'andamento della distribuzione indica che la soglia identificativa dei comuni a vocazione turistica potrebbe essere pari al 10%.

Ne consegue che nel caso in cui la percentuale degli abitanti fluttuanti superi l'equivalente del 10% della popolazione totale, il loro contributo sia incluso nel calcolo del carico civile; nel caso contrario il carico civile è stimato con la sola popolazione residente.

Il carico potenziale è calcolato moltiplicando il numero totale di abitanti per i fattori di carico. Per il BOD, il COD, l'azoto e il fosforo i fattori di carico sono i seguenti:

- 60 g BOD<sub>5</sub>/ab giorno
- 129 g COD/ab giorno
- 12,3 g N/ab giorno;
- 1,84 g P/ab giorno.

## Carico civile effettivo

Il carico effettivo di origine civile è la quota di carico potenziale che effettivamente raggiunge i corpi idrici superficiali tenuto conto dei meccanismi di attenuazione naturali e artificiali che avvengono lungo il percorso dalla sorgente al recettore finale.

La stima del carico effettivo richiede la conoscenza dello stato di fatto del sistema di collettamento e di depurazione all'interno del territorio considerato, in termini di copertura territoriale e indice di servizio. Le informazioni necessarie possono essere ricavate sia in modo indiretto, da studi di settore e strumenti di pianificazione esistenti, sia in modo diretto presso gli enti gestori dei sistemi di fognatura e depurazione.

Il carico effettivo è calcolato considerando che gli scarichi civili sono in parte collettati in rete fognaria e, in parte, recapitati direttamente nelle acque superficiali o nel suolo (non collettato), previo trattamento parziale di depurazione mediante fosse settiche o fosse Imhoff. La rappresentazione schematica del percorso del carico inquinante dalla sorgente al recapito finale è riportata nella Figura 4-1.

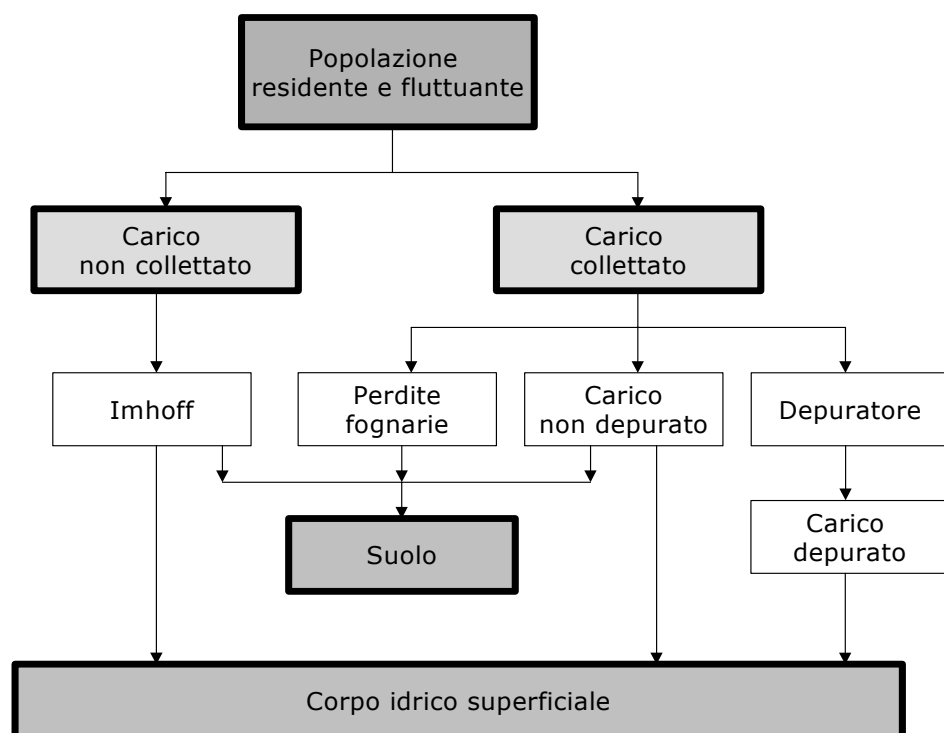


Figura 4-1 Schematizzazione carico civile

La quota di carico non collettato è da attribuire alle aree non servite dalla fognatura e alle case sparse. Nel caso non siano disponibili informazioni puntuali, si adotta una soglia teorica indicativa della presenza di allacciamento alla rete fognaria delle case sparse e dei piccoli nuclei (ad esempio, 50 abitanti residenti).

Il carico imputabile alle località non servite è distribuito nel bacino di appartenenza secondo la proporzione di superficie comunale che ricade in esso.

Si assume che il carico non collettato sia sottoposto al trattamento in fosse settiche o Imhoff prima dello scarico in acque superficiali. In questa sede non si considera l'eventuale quota di carico che grava sul sottosuolo .

Per ottenere il carico effettivo, al carico potenziale si applica quindi un coefficiente medio di abbattimento degli inquinanti tenendo conto delle caratteristiche idrogeologiche del sito e della capacità di assorbimento di nutriente da parte del suolo. Il campo dei valori dei coefficienti di abbattimento applicato alle fosse settiche e Imhoff è molto ampio, e queste rimangono una fonte inquinante di difficile quantificazione, soprattutto per l'azoto e il fosforo.

In mancanza di indagini sito-specifiche, si possono utilizzare i seguenti coefficienti medi di abbattimento:

- BOD/COD = 25%;
- Azoto = 15%;
- Fosforo = 10%

Per quanto riguarda la quota di carico collettato (convogliato in fognatura), si considera che essa possa pervenire al corpo idrico direttamente o previo opportuno trattamento depurativo.

Nel primo caso si assume che gli effluenti raggiungano il corpo idrico senza subire alcuna diminuzione del loro carico inquinante, mentre nel secondo caso, è necessario applicare ai reflui un opportuno coefficiente che tenga conto dell'abbattimento degli inquinanti negli impianti di depurazione.

Il coefficiente di abbattimento è stimato sulla base dei dati di funzionamento degli impianti, con particolare riguardo alle caratteristiche dei reflui in ingresso e in uscita. Tali dati possono essere reperiti presso gli enti gestori o ricavati in via teorica da studi di settore. Nella Tabella 4-1 sono riportati i coefficienti teorici di rimozione comunemente utilizzati suddivisi per categoria di inquinante e per tipologia di trattamento.

Oltre alla riduzione dei carichi dovuta alla depurazione, lungo il percorso degli inquinanti, dalla sorgente di generazione al recapito finale, intervengono una serie di fattori che possono incidere in modo rilevante sul carico che effettivamente raggiunge i corpi idrici. Fra questi si possono citare:

- a. le perdite fognarie lungo la rete;
- b. gli sversamenti diretti di effluenti non trattati nel corpo idrico dagli scaricatori di piena in occasione di eventi di pioggia intensi.

La stima del carico imputabile a tali fattori è generalmente effettuata utilizzando dati di letteratura e relazioni empiriche in quanto la misurazione diretta ne richiederebbe un notevole impegno economico.

Parametro	SP	SP + Percolazione biologica	SP + FA	SP + FA + Rimoz-N	SP + FA + Rimoz-N-P per prec. simultanea	SP + FA + Rimoz-N-P + chimico-fisico terziario
BOD	33	96	96	96	96	96
COD	42	90	90	90	90	90
N	20	30	30	75	75	75
P	20	35	35	35	85	91

Tabella 4-1 Coefficiente di rimozione degli inquinanti (%) per tipologia di trattamento (SP = sedimentazione primaria; FA = fanghi attivi; Rimoz-N = nitrificazione+denitrificazione; Rimoz-N-P = nitrificazione+denitrificazione + defosfatazione)

Per quanto riguarda il contributo degli scaricatori di piena, si stima che il 4% del carico di BOD, COD, fosforo e azoto convogliato agli impianti di trattamento venga scaricato direttamente nelle acque superficiali in occasione di eventi meteorici intensi.

## Carico industriale potenziale

La determinazione del carico potenziale di origine industriale è effettuata su base comunale a partire dal numero di addetti e dai fattori di carico relativi alle diverse categorie industriali.

Il numero di addetti è definito per le categorie industriali censite dall'ISTAT e classificabili come idroinquinanti e/o idroesigenti, sulla base dei dati ISTAT o di altri studi di settore. I fattori di carico per le diverse tipologie industriali considerate sono ricavati dalla letteratura.

Nella Tabella 4-2 sono riportati i fattori di carico il BOD, COD, azoto e fosforo ricavati a partire dal Sottoprogetto 2.1 dell'AdbPo e dagli studi effettuati dall'Emilia Romagna.

L'utilizzo di fattori di carico teorici nella stima dei carichi industriali porta a semplificazioni non sempre rappresentative delle situazioni reali, soprattutto a livello locale. In particolare essi non tengono conto delle disomogeneità dovute alle specificità dei processi produttivi e alla variabilità nel tempo, fornendo stime solo in parte aderenti ai quantitativi di carico apportati.

Il loro utilizzo è tuttavia giustificato laddove non siano disponibili informazioni puntuali relative agli scarichi industriali e qualora le stime siano riferite a aree del bacino sufficientemente ampie. A livello locale, è necessario provvedere ad un maggior approfondimento anche attraverso la predisposizione di appositi catasti.

A partire dai fattori di carico e dai numeri di addetti per categoria industriale si perviene alla quantificazione dei carichi potenziali a livello comunale. Per la disaggregazione dei carichi comunali nei singoli bacini idrografici, è necessario applicare il criterio relativo alla popolazione residente come descritto nel capitolo precedente:

- a. per gli scarichi collettati si fa riferimento agli abitanti serviti da fognatura;



- b. per gli scarichi non collettati si fa riferimento agli abitanti non serviti.  
 Per i carichi di azoto e fosforo si fa riferimento ai seguenti coefficienti:
- a. 10 Kg N/addetto anno applicato a tutte le categorie industriali ISTAT;
  - b. 10 % del carico civile potenziale di fosforo.

Cod ISTAT	Categoria industriale	BOD	COD
103	Estrazione ed agglomerazione di torba		
111	Estrazione di petrolio greggio e di gas naturale		
112	Attività dei servizi connessi all'estrazione del petrolio e di gas, esclusa la prospezione		
132	Estrazione di minerali metallici non ferrosi, ad eccezione dei minerali di uranio e di torio		
141	Estrazione di pietra	591,3	1182,6
142	Estrazione di ghiaia, sabbia e argilla	591,3	1182,6
143	Estrazione di minerali per le industrie chimiche e la fabbricazione dei concimi	591,3	1182,6
144	Produzione di sale	591,3	1182,6
145	Estrazione di altri minerali e prodotti di cava	591,3	1182,6
151	Produzione, lavorazione e conservazione di carne, esclusi i volatili	965,1	2245,5
152	Lavorazione e conservazione di pesce e di prodotti a base di pesce	3239,8	7926,2
153	Lavorazione e conservazione di frutta e ortaggi	965,1	2245,5
154	Fabbricazione di oli e grassi vegetali ed animali	965,1	2245,5
155	Industria lattiero-casearia	3239,77	7926,23
156	Lavorazione delle granaglie e di prodotti amidacei	965,15	2245,49
157	Fabbricazione di prodotti per l'alimentazione degli animali	5514,39	13606,96
158	Fabbricazione di altri prodotti alimentari	3239,77	7926,23
159	Industria delle bevande	5514,39	13606,96
160	Industria del tabacco	5514,39	13606,96
171	Preparazione e filatura di fibre tessili	854,29	2580,55
172	tessitura di materiali tessili	854,29	2580,55
173	Finissaggio dei tessili	854,29	2580,55
174	Confezionamento di articoli in tessuto, esclusi gli articoli di vestiario		
175	Altre industrie tessili	854,29	2580,55
176	Fabbricazione di maglieria	854,29	2580,55
177	Fabbricazione di articoli in maglieria	854,29	2580,55
181	Confezioni di vestiario in pelle		
182	Confezione di altri articoli di vestiario ed accessori	1202,95	3753,44
183	Preparazione e finitura di pellicce; confezione di articoli in pelliccia		
191	Preparazione e concia del cuoio	1202,95	3753,44
192	Fabbricazione di articoli da viaggio, borse, articoli da correggia e selleria	1202,95	3753,44
193	Fabbricazione di calzature		
201	Taglio, piallatura e trattamento del legno	13,45	26,9
202	Fabbricazione di fogli da impiallacciatura; fabbricazione di compensato, pannelli stratificati (ad anima listellata), pannelli di fibre, di particelle ed altri pannelli	13,45	26,9
203	Fabbricazione di elementi di carpenteria in legno e falegnameria per l'edilizia	13,45	26,9

Cod ISTAT	Categoria industriale	BOD	COD
204	Fabbricazione di imballaggi in legno	13,45	26,9
205	Fabbricazione di altri prodotti in legno; fabbricazione di articoli in sughero, paglia e materiali da intreccio.	13,45	26,9
211	Fabbricazione della pasta-carta	482,16	1090,2
212	Fabbricazione di articoli di carta e cartone	482,16	1090,2
221	Editoria	482,16	1090,2
222	Stampa e attività dei servizi connessi alla stampa	482,16	1090,2
223	Riproduzione di supporti registrati	9,53	22,27
231	Fabbricazione di prodotti di cokeria	198,56	3974,85
232	Fabbricazione di prodotti petroliferi raffinati	1648,24	2272,67
233	Trattamento dei combustibili nucleari		
241	Fabbricazione dei prodotti chimici di base	787,21	6211,28
242	Fabbricazione di pesticidi e di altri prodotti chimici per l'agricoltura	787,21	6211,28
243	Fabbricazione di pitture, vernici e smalti, inchiostri da stampa e mastici	787,21	6211,28
244	Fabbricazione di prodotti farmaceutici e di prodotti chimici e botanici per usi medicinali	787,21	6211,28
245	Fabbricazione di saponi, detersivi detergenti, di prodotti per la pulizia e la lucidatura, di profumi e prodotti per la toletta	787,21	6211,28
246	Fabbricazione di altri prodotti chimici	787,21	6211,28
247	Fabbricazione di fibre sintetiche ed artificiali	575,72	1239,05
251	Fabbricazione di articoli in gomma	162,73	448,37
252	Fabbricazione di articoli in materie plastiche	162,73	448,37
261	Fabbricazione di vetro e di prodotti in vetro	29,56	88,69
262	Fabbricazione di prodotti ceramici non refrattari, non destinati all'edilizia; fabbricazione di prodotti ceramici refrattari	29,56	88,69
263	Fabbricazione di piastrelle e lastre in ceramica per pavimenti e rivestimenti	29,56	88,69
264	Fabbricazione di mattoni, tegole ed altri prodotti per l'edilizia in terracotta	29,56	88,69
265	Produzione di cemento, calce e gesso	29,56	88,69
266	Fabbricazione di prodotti in calcestruzzo, cemento o gesso	29,56	88,69
267	Taglio, modellatura e finitura in pietra	29,56	88,69
268	Fabbricazione di altri prodotti in materiali non metalliferi	29,56	88,69
271	Produzione di ferro, di acciaio e di ferroleghie (CECA)	69,16	498,25
272	Fabbricazione di tubi	69,16	498,25
273	Altre attività di prima trasformazione del ferro e dell'acciaio e produzione di ferroleghie non CECA	69,16	498,25
274	Produzione di metalli di base preziosi e non ferrosi	69,16	498,25
275	Fusione di metalli	124,34	621,91
281	Fabbricazione di elementi da costruzione in metallo	124,34	621,91
282	Fabbricazione di cisterne, serbatoi e contenitori in metallo; fabbricazione di radiatori e caldaie per riscaldamento centrale	124,34	621,91
283	Fabbricazione di generatori di vapore, escluse le caldaie per riscaldamento centrale ad acqua calda	124,34	621,91
284	Fucinatura, imbutitura, stampaggio e profilatura dei metalli; metallurgia delle polveri	124,34	621,91
285	Trattamento e rivestimento dei metalli, lavorazione di meccanica generale per conto terzi	124,34	621,91
286	Fabbricazione di articoli di coltelleria, utensili e oggetti diversi in metallo	73,38	344,51
287	Fabbricazione di altri prodotti in metallo	124,34	621,91

Cod ISTAT	Categoria industriale	BOD	COD
291	Fabbricazione di macchine e apparecchi per la produzione e l'utilizzazione dell'energia meccanica, esclusi i motori per aeromobili, veicoli e motocicli	22,42	67,11
292	Fabbricazione di altre macchine di impiego generale	22,42	67,11
293	Fabbricazione di macchine per l'agricoltura e la silvicoltura	73,38	344,51
294	Fabbricazione di macchine utensili (compresi parti ed accessori, installazione, manutenzione e riparazione)	22,42	67,11
295	Fabbricazione di altre macchine per impieghi speciale	22,42	67,11
296	Fabbricazione di armi, sistemi d'arma e munizioni	124,34	621,91
297	Fabbricazione di apparecchi per uso domestico n.c.a.	124,34	621,91
300	Fabbricazione di macchine per ufficio, di elaboratori e sistemi informatici		
311	Fabbricazione di motori, generatori e trasformatori elettrici		
312	Fabbricazione di apparecchiature per la distribuzione e il controllo dell'elettricità		
313	Fabbricazione di fili e cavi elettrici		
314	Fabbricazione di accumulatori, pile e batterie di pile		
315	Fabbricazione di apparecchi di illuminazione e di lampade elettriche		
316	Fabbricazione di altri apparecchi elettrici n.c.a.		
321	Fabbricazione di tubi e valvole elettronici e di altri componenti elettronici		
322	Fabbricazione di apparecchi trasmettenti per la radio diffusione e la televisione e di apparecchi per la telefonia e telegrafia su filo		
323	Fabbricazione di apparecchi riceventi per la radio diffusione e la televisione, di apparecchi per la registrazione e la riproduzione del suono o dell'immagine e di prodotti connessi		
331	Fabbricazione di apparecchi medicali e chirurgici e di apparecchi ortopedici		
332	Fabbricazione di strumenti e apparecchi di misurazione, controllo, prove, navigazioni e simili, escluse le apparecchiature di controllo dei processi industriali		
333	Fabbricazione di apparecchiature per il controllo dei processi industriali		
334	Fabbricazione di strumenti ottici e di attrezzature fotografiche		
335	Fabbricazione di orologi		
341	Fabbricazione di autoveicoli	23,9	52,47
342	Fabbricazione di carrozzerie per autoveicoli; fabbricazione di rimorchi e semirimorchi	23,9	52,47
343	Fabbricazione di parti ed accessori per autoveicoli e per loro motori	23,9	52,47
351	Industria cantieristica: costruzioni navali e riparazioni di navi e imbarcazioni	18,01	36,79
352	Costruzioni di locomotive, anche da manovra e di materiale rotabile ferro-tranviario	22,56	46,68
353	Costruzione di aeromobili e di veicoli spaziali	22,56	46,68
354	Fabbricazione di motocicli e biciclette	22,56	46,68
355	Fabbricazione di altri mezzi di trasporto n.c.a.	22,56	46,68
361	Fabbricazione di mobili	68,89	324,4
362	Gioielleria ed oreficeria	9,53	22,27
363	Fabbricazione di strumenti musicali	9,53	22,27
364	Fabbricazione di articoli sportivi	9,53	22,27
365	Fabbricazione di giochi e giocattoli	9,53	22,27
366	Altre industrie manifatturiere n.c.a.	11,5	24,6
371	Recupero e preparazione per il riciclaggio di cascami e rottami metallici		
372	Recupero e preparazione per il riciclaggio di cascami e rottami non metallici		
401	Produzione e distribuzione energia elettrica	137,96	275,92

Cod ISTAT	Categoria industriale	BOD	COD
402	Produzione di gas: distribuzione di combustibili gassosi mediante condotta	137,96	275,92
403	Produzione e distribuzione di vapore ed acqua calda	137,96	275,92
410	Raccolta, depurazione e distribuzione d'acqua		

Tabella 4-2 Fattori di carico (kg/addetto anno) per BOD e COD suddivisi per categoria industriale ISTAT

### Carico industriale effettivo

Il carico effettivo di origine industriale è la quota di carico potenziale che effettivamente raggiunge i corpi idrici superficiali tenuto conto dei meccanismi di attenuazione naturali e artificiali che avvengono lungo il percorso dalla sorgente al recettore finale.

Nella stima del carico effettivo si ipotizza che gli effluenti industriali siano in parte collettati e, in parte, recapitati direttamente nelle acque superficiali o nel suolo, previo pre-trattamento in depuratore aziendale. Le percentuali di allacciamento delle aziende al sistema di fognatura e depurazione possono essere ricavate dalle informazioni raccolte presso gli enti preposti all'autorizzazione allo scarico.

La rappresentazione schematica del percorso del carico inquinante dalla sorgente al recapito finale è riportata nella Figura 4-2.

La quota di carico non collettato è da attribuire alle aziende ubicate in aree non servite dalla fognatura. In tali casi si ipotizza che gli effluenti siano sottoposti ad un pre-trattamento in depuratori aziendali al fine di renderli compatibili con i valori di legge per lo scarico nelle acque superficiali o in fognatura.

Per quanto riguarda il carico collettato (convogliato in fognatura), si considera che in effluenti in parte possano pervenire direttamente al corpo idrico o sul suolo ed, in parte, inviati alla depurazione.

Nel primo caso si assume che gli effluenti raggiungano il corpo idrico senza subire alcuna diminuzione del loro carico inquinante (ad eccezione delle perdite fognarie), mentre nel secondo caso, è necessario applicare ai reflui un opportuno coefficiente che tenga conto dell'abbattimento degli inquinanti negli impianti di depurazione, come indicato nel capitolo precedente.

Analogamente sono considerate le perdite fognarie e il contributo degli scaricatori di piena.

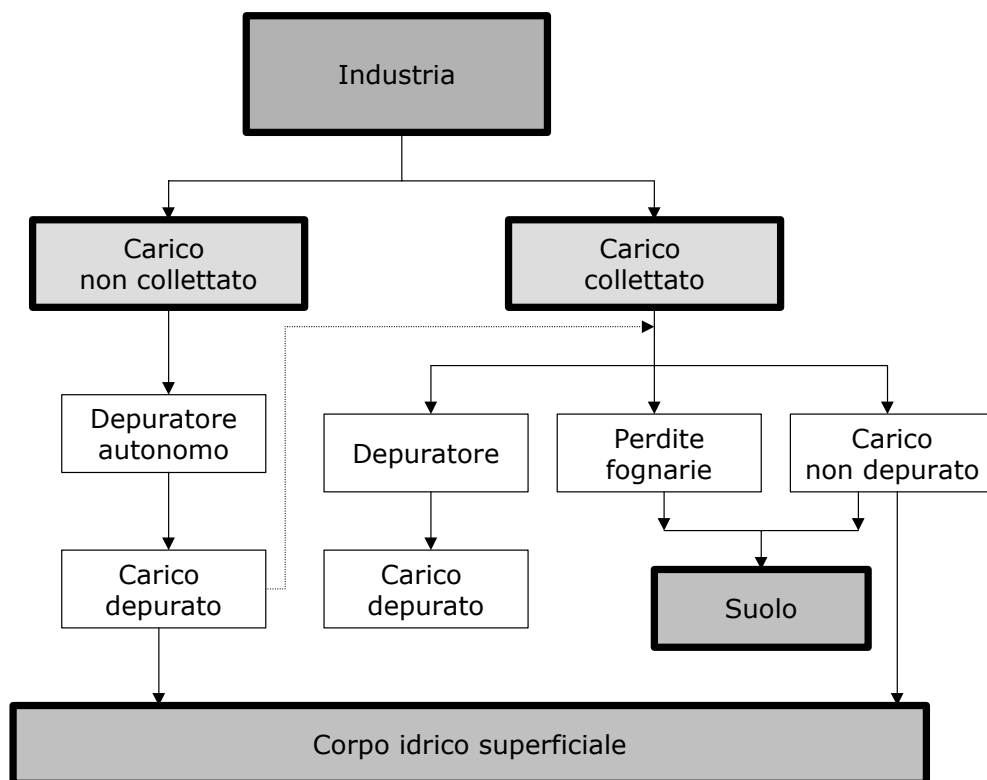


Figura 4-2 Schematizzazione carico industriale

## Carico agricolo

La determinazione del carico potenziale di origine agricola è effettuata su base comunale a partire dalla destinazione d'uso del suolo, dalla loro estensione e dai fattori di carico.

Per l'individuazione della destinazione d'uso del suolo e dell'estensione delle superfici coltivate e non, si utilizzano i dati del Censimento dell'agricoltura dell'ISTAT.

Le classi d'uso considerate sono:

- a. superficie agricola coltivata SAU (seminativi + colture permanenti + prati e pascoli);
- b. pioppeti;
- c. boschi;
- d. altri usi del terreno.

Il carico proveniente dai suoli coltivati è determinato applicando alle diverse tipologie colturali i fattori di carico relativi alla concimazione azotata e fosfatica ricavati dal Codice di buona pratica agricola e dal Sottoprogetto 2.1 dell'Autorità di bacino (Tabella 4-3).

Tipologia colturale	Azoto (kg N per ettaro all'anno)		Fosforo Kg P per ettaro all'anno
	Autorità di bacino	Codice buona pratica	
Grano	200	180 (tenero)	45
		140 (duro)	
Mais	250	280 (irrigato)	45
Riso	100	160	30
Orzo	-	120	
Avena	-	100	
Segale	-	80	
Patate	130	150	55
Barbabietole	120	150	65
Girasole	-	100	
Soia	-	20	
Carota	-	150	50
Cipolla		120	
Rapa		120	
Asparago	-	180	
Cavolfiore	-	200	
Zucchini	-	200	
Pomodoro	-	160	40
Vigneti	100		20
Frutta	110		35
Prati	40		30

Tabella 4-3 Fattori di carico per la concimazione azotata e fosfatica

Per la stima del carico inquinante a livello locale o per bacini di modeste dimensioni, i fattori di carico possono essere determinati anche attraverso indagini di campo presso le aziende agricole, considerando le tipologie colturali più significative.

Sulla base dei fattori di carico e della superficie adibita alle diverse tipologie colturali, si stima su base comunale la quantità complessiva di fertilizzante necessaria a soddisfare i fabbisogni delle colture, tenendo conto di eventuali surplus forniti.

Considerato che la fertilizzazione dei terreni può avvenire in diversi modi, è necessario distinguere l'apporto naturale (deiezioni animali) da quello chimico di sintesi, individuando la disponibilità di fertilizzanti organici a livello comunale.

A tale scopo si determina la quantità di reflui prodotti a partire dalla consistenza del patrimonio zootecnico, come indicato nel paragrafo successivo, al netto della riduzione di nutrienti che avviene durante le fasi di stoccaggio e distribuzione.

A partire dal fabbisogno di fertilizzanti e dal volume di reflui zootecnici disponibili, si determina, per differenza, la domanda di fertilizzanti chimici. Nei

comuni ove la domanda complessiva di fertilizzanti è superiore alla disponibilità di reflui zootecnici si ipotizza un ulteriore apporto di tipo chimico, mentre nel comune in cui la domanda è soddisfatta dai fertilizzanti naturali non si considerano gli apporti di tipo chimico. Nella stima è necessario escludere le aree di divieto di spandimento di reflui zootecnici.

Parte del carico di sostanze nutritive applicato al terreno è utilizzata direttamente dalle piante, mentre una quota residua, grazie al dilavamento dei terreni, perviene ai corpi idrici superficiali. I meccanismi di trasferimento del carico dai suoli alle acque sono condizionati da diversi fattori fisici e biochimici, tra cui la permeabilità e la pendenza del terreno, la piovosità, i quantitativi di concimi distribuiti e le modalità di distribuzione impiegate.

La quota di carico sversato nei corpi idrici superficiali (carico effettivo) dovuta al dilavamento dei suoli coltivati è quindi determinata a partire dai coefficienti di abbattimento, corretti da coefficienti di sversamento che tengono conto della piovosità, del gradiente e della permeabilità del terreno.

Per quanto riguarda i coefficienti di abbattimento si possono applicare i valori percentuali riportati in Tabella 4-4, mentre i coefficienti di sversamento sono riportati in Tabella 4-5.

Il rilascio di sostanza organica dai suoli non viene in genere considerato, in quanto la sostanza organica viene ivi degradata dai microrganismi presenti.

	Fertilizzante organico (%)	Fertilizzante di sintesi (%)
Fosforo	3	3
Azoto	17	20

Tabella 4-4 Coefficienti di abbattimento dell'azoto e fosforo nei terreni coltivati

Precipitazione annuale media	Fattore di correzione	Gradiente del terreno medio del comune	Fattore di correzione	Permeabilità del suolo	Fattore di correzione
<800 mm	0.8	<0.2°	0.8	alta	0.8
800-1200 mm	1.0	0.2-1.4° e >8°	1.0	moderata	1.0
>1200 mm	1.25	1.4°-8°	1.25	bassa	1.25

Tabella 4-5 Coefficiente di sversamento di azoto e fosforo nelle acque superficiali

Oltre all'utilizzo dei fertilizzanti di sintesi e dei reflui zootecnici, nella pratica agronomica è possibile impiegare, grazie alla loro azione concimante, i fanghi di depurazione delle acque reflue urbane e agrozootecniche.

Il carico di nutrienti apportato al suolo attraverso lo spandimento dei fanghi è stimato moltiplicando i volumi impiegati per il contenuto di sostanze nutritive presenti nel fango.

La stima del quantitativo di fanghi utilizzato in agricoltura è effettuata a livello provinciale sulla base dei dati ricavati dalle autorizzazioni rilasciate dalle province per tali spandimenti, contenenti tra l'altro le superfici interessate dallo spandimento e la descrizione delle caratteristiche dei fanghi prodotti.

Il contenuto di nutrienti nei fanghi può essere stimato sulla base di dati di letteratura

La stima del carico potenziale imputabile ai suoli non coltivati e delle aree urbane è effettuata sulla base dei seguenti fattori di carico:

- a. 0,2 kg P/ha/anno e 4,5 kg N/ha/anno per i suoli non coltivati;
- b. 0,4 kg P/ha/anno e 8 kg N/ha/anno per le aree urbane.

### Carico zootecnico

Il carico potenziale di origine zootecnica è stimato su base comunale a partire dai dati relativi al patrimonio zootecnico disaggregati per tipo di bestiame. Ad ogni categoria di bestiame sono applicati i fattori di carico specifici riportati nella Tabella 4-6.

Bestiame	Fosforo	Azoto	BOD
	(kg P per capo all'anno)	(kg N per capo all'anno)	(kg BOD per capo all'anno)
Bovini	9	60	200
Suini	4.5	15	90
Ovini	2.8	7	55
Pollame	0.2	0.5	1.0
Equini	9	58	200

Tabella 4-6 Fattori carico per tipologia di inquinante e categoria di bestiame

I dati relativi al patrimonio zootecnico sono forniti dal Censimento ISTAT nonché dalle amministrazioni provinciali e dalle aziende sanitarie locali (servizio veterinario).

Per la stima del carico effettivo si ipotizza che parte dei reflui zootecnici è convogliata alla depurazione e parte è stoccata per il successivo spandimento. Durante tali fasi, il carico inquinante dei reflui è ridotto grazie ai processi di abbattimento naturali e artificiali che avvengono prima dell'applicazione sul suolo. Tali perdite possono essere stimate in modo teorico e, in genere, sono considerate pari al 50%.

La quota del carico effettivo applicata ai terreni che raggiunge i corpi idrici superficiali è valutata secondo la metodologia illustrata nel paragrafo precedente.

La rappresentazione schematica del percorso del carico inquinante dalla sorgente al recapito finale è riportata nella Figura 4-3.



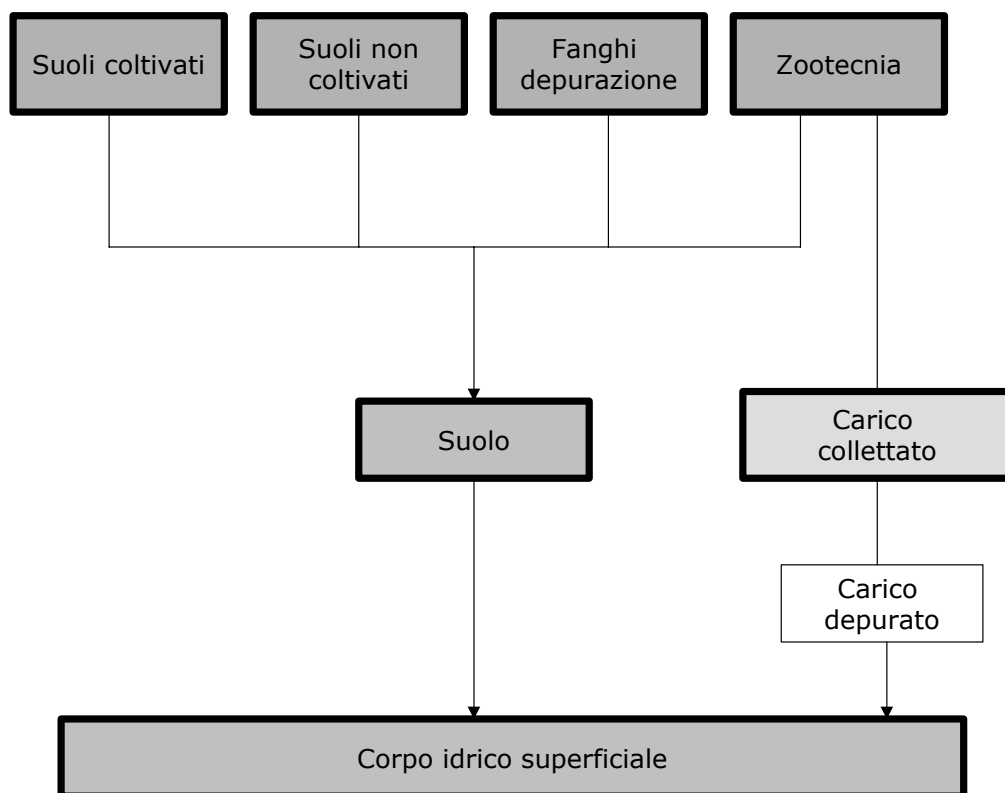


Figura 4-3 Schematizzazione carico agro-zootecnico

### Apporti atmosferici

I contributi atmosferici dei nutrienti in un bacino imbrifero sono compresi nei fattori di carico utilizzati per il dilavamento urbano, dei suoli coltivati e non. Pertanto, il carico imputabile agli apporti atmosferici devono considerare solo le precipitazioni dirette sui corpi idrici.

Questa sorgente di nutrienti rappresenta un apporto significativo solo nel caso di un elevato rapporto fra l'area del corpo idrico e l'area del bacino imbrifero.

Per la stima dell'apporto atmosferico si possono utilizzare coefficienti ricavati dalla letteratura.

## **5 Relazione tra carichi inquinanti e stato di qualità acque dei corpi idrici**

Una delle fasi fondamentali della valutazione del carico massimo ammissibile di inquinanti consiste nello stabilire una correlazione tra i carichi inquinanti calcolati e lo stato di qualità delle acque del corpo idrico di interesse. Mediante tale correlazione è possibile determinare la capacità di carico, definita come la massima quantità di inquinanti che il corpo idrico può ricevere senza violare le concentrazioni massime ammissibili per il corpo idrico stesso, e ripartirla tra le diverse sorgenti inquinanti presenti nel bacino idrografico.

A partire dalla relazione carichi/qualità delle acque è possibile analizzare l'efficacia di scenari di riduzione dei carichi e predisporre adeguate misure per il rispetto delle concentrazioni massime ammissibili.

La relazione tra carichi inquinanti e qualità delle acque può essere ottenuta utilizzando una combinazione di diversi strumenti di analisi dei corpi idrici recettori: valutazioni basate sull'esperienza, dati di monitoraggio, analisi statistica, modelli di simulazione della qualità delle acque.

### **5.1 Strumenti di analisi dei corpi idrici recettori**

Come già visto per la valutazione dei carichi inquinanti, la scelta degli strumenti più idonei per l'analisi dei corpi idrici recettori dipende da una serie di fattori: le caratteristiche del corpo idrico, il livello di dettaglio temporale e spaziale, le esigenze dell'utente, il grado di accuratezza richiesto nell'analisi.

Come prima approssimazione, è consigliabile analizzare la risposta del corpo idrico all'ingresso dei carichi inquinanti mediante l'applicazione di correlazioni empiriche causa-effetto basate sull'esperienza e sui dati storici, allo scopo di individuare i processi fisici e chimici dominanti. Tali correlazioni possono fornire un'analisi speditiva del problema, con un limitato impegno di risorse e tempo. Così come visto per la valutazione dei carichi inquinanti, è necessario utilizzare correlazioni empiriche ricavate in situazioni analoghe a quella di interesse. I risultati ottenuti devono essere considerati come valutazioni di larga massima. Qualora essi non fossero soddisfacenti, è necessario utilizzare strumenti di analisi più sofisticati, quali i modelli di simulazione della qualità delle acque.

La scelta del modello di simulazione più adatto deve essere attentamente valutata; l'utilizzo di un modello complesso può richiedere oneri rilevanti, ai quali non sempre corrisponde un proporzionale aumento dell'affidabilità dei risultati.

#### **5.1.1 Modelli di simulazione della qualità delle acque**

I modelli di simulazione della qualità delle acque effettuano, nel tratto di corpo idrico di interesse, un bilancio di massa per uno o più parametri inquinanti. In

tale bilancio sono considerati tre termini fondamentali: gli input/output di inquinanti attraverso il contorno del sistema, il trasporto di massa attraverso il sistema per effetto delle sue caratteristiche idrologiche ed idrodinamiche, le reazioni chimiche e biochimiche di trasformazione degli inquinanti che avvengono nell'ecosistema fluviale. I modelli di simulazione della qualità delle acque si differenziano per come trattano questi tre termini.

Il trasporto degli inquinanti all'interno del sistema avviene, come visto in precedenza, mediante fenomeni di tipo advettivo e dispersivo. Generalmente il primo predomina nei corsi d'acqua e nei laghi poco profondi, il secondo nei laghi profondi e nelle acque di transizione (estuari, delta, lagune). I corpi idrici in cui è predominante il trasporto di tipo advettivo possono essere considerati completamente mescolati, ed analizzati secondo schemi monodimensionali. Nei sistemi in cui è predominante il trasporto diffusivo la schematizzazione monodimensionale può risultare semplificativa.

La scala spaziale e temporale del modello è influenzata anche dal tipo di inquinamento in atto, come illustrato nella Figura 5-1.

Il trasporto degli inquinanti influenza anche la superficie da prendere in esame nella simulazione modellistica: la lunghezza di corso d'acqua da considerare a valle dell'immissione dei carichi inquinanti deve consentire l'analisi dei fenomeni più significativi.

Dal punto di vista della scala temporale, molti modelli ipotizzano una situazione di moto stazionario, assumendo un valore costante nel tempo per i carichi in ingresso e la portata corrispondente alla situazione idrologica più critica per il fenomeno di inquinamento in esame.

Nel caso di simulazione del bilancio dell'ossigeno e della trofia le condizioni critiche sono spesso rappresentate dal periodo estivo, in cui si verificano le portate di magra idrologica (almeno per il regime appenninico) e temperature elevate. In altre situazioni la condizione critica può essere quella invernale, caratterizzata da portate scarse (specie per il regime di tipo alpino) e basse capacità di riaerazione per effetto delle coperture di ghiaccio. Nei casi in cui i contributi inquinanti provengano prevalentemente da sorgenti diffuse, le stagioni critiche sono quelle piovose (primavera e autunno).

L'utilizzo di modelli di tipo stazionario è inoltre inadeguato quando il corpo idrico è soggetto a carichi inquinanti molto variabili (dilavamento di inquinanti diffusi da parte di piogge intense, tracimazione degli scaricatori di piena fognari), specialmente quando le violazioni degli obiettivi di qualità ambientale sono causate proprio da queste variazioni. In tal caso è necessario utilizzare modelli in grado di simulare in condizioni di moto vario sia il deflusso delle portate, sia i carichi inquinanti in ingresso.

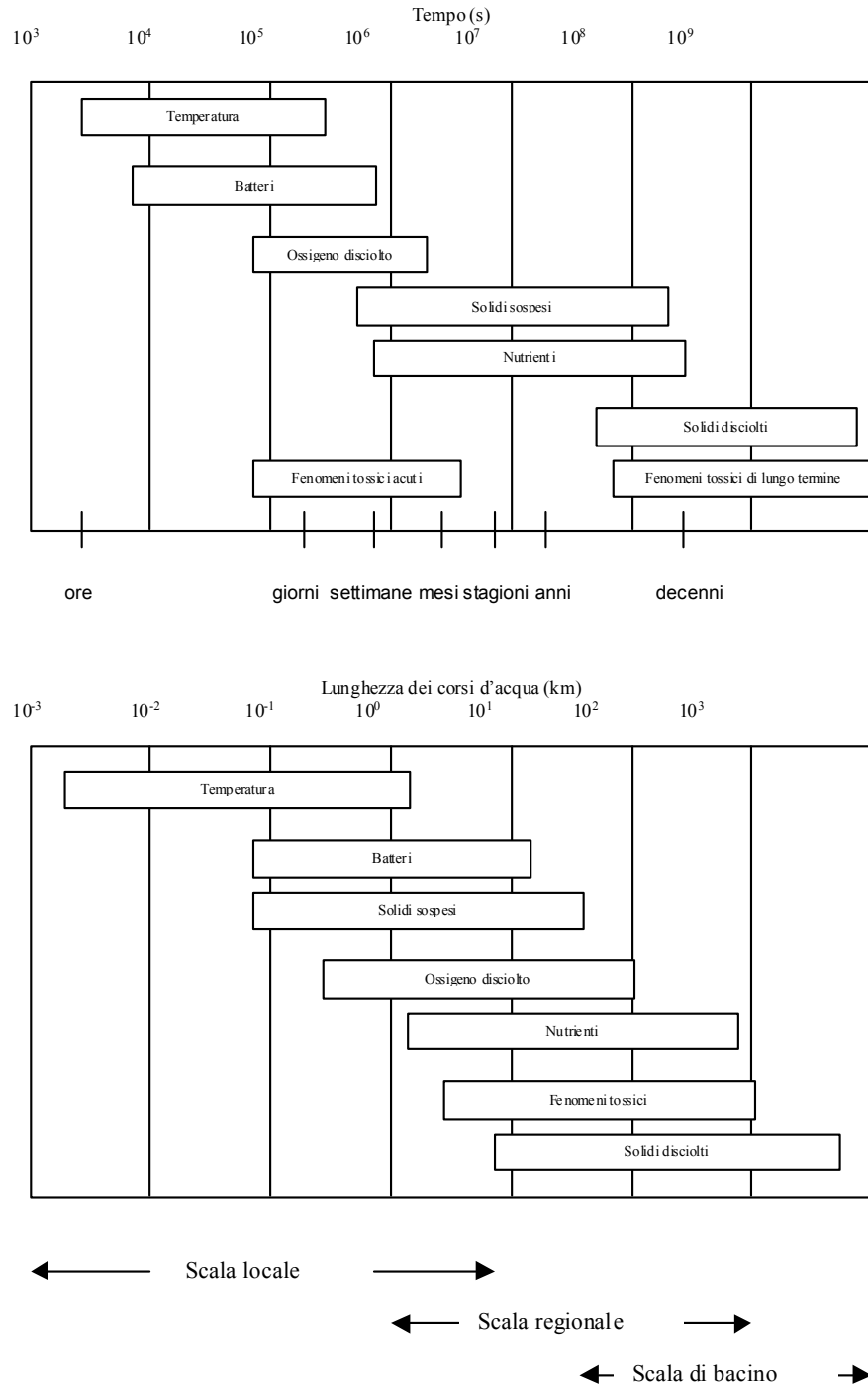


Figura 5-1 Scale temporali e spaziali per l'analisi dei fenomeni di qualità delle acque

Per quanto riguarda la degradazione degli inquinanti nell'ecosistema acquatico, un modello di qualità deve considerare i seguenti processi fisici, chimici e biochimici:

- a. degradazione delle sostanze organiche carboniose;
- b. nitrificazione;
- c. domanda di ossigeno dei sedimenti;
- d. riaerazione;
- e. fotosintesi;
- f. respirazione.

Nei modelli di qualità delle acque questi processi sono spesso rappresentati mediante reazioni del primo ordine; in determinate condizioni, ad esempio a basse concentrazioni di ossigeno, tale ipotesi non è realistica, ed è necessario simulare le cinetiche di reazione con equazioni non lineari.

Alcuni dei processi sopra elencati possono essere trascurati o raggruppati a seconda dell'importanza che essi hanno nel rappresentare il fenomeno di interesse. Il ciclo dell'azoto, ad esempio, può essere descritto con un'unica equazione di nitrificazione, oppure raggruppando il BOD imputabile all'ossidazione delle sostanze carboniose e quelle azotate. Se dal punto di vista del bilancio dell'ossigeno, tale semplificazione è generalmente valida, dal punto di vista della vita acquatica può essere utile distinguere le due forme di BOD quando si vuole analizzare la tossicità dell'ammoniaca.

Anche il ruolo di diverse componenti vegetali presenti (*fitoplancton*, *periphiton* e piante acquatiche) può essere studiato a diversi livelli di dettaglio.

Se l'interesse è rivolto al bilancio dell'ossigeno disciolto e la concentrazione di clorofilla *a* è relativamente costante durante il periodo maggiormente critico, l'analisi può essere effettuata mediante un modello stazionario, ricorrendo a formule analitiche semplificate per valutare le variazioni circadiane di ossigeno derivanti dall'attività fotosintetica.

Se lo studio deve indagare lo stato trofico del corpo idrico, determinando le variazioni di torbidità, di biomassa e di nutrienti disciolti per effetto dell'attività fotosintetica, è necessario utilizzare un modello in grado di simulare, su scala temporale almeno stagionale e in moto vario, anche l'uptake e il rilascio di nutrienti da parte delle specie vegetali, nonché l'adsorbimento e il rilascio a livello di sedimento.

Le biocenosi degli ambienti acquatici dominati da *periphiton* o macrofite sono meno conosciute rispetto a quelle tipiche degli ambienti dominati dal *fitoplancton*, pertanto la complessità e l'affidabilità dei modelli necessari per la simulazione delle componenti vegetali varia corrispondentemente.

## Valutazioni preliminari

Lo sviluppo del modello di qualità delle acque deve essere preceduto da una fase preliminare di indagine finalizzata a schematizzare l'ecosistema acquatico in esame, individuando le componenti del sistema fisico, chimico e biologico che possono essere trascurate.

Nel caso dell'eutrofizzazione è necessario in primo luogo individuare il fattore limitante della crescita algale e stimare la massima crescita algale, sulla base

dei valori caratteristici dei rapporti tra azoto, fosforo e clorofilla a nelle cellule algali:

- a. 7 mg N / mg clorofilla a
- b. 1 mg P / mg clorofilla a

Un rapporto N/P superiore a 12 indica generalmente una limitazione da fosforo, mentre un valore inferiore a 5 indica una limitazione da azoto.

Sulla base del rapporto elemento limitante/clorofilla a può essere calcolata, in termini di concentrazione di clorofilla a, la massima crescita algale. Tale valore può essere raggiunto in condizioni ottimali di tempo di ricambio, temperatura, luce, biodisponibilità dei nutrienti.

Inoltre può essere importante analizzare l'incidenza del tempo di ricambio idraulico; calcolando il tempo necessario ai produttori primari per il completo utilizzo dei nutrienti disciolti, è possibile confrontarlo con il tempo di ricambio delle acque all'interno del corpo idrico di interesse. In questo modo può essere verificata un'eventuale limitazione alla crescita algale causata dalla velocità dell'acqua nel corpo idrico.

Se si ritiene che le variazioni circadiane dell'ossigeno disciolto possano superare i valori massimi ammissibili fissati, è possibile valutare tali variazioni con formulazioni empiriche a partire dalle concentrazioni algali attese nel corpo idrico.

Sulla base delle valutazioni effettuate, sono definite le ipotesi semplificative da assumere allo scopo di individuare il modello di simulazione compatibile con la disponibilità di risorse e gli obiettivi di risanamento.

## **Monitoraggio del corpo idrico**

Una delle principali applicazioni dei modelli di simulazione è l'analisi degli effetti della riduzione dei carichi inquinanti sulla qualità delle acque.

Le particolari esigenze di tali modelli richiedono spesso di integrare le informazioni esistenti relative al corpo idrico con campagne di monitoraggio ad hoc, progettate specificamente per le esigenze di sviluppo, calibrazione e verifica del modello stesso. La validità e la capacità predittiva di tale strumento dipendono infatti dalla disponibilità e dalla qualità dei dati relativi al corpo idrico di interesse.

Come visto in precedenza, la gamma dei possibili modelli di qualità delle acque è molto ampia. Le strategie di monitoraggio ed il fabbisogno di dati sono condizionati, tra l'altro, dal modello prescelto. Per questa ragione è consigliabile, prima di predisporre eventuali programmi di monitoraggio, effettuare un'analisi approfondita delle caratteristiche del modello in termini di dati e parametri richiesti. Se i dati disponibili sono sufficienti è opportuno effettuare una prima applicazione del modello al caso di studio.

Tali analisi consentono innanzitutto di evidenziare i dati mancanti; inoltre, evidenziando i tratti dove ci si attendono rapide variazioni della qualità delle acque e/o superamenti delle concentrazioni massime ammissibili, permettono di localizzare i punti di campionamento di maggior interesse.

Mediante l'analisi di sensitività è possibile capire quali parametri inquinanti incidano maggiormente sull'affidabilità dei risultati: maggiori risorse (in termini di numero di punti e/o frequenze di campionamento più elevate) devono essere destinate all'analisi di tali parametri.

La sensitività del modello ad un determinato parametro (ad esempio l'ossigeno disciolto o la domanda di ossigeno dei sedimenti) può cambiare in modo significativo con la variazione della portata. Questo fenomeno deve essere considerato nel caso in cui la calibrazione e l'applicazione del modello siano effettuate con portate molto differenti.

I dati necessari per lo sviluppo di un modello di qualità delle acque sono generalmente i seguenti:

- a. geometria del corpo idrico;
- b. caratteristiche idrauliche del corpo idrico;
- c. dati meteorologici;
- d. dati relativi alla qualità delle acque.

Per quanto riguarda la geometria del corpo idrico, generalmente si adotta una rappresentazione schematica basata su una serie di tratti, all'interno dei quali le caratteristiche geometriche, idrologiche ed i processi biochimici sono pressoché omogenei.

Il numero di tratti fluviali rappresentati nel modello deve essere sufficiente a descrivere i fenomeni che avvengono nel sistema (variazioni rilevanti di sezioni, confluenze, derivazioni/immissioni idriche, ecc.). Ogni tratto del corso d'acqua è suddiviso in elementi computazionali, allo scopo di rappresentare l'andamento spaziale degli indicatori della qualità delle acque.

Tra i dati geometrici più rilevanti sono compresi la lunghezza del tratto fluviale, la geometria della sezione trasversale, la pendenza dell'alveo ed il coefficiente di scabrezza. Tali grandezze sono generalmente considerate costanti per ogni tratto e richiedono un numero di misure sufficiente a mediare la variabilità del corso d'acqua nel tratto stesso.

Le caratteristiche idrauliche di maggiore importanza sono la portata, la velocità e la profondità dell'acqua. In un corso d'acqua, è generalmente necessario misurare, in un numero congruo di punti del tratto, la portata transitante e le relative profondità. Tali dati consentono la calibrazione della relazione livelli/portata, la cui complessità varia con il modello prescelto.

Tra i principali dati meteorologici possono essere evidenziati la radiazione solare, la copertura del cielo da parte delle nuvole, la temperatura dell'aria, l'umidità relativa, la velocità del vento e la pressione atmosferica. Tali dati sono necessari per la valutazione del bilancio termico del corpo idrico a partire dall'irraggiamento ad onde corte e ad onde lunghe, dallo scambio di calore per convezione e dall'evaporazione all'interfaccia acqua/atmosfera. Può essere inoltre necessario stimare, se rilevante, l'ombreggiamento da parte della vegetazione riparia. Se il bilancio termico del corpo idrico è calcolato in modo semplificato, trascurando i fenomeni meno rilevanti, i dati necessari si riducono corrispondentemente.

Per quanto riguarda la qualità delle acque, i parametri qualitativi fisico-chimici generalmente utilizzati sono temperatura, ossigeno disciolto, BOD carbonioso, fosforo, azoto (ammoniacale, nitrito e nitrato), coliformi, clorofilla a e parametri conservativi, quali i solidi disciolti totali. Altri modelli possono includere ulteriori parametri inquinanti, quali sostanze tossiche, carbonio inorganico totale, alcalinità, pH, solidi sospesi organici ed inorganici, periphyton, zooplancton e organismi bentonici.

Oltre ai parametri fisico-chimici, le reazioni chimiche e biochimiche utilizzate nei modelli di simulazione contengono numerosi coefficienti, alcuni costanti, altri variabili nello spazio e altri ancora dipendenti dalla temperatura. Tra questi i più comunemente utilizzati sono il tasso di degradazione del BOD carbonioso, il tasso di sedimentazione del BOD carbonioso, il tasso di ossidazione dell'azoto ammoniacale, la domanda di ossigeno dei sedimenti, il tasso di riaerazione dell'acqua, i tassi di fotosintesi e di respirazione algale.

Il campionamento e la misurazione dei parametri inquinanti prescelti sono effettuati in sezioni del corpo idrico adeguate alla rappresentazione fisica dei fenomeni di interesse. In generale, nelle casistiche più comuni si considerano:

- a. la sezione di monte dei corsi d'acqua rappresentati nel modello (asta principale, affluenti);
- b. la sezione di chiusura del bacino dei principali affluenti non rappresentati nel modello;
- c. le sorgenti puntiformi di inquinanti immediatamente a monte del loro ingresso nel corpo idrico;
- d. le sezioni immediatamente a monte e a valle dell'ingresso dei carichi diffusi di maggior rilievo;
- e. la sezione di valle del corso d'acqua.

Una particolare attenzione deve essere riservata alla localizzazione della sezione di valle del corso d'acqua ed alle condizioni idrologiche in cui vi si svolgono i campionamenti. L'ubicazione della sezione di valle è il compromesso tra due esigenze opposte: essere sufficientemente a valle per rilevare il contributo delle principali sorgenti inquinanti del bacino ed essere sufficientemente a monte per ridurre l'effetto del rigurgito proveniente dal corpo idrico in cui il corso d'acqua sfocia. Devono essere evitati i campionamenti durante condizioni idrologiche favorevoli al rigurgito della sezione (bassi livelli idrometrici nel corso d'acqua, elevati livelli idrometrici nel corpo idrico in cui sfocia il corso d'acqua), che provocherebbero distorsioni nei valori di concentrazione rilevati e difficoltà nel correlare livelli e portate.

Punti di campionamento addizionali possono essere localizzati nei seguenti punti:

- a. tratti particolarmente sensibili all'inquinamento;
- b. tratti in cui si possa presumere che le concentrazioni massime ammissibili siano violate;
- c. tratti a monte degli affluenti principali o delle principali sorgenti puntiformi;



- d. tratti in cui si possano prevedere sensibili variazioni delle caratteristiche fisiche e biochimiche del corpo idrico.

Nello studio del bilancio dell'ossigeno, i punti di campionamento dovrebbero consentire di descrivere adeguatamente l'andamento dell'ossigeno disciolto a valle di ogni immissione rilevante di inquinanti. Questo può comportare l'individuazione di un numero addizionale di punti di campionamento variabile (a seconda della conoscenza pregressa del fenomeno di inquinamento) tra 5 e 10 a valle di ogni immissione rilevante di inquinanti, allo scopo di rilevare con una buona approssimazione la concentrazione minima dell'ossigeno disciolto ed eventuali violazioni della concentrazione ammissibile. Laddove vi sia un elevato numero di immissioni inquinanti, i relativi andamenti dell'ossigeno disciolto si sovrappongono, riducendo il numero di punti di campionamento necessari nel tratto di valle.

Per quanto riguarda i dati di calibrazione del modello, il monitoraggio delle acque deve essere condotto durante periodi il più possibile simili alle condizioni che saranno simulate per la determinazione dei carichi massimi ammissibili. Tali condizioni corrispondono in genere alla situazione maggiormente critica per il fenomeno di inquinamento di interesse.

Per la validazione del modello è inoltre necessario acquisire un set di dati indipendenti dai dati di calibrazione. Se la valutazione dei carichi massimi ammissibili richiede la simulazione di molteplici condizioni idrologiche, queste dovrebbero essere comprese tra le due condizioni di calibrazione e validazione.

I dati di calibrazione e di validazione del modello possono essere acquisiti nel corso di campagne sinottiche di misura, in cui il campionamento nei diversi punti avvenga in un lasso di tempo molto breve rispetto ai tempi di risposta idrologica del corpo idrico.

La simulazione in stato stazionario richiede che il monitoraggio delle acque, specie se effettuato per mezzo di campagne sinottiche, sia effettuato quando le condizioni idrologiche e i carichi inquinanti siano pressoché costanti. Nel caso del bilancio dell'ossigeno, è inoltre necessario valutare la rilevanza dell'effetto circadiano dell'attività fotosintetica dei produttori primari.

La frequenza di campionamento necessaria aumenta passando da un modello di qualità in condizioni stazionarie ad uno in condizioni di moto vario.

Nella Tabella 5-1 si riportano, a titolo di esempio, i parametri fisico-chimici da considerare nella simulazione dei fenomeni di inquinamento più comuni a livello di bacino.

## **Calibrazione del modello**

La calibrazione consiste in una serie di affinamenti successivi delle ipotesi assunte, effettuati su una base dati indipendente, finalizzati a ridurre lo scostamento dei dati misurati dai risultati ottenuti dal modello.

In questa fase è verificata la bontà delle stime dei coefficienti che governano le caratteristiche idrauliche e le reazioni chimiche e biochimiche del corpo idrico. La stima di tali coefficienti è in genere effettuata in modo indiretto sulla base di analisi dei dati e dei fenomeni fisici prevalenti.

Parametro	Bilancio ossigeno	Tossicità ammoniacale	Crescita algale
Ossigeno disciolto	X		
BOD	X		
Temperatura	X	X	X
N-NH <sub>4</sub>	X	X	
N-NO <sub>3</sub>	X		X
N-NO <sub>2</sub>	X		X
Azoto TKN	X		
pH		X	
Clorofilla a			X
Ortofosfato			X
Trasparenza (Secchi)			X

Tabella 5-1 Scale temporali e spaziali per l'analisi dei fenomeni di qualità delle acque

La calibrazione dei coefficienti fisici, idraulici e biochimici deve comunque essere effettuata all'interno di range di valori che ne garantiscano la compatibilità con i fenomeni fisici simulati.

I range di variabilità possono in genere essere ricavati dalla letteratura scientifica. Se i valori utilizzati non consentono di ottenere una buona aderenza con i dati osservati, è necessario rivedere i dati di base e le ipotesi effettuate durante lo sviluppo iniziale del modello, per individuare i fattori che maggiormente determinano lo scostamento. Laddove sia possibile determinare alcuni coefficienti sulla base di dati sito-specifici, è consigliabile escludere questi ultimi dalla calibrazione del modello, ed agire sui coefficienti per i quali sono disponibili i soli valori di letteratura.

Nei modelli che accorpano o trascurano coefficienti relativi a diversi fenomeni fisici, le operazioni di calibrazione devono essere condotte con estrema cautela, allo scopo di verificare l'effettivo significato fisico dei coefficienti ed evitare distorsioni nelle previsioni del modello stesso.

Alcune operazioni di calibrazione, basate sull'ipotesi di separazione degli effetti delle singole sorgenti inquinanti, non devono essere utilizzate quando le equazioni utilizzate dal modello includano termini non lineari.

Una misura quantitativa della validità della calibrazione può essere effettuata attraverso diverse tecniche statistiche di valutazione dello scostamento tra i dati misurati e le previsioni del modello, tra cui il confronto tra i valori medi, la regressione ai minimi quadrati, la stima dell'errore relativo.

## Validazione del modello

La validazione del modello è effettuata in seguito alla fase di calibrazione sulla base di dati indipendenti.

---

Per validare il modello può essere necessario variare alcuni dei coefficienti fisici, idraulici e biochimici rispetto ai valori di calibrazione. Questo accade nei casi in cui alcuni fenomeni, trascurabili nelle condizioni fisiche assunte per la calibrazione, siano rilevanti in fase di validazione. Ad esempio il tasso di nitrificazione, essendo dipendente dalla temperatura, non può essere determinato accuratamente con una calibrazione in situazione invernale. La precisione può essere aumentata mediante una validazione in condizioni estive, nelle quali il fenomeno produce effetti rilevanti. In tal caso il modello deve essere nuovamente testato rispetto ai dati di calibrazione.

La validazione include anche l'analisi di incertezza che, oltre a fornire indicazioni sui risultati ottenuti e sui fenomeni che maggiormente ne condizionano l'affidabilità, consente di valutare i limiti connessi all'attuazione di scenari di intervento e nonché la quota del carico massimo ammissibile da attribuire al coefficiente di sicurezza.

L'analisi di incertezza può essere effettuata con diverse tecniche, tra le quali l'analisi di sensitività, l'analisi dell'errore di primo ordine e la simulazione di Monte Carlo.

Al termine della fase di validazione è possibile determinare l'accuratezza del modello, misurata come l'errore relativo residuo tra le previsioni del modello e i dati misurati.

## 6 Ripartizione del carico massimo ammissibile

Come illustrato nei capitoli precedenti, il carico massimo ammissibile di inquinante è la somma, corretta da un opportuno coefficiente di sicurezza, del carico puntiforme e diffuso di origine naturale e antropica che può essere veicolato nel corpo idrico senza causare il superamento della concentrazione massima ammissibile.

La determinazione del carico massimo ammissibile per un dato inquinante è effettuata a partire dall'analisi delle correlazioni causa – effetto che intercorrono fra il carico inquinante gravante sul corpo idrico e la qualità delle acque.

La conoscenza di queste correlazioni consente di stabilire la capacità di carico del corpo idrico e di definire il carico massimo ammissibile.

Alla definizione della capacità di carico si giunge attraverso l'utilizzo di strumenti analitico-previsionali la cui complessità può variare da semplici relazioni empiriche ai più complessi modelli di simulazione della qualità delle acque.

Come precedentemente descritto, la scelta della procedura di analisi è effettuata in funzione di molteplici fattori che includono sia caratteristiche fisiche e idrauliche del corpo idrico che il grado di accuratezza e i costi necessari alle elaborazioni.

A partire dal valore di carico massimo ammissibile, si effettua la ripartizione delle quote da assegnare, rispettivamente, alle sorgenti puntiformi e diffuse. Nella ripartizione sono considerate le disposizioni vigenti in materia di tutela delle risorse idriche nonché le previsioni di sviluppo demografico, urbanistico, industriale e rurale del territorio.

La ripartizione del carico massimo ammissibile tra le sorgenti puntiformi e diffuse rappresenta un importante strumento di pianificazione, in quanto consente di assegnare un peso alle diverse attività antropiche esistenti nel bacino idrografico, differenziandole per area geografica e considerandone anche, qualora possibile, le prospettive di sviluppo futuro. Tale ripartizione deve tenere conto dei seguenti fattori:

- a. la necessità di recepire le normative comunitarie e nazionali di settore;
- b. la necessità di recepire gli indirizzi di pianificazione a livello di bacino;
- c. l'efficacia degli interventi di riduzione del carico inquinante, in particolare di origine diffusa;
- d. la fattibilità tecnica degli interventi e i tempi di raggiungimento dei risultati;
- e. i costi di attuazione degli interventi di riduzione del carico inquinante;
- f. l'equità nella distribuzione degli oneri.

La ripartizione del carico massimo ammissibile di inquinanti sulla base dei fattori sopra elencati richiede un notevole sforzo nel coniugare interessi spesso contrapposti, soprattutto per i bacini idrografici di grandi dimensioni.

E' pertanto consigliabile effettuare la ripartizione del carico massimo ammissibile per approssimazioni successive, partendo dalla valutazione dei fattori più importanti e più facilmente quantificabili.

La prima fase può consistere quindi nella definizione del margine di sicurezza e nella ripartizione del carico massimo ammissibile valutando l'effetto dell'attuazione delle normative nazionali vigenti. Tale valutazione può essere effettuata in modo diretto per le sorgenti puntiformi, che si prestano più facilmente ad una quantificazione degli effetti della normativa, ed in modo residuale per le sorgenti diffuse, il cui contributo è più difficilmente quantificabile.

Il carico assegnato alle sorgenti puntiformi può essere quindi calcolato in prima approssimazione come il carico veicolato nei corpi idrici a seguito della completa attuazione delle disposizioni del D.Lgs.152/99 e del Progetto di Piano stralcio per il controllo dell'Eutrofizzazione, relativamente al completamento e all'adeguamento delle reti fognarie e degli impianti di depurazione. Il carico assegnato alle sorgenti diffuse può essere valutato come il carico massimo ammissibile decurtato del margine di sicurezza stimato e del carico assegnato alle sorgenti puntiformi.

La ripartizione di primo livello può essere affinata per fasi successive.

Nel caso in cui nella ripartizione di primo livello il carico assegnato alle sorgenti puntiformi a seguito dell'attuazione delle disposizioni di legge comporti la necessità di ridurre il carico proveniente dalle sorgenti diffuse in modo tecnicamente ed economicamente insostenibile, è necessario effettuare una ripartizione di secondo livello. Tale ripartizione, rispetto al primo livello, deve effettuare una maggiore riduzione dei carichi provenienti da sorgenti puntiformi per consentire una riduzione sostenibile del carico diffuso.

A livelli di affinamento successivi devono essere valutati fattori maggiormente legati alle singole situazioni locali, tra i quali ad esempio l'efficacia e la fattibilità tecnica ed economica degli interventi di riduzione dei carichi, nonché l'equità della ripartizione degli oneri.

La procedura di ripartizione per approssimazioni successive può essere schematizzata considerando l'esempio di seguito descritto.

Si consideri un corso d'acqua per il quale è necessario determinare il carico massimo ammissibile di fosforo totale. Nel corpo idrico è attualmente veicolato un carico annuale di fosforo totale pari a 200 t/anno. Il contributo delle sorgenti puntiformi è pari a 130 tP/anno e il contributo delle sorgenti diffuse è pari a 70 tP/anno.

Dalle valutazioni effettuate, il carico massimo ammissibile risulta pari a 150 tP/anno.

Gli interventi prescelti per la riduzione del carico inquinante proveniente da sorgenti puntiformi consistono in:

- a. completamento del sistema fognario e la realizzazione del trattamento secondario di depurazione, come previsto dal D.Lgs.152/99;
- b. realizzazione di un trattamento terziario di depurazione, secondo le disposizioni del D.Lgs.152/99 e le priorità di intervento indicate dal Progetto di Piano stralcio per il controllo dell'eutrofizzazione.

Da questo scenario si ottiene un carico veicolato dalle sorgenti puntiformi pari a 100 t/anno. Considerando un margine di sicurezza del 10%, pari quindi a 15 t/anno, si ottiene un carico assegnato alle sorgenti diffuse pari a 35 t/anno. Ne consegue che la necessaria riduzione del carico proveniente dalle sorgenti diffuse è pari al 50% del valore attuale.

Considerata la tipologia degli interventi di riduzione dei carichi diffusi, tale percentuale può essere difficoltosa da ottenere a fronte di tempi e costi ragionevoli. In questo caso è necessario affinare la ripartizione ottenuta, aumentando ulteriormente la riduzione dei carichi puntiformi e portando la riduzione dei carichi diffusi a valori più facilmente ottenibili.

Ad esempio, i carichi assegnati possono essere pari a 85 tP/anno per le sorgenti puntiformi e 50 tP/anno per le sorgenti diffuse. Questa strategia di ripartizione di secondo livello deve rispettare gli indirizzi e i criteri di priorità dettati dagli strumenti di pianificazione di bacino. L'aumento della riduzione dei carichi inquinanti provenienti dalle sorgenti puntiformi deve rispondere pertanto agli obiettivi ed alle priorità di intervento assegnate a scala di bacino.

Eventuali ulteriori affinamenti di tale ripartizione possono essere successivamente effettuati sulla base di considerazioni sito-specifiche.

L'esempio sopra descritto è sinteticamente schematizzato nella Tabella 6-1.

	Margine di sicurezza (tP/anno)	Sorgenti puntiformi (tP/anno)	Sorgenti diffuse (tP/anno)	Totale (tP/anno)	Note
Carico massimo ammissibile	-----	-----	-----	150	
Condizioni attuali	-----	130	70	200	Il carico è superiore al valore massimo ammissibile
Ripartizione di 1° livello	15	100	35	150	La riduzione necessaria per le sorgenti diffuse è difficilmente ottenibile
Ripartizione di 2° livello	15	85	50	150	La ripartizione è conforme alla normativa vigente e alle strategie di intervento del Piano di bacino
Ripartizione di 3° livello	.....	.....	.....	150	La ripartizione è eventualmente affinata in base all'efficacia degli interventi di risanamento, alla loro fattibilità tecnica ed economica, nonché all'equità della ripartizione degli oneri.

Tabella 6-1 Esempio di ripartizione dei carichi massimi ammissibili per approssimazioni successive