



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TORINO

SCUOLA DI SPECIALIZZAZIONE IN MICROBIOLOGIA E VIROLOGIA

TESI DI SPECIALIZZAZIONE

***E. coli* come bioindicatore della qualità
delle acque superficiali
Caso studio della Valle d'Aosta**

Presentata dalla Dott.ssa:

Silvia Piovano

Direttrice Prof.ssa *Rossana Cavallo*

Co-relatrice Prof.ssa *Giuliana Banche*

Anno Accademico 2015-2016

A mia madre

Indice

Capitolo 1 - Introduzione	1
1.1. Bioindicatori microbici della qualità delle acque.....	1
1.2. <i>E. coli</i>	3
1.2.1. <i>Indicatore per le acque superficiali</i>	5
1.2.2. <i>Presenza di E. coli negli ambienti acquatici</i>	6
1.2.3. <i>Associazione con i patogeni</i>	7
1.3. L'acqua.....	7
1.3.1. <i>Caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche</i>	7
1.3.2. <i>Ciclo dell'acqua</i>	9
1.3.3. <i>Risorse idriche superficiali e circolazione dell'acqua in Italia</i>	10
1.3.4. <i>Inquinamento delle acque</i>	12
1.3.5. <i>Trattamento delle acque reflue</i>	14
1.3.6. <i>Malattie microbiche di origine idrica</i>	19
1.4. Evoluzione normativa in materia di qualità delle acque superficiali	24
1.4.1. <i>Primi passi verso una normativa ambientale moderna</i>	24
1.4.2. <i>Decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152</i>	26
1.4.3. <i>La Direttiva Europea 2000/60/CE (Water Framework Directive, WFD) e recepimento in Italia</i>	30
1.5. Normativa di tutela delle acque ricreazionali.....	39
1.5.1. <i>Incidenza patologie associate alle acque ricreazionali</i>	39
1.5.2. <i>Balneazione</i>	40
1.5.3. <i>Linee Guida OMS, 2003</i>	43
1.5.4. <i>Attività ricreazionali definite a "contatto limitato"</i>	48
1.5.5. <i>Proposte di linee guida e valori limite per le acque ricreazionali</i>	52
Capitolo 2 - Scopo del lavoro	58
Capitolo 3 - Area di studio	60
3.1. Inquadramento geografico	60

3.2.	Inquadramento idrografico e idrologico.....	61
3.3.	Principali torrenti della Valle d’Aosta	64
3.3.1.	<i>Dora Baltea</i>	64
3.3.2.	<i>Dora di Ferret</i>	68
3.3.3.	<i>Torrente Artanavaz</i>	69
3.3.4.	<i>Torrente Buthier</i>	70
3.3.5.	<i>Torrente Saint-Barthélemy</i>	71
3.3.6.	<i>Torrente Marmore</i>	72
3.3.7.	<i>Torrente Evançon</i>	73
3.3.8.	<i>Torrente Lys</i>	74
3.3.9.	<i>Torrente Ayasse</i>	75
3.3.10.	<i>Torrente Chalamy</i>	76
3.3.11.	<i>Torrente Clavalité</i>	77
3.3.12.	<i>Torrente Grand Eyvia</i>	78
3.3.13.	<i>Torrente Savara</i>	79
3.3.14.	<i>Dora di Rhêmes</i>	80
3.3.15.	<i>Dora di Valgrisenche</i>	81
3.3.16.	<i>Dora di La Thuile</i>	82
3.4.	Le stazioni di monitoraggio	83
3.5.	Acque reflue in Valle d’Aosta.....	84
3.6.	Acque superficiali ad uso ricreazionale	91
3.6.1.	<i>Fruizione dei corsi d’acqua in Valle d’Aosta</i>	91
3.6.2.	<i>Sport d’acqua viva</i>	92
Capitolo 4 - Materiali e Metodi		95
4.1.	Ricerca di microrganismi di natura batterica	95
4.1.1.	<i>Metodo della filtrazione su membrana (MF)</i>	95
4.2.	Modalità di campionamento.....	97
4.3.	Modalità di trasporto e conservazione	98

4.4.	Ricerca di <i>E. coli</i> nelle acque superficiali	99
4.4.1.	<i>Principio del metodo C</i>	99
4.4.2.	<i>Istruzione Operativa ARPA Valle d’Aosta – Sezione Laboratorio – Area Operativa Microbiologia/Biologia</i>	100
4.5.	Elaborazione dei dati di <i>E. coli</i> , LIM e LIMeco ai sensi del D.Lgs 152/99 e D.Lgs 152/2006	103
4.6.	Analisi statistica dei dati di <i>E. coli</i>	107
4.6.1.	<i>Studio della stagionalità</i>	107
4.6.2.	<i>Analisi dei corpi idrici utilizzati a scopi ricreazionali</i>	109
Capitolo 5 - Risultati e Discussione		112
5.1.	Conoscenze pregresse - Monitoraggi pre-2010 ai sensi de D. Lgs 152/99	112
5.2.	Elaborazione dei dati di concentrazione di <i>E. coli</i> 2010-2016.....	113
5.3.	Elaborazione degli indici LIM e LIMeco.....	118
5.4.	Confronto tra LIM, LIMeco e concentrazioni di <i>E. coli</i>	120
5.4.1.	<i>Dora Baltea</i>	120
5.4.2.	<i>Torrente Artanavaz</i>	124
5.4.3.	<i>Torrente Buthier</i>	125
5.4.4.	<i>Torrente Marmore</i>	126
5.4.5.	<i>Torrente Evançon</i>	128
5.4.6.	<i>Torrente Lys</i>	130
5.4.7.	<i>Torrente Ayasse</i>	131
5.4.8.	<i>Torrenti Chalamy, Clavalité e Saint-Barthélemy</i>	132
5.4.9.	<i>Torrente Grand Eyvia</i>	133
5.4.10.	<i>Torrente Savara</i>	134
5.4.11.	<i>Dora di Rhêmes</i>	135
5.4.12.	<i>Dora di Valgrisenche</i>	137
5.4.13.	<i>Dora di La Thuile</i>	138
5.5.	Differenze stagionali nelle concentrazioni di <i>E. coli</i>	139

5.6. Acque ricreative: confronto tra i dati raccolti nell'area di studio e limiti proposti in letteratura	142
Capitolo 6 - Conclusioni	150
Bibliografia	153
Allegato I - Anagrafica delle stazioni di monitoraggio e numero di campioni totale	160
Allegato II - Dataset.....	167
Allegato III - Risultati <i>E. coli</i> e classi di qualità delle singole stazioni.....	198
Allegato IV - Risultati <i>E. coli</i> e classi di qualità dei corpi idrici.....	208
Allegato V - Risultati LIM e LIMeco	211
Allegato VI - Risultati e andamenti stagionali di <i>E. coli</i> dei principali torrenti	219
Allegato VII - Cartografia delle stazioni critiche	237
Allegato VIII - Andamento delle stazioni interessate dalla pratica di sport d'acqua viva	247

Capitolo 1

Introduzione

1.1. Bioindicatori microbici della qualità delle acque

La presenza di *contaminanti di natura biologica* nelle acque ha particolare rilevanza per le possibili conseguenze sulla salute dell'uomo e/o degli animali. Organismi (patogeni e opportunisti patogeni) capaci di provocare malattie trasmesse per via idrica possono essere eliminati con le feci di individui infetti, raggiungere l'ambiente acquatico e, attraverso differenti modalità, possono infettare e dare origine a patologie in altri soggetti, garantendo, in tal modo, la circolazione dei patogeni (*circuito oro-fecale*). Nelle acque vengono a ritrovarsi tuttavia anche quei microrganismi generalmente di per sé non patogeni, a prevalente habitat intestinale, la cui presenza nell'ambiente idrico costituisce un *indice indiretto e teorico della eventuale contemporanea presenza di patogeni*. Essi costituiscono il gruppo dei microrganismi definiti **indicatori di contaminazione fecale**, la cui ricerca costituisce la parte largamente prevalente dell'esame microbiologico delle acque e quella universalmente praticata (APAT-IRSA-CNR 29/2003). Ciò è dovuto essenzialmente a motivi di ordine pratico, legati alla relativa semplicità nel rilevamento degli indicatori a fronte della ricerca laboriosa dei patogeni.

Pertanto, alcuni batteri, non direttamente pericolosi, vengono chiamati "indicatori" e svolgono egregiamente il loro ruolo di "spie" della qualità microbiologica e della possibile co-presenza di pericoli per la salute quando:

- vengono scelti secondo una logica deduttiva scientificamente fondata;
- vengono scelti con il minor ricorso possibile alle categorie omnicomprehensive, tassonomicamente confuse, o soggette ad imprecisioni interpretative (di cui è un esempio il parametro delle cariche batteriche totali);
- sono facilmente applicabili anche nella routine dei laboratori quali componenti principali della sorveglianza analitica.

La validità di un indicatore dipende da quanto è sensibile (pertinente a descrivere il fenomeno), specifico e preciso. È *pertinente* quando costituisce una caratteristica essenziale del fenomeno, cosicché, quando il fenomeno si verifica, l'indicatore lo segnala sempre. È *specifico* quando costituisce una caratteristica esclusiva, cosicché non può mai succedere che l'indicatore induca ad imputare, al fenomeno in questione, variazioni in realtà dovute ad altri fenomeni. È *preciso* quando è capace di misurare fedelmente le variazioni allo stesso livello quantitativo del fenomeno.

Per essere un buon indicatore un batterio o un gruppo di batteri devono:

- appartenere alla microflora intestinale degli animali a sangue caldo;
- essere presenti contemporaneamente ai patogeni e assenti nei campioni non contaminati;
- essere presenti in quantità maggiori rispetto ai patogeni;
- essere resistenti almeno in eguale misura rispetto ai patogeni a condizioni ambientali sfavorevoli e ai processi di disinfezione;
- non moltiplicarsi nell'ambiente acquatico;
- essere individuabili in modo rapido e con analisi poco costose.

Nel 1982 Pipes ha affermato un concetto che è diventato nel tempo un dogma assoluto: *”Poiché il materiale fecale può contenere dei patogeni, più materiale fecale c'è nell'acqua più grande è il rischio di contrarre malattie per le persone che usano ed entrano in contatto con quell'acqua”*.

Questo assunto conduce ad una serie di ipotesi che correlano l'incidenza di malattie trasmesse dall'acqua alla presenza di materiale fecale (Fig. 1.1):

- più materiale fecale c'è nell'acqua più è alta la concentrazione di indicatori;
- esiste un pressoché stabile rapporto tra concentrazione di indicatori e di patogeni;
- più è alta la concentrazione di patogeni più è alta l'incidenza di malattie nelle persone che utilizzano quell'acqua.

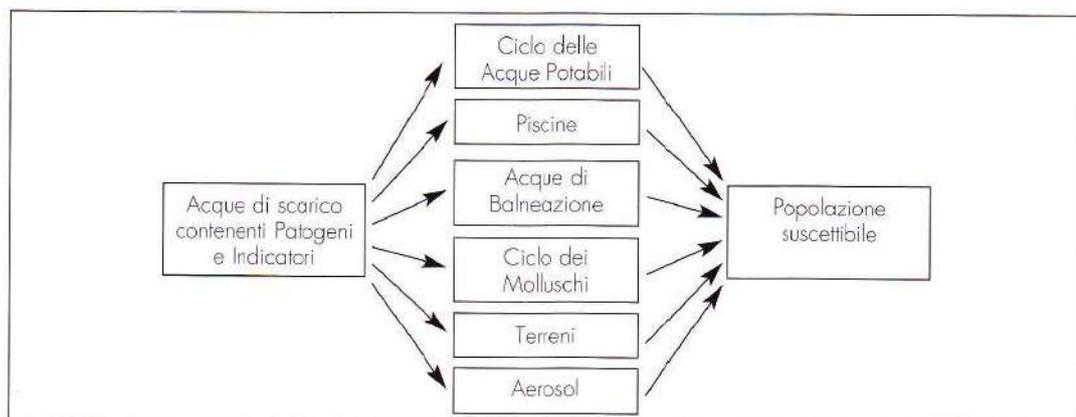


Figura 1.1 - Vie di contatto tra acque di scarico contenente patogeni e popolazione suscettibile

Di conseguenza, in termini di prevenzione della salute pubblica, è stata messa in atto una catena di barriere di trattamento degli scarichi in modo da ridurre la concentrazione dei patogeni: l'efficacia dei trattamenti viene tuttora monitorata attraverso la ricerca di indicatori batterici.

E' da sottolineare però come oggi in realtà il rischio sia maggiormente associato alla presenza di protozoi e virus nelle acque piuttosto che alla presenza di patogeni batterici di origine fecale. Sebbene dunque la semplice disinfezione possa abbattere la concentrazione di indicatori batterici e produrre acqua idonea a rispettare gli standard legislativi di qualità microbiologica, è opinabile che questa sia in grado di rappresentare un efficace sistema di produzione di acqua esente da rischio microbiologico.

L'esame microbiologico delle acque dà la possibilità di verificare l'eventuale presenza dei microrganismi presenti in esse, mediante valutazioni quali-quantitative basate su tecniche analitiche che ne permettono l'evidenziazione e/o lo sviluppo. L'analisi microbiologica riveste particolare importanza quando si considerano acque destinate all'approvvigionamento idrico-potabile sia in relazione alla loro qualità in funzione del trattamento di disinfezione cui debbono essere sottoposte, sia dopo la loro immissione nella rete idrica. Analogamente, con il controllo microbiologico si va a definire anche la *qualità delle acque superficiali* e di *acque reflue* che, con il loro apporto inquinante, influenzano e modificano le caratteristiche del corpo idrico recettore (fiume, lago, mare).

I microrganismi storicamente proposti come indicatori di inquinamento fecale nell'ambiente per la definizione della qualità di acque di diversa tipologia e a diversa destinazione d'uso sono stati i *coliformi totali*, i *coliformi fecali* (di cui fa parte *E. coli*) e gli *streptococchi fecali*. Negli anni più recenti, l'approfondimento degli studi e delle ricerche ha tuttavia orientato l'interesse su altri gruppi di indicatori o specie microbiche più significativi: *Enterococchi* ed *E. coli* sono attualmente ritenuti i più validi indicatori di contaminazione fecale e parametri che, meglio di altri, possono segnalare la eventuale presenza di patogeni. Infatti *E. coli* è strettamente correlato alla presenza di salmonella (WHO, 2001).

1.2. *E. coli*

Mentre le denominazioni "coliformi totali" e "coliformi fecali" fanno riferimento a gruppi eterogenei di batteri, il termine *E. coli* corrisponde ad una specie tassonomicamente definita, a sua volta compresa nella famiglia delle *Enterobacteriacee*. *E. coli* è un microrganismo a forma di bastoncello gram-negativo (*Fig. 1.2*), aerobio ed anaerobio facoltativo, non sporigeno, che cresce alla temperatura di $44\pm 1^{\circ}\text{C}$, lattosio-fermentante,

indolo-positivo in terreni contenenti triptofano, β -D-glucuronidasi-positivo. Questo enzima non è prodotto dai coliformi, conseguentemente il rilevamento della sua presenza può essere usato per discriminare *E. coli* da questi ultimi.



Figura 1.2 – Escherichia coli

Più nel dettaglio, le *Enterobacteriaceae* sono una famiglia di bacilli Gram negativi, negativi al test dell'ossidasi e positivi al test della catalasi, in grado di utilizzare il glucosio con formazione finale di acidi organici e, nella maggior parte, di gas; include generi in grado di utilizzare (batteri coliformi) o di non utilizzare il lattosio (es. *Salmonella* spp., *Proteus* spp.).

I *coliformi* sono un gruppo tassonomicamente non definito di bacilli Gram negativi, aerobi o anaerobi facoltativi, non sporigeni, negativi al test dell'ossidasi e positivi al test della catalasi, in grado di utilizzare il lattosio con formazione finale di acidi organici e di gas, alla temperatura di 37°C in 24 ore. Si tratta di un gruppo eterogeneo: appartengono alla famiglia delle *Enterobacteriaceae*, generi *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, più alcune specie di *Serratia* (*fonticola*, *rubidaea*), *Rhanella aquatilis* e *Kluyvera ascorbata* (batteri di esclusiva origine ambientale). E' possibile inoltre riscontrare nelle acque la presenza di altri microrganismi, appartenenti alla stessa famiglia, ma non sempre lattosio positivi, quali i generi *Proteus*, *Serratia* e *Yersinia* che possono comprendere ceppi patogeni per l'uomo ed essere sia di origine ambientale che fecale.

I *coliformi totali* sono presenti nel materiale fecale di origine umana ad una concentrazione media di 10^9 ufc/g, ma sono anche ampiamente diffusi nel suolo, sulle piante, nell'aria e nell'ambiente acquatico.

I *coliformi fecali*, invece, costituiscono quella frazione dei totali che fermentano il lattosio con la produzione di gas alla temperatura di 44°C in 24 ore e costituiscono un indubbio indice di contaminazione fecale dell'acqua esaminata: infatti sono presenti esclusivamente nelle feci a una concentrazione media di 10^7 ufc/g.

In questo gruppo, accanto al genere *Escherichia* che ne costituisce la percentuale maggiore (90%) ricadono specie appartenenti ai generi *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*.

Il concetto dell'utilità dell'impiego del gruppo batterico definito “*Escherichia coli* e forme correlate (coliformi fecali)” per l'individuazione delle contaminazioni di origine fecale delle acque ha avuto un posto di rilievo nell'igiene dagli inizi del '900.

Ad oltre cent'anni di distanza i presupposti delle equazioni:

1. presenza di *E. coli* e forme correlate (coliformi fecali) = inquinamento della fonte idrica con materiale proveniente dall'intestino;
2. possibile co-presenza di organismi pericolosi per la salute (dalle salmonelle ai virus intestinali fino agli elminti), ugualmente localizzati nell'intestino e parimenti escreti con le feci,

mantengono una loro generale validità in conseguenza delle seguenti considerazioni ecologiche:

- a. *E. coli* ha scarse probabilità di ritrovarsi nel terreno, un ambiente oligotrofico, spesso carente d'acqua e sottoposto nei suoi strati superficiali all'influenza negativa delle radiazioni ultraviolette, pertanto la sua presenza nelle acque non può essere ascritta ad un evento casuale;
- b. lo stesso batterio è incapace di moltiplicarsi nell'acqua e di conseguenza la sua presenza in tale elemento in quantità analiticamente rilevabili non può derivare dall'amplificazione nel tempo di una contaminazione inizialmente inapparente;
- c. i più noti tra i batteri patogeni di derivazione intestinale, *Salmonella* e *Shigella*, hanno in comune con questo batterio sia l'origine sia le caratteristiche di labilità nell'ambiente idrico. *E. coli* è comunque più stabile nell'ambiente acquatico rispetto ai coliformi, che risulterebbero più sensibili a variazioni stagionali.

Per queste peculiari caratteristiche *E. coli* sembra meglio soddisfare i requisiti insiti nella definizione di organismo indicatore, rispetto ai tradizionali indicatori di contaminazione fecale delle acque.

1.2.1. Indicatore per le acque superficiali

E. coli risponde nella maniera migliore anche ai requisiti di un indicatore ideale di contaminazione fecale per le acque dolci superficiali. Questo microrganismo viene ritrovato in elevate concentrazioni nel tratto intestinale e nelle feci degli esseri umani e degli animali a sangue caldo. La maggior parte degli *E. coli* sono innocui; esistono diversi ceppi e sierotipi che possiedono fattori di virulenza che li rendono patogeni per l'uomo, ma deve essere sottolineato come le concentrazioni fecali degli *E. coli* non patogeni siano

sempre più elevate rispetto a quelle dei ceppi patogeni, anche nel caso di outbreaks. *E. coli* viene considerato come indicatore più specifico di contaminazione fecale rispetto ai coliformi totali e coliformi fecali e può essere facilmente e rapidamente analizzato nelle acque ricreative. In più, una correlazione forte è stata dimostrata tra la concentrazione di *E. coli* nelle acque dolci e il rischio di sviluppo di gastroenteriti nei nuotatori (Dufour, 1984; Wade *et al.*, 2003).

L'utilizzo di *E. coli* come indicatore per le acque ricreative è stato limitato sino agli anni '80, quando sono diventati disponibili metodi di laboratorio standardizzati che permettevano il rilevamento del microrganismo in 24-48 ore. Prima di allora, il gruppo dei coliformi termotolleranti era stato utilizzato come indicatore primario di contaminazione fecale. Tuttavia, studi in quegli anni hanno dimostrato come alcune specie di coliformi termotolleranti abbiano un'origine ambientale e non fecale: questo gruppo non rispondeva più dunque alle caratteristiche necessarie per essere un buon indicatore ed era necessario sostituirlo con un altro parametro. *E. coli* è stato però inserito nelle linee guida e negli standard internazionali solo anni dopo, in quanto i laboratori di analisi erano predisposti per la ricerca dei coliformi termotolleranti e il passaggio ad un nuovo metodo non è stato immediato.

1.2.2. Presenza di *E. coli* negli ambienti acquatici

Nelle feci umane e animali, *E. coli* è presente in concentrazione di circa 10^9 cellule per grammo (Edberg *et al.*, 2000) e costituisce circa l'1% della biomassa presente nell'intestino crasso (Leclerc *et al.*, 2001). Studi sulla caratterizzazione della flora fecale umana riportano che *E. coli* viene rilevato tra il 94%-100% dei soggetti testati (Leclerc *et al.*, 2001). Questi valori sono significativamente più elevati rispetto a quelli riportati per altri microrganismi facenti parte del gruppo dei coliformi e rispecchiano invece quelli degli enterococchi e di certe specie di batteri anaerobi come *Bacteroides* e *Eubacterium*.

E. coli costituisce circa il 97% dei coliformi nelle feci umane, insieme a *Klebsiella* spp. (1,5%) e *Enterobacter* e *Citrobacter* spp. (1,7%).

Una volta eliminati, i batteri fecali non sopravvivono a lungo nell'ambiente acquatico (Winfield and Groisman, 2003). La sopravvivenza di *E. coli* nelle acque ricreative dipende da diversi fattori, tra cui la temperatura, l'esposizione alla luce solare, la disponibilità di nutrienti, il pH e la salinità dell'acqua e la competizione con altri microrganismi.

Diversi autori riportano la capacità dei sedimenti di prolungare la sopravvivenza dei microrganismi fecali (Whitman and Nevers, 2003; Ishii *et al.*, 2006a; Kon *et al.*, 2007a).

Questi ambienti forniscono condizioni più favorevoli di temperatura e nutrienti rispetto alle acque adiacenti, come offrono protezione da fattori stressanti come la luce solare. E' stata riportata anche la capacità di *E. coli* e altri batteri fecali di sopravvivere all'interno delle matasse di alghe verdi della specie *Cladophora* (Whitman *et al.*, 2003; Olapade *et al.*, 2006).

1.2.3. Associazione con i patogeni

E. coli viene considerato come buono surrogato della sopravvivenza dei patogeni enterici nelle acque ricreative, dal momento che diversi autori riportano tassi di sopravvivenza simili (Chandran and Mohmed Hatha, 2005) tra *E. coli* e *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter* e *E. coli* O157:H7. Sebbene sia evidente una associazione tra le concentrazioni di *E. coli* e la probabilità di rilevare *Salmonella* e ceppi STEC (*E. coli* produttore della tossina Shiga), molti autori sottolineano come un singolo campione per la ricerca di *E. coli* non possa essere utilizzato per fornire informazioni sicure sulla presenza o assenza di questi patogeni (Yanko *et al.*, 2004).

E. coli è un indicatore meno adatto per i patogeni fecali virali e protozoari: diversi studi hanno riportato un'assenza di correlazione tra le concentrazioni di *E. coli* e la presenza di questi altri patogeni nelle acque superficiali (Hörman *et al.*, 2004; Dorner *et al.*, 2007).

1.3. L'acqua

L'acqua è indispensabile ai processi vitali: dalla riproduzione e sviluppo del feto, all'eliminazione dei rifiuti dall'organismo, alla regolazione della temperatura corporea, alle reazioni chimiche che avvengono in ogni singola cellula. Per questa ragione tutti gli organismi viventi sono in gran parte costituiti da acqua, in ragione di un'aliquota che varia dal 50 al 96% del peso corporeo.

L'acqua è la molecola più comune del mondo inorganico: è formata da un atomo di ossigeno e due di idrogeno, tenuti insieme da legami covalenti ottenuti dalla messa in comune di due elettroni. Poiché l'atomo di ossigeno presenta due deboli cariche negative e contemporaneamente gli atomi di idrogeno mostrano due cariche deboli positive, vengono a formarsi dei legami idrogeno che determinano la formazione delle masse liquide che costituiscono i mari, i fiumi e i laghi.

1.3.1. Caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche

Le proprietà delle molecole d'acqua determinano quindi caratteristiche fisiche molto importanti per l'equilibrio biologico:

- adesione e capacità di bagnare: formazione di goccioline che aderiscono a quasi tutte le altre sostanze organiche e inorganiche;
- imbibizione: capacità di legarsi con particolari composti senza provocare solubilizzazione;
- viscosità: resistenza all'avanzamento al suo interno che è 100 volte maggiore di quella incontrata nell'aria;
- calore specifico elevato: capacità di immagazzinare grandi quantità di calore e cessione del calore lenta e imponente. Tutto ciò spiega la funzione moderatrice sul clima esercitata da mari e grandi laghi. Per la stessa ragione l'acqua funziona bene da regolatore della temperatura interna degli organismi;
- calore latente di vaporizzazione: in forza dei legami idrogeno l'acqua ha una temperatura di ebollizione più alta rispetto a composti simili, quindi quando evapora assorbe grande quantità di calore dall'ambiente circostante, funzionando da "sistema di raffreddamento naturale";
- trasparenza: permette alla luce di penetrare in profondità e quindi consentire la fotosintesi ai microrganismi che vivono nelle acque profonde;
- densità: al di sotto dei 4°C l'acqua comincia a diminuire la propria densità fino al punto di congelamento; il ghiaccio quindi galleggia. Tale fenomeno è fondamentale per la vita degli organismi acquatici;
- potere solubilizzante: l'acqua è il miglior solvente conosciuto e questa è la ragione per cui le reazioni biochimiche avvengono in essa.

L'acqua in natura non è mai chimicamente pura, in forza della sua capacità di "lavare" e sciogliere le sostanze nell'atmosfera e nel terreno in cui fluisce, e non è mai batteriologicamente pura, perché contiene una grande quantità di microrganismi che svolgono il ruolo di mineralizzazione della sostanza organica; i minerali che si formano saranno poi riutilizzati da altri microrganismi autotrofi e litotrofi. L'acqua svolge per questa ragione la funzione di collegamento tra mondo inorganico e organico; ciò significa che è auspicabile trovare batteri, funghi e protozoi nell'acqua.

La moltiplicazione batterica nelle acque dipende dalla presenza di carbonio organico, fosfati, nitrati, dall'ossigeno disciolto, dal pH, dalla durezza e dalla temperatura: tutti fattori che devono essere ai livelli favorevoli per la vita biologica. La colonizzazione normale può variare tra 25 a 5000 ufc/100 mL: il 90% di questa flora è costituito da batteri Gram negativi, tra cui predominano *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Aeromonas*, *Vibrio* e *Enterobacteriaceae*.

La grande maggioranza di questi microrganismi è innocua, ma l'acqua può raccogliere anche microrganismi patogeni per l'uomo: in questo caso si parla di acqua *contaminata*.

Le fonti principali di contaminazione sono costituite ovviamente dalle deiezioni umane e animali che contengono una serie di batteri innocui, ma possono presentare microrganismi patogeni del genere *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia*, *Vibrio*, *Yersinia*, *Campylobacter*, *Clostridium*, ai quali possono aggiungersi protozi come *Entamoeba* e accanto a questi virus enterici come gli enterovirus.

La sopravvivenza dei microrganismi patogeni nelle acque è generalmente breve, perché essi sono adattati ad altri ambienti (temperatura corporea), per cui la loro presenza è di difficile rilevazione ai fini igienici e sanitari. Le leggi di tutela della salute hanno infatti stabilito di indagare attraverso "indicatori" di contaminazione fecale più resistenti costituiti da *E. coli*, enterococchi e clostridi solfito-riduttori.

1.3.2. Ciclo dell'acqua

Tra la terra e l'atmosfera si verifica uno scambio continuo di acqua sostenuto dal calore del sole e dalla forza di gravità. L'acqua sotto l'effetto del calore solare, evapora dal suolo, dalla vegetazione, dagli specchi dei laghi, dai fiumi e dai mari. Questo vapore si accumula in aria e viene trasportato dai venti; durante i moti ascensionali si condensa a causa della diminuzione delle temperature e della pressione atmosferica, divenendo liquido e precipitando al suolo per effetto della forza di gravità. Lo scambio descritto non è però immediato perché vi sono numerosi fenomeni di ritenzione dovuti ai ghiacciai, al sottosuolo e alla vegetazione; si verificano perciò squilibri tra apporti e perdite di durata variabile nel tempo.

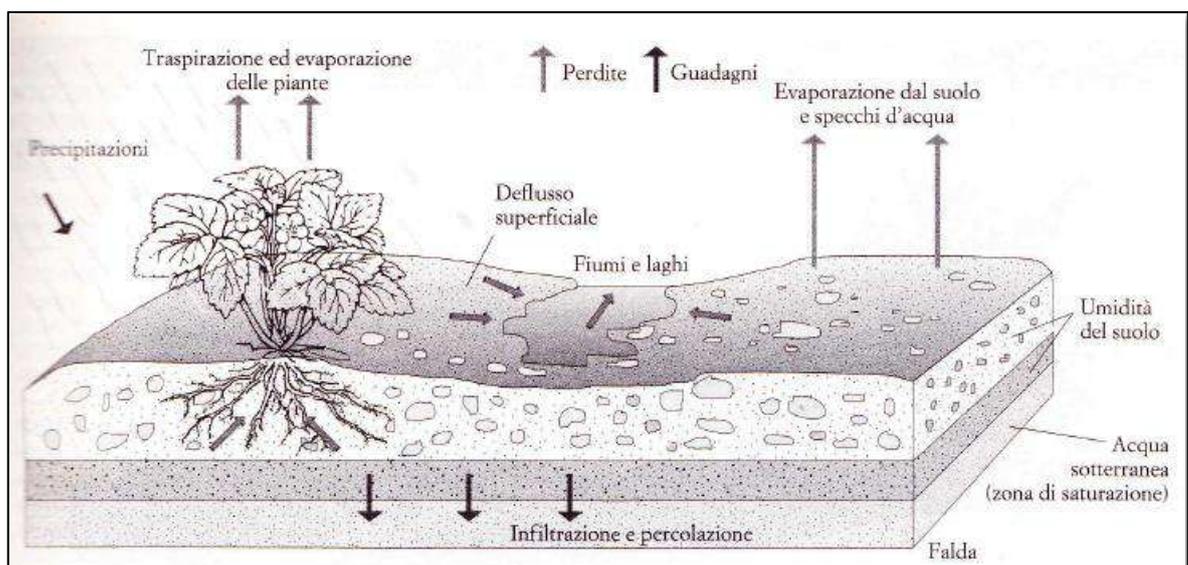


Figura 1.3 - Bilancio idrico delle acque dolci

Tutto ciò provoca fluttuazioni temporali dei livelli dei mari, dei laghi, dei fiumi e delle riserve sotterranee.

L'acqua meteorica alimenta la fase terrestre del ciclo dell'acqua attraverso la formazione di rigagnoli, ruscelli, di torrenti e fiumi, che sfociano nei mari. Anche l'acqua dei tombini stradali, nelle zone urbanizzate, viene avviata ai torrenti e ai fiumi. Una parte dell'acqua meteorica non scorre sulla superficie terrestre, ma s'infiltra nel sottosuolo andando ad alimentare le falde sotterranee.

La vegetazione intercetta l'acqua attraverso il proprio sistema radicale che l'assorbe; dalle radici l'acqua sale all'apparato fogliare per essere liberata in atmosfera sotto forma di vapore, attraverso gli stomi; in questo caso il processo viene definito di evapotraspirazione: perché avvenga è fondamentale il ruolo del calore solare che riscalda la vegetazione e fa evaporare l'acqua contenuta al proprio interno (*Fig. 1.3*).

1.3.3. Risorse idriche superficiali e circolazione dell'acqua in Italia

L'Italia è ricca di acqua. Infatti, il patrimonio naturale nazionale è uno tra i più importanti a livello europeo: è composto da 1.242 corsi d'acqua (11 di lunghezza oltre i 200 km, 58 oltre i 100 km, 135 che sfociano in mare con bacino idrografico oltre i 200 km² che coprono l'83% della superficie nazionale), 14 laghi naturali con superficie maggiore di 10 km quadrati, 183 laghi artificiali, 4000 piccoli specchi d'acqua alpini, 1.053 corpi idrici sotterranei, un centinaio di foci fluviali, 381 grandi dighe e altre 30 fuori esercizio, 28 in invaso limitato, 84 in collaudo, 11 in costruzione e piccole dighe regionali (De Angelis E, "Acque d'Italia". Conferenza nazionale sulle acque, 22 marzo 2017; ISPRA, 2017).

Recentemente è ricorsa la Giornata Mondiale dell'Acqua (22 marzo 2017), in cui Istat ha fornito un quadro di sintesi delle principali statistiche sulle risorse idriche a livello nazionale e regionale.

La valutazione quantitativa, spaziale e temporale, delle risorse idriche naturali nel nostro Paese, è determinata attraverso i seguenti indicatori idrologici:

- precipitazione: insieme di particelle di acqua, liquide e/o solide che cadono o vengono spinte verso il basso dalle correnti discendenti (venti discendenti) delle nubi fino a raggiungere il suolo. Le precipitazioni di acqua allo stato liquido sono pioviggine, pioggia, rovescio, temporale, rugiada e brina, mentre allo stato solido neve e grandine);
- evapo-traspirazione reale: si intende l'acqua che complessivamente si trasferisce dal suolo all'atmosfera sia per evaporazione dagli specchi liquidi e dal terreno, sia per traspirazione dalle piante;

- deflusso totale: volume totale di acqua che defluisce lungo un corso d'acqua e sfocia a mare. Rappresenta la somma di contributi sia superficiali che sotterranei, interni ed esterni al bacino idrografico;
- ricarica degli acquiferi: volume di acqua che si infiltra nel terreno ed alimenta la zona di saturazione di un acquifero.

A livello nazionale, nel periodo 2001-2010 si è mediamente registrato un aumento di circa il 6% della quantità di risorse idriche rinnovabili rispetto ai trent'anni precedenti (1971-2000). La media della precipitazione totale nel periodo 2001-2010 è superiore dell'1,8% al valore del trentennio 1971-2000. Il deflusso totale medio complessivo a mare dei corsi d'acqua e delle acque sotterranee è stato, in media annua, di 123 miliardi di metri cubi nel decennio 2001-2010, in leggero aumento (+ 6%) rispetto al trentennio 1971-2000 (116 miliardi di metri cubi).

A livello regionale in Valle d'Aosta, sul periodo 1970-2010, sono stati registrati i valori riportati in *Tab. 1.1*:

REGIONE	PRECIPITAZIONE	EVAPOTRASPIRAZIONE	DEFLUSSO TOTALE	RICARICA ACQUIFERI
Valle d'Aosta	3012,03	1882,96	5432,64	541,78

Tabella 1.1 - Indicatori idrologici relativi alla Valle d'Aosta (metri cubi)

A partire dagli anni '80 i ghiacciai alpini sono in graduale regresso, culminato nel 2007 con il 99% dei ghiacciai monitorati in ritiro, quota che è ridiscesa nel 2014 all'88%. Dei circa 250 km cubi di ghiaccio presenti sulle Alpi al culmine della Piccola età glaciale (anni 1820-1850) ne restavano circa 150 km cubi negli anni '70 e soltanto 80 km cubi nel 2011. Il ghiaccio perso sull'arco alpino dagli anni '80 a oggi corrisponde, in termini di volume d'acqua, a circa quattro volte la capacità del Lago Maggiore. I prelievi di acqua effettuati nel 2012 sono stati destinati per il 46,8% (16 miliardi di metri cubi) all'irrigazione delle coltivazioni, per il 27,8% a usi civili (9,5 mld metri cubi), per il 17,8% a usi industriali (6,1), per il 4,7% alla produzione di energia termoelettrica (1,6) e per il restante 2,9% alla zootecnia (1). Queste quantità sono inferiori rispetto al passato recente: oggi si prelevano 43 mld di metri cubi, appena l'11,3% del totale (nel 1971 era il 13,2%, 41,6 miliardi ma distribuiti diversamente: 61% per irriguo-zootecnia-industria alimentare, 17% civile, 21% industria, 0,3% navigazione fluviale).

Nel 2012, il consumo giornaliero di acqua per uso potabile per abitante in Italia è pari a 241 litri, 12 litri al giorno in meno rispetto all'ultimo dato del 2008. L'erogazione dell'acqua ad uso potabile si presenta però in maniera eterogenea sul territorio italiano: con 280 litri per abitante al giorno, il Nord-ovest è la ripartizione geografica in cui è maggiore

l'erogazione di acqua potabile pro-capite. Nella stessa ripartizione, peraltro, si registra una forte variabilità territoriale, dai 233 litri per abitante al giorno del Piemonte ai 461 della Valle d'Aosta (regione con il valore più alto). Da sottolineare come nei volumi di acqua erogata sono compresi anche gli usi pubblici, quali la pulizia delle strade, l'acqua nelle scuole e negli ospedali, l'innaffiamento di verde pubblico, i fontanili. Questi ultimi sono maggiormente presenti in alcune zone d'Italia, come ad esempio in Valle d'Aosta e in altre aree montane, e danno luogo ad erogazioni per nulla trascurabili, che fanno aumentare sensibilmente il valore dell'indicatore.

La quota di acqua potabilizzata risente delle caratteristiche idrogeologiche del corpo idrico da cui sono captate le acque. Le acque sotterranee, essendo di migliore qualità, non richiedono di norma processi di potabilizzazione, ad eccezione dei casi in cui siano stati riscontrati fenomeni di inquinamento di origine antropica o naturale. Al contrario, le acque superficiali devono essere trattate nella quasi totalità dei casi. Maggiori volumi di acqua potabilizzata si riscontrano, pertanto, in quelle regioni dove maggiore è il prelievo da acque superficiali e proprio per questo la Valle d'Aosta si distingue per il minor impiego di trattamenti di potabilizzazione (3,1%), poiché sfrutta poco le acque superficiali ai fini della potabilizzazione.

Inoltre, per quanto riguarda la dispersione idrica, seppur con livelli più bassi rispetto al Sud, nelle regioni del Nord si registra un generale peggioramento, ad eccezione della Valle d'Aosta (21,9% al 2012), dove l'avvio di specifici sistemi di telecontrollo e la ridotta lunghezza delle reti di distribuzione hanno permesso di contenere la perdita di risorsa idrica in questa fase di approvvigionamento degli utenti finali.

Quest'anno, al centro della Giornata Mondiale ci sono stati i problemi legati alla depurazione e allo smaltimento delle acque reflue. L'Italia è purtroppo in coda in Europa per la gestione delle acque reflue (931 agglomerati urbani in infrazione) e per l'inquinamento dei corsi d'acqua.

1.3.4. Inquinamento delle acque

Le sostanze inquinanti possono arrivare ai corpi idrici come scarichi localizzati (fognature) oppure diffusi (drenaggio di terreni agricoli); in modo continuo o intermittente, in concentrazioni basse o elevate: un inquinante è tale quando il corpo acquifero che lo riceve non è in grado di smaltirlo.

La natura delle sostanze inquinanti è rapportata al concetto di inquinamento; allo stato attuale sono tre le definizioni correnti dell'inquinamento delle acque, che rivelano tre impostazioni culturali differenti:

1. è una alterazione della qualità di un ambiente acquatico rispetto a quelle che dovrebbero essere le sue condizioni naturali;
2. è l'alterazione di una risorsa in funzione dei possibili usi;
3. è la presenza di sostanze in quantità sbagliate nel posto sbagliato nel momento sbagliato.

Ognuna di queste definizioni può essere utile ai fini di una strategia di prevenzione, protezione e risanamento.

L'inquinamento delle acque si distingue in:

- biodegradabile: quando il corpo idrico recettore è in grado di auto-depurarsi. Sono presenti sostanze organiche di origine biologica, provenienti da scarichi civili, agricoli, zootecnici e industriali. Il grado di questo inquinamento viene determinato attraverso il parametro BOD (domanda biologica di ossigeno) che indica la quantità di ossigeno richiesta dai decompositori per degradare le sostanze presenti fino allo stato minerale (H_2O , CO_2 , NO_3^- , SO_4^- , ecc.). Tanto più elevato è il BOD tanto più è elevato questo tipo di inquinamento.
- non biodegradabile: è dato da sostanze che provengono da lavorazioni industriali del settore chimico, metallurgico, ecc. oppure sono sostanze organiche di sintesi. Possono essere stimate attraverso un processo di ossidazione chimica che viene misurato con il parametro COD (domanda chimica di ossigeno);
- *termico*.

Più nel dettaglio, le *sostanze organiche metabolizzabili* sono sostanze di origine biologica che vengono riconosciute come naturali dagli organismi decompositori. I problemi di inquinamento sono legati prevalentemente alle quantità, che determinano una crescita eccessiva della componente algale e batterica a spese di altri organismi. Come effetto indotto si ha un eccessivo consumo di ossigeno disciolto e quando questa concentrazione scende molto al di sotto della soglia normale di 9 ppm si crea un ambiente sfavorevole alla flora e alla fauna che normalmente popola l'ambiente idrico: prevalgono i batteri anaerobi, che hanno una bassa capacità depurativa e producono sostanze tossiche come NH_3 , H_2S e CH_4 .

Le *sostanze organiche non metabolizzabili* sono molecole di sintesi che non trovano riscontro in natura e quindi sono difficilmente decomponibili. Esse hanno quindi una notevole persistenza, elevata tossicità (antibiotici, insetticidi, erbicidi) e spesso si accumulano nella catena trofica.

Le *sostanze inorganiche tossiche* sono normalmente presenti in quantità ridottissime nel mondo inorganico, ma vengono immesse in grandi quantità nei corpi idrici dalle attività industriali. Sono rappresentate da metalli pesanti come Hg, Pb, Cd, Cr ecc.

Le *sostanze inorganiche non tossiche* sono di per sé inerti, ma possono agire indirettamente in maniera negativa sugli organismi. Il caso più evidente è dato dai solidi sospesi che possono modificare i substrati su cui vivono gli organismi del fondo, possono creare abrasioni agli apparati branchiali, riducono la capacità di penetrazione della luce, possono alterare la potabilità.

Alla tipologia di sostanze inorganiche non tossiche si potrebbero ascrivere le cosiddette *sostanze nutrienti*, ossia i componenti a base di azoto e fosforo, che rappresentano i fattori limitanti nella crescita della flora.

Altri tipi di inquinamento possono essere rappresentati da:

- radioattività;
- scarichi termici;
- sfruttamento eccessivo delle popolazioni acquatiche;
- modificazioni degli alvei e delle sponde;

ma anche la **presenza di microrganismi patogeni**.

1.3.5. Trattamento delle acque reflue

Nel corso dell'ultimo secolo, il fattore che ha determinato i maggiori progressi nella salute pubblica è stato il *trattamento delle acque*. La **depurazione delle acque potabili** ha reso disponibile per il consumo generale acqua priva di microrganismi infettivi e di molti composti chimici indesiderati. La **decontaminazione delle acque reflue** è correntemente praticata su scala industriale nelle aree sviluppate. Esse devono essere trattate per ridurre o eliminare patogeni e nutrienti che stimolano la crescita algale prima che siano rilasciati nelle acque superficiali.

I trattamenti delle acque reflue e dei liquami implicano l'impiego su grande scala di microrganismi e possono essere considerati una sorta di *bioconversione su scala industriale*. Le acque reflue, dopo essere state trattate in modo opportuno, sono rilasciate in fiumi e torrenti o, in alternativa, immesse negli impianti di depurazione dell'acqua potabile.

Con acque reflue si intendono liquidi che provengono dai liquami domestici o da fonti industriali che, per ragioni di salute pubblica o per motivi economici ed estetici, non possono essere scaricate come tali in laghi o fiumi. Il liquame è il liquido che defluisce contaminato con materiali fecali umani o animali. In generale, le acque reflue contengono

composti organici e inorganici potenzialmente pericolosi, in aggiunta ai microrganismi patogeni. Il trattamento completo delle acque reflue comporta trattamenti chimici e biologici (microbiologici) per rimuovere o neutralizzare i contaminanti: gli obiettivi finali di un impianto sono dunque quelli di ridurre il contenuto in materiali organici e inorganici a un livello che non consenta più la crescita microbica e di eliminare altri materiali potenzialmente tossici. L'efficienza del trattamento è espresso in termini di riduzione del BOD, cioè la relativa quantità di ossigeno disciolto consumato dai microrganismi per ossidare completamente tutta la sostanza organica e inorganica in un campione d'acqua. Livelli più alti di composti organici e inorganici ossidabili nelle acque reflue risultano in un più alto livello di BOD. Un fiume incontaminato ha solitamente valori di BOD₅ minori di 1 mg/L. Un fiume moderatamente inquinato avrà valori di BOD₅ fra i 2 e gli 8 mg/L. L'acqua di scarico trattata efficacemente da un impianto di depurazione acque reflue avrà valori di BOD di circa 20 mg/L. L'acqua di scarico non trattata ha valori variabili, mediamente attorno ai 600 mg/L, ma spesso anche maggiori come nel caso degli scarichi di industrie casearie (2000 mg/L) o delle acque di vegetazione degli oleifici (> 5000 mg/L). Il valore di BOD₅ medio degli scarichi influenti in un impianto di depurazione per liquami urbani è all'incirca di 200 mg/L.

Un tipico impianto di acque reflue deve trattare il liquami e i rifiuti industriali. Il trattamento è una operazione a più fasi che comporta un numero di processi indipendenti sia fisici che biologici.

Trattamenti primari, secondari e talvolta terziari riducono la contaminazione fecale e chimica delle acque in ingresso. Ciascun livello di trattamento impiega tecnologie sempre più complesse e costose (*Fig. 1.4*).

Il **trattamento primario** delle acque reflue consiste unicamente in una separazione fisica: i reflui in ingresso passano attraverso una serie di grate e setacci che rimuovono i detriti grossolani. Il defluente viene poi lasciato riposare per un certo numero di ore per consentire che i solidi sospesi sedimentino.

I Comuni in grado di fornire solo il trattamento primario avranno dei corsi idrici estremamente inquinati, poiché il defluente conterrà ancora alti livelli di sostanza organica e nutrienti. Pertanto, la maggior parte degli impianti di trattamento effettua un trattamento secondario per ridurre il contenuto di sostanza organica prima della sua immissione nei corpi idrici naturali.

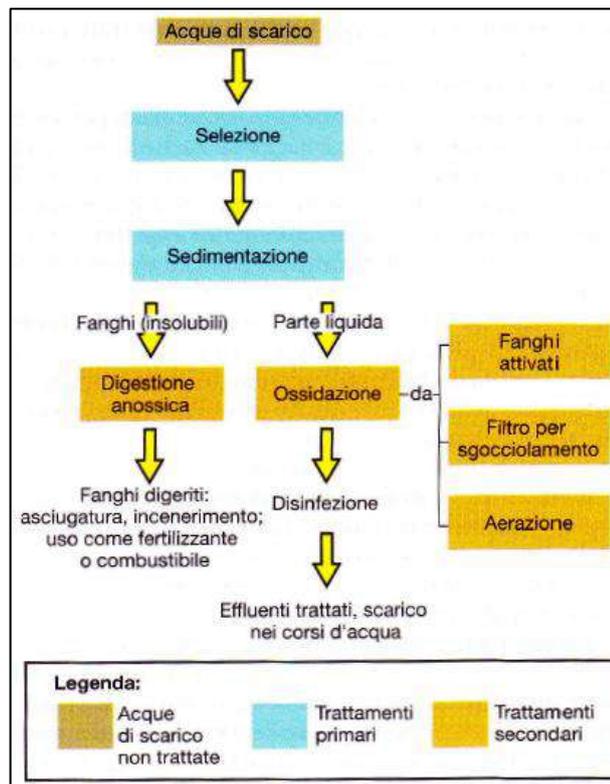
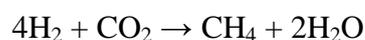
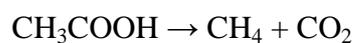


Figura 1.4 - Il processo di trattamento delle acque reflue

Il **trattamento secondario** è strettamente connesso ai processi microbiologici e si divide in anaerobio e aerobico. Il *trattamento anaerobio* delle acque reflue prevede una serie di reazioni di digestione e fermentazione condotte da numerose specie batteriche ed è normalmente impiegato per depurare materiali che hanno grandi quantità di sostanza organica insolubile (e quindi un BOD molto alto), per esempio rifiuti contenenti cellulosa, fibre provenienti da impianti di trasformazione alimentare e casearia. Lo stesso processo di degradazione anaerobica è effettuato in grandi contenitori chiusi chiamati *digestori di detriti (sludge digester)* o *bioreattori* e richiede la concomitante attività di molte specie batteriche (Fig. 1.5).

Attraverso l'azione della microflora anaerobica, i componenti macromolecolari dei rifiuti sono, in un prima fase, digeriti da polisaccarasi, proteasi, lipasi e trasformati in componenti solubili. Questi sono poi degradati per produrre una miscela di acidi grassi, H_2 e CO_2 ; gli acidi grassi sono ulteriormente degradati ad acetato, CO_2 e H_2 . Questi prodotti sono poi utilizzati come substrato dai batteri metanogeni, che sono in grado di effettuare le seguenti reazioni:



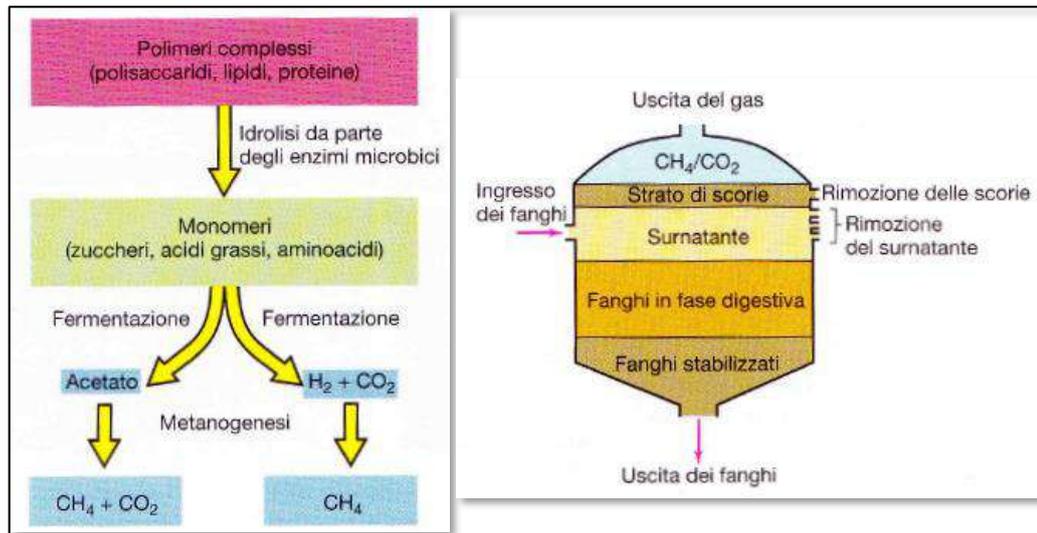


Figura 1.5 - Funzionamento interno di un digestore a fanghi attivi e principali processi microbici che avvengono durante la digestione anaerobica

Pertanto, i principali prodotti del trattamento anaerobico dei liquami sono: metano (che può essere raccolto e bruciato o usato come combustibile per alimentare l'impianto) e anidride carbonica.

In generale, le acque reflue non industriali possono essere efficientemente trattate usando solo un *trattamento secondario aerobico*, per il quale possono essere utilizzati diversi processi di decomposizione aerobica, tra cui i più comuni sono quelli ai filtri drenanti e a fanghi attivi. Un *filtro drenante* (Fig. 1.6) è formato da un letto di sassi frantumati (con un diametro di 10-15 cm) dello spessore di 2 m sulla cui superficie viene spruzzata l'acqua da depurare. Il liquido attraversa lentamente il letto di sassi, la sostanza organica viene adsorbita dalla superficie dei sassi dove si alimenta la crescita microbica. La completa mineralizzazione della sostanza organica ad anidride carbonica, ammoniaca, nitrato, solfato e fosfato avviene nel biofilm microbico che si sviluppa su di essi.

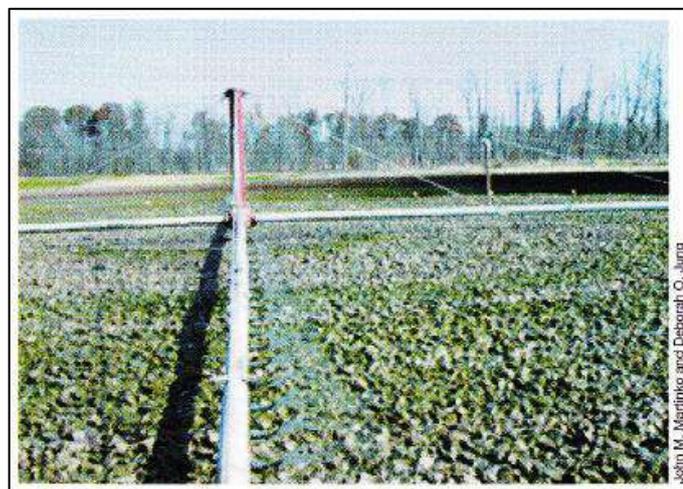


Figura 1.6 - Filtro drenante

Il più comune trattamento aerobico è però quello a *fanghi attivi* (Fig. 1.7). In questo sistema, le acque reflue sono mescolate e aerate in un grande contenitore.

I batteri mucilluginosi, tra cui *Zooglera ramigera*, crescono a formare flocculi, che costituiscono il substrato su cui si attaccano i protozoi e piccoli animali. Talvolta sono presenti anche batteri filamentosi e funghi. Il processo ossidativo di base è simile a quello dei filtri drenanti. L'effluente che contiene i flocculi vien pompato in un contenitore detto *chiarificatore* in cui i flocculi sedimentano. Una parte dei materiali flocculati (detti *fanghi attivi*) ritorna nell'aeratore sotto forma di inoculo, mentre la parte restante è immessa nel digestore anossico di fanghi o, in alternativa, viene rimossa, essiccata e bruciata o usata come fertilizzante.

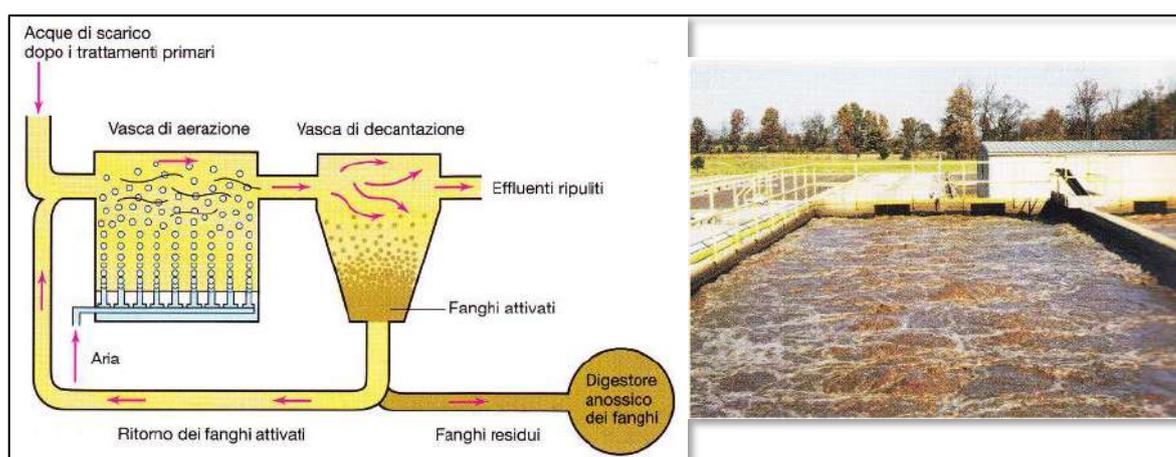


Figura 1.7 - Acque reflue che defluiscono attraverso un sistema di fanghi attivi e vasca di aerazione

Le acque reflue normalmente permangono nel contenitore a fanghi attivi da 5 a 10 ore, un tempo troppo breve affinché sia completata l'ossidazione di tutta la sostanza organica. Tuttavia, durante tale periodo, la maggior parte della sostanza organica viene adsorbita dai flocculi e incorporata nelle cellule microbiche. Il BOD dell'effluente liquido è notevolmente ridotto (fino al 95%) per effetto di tale processo; ne risulta che la maggior parte del BOD sia intrappolato all'interno dei flocculi sedimentati e quindi l'obiettivo della riduzione del BOD sia sostanzialmente raggiunto. Se poi i flocculi sono trasferiti al digestore anossico di fanghi la riduzione del BOD è pressoché completa.

Attualmente molti degli impianti effettuano la **clorazione** dell'effluente (per ridurre ulteriormente la possibilità di contaminazione biologica) e scarica l'acqua trattata nei fiumi o nei laghi.

Solo pochi impianti effettuano un **trattamento terziario** delle acque. Quest'ultimo è il metodo più completo per trattare i liquami, ma non è adottato su larga scala perché molto costoso. Si tratta di un processo chimico-fisico che utilizza procedure di precipitazione, filtrazione e clorazione, simili a quelle impiegate per la depurazione delle acque potabili,

con lo scopo di ridurre notevolmente nell'effluente finale i livelli di nutrienti inorganici, soprattutto fosfati e nitrati. Le acque reflue che subiscono un adeguato trattamento terziario sono prive di nutrienti in modo da rendere impossibile un'estesa crescita microbica.

1.3.6. Malattie microbiche di origine idrica

Le *malattie infettive da fonti comuni* sono causate dall'uso promiscuo di sostanze e materiali contaminati. Queste fonti sono soprattutto il cibo e l'acqua contaminati. Le malattie che si originano dalle riserve idriche sono una delle principali cause di patologie e mortalità, soprattutto nei paesi in via di sviluppo; infatti, numerosi batteri, virus e protozoi causano malattie infettive che prendono origine dall'uso dell'acqua.

I batteri patogeni per l'uomo possono essere trasmessi per mezzo di acqua che sia stata trattata in modo non appropriato e usata per scopi domestici oppure di acqua contaminata utilizzata a scopi ricreazionali (nuoto, bagni, ecc.). L'acqua di aree ricreazionali è quella di stagni, torrenti e laghi, così come piscine pubbliche e zone termali.

È a oltre un secolo e mezzo fa che bisogna risalire per datare il termine di “malattie a trasmissione idrica” (**waterborne diseases**), quando fu cioè ottenuta la dimostrazione che l'acqua poteva rappresentare un vettore di microrganismi patogeni. Tuttavia, solo dalla metà del secolo scorso, nei Paesi più industrializzati, la messa in opera di tecniche, sempre più efficaci, di trattamento e disinfezione delle acque, e, successivamente, l'evoluzione del concetto di protezione delle risorse idriche, dei criteri di controllo della qualità delle acque e di valutazione del rischio, della definizione di requisiti di idoneità all'uso e al consumo, hanno condotto a un progressivo declino delle patologie legate alla diffusione dei più tradizionali patogeni enterici (*Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio*). Se da una parte però si è assistito ad una riduzione delle patologie a carattere gastroenterico, dall'altra, altre patologie, direttamente ed indirettamente associabili all'acqua, sono state segnalate negli ultimi decenni, alcune delle quali causate da agenti di zoonosi (criptosporidiosi, microsporidiosi, campilobacteriosi), altre, da opportunisti ambientali (micobatteriosi) anche a carattere respiratorio (legionellosi).

Più di cento tipi di microrganismi patogeni (batteri, virus, parassiti e miceti) possono essere presenti nelle acque contaminate (Rapporti ISTISAN 09/3).

Alcune condizioni ambientali e temporali, tendenze comportamentali e attività antropiche, quali fattori capaci di agire singolarmente o in sinergia, hanno contribuito allo sviluppo di nuovi presupposti per l'instaurarsi di condizioni rischio associato all'uso e al consumo di acqua, favorendo la comparsa di altre patologie a trasmissione idrica causate da patogeni cosiddetti nuovi, emergenti, riemergenti ed opportunisti che sono stati riconosciuti come

patogeni umani in tempi recenti anche grazie all'evoluzione delle tecniche analitiche e di indagine epidemiologica. Nel gruppo dei nuovi patogeni vengono inclusi comuni commensali, saprofiti o ambientali, che possono determinare infezioni in soggetti appartenenti ai sottogruppi più sensibili della popolazione (gli opportunisti patogeni), ma anche microrganismi antibiotico-resistenti, agenti di zoonosi e nuovi biotipi per trasferimento di caratteri di patogenicità.

Tra i diversi microrganismi che, nelle ultime tre decadi, sono stati riconosciuti come importanti patogeni umani, quelli associati alla diffusione attraverso l'acqua rappresentano una percentuale relativamente elevata: *Cryptosporidium* spp., *Acanthamoeba* spp., *Legionella* spp., *Helicobacter pylori*, *Campylobacter* spp., *Calicivirus*, *Norovirus*, nonché *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas stutzeri*, *Flavobacterium*, *Burkholderia cepacia*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Enterobacter sakazakii*, ecc..

La lista dei microrganismi che possono provocare malattie veicolate dall'acqua è ampia e vasta è anche la gamma delle patologie da essi provocate. Di seguito vengono elencati, oltre ad alcuni microrganismi ambientali, anche alcuni tra i più importanti organismi segnalati, nei Paesi occidentali, come patogeni potenzialmente trasmissibili attraverso l'acqua: (Rapporti ISTISAN 09/3):

- *Aeromonas* spp.
- *Campylobacter* spp.
- *Escherichia coli*
- *Helicobacter* spp.
- *Legionella* spp.
- *Leptospira* spp.
- *Pseudomonas aeruginosa*
- *Salmonella* spp.
- *Shigella* spp.
- *Vibrio* spp.
- *Yersinia* spp.

Nonostante l'acqua come vettore di malattie per l'uomo possa essere responsabile anche di diverse manifestazioni morbose a carattere respiratorio (infezioni da *Adenovirus*, legionellosi, micobatteriosi), cutaneo (infezioni micotiche, da stafilococco, da vibrioni alofili, ecc.), otorinolaringoiatrico (infezioni da virus, da *Pseudomonas* spp., ecc.), oculistico (amebiasi, infezioni da *Pseudomonas* spp.), sistemiche e localizzate in diversi distretti che assumono rilevanza per la facilità di diffusione, tradizionalmente la sintomatologia associata al consumo/contacto di acqua contaminata è quella a carattere

gastroenterico, sia per il tipo di manifestazione dei sintomi sia per la potenzialità di impatto tra la popolazione e l'elevato tasso di infezione (50% degli esposti).

La **diarrea infettiva acuta** rappresenta un grave problema di sanità pubblica, essendo la patologia più frequente e debilitante tra le malattie infettive che colpiscono individui di ogni età, distribuiti in tutte le latitudini ed essendo al secondo posto, complessivamente nel mondo, per morbilità e mortalità dopo le patologie cardiovascolari. Nei Paesi del Terzo Mondo rappresenta la prima causa di mortalità infantile; nei Paesi Occidentali, la diarrea acuta, rappresentando tra l'8% ed il 12% di tutte le patologie infettive, è direttamente responsabile della perdita di centinaia di migliaia di giornate lavorative con evidenti ripercussioni economiche.

La definizione di "diarrea" si basa sull'incremento di contenuto acquoso, di volume e di frequenza delle emissioni fecali quotidiane (frazione idrica superiore all'85% del peso fecale complessivo; oltre 300 grammi; oltre 3 scariche in 24 ore). Quando l'evoluzione clinica risulta benigna con risoluzione spontanea o secondaria a trattamento, in un breve periodo di tempo e durata massima di 14 giorni, la diarrea viene definita "acuta".

Sulla base dei meccanismi patogenetici che ne sono responsabili la diarrea può essere distinta in: secretoria, essudativa, da ridotto assorbimento, da alterazioni anatomiche, da alterazioni motorie. Riconosce cioè numerose possibili eziologie, che possono essere suddivise in alcune ampie categorie, come le forme provocate da agenti infettivi o dalle loro tossine, da farmaci, da patologia intestinale infiammatoria o ischemica, da malassorbimento, da infiammazione della regione pelvica, da sub occlusione.

La "diarrea infettiva" corrisponde alla diarrea ad eziologia infettiva e rappresenta il maggior numero di casi di diarrea descritti nel mondo.

La frequenza, la tipologia e la severità delle patologie infettive a carico dell'apparato gastroenterico dipendono da diversi fattori quali la patologia di base, le condizioni ambientali e stagionali, il tempo di esposizione ad un possibile patogeno o ai suoi prodotti e dalle caratteristiche del patogeno stesso.

In seguito all'esposizione all'agente patogeno, numerosi fattori determinano la possibile evoluzione verso lo stato di malattia. Dal momento che la via d'ingresso è quella orale, o per ingestione di patogeni provenienti dagli apparati gastroenterici di altri mammiferi o per trasmissione interumana diretta oro-fecale, assume un ruolo rilevante per l'ospite la condizione igienica in cui esso si trova, che è in grado di determinare la carica patogena (Tab. 1.2) del microrganismo sufficiente a provocare malattia.

Patogeno	Concentrazione
<i>Shigella</i> spp.	10^{1-2}
<i>Campylobacter jejuni</i>	10^{2-6}
<i>Salmonella</i> spp.	10^5
<i>Escherichia coli</i> spp.	Variabile
<i>Vibrio colera</i>	10^8
<i>Giardia lamblia</i>	1- 10^{1-2} cisti
<i>Entamoeba histolytica</i>	1- 10^{1-2} cisti

Tabella 1.2 - Carica infettante di alcuni patogeni enterici

La maggior parte dei microrganismi ingeriti generalmente non raggiunge il tratto intestinale grazie alla barriera gastrica che, al normale pH (<4), è in grado di eliminare, in 30 minuti, oltre il 99,9% dei batteri coliformi; quando per la presenza di comorbidità si è costretti a ridurre l'acidità gastrica gli inoculi definiti patogeni possono essere quantitativamente inferiori.

Anche la motilità intestinale sembra avere un ruolo non trascurabile nella fisiologia intestinale, nei processi di assorbimento dei fluidi, nel mantenere l'appropriata distribuzione della microflora endogena e nel ridurre la possibile adesione favorendo l'eliminazione dei microrganismi patogeni.

Il tubo digerente umano risulta colonizzato da una popolazione costituita da circa 500 specie suddivise in flora residente (dominante e sub-dominante) ed in flora di transito.

Nell'ambito dei microrganismi costituenti la flora residente, i bacilli anaerobi Gram-positivi del genere *Clostridium* (*C. perfringens* in particolare) insieme ai bacilli Gram-negativi asporigeni anaerobi del genere *Bacteroides* ed alcuni cocchi Gram-positivi (*Peptostreptococcus*) compongono essenzialmente la flora dominante e rappresentano numericamente circa 10^{10} microrganismi/g di feci normali.

La flora sub-dominante residente è costituita invece da batteri aerobi-anaerobi facoltativi, inclusi enterobatteri e streptococchi (10^{6-8} microrganismi/g di feci normali); i batteri coliformi, Gram-negativi, della specie *E. coli* rappresentano circa 10^{7-8} microrganismi/g di feci normali.

La flora di transito è rappresentata da una maggiore varietà di microrganismi tra cui enterobatteri, *Pseudomonas* spp., stafilococchi e funghi che possono sostituire la flora

commensale in seguito, ad esempio, ad una terapia antibiotica. La flora commensale rappresenta l'ecosistema intestinale che possiede la capacità di impedire l'impianto e la moltiplicazione di patogeni esogeni, fungendo da barriera resistente alla colonizzazione attraverso diversi meccanismi sinergici e competitivi.

Il sistema immunitario enterico, che risulta composto da fagociti, immunità umorale e cellulo-mediata, fa in modo che la normale mucosa intestinale si presenti in uno stato di "infiammazione fisiologica" permanente, legata alla costante presenza di neutrofili, macrofagi, plasmacellule e linfociti nella lamina propria contribuendo direttamente, attivamente e continuamente alla difesa dell'ospite.

Schematicamente, si può sostenere che un microrganismo possa esercitare il suo potere patogeno attraverso l'ingestione da parte dell'ospite anche di un inoculo minimo del microrganismo stesso e/o di un quantitativo adeguato di tossine, prodotte dal patogeno medesimo.

Si distinguono quattro meccanismi patogenetici della diarrea:

1. osmotico
2. secretorio
3. infiammatorio
4. meccanico (disordini della motilità)

di cui solo il secondo e il terzo possono essere di origine infettiva.

La *diarrea secretoria* è causata da tossine prodotte dall'agente infettivo e non porta alla distruzione della mucosa intestinale. L'infezione colerica è il tipico esempio di tale meccanismo.

La *diarrea infiammatoria* comporta l'invasione della mucosa da parte del microrganismo patogeno: esempio classico è l'infezione da *Shigella* spp.

Il rischio di diarrea è universale e non solo dei Paesi sottosviluppati.

Le caratteristiche cliniche delle enteriti ad eziologia infettiva in cui è implicata l'acqua sono descritte nella *Tab 1.3*, mentre la *Tab. 1.4* riporta le indicazioni per la terapia empirica.

Tempo di incubazione	Sintomi predominanti	Agente responsabile
12-74 ore (media 18-36)	Addominalgie, diarrea, vomito, febbre, brividi, malessere, nausea, cefalea; lesioni cutanee da <i>V. vulnificus</i> ; influenza o appendicite mimate da <i>Y. enterocolitica</i>	<i>Salmonella</i> spp., <i>Shigella</i> , EPEC, <i>V. parahaemolyticus</i> , <i>Y. enterocolitica</i> , <i>A. hydrophila</i> , <i>P. shigelloides</i> , <i>C. jejuni</i> , <i>V. cholerae</i> , <i>V. vulnificus</i> , <i>V. fluvialis</i>
3-5 giorni	Diarrea acquosa, febbre, vomito, dolori addominali, sintomi respiratori	Virus enterici
7-28 giorni (media 14 giorni)	Addominalgie, diarrea, vomito, febbre, brividi, malessere, nausea, cefalea	<i>Salmonella typhi</i>

Tabella 1.3 - Caratteristiche di alcune diarree infettive (modificato da Trattato sulle Infezioni e Tossinfezioni Alimentari, Selecta Medica)

Caratteristiche cliniche	Eziologia probabile	Terapia antinfettiva empirica
Diarrea lieve: <ul style="list-style-type: none"> < 3 scariche di feci non formate/24 ore Sintomatologia sistemica lieve 	<i>Shigella</i> spp., <i>Salmonella</i> spp., <i>C. jejuni</i> , <i>E. coli</i> EPEC	Terapia idratante Dieta priva di lattosio e caffeina
Diarrea moderata: <ul style="list-style-type: none"> > 4 scariche di feci non formate/24 ore Sintomatologia sistemica moderata 	<i>Shigella</i> spp., <i>Salmonella</i> spp., <i>C. jejuni</i> , <i>E. coli</i> EPEC	Terapia idratante Agenti che riducono la motilità intestinale
Diarrea severa: <ul style="list-style-type: none"> > 6 scariche di feci non formate/24 ore Tenesmo Iperpiressia Feci mucose o sanguinolente 	<i>Shigella</i> spp., <i>Salmonella</i> spp., <i>C. jejuni</i> , <i>E. coli</i> EPEC	Ciprofloxacina: 500 mg po bid x 3-5 gg Cotrimoxazolo (DS): 1 po bid x 3-5 gg

Tabella 1.4 - Terapia empirica della diarrea acuta di sospetta eziologia infettiva (modificato da Trattato sulle Infezioni e Tossinfezioni Alimentari, Selecta Medica)

1.4. Evoluzione normativa in materia di qualità delle acque superficiali

1.4.1. Primi passi verso una normativa ambientale moderna

Negli anni settanta, con la Legge n. 319 del 1976 “Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento”, detta **Legge Merli**, si avverte per la prima volta l'esigenza di indicare in maniera dettagliata le sostanze inquinanti, ponendo dei limiti al loro scarico nelle acque.

Questa legge disciplinava dunque la materia degli scarichi attraverso un approccio tabellare basato sulla concentrazione di inquinanti (senza considerare la portata dello scarico stesso), valutando soltanto indirettamente la qualità degli effluenti e quella dei corpi idrici recettori. L'obiettivo rimaneva pertanto di tipo utilitaristico, andando ad indagare solamente la matrice acqua.

Primo passo è stato fatto con la **Legge 183/1989** "*Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo*". L'oggetto della norma era la difesa del suolo, a cui erano associati il risanamento delle acque, la fruizione e la gestione del patrimonio idrico e la tutela degli aspetti ambientali. La legge prevedeva la suddivisione dell'intero territorio in bacini idrografici, di interesse nazionale, interregionale e regionale, all'interno dei quali le attività pertinenti l'uso del suolo e la gestione delle risorse idriche venivano sovrintese dall'Autorità di Bacino. Tale impostazione aveva lo scopo di superare la storica frammentazione di competenze tra Stato, Regioni e Enti locali.

Per il raggiungimento degli obiettivi previsti, questa legge prevedeva la redazione dei cosiddetti "Piani di Bacino", che venivano adottati dalle Autorità di Bacino, per i bacini di interesse nazionale, e dalle Regioni, per gli altri bacini. I Piani di Bacino costituivano il piano territoriale di settore, nel quale venivano pianificate e programmate le norme e le azioni finalizzate alla conservazione, alla difesa e alla valorizzazione del suolo e alla corretta utilizzazione delle acque.

La tutela delle acque viene, in questo momento storico, introdotta quindi come primo elemento verso una tutela ambientale più ampia.

La Legge n. 36 del 5 gennaio 1994, la cosiddetta **Legge Galli**, relativa alle disposizioni in materia di risorse idriche, stabiliva che tutte le acque superficiali e sotterranee fossero pubbliche e che il consumo umano fosse prioritario rispetto agli altri usi. Questa legge definiva il "Sistema Idrico Integrato" (S.I.I.) come l'insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione di acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue. La legge poneva quindi l'attenzione sul *ciclo dell'acqua*, a partire dalla sua captazione per differenti usi, fino alla restituzione ai corpi ricettori, in condizioni compatibili con la protezione e il rispetto di questi ultimi. L'analisi del ciclo dell'acqua, e quindi il servizio idrico integrato che ne è alla base, tanto in fase costitutiva, quanto in quella gestionale, va organizzato nell'ambito di un territorio omogeneo, definito "Ambito Territoriale Ottimale" (A.T.O.). Questa norma era quindi più legata a valorizzare e razionalizzare la risorsa idrica come gestione del servizio, visto come bene pubblico.

1.4.2. Decreto legislativo 11 maggio 1999, n.152

Bisogna attendere il D. Lgs. 11 maggio 1999 n. 152 “*Disposizioni sulla tutela delle acque dall’inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall’inquinamento provocato dai nitrati provenienti dalle fonti agricole*” per giungere ad una regolamentazione organica della disciplina delle acque, che avesse come primo vero obiettivo la **tutela ecologico-funzionale dei fiumi**, visti come ecosistemi.

Questo decreto, con le sue successive integrazioni, è un testo di legge che si poneva l’obiettivo di tutelare tutte le acque (superficiali, marine e sotterranee) per prevenire e ridurre l’inquinamento, attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati, conseguire un miglioramento dello stato delle acque e perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche.

L’aspetto nuovo del D. Lgs. 152/99, che riflette la linea su cui è stata poi formulata la Direttiva Quadro sulle Acque, era che la valutazione della qualità ambientale ed ecologica si basa sull’acquisizione della conoscenza di tutti i fattori che possono influenzare le condizioni ambientali. Attraverso l’integrazione delle informazioni analitiche con la valutazione e l’interpretazione di nuovi elementi e di caratteristiche territoriali è possibile effettuare previsioni di rischio per la salute ed elaborare programmi di tutela e risanamento ambientale.

Il D. Lgs 152/99 prevedeva che le Regioni predisponessero i Piani di Tutela delle Acque (PTA) come strumento di pianificazione per l’uso della risorsa ai fini di una gestione ecocompatibile. Con questo documento si pianificava dunque a livello regionale, con tuttavia obiettivi e priorità a scala di bacino, definendo il sistema di azioni, interventi, regole e comportamenti finalizzati alla tutela della qualità ambientale del sistema idrico, nel quale si integrano misure per la tutela qualitativa e quantitativa.

La qualità dei corpi idrici superficiali è data, dall’entrata in vigore di questo Decreto, anche dalla capacità di sostenere *comunità animali e vegetali*, studiate attraverso l’istituzione di una rete di monitoraggio e l’applicazione di indici.

Nel D. Lgs. 152/99 i coliformi totali e i coliformi fecali sono ancora inclusi tra i parametri microbiologici da ricercare per la classificazione delle acque da destinare a scopi potabili, mentre viene inserito il parametro *E. coli*, come indicatore primario di contaminazione fecale e come unico parametro microbiologico tra i parametri da ricercare sia per la classificazione dei corsi d’acqua superficiali, sia per il controllo delle emissioni degli scarichi idrici.

Anche nel caso delle acque di balneazione, gli studi, fortemente stimolati dalla necessità di sottoporre a revisione la Direttiva Europea 76/160 recepita in Italia mediante il DPR n. 470/82, avevano evidenziato come *E. coli* fosse un indicatore di contaminazione fecale più idoneo dei tradizionali coliformi fecali.

Le normative sulle acque antecedenti al D. Lgs. 152/99 fissavano limiti di concentrazione degli indicatori microbiologici per le acque adibite ad una particolare destinazione d'uso (potabile, ricreazionale) e il tipo di informazione dedotta, anche se permetteva di evidenziare eventuali episodi di contaminazione, era sempre puntiforme, ovvero non integrata con le informazioni derivanti dagli altri parametri che caratterizzano uno specifico scenario ambientale.

Il decreto legislativo 11/5/1999 n. 152 ha dunque all'epoca messo a disposizione lo strumento operativo ufficiale, e unico a livello nazionale, per la raccolta e l'elaborazione dei dati sulle acque superficiali (oltre che sotterranee, di transizione e marine).

Il calcolo degli **indici di qualità chimico-microbiologica** era basato sull'analisi e successiva elaborazione di 7 “macrodescrittori”: ossigeno disciolto (% di saturazione), BOD₅, COD, azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale ed *E. coli*. Ognuno di questi parametri è associato ad un fattore di inquinamento o turbativa della naturalità dell'acqua, legato a cause e origini diverse o a sofferenze in atto del sistema idrico (eutrofizzazione). Ad esempio *E. coli* è associato alle immissioni di scarichi fognari civili, il BOD rappresenta il carico inquinante organico, degradabile biochimicamente, il fosforo quantifica le emissioni di fertilizzanti e detersivi e così via.

Ad ogni macrodescrittore era associato un indice specifico che però non poteva, se preso singolarmente, qualificare un corso d'acqua. Pertanto occorre che tutti i parametri sopra evidenziati concorressero, con vario peso, alla definizione di un unico indice globale. Ciò era realizzato associando ad ogni “macrodescrittore” 5 intervalli di valori ad altrettanti punteggi con peso progressivamente più importante. Ogni punteggio, corrispondente ad uno dei cinque livelli era, infatti, il doppio del punteggio relativo al livello inferiore. Per l'attribuzione del punteggio si faceva riferimento al 75° percentile dei valori monitorati nell'anno per ogni parametro. Intervalli di valori dei cinque livelli derivavano generalmente dai limiti di legge per gli usi dell'acqua (potabilizzazione, balneazione, irrigazione, vita acquatica eccetera). L'elaborazione dei dati raccolti su questi 7 “macrodescrittori” consentiva dunque di ottenere un importante indice di qualità chimica, il cosiddetto **“Livello di Inquinamento da Macrodescrittori” (LIM)**.

A livello regionale, in Valle d'Aosta, con il DGR 2883 del 2002, sono stati definiti limiti diversi per lo stato elevato, a seguito di uno studio condotto da ARPA VdA su corpi idrici

di riferimento con caratteristiche di naturalità, il cui insieme è stato definito Ecotipo Montano. Sono dunque dati basati sulla realtà geografica/climatica specifica. I valori forniti dal decreto legislativo e quelli elaborati sul territorio vengono riportati nella *Tab. 1.5*:

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100 - % Sat. O ₂ (*)	≤ 10 (#)	≤ 20	≤ 30	≤ 50	> 50
BOD ₅ (O ₂ mg/l)	< 3,5 (2,5)	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (O ₂ mg/l)	< 7,0 (5,0)	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/l)	< 0,05 (0,03)	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1,5	> 1,5
NO ₃ (N mg/l)	< 0,4 (0,3)	≤ 1,5	≤ 5	≤ 10	> 10
Fosforo totale (P mg/l)	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	> 0,6
Escherichia coli (n/100 ml)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo)	80	40	20	10	5
Livello Inquinamento da Macrodescrittori (LIM)	480-560	240-475	120-235	60-115	<60

(*) in assenza di vortici ed espresso in valore assoluto; (#) in assenza di fenomeni di eutrofia.
Tra parentesi in prima colonna i vecchi limiti del D.Lgs.152/99 per lo stato elevato.

Tabella 1.5 - Livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori (LIM) con nuovi limiti

L'indice biologico (**Indice Biotico Esteso** o **IBE**) veniva determinato dalla presenza e dalla numerosità di varie classi di macroinvertebrati (molluschi, anellidi, larve di insetti, ecc.) che vivono sotto i sassi e i ciottoli del letto dei corsi d'acqua. Una buona qualità delle acque era evidenziata dalla presenza di molte classi di tali macroinvertebrati e dalla numerosità degli esemplari di ciascuna classe. L'indice che se ne ricavava (secondo il *metodo Ghetti*) presupponeva che il campionamento fosse effettuato in modo tale da intercettare ogni esemplare di una particolare sezione del corso d'acqua e che fosse poi attribuito alla propria precisa classe tassonomica. Anche l'IBE determinava 5 classi di qualità, con significato analogo a quello ottenuto con l'indice chimico-microbiologico, sulla media di 3-4 controlli nel corso dell'anno.

Lo **stato ecologico** (SECA, Stato ecologico acque correnti) del corso d'acqua si otteneva, in prima approssimazione, dall'incrocio dei due indici. Lo stato ecologico era quindi rappresentato dalla classe di qualità più bassa fra quelle determinate singolarmente da IBE e LIM (*Tab. 1.6*).

Indice / Classe	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
I.B.E (*)	≥ 9,6	9,5--7,6	7,5--5,6	5,5--3,6	< 3,6
Livello Inquinamento da Macrodescrittori (LIM)	480-560	240-475	120-235	60-115	< 60

(*) valori decimali medi su 3-4 determinazioni, secondo le indicazioni del 1° rapporto SINAnet sulle acque

Tabella 1.6 - Attribuzione dello stato ecologico (SECA)

Lo **stato chimico** veniva definito sulla base della presenza di microinquinanti ovvero di sostanze chimiche pericolose. In prima istanza, si applicavano i valori soglia previsti dalla direttiva CEE 76/464 e quelli previsti dallo stesso decreto legislativo 152/99 in riferimento alle acque salmonicole e ciprinicole, facendo riferimento in particolare ai metalli pesanti, ai solventi clorurati e ai pesticidi (Tab. 1.7).

Metalli pesanti disciolti e Inquinanti organici (sul tal quale) - (*) = limite non definito			
Inquinante	Valore soglia (µg/L)	Inquinante	Valore soglia (µg/L)
Cadmio	2,5	DDT	2,5
Cromo totale	20	Esaclorobenzene	0,03
Mercurio	0,5	Esaclorocicloesano	0,05
Mercurio	75	Esaclorobutadiene	0,1
Piombo	10	1,2 Dicloroetano	10
Rame	40	Tricloroetilene	10
Zinco	300	Triclorobenzene	0,4
Aldrin	0,01	Cloroformio	12
Dieldrin	0,01	Tetracloruro di carbonio	(*)
Endrin	(*)	Percloroetilene	10
Isodrin	(*)	Pentaclorofenolo	2

Tabella 1.7 - Principali inquinanti utilizzati per definire lo stato chimico

Lo **stato ambientale** (SACA, Stato ambientale acque correnti) derivava dall'incrocio dello stato ecologico con i dati relativi alla presenza di sostanze pericolose in concentrazioni superiori al valore soglia (stato chimico). Nelle *tabelle 1.8 e 1.9* si evidenzia come lo stato ambientale venisse espresso in cinque classi di qualità e come queste venissero definite in rapporto ad un corpo idrico di riferimento con caratteristiche di "naturalità".

Stato ecologico →	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Concentrazione inquinanti di cui alla tab. 6 ↓					
≤ Valore Soglia	ELEVATO	BUONO	SUFFICIENTE	SCADENTE	PESSIMO
> Valore Soglia	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	PESSIMO

Tabella 1.8 - Stato ambientale dei corsi d'acqua (SACA)

ELEVATO	Non si rilevano alterazioni dei valori di qualità degli elementi chimico-fisici ed idromorfologici per quel dato tipo di corpo idrico in dipendenza degli impatti antropici, o sono <i>minime rispetto ai valori normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni indisturbate</i> . I valori degli elementi della qualità biologica del corpo idrico riflettono quelli normalmente associati per lo stesso ecotipo in condizioni indisturbate e non mostrano o è minima l'evidenza di alterazione. Esistono condizioni e comunità specifiche dell'ecotipo. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non, è paragonabile alle concentrazioni di fondo rilevabili nei corpi idrici non influenzati da alcuna pressione antropica.
BUONO	I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico mostrano bassi livelli di alterazione derivanti dall'attività umana e si discostano solo <i>leggermente</i> da quelli normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non, è in concentrazioni al di sotto degli standard di qualità definiti per lo stato ambientale "buono".
SUFFICIENTE	Stato ecologico in cui i valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico si discostano moderatamente da quelli di norma associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. I valori mostrano modesti segni di alterazione derivanti dall'attività umana e sono sensibilmente più disturbati che nella condizione di "buono stato".
SCADENTE	Stato ecologico in cui si rilevano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale, e le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.
PESSIMO	I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano alterazioni gravi e mancano ampie porzioni delle comunità biologiche di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.

Tabella 1.9 - Definizione dei vari stati ambientali per le acque superficiali

Per quanto riguarda gli scarichi, il Decreto individuava tre tipologie di **acque reflue** (industriali, domestiche e urbane), fissando per ciascuna una regolamentazione differente. Gli scarichi venivano differenziati in:

- scarichi al suolo, vietati salvo particolari eccezioni;
- scarichi nel sottosuolo e nelle acque sotterranee, generalmente vietati, anche se vi sono eccezioni previa autorizzazione;
- scarichi in acque superficiali, diversamente disciplinati a seconda della tipologia.

Nell'allegato 5 del D. Lgs. 152/99, il cui contenuto è ribadito dall'allegato 5 del D. Lgs. 258/00, erano fissati i limiti di emissione degli scarichi idrici (acque reflue urbane e acque reflue industriali) in corpi d'acqua superficiali e sul suolo. Per quanto riguarda gli scarichi degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane e gli scarichi industriali in acque superficiali e in fognatura, tra i vari parametri era prevista la ricerca di *E. coli* (tabella 3 dell'allegato 5).

Per gli scarichi degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane, i limiti di concentrazione di *E. coli* dovevano essere fissati all'atto dell'approvazione dell'impianto di trattamento delle acque reflue urbane dall'autorità competente, in relazione alla situazione ambientale e igienico-sanitaria del corpo recettore e in base agli usi esistenti. Era tuttavia consigliato un limite non superiore a *5000 ufc/100 mL*.

1.4.3. La Direttiva Europea 2000/60/CE (Water Framework Directive, WFD) e recepimento in Italia

La **Direttiva 2000/60/CE** (Water Framework Directive, WFD) istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Per le acque superficiali gli Stati membri garantiscono il raggiungimento del *migliore stato ecologico e chimico possibile*, tenuto conto degli impatti che non avrebbero potuto ragionevolmente essere evitati data dalla natura dell'attività umana o dell'inquinamento. L'obiettivo al 2015 era di raggiungere lo stato di qualità "*buono*" in tutti i corsi d'acqua.

Gli obiettivi principali della direttiva sulle acque 2000/60/CE si inseriscono in quelli più complessivi della politica ambientale della Comunità che puntano alla salvaguardia, tutela e miglioramento della qualità ambientale, nonché all'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali e che deve essere fondata sui principi della precauzione e dell'azione preventiva, sul principio della riduzione dei danni causati all'ambiente e sul principio "chi inquina paga".

L'obiettivo di fondo consiste nel mantenere e migliorare l'ambiente acquatico all'interno della Comunità, attraverso misure che riguardino la qualità ambientale, integrate con

misure riguardanti gli aspetti quantitativi. La Direttiva Acque mira ad ottenere la graduale riduzione delle emissioni di sostanze pericolose nelle acque fino a raggiungere valori vicini a quelli del fondo naturale. I punti di maggiore interesse della Direttiva sono relativi ai seguenti aspetti:

- *Bacini e distretti idrografici*: la Direttiva 2000/60/CE istituisce un quadro per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee. La norma prevede che gli Stati membri individuino i singoli bacini idrografici presenti nel loro territorio e li assegnino a singoli distretti idrografici (definiti come la principale unità per la gestione dei bacini idrografici), accorpendo eventualmente i piccoli bacini idrografici in un unico distretto, inoltre gli Stati membri devono adottare disposizioni amministrative adeguate, compresa l'individuazione dell'autorità nazionale competente, per l'applicazione delle norme previste dalla direttiva all'interno di ciascun distretto idrografico presente nel loro territorio. Per ciascun distretto idrografico interamente compreso nel suo territorio, ogni Stato Membro provvede a predisporre un Piano di Gestione del Bacino Idrografico (PdG) di cui il Piano di Tutela delle Acque rappresenta una parte. (approccio teso a superare la logica dei confini amministrativi);
- *Obiettivi ambientali*: per attuare i programmi di misure specificate nei Piani di Gestione e relative alle acque superficiali, alle acque sotterranee e alle aree protette, la norma prevede la tutela dello stato di tutti i corpi idrici, superficiali e sotterranei, fino a giungere ad uno stato di qualità "buono" entro 15 anni dall'entrata in vigore della direttiva (2015). Gli Stati membri devono predisporre, per ogni distretto idrografico, un'analisi delle caratteristiche del distretto, un'analisi dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e delle acque sotterranee, nonché un'analisi economica dell'utilizzo idrico. La Direttiva prevede, inoltre, la definizione di programmi di monitoraggio dello stato delle acque nell'ambito di ciascun distretto idrografico al fine di valutare lo stato chimico, ecologico e quantitativo delle acque superficiali e sotterranee;
- *Controllo di sostanze particolarmente inquinanti e pericolose*: la Direttiva prevede vengano adottate misure specifiche per combattere l'inquinamento idrico prodotto da inquinanti che presentino un rischio significativo per l'ambiente. Nell'ambito di tali misure è stato istituito un elenco di sostanze pericolose prioritarie.

In Italia, la Direttiva 2000/60/CE è stata recepita dal **D. Lgs. 152/2006** e da alcuni decreti settoriali di integrazione e modifica, emanati negli anni successivi:

- D.M. 131/2008 relativo alla caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni);
- D.M. 56/2009 relativo al monitoraggio dei corpi idrici e all'identificazione delle condizioni di riferimento;
- D.M. 203/2009 relativo all'individuazione delle informazioni territoriali e modalità per la raccolta, lo scambio e l'utilizzo dei dati necessari alla predisposizione dei rapporti conoscitivi sullo stato di attuazione degli obblighi comunitari e nazionali in materia di acque;
- D.M. 260/2010 recante i criteri tecnici per la classificazione dei corpi idrici superficiali.

Più nel dettaglio, il **corpo idrico** è l'elemento unitario che sta alla base del sistema di monitoraggio e tutela delle acque superficiali. Il D. Lgs. 152/2006 (art. 54 – sez. I alla parte III[^]) definisce il corpo idrico come un “*elemento distinto e significativo di acque superficiali, quale un lago, un bacino artificiale, un torrente, un fiume o canale, parte di un torrente, fiume o canale, nonché di acque di transizione o un tratto di acque costiere*”.

Il processo di individuazione dei corpi idrici è svolto ai sensi del decreto 131/2008 e le diverse fasi di attuazione prevedono:

- individuazione del reticolo idrografico significativo (da sottoporre a monitoraggio e classificazione sulla base dello stato chimico ed ecologico): tutti i corpi idrici aventi un bacino idrografico $> 10 \text{ km}^2$;
- tipizzazione: suddivisione in base alla distanza dalla sorgente e in base all'origine (origine glaciale o da scorrimento superficiale di acque di precipitazione/scioglimento di nevai);
- Analisi delle pressioni puntuali (derivazioni idroelettriche, scarichi civili e industriali nella forma di depuratori, fosse Imhoff e scarichi non trattati, modificazioni morfologiche come opere longitudinali e trasversali) e diffuse (uso del suolo);
- Presenza di aree protette;
- Qualità delle acque: utilizzo di dati pregressi ai sensi del D. Lgs. 152/99 (SACA).

Per poter pianificare l'attività di monitoraggio, definito numero e tipologia di corpi idrici, occorre valutare la vulnerabilità dello stato del corpo idrico rispetto alle pressioni individuate e pervenire ad una previsione circa la sua capacità di raggiungere o meno, nei tempi previsti, gli obiettivi di qualità previsti dalla normativa (**valutazione del rischio**).

I corpi idrici vengono assegnati ad una delle categorie definite dal decreto 131/2008 – sezione C:

1. a rischio
2. non a rischio
3. probabilmente a rischio.

Il D. Lgs. 152/06 prevede modalità di monitoraggio differenti, per parametri analitici, frequenze e cicli di campionamento, in funzione dell'assegnazione della classe di rischio dei corpi idrici:

- Monitoraggio di sorveglianza per i corpi idrici *non a rischio* e *probabilmente a rischio*. Deve essere effettuato per almeno un anno ogni sei (arco temporale di validità di un piano di gestione);
- Monitoraggio operativo per i corpi idrici *a rischio*. Il ciclo di monitoraggio è triennale per le componenti biologiche e annuale per gli elementi fisico-chimici e chimici.

Sono previsti, inoltre, altri tipi di monitoraggio specifici:

- Monitoraggio di indagine effettuato nei casi in cui non siano conosciute le cause del mancato raggiungimento degli obiettivi o in caso di inquinamento accidentale.
- Monitoraggio della Rete Nucleo: il D. Lgs. 152/2006 prevede l'individuazione di un sottogruppo della rete di sorveglianza denominato *Rete Nucleo*. La *Rete Nucleo* comprende corpi idrici individuati ai fini di una valutazione delle variazioni a lungo termine in condizioni naturali (siti di riferimento) o risultanti da una diffusa attività antropica.

I siti di riferimento appartengono a corpi idrici in cui le pressioni antropiche sono nulle o molto ridotte. Per ogni tipologia di corpo idrico, le comunità biologiche in essi campionate sono confrontate con quelle ottenute nei siti della rete di monitoraggio e permettono di assegnare uno stato di qualità al corpo idrico in base all'entità dello scostamento della comunità campionata rispetto a quella di riferimento.

Uno dei principali elementi di novità derivante dall'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, riguarda il **sistema di classificazione dei corpi idrici**.

Per i corpi idrici superficiali è previsto che lo "*stato ambientale*", espressione complessiva dello stato del corpo idrico, derivi dalla valutazione attribuita allo "*stato ecologico*" e allo "*stato chimico*" del corpo idrico stesso.

Alla definizione di **stato ecologico** (visto come espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici) concorre la valutazione di:

- Elementi di Qualità Biologica (EQB);

- Elementi fisico-chimici e chimici (inquinanti specifici), a sostegno degli elementi biologici;
- Elementi idromorfologici, a sostegno degli elementi biologici.

Per gli elementi biologici, la classificazione si effettua sulla base del valore di *Rapporto di Qualità Ecologica (RQE)*, ossia del rapporto tra valore del parametro biologico osservato e valore dello stesso parametro, corrispondente alle condizioni di riferimento per la “tipologia” di corpo idrico in osservazione.

Ai fini della classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici fluviali, gli indici da utilizzare riguardano le *comunità biologiche* di:

- Macroinvertebrati bentonici;
- Diatomee;
- Macrofite;
- Ittiofauna.

Il sistema di classificazione per i macroinvertebrati bentonici, denominato *MacrOper*, è basato sul calcolo dello *STAR_ICMi* (Indice multimetrico STAR di Intercalibrazione) (D.M. 260/2010), che consente di derivare una classe di qualità per gli organismi macrobentonici per la definizione dello Stato Ecologico, basandosi sulla struttura delle comunità rinvenute. Tale indice combina sei metriche che prendono in considerazione composizione, abbondanza e struttura della comunità, prevedendo il confronto tra la comunità presente in uno specifico sito con quella che sarebbe presente, in un sito della stessa tipologia, in assenza di pressioni, cioè con la comunità di riferimento. Il risultato, espresso tra 0 e 1, è chiamato *RQE (Rapporto di Qualità Ecologica)*. La *Tab. 1.10* riporta la corrispondenza tra valori di RQE e stati validi per l'indice *STAR_ICMi* per la macrotipologia A2 (area geografica Alpina, siliceo) alla quale appartiene l'intero territorio regionale valdostano.

Valori RQE	STAR_ICMi	Colore convenzionale
$RQE \geq 0,95$	elevato	
$0,71 \leq RQE < 0,95$	buono	
$0,48 \leq RQE < 0,71$	sufficiente	
$0,24 \leq RQE < 0,48$	scarso	
$RQE < 0,24$	cattivo	

Tabella 1.10 - STAR-ICMi - Limiti di classe tra gli stati

L'indice multimetrico da applicare per la valutazione dello stato ecologico, utilizzando le comunità diatomiche, è l'indice denominato *Indice Multimetrico di Intercalibrazione*

(ICMi) (D.M. 260/2010). Esso si basa sull'*IPS* (*Indice di Sensibilità agli Inquinanti*, CEMAGREF, 1982) e sul *TI* (*Indice trofico*, Rott *et al.*, 1999) e restituisce un valore compreso tra 0 e 1 chiamato anch'esso *RQE*. Entrambi gli indici prevedono l'identificazione a livello di specie e in alcuni casi a livello di varietà, ad ognuna delle quali viene attribuito un *valore di sensibilità* (affinità/tolleranza) all'inquinamento e un *valore di affidabilità*. L'*IPS* tiene conto principalmente della sensibilità delle specie all'inquinamento organico mentre il *TI* tiene conto principalmente della sensibilità delle specie all'inquinamento trofico.

Il valore di RQE ottenuto permette l'attribuzione ad una delle 5 classi di qualità previste dalla normativa.

La *Tab. 1.11* riporta la corrispondenza tra valori di RQE e stati validi per l'indice ICMi per la macrotipologia A2 (area geografica Alpina, siliceo) alla quale appartiene l'intero territorio regionale valdostano.

Valori RQE	ICMi	Colore convenzionale
$RQE \geq 0,85$	elevato	
$0,64 \leq RQE < 0,85$	buono	
$0,54 \leq RQE < 0,64$	sufficiente	
$0,27 \leq RQE < 0,54$	scarso	
$RQE < 0,27$	cattivo	

Tabella 1.11 - ICMi - Limiti di classe tra gli stati

L'indice da applicare per la valutazione dello stato ecologico, utilizzando le comunità macrofite (*angiosperme erbacee*, *pteridofite* (felci), *briofite* (muschi) e *alghe filamentose*), è l'indice denominato "*Indice Biologique Macrophytique en Rivière*" IBMR (D.M. 260/2010). L'IBMR è un indice finalizzato alla valutazione dello stato trofico inteso in termini di intensità di produzione primaria e anch'esso consente l'espressione di un giudizio di qualità in 5 classi.

L'indice da utilizzare nella classificazione dei corpi idrici superficiali per l'EQB pesci è l'*Indice dello Stato Ecologico delle Comunità ittiche*, ISECI (D.M. 260/2010). Tale indice valuta la *composizione* e l'*abbondanza* della fauna ittica.

Ai fini della classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici, gli **elementi fisico-chimici a sostegno** di quelli biologici vengono integrati in un singolo descrittore chiamato *LIMeco* (*Livello di Inquinamento dai Macrodescriptors per lo stato ecologico*), utilizzato per derivare la classe di qualità. I parametri da utilizzare sono i seguenti:

- Nutrienti (N-NH₄, N-NO₃, fosforo totale)

- Ossigeno disciolto (% di saturazione)

Il LIMeco descrive quindi la qualità delle acque correnti per quanto riguarda i *nutrienti* e l'*ossigenazione*.

La procedura prevede che sia calcolato un punteggio sulla base della concentrazione, osservata nel sito in esame, dell'*azoto ammoniacale*, dell'*azoto nitrico*, del *fosforo totale* e dell'*ossigeno disciolto* (calcolato come 100-% di saturazione O₂). Il LIMeco di ciascun campionamento viene derivato come media tra i punteggi attribuiti ai singoli parametri secondo le *soglie di concentrazione* indicate nella Tab. 1.12:

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
	Punteggio	1	0,5	0,25	0,125	0
Parametro						
100-O ₂ % sat.	Soglie	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)		< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24
N-NO ₃ (mg/l)		< 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	> 4,8
Fosforo totale (µg/l)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

Tabella 1.12 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere i punteggi di LIMeco

Nella Tab. 1.13 sono forniti i valori di LIMeco relativi ai limiti di classe fra gli stati:

Valori LIMeco	Stato	Colore convenzionale
≥0,66	elevato	
≥0,50	buono	
≥0,33	sufficiente	
≥0,17	scarso	
<0,17	cattivo	

Tabella 1.13 - Classificazione di qualità secondo i valori di LIMeco

E' da evidenziare come nel calcolo di questo indice **non venga più preso in considerazione il parametro microbiologico *E. coli***. Questo in realtà è un parametro di controllo utile nella valutazione della qualità ambientale, poiché elevate concentrazioni di questo microrganismo sono un segnale di allarme che richiede una attenta valutazione dell'efficacia dei sistemi di depurazione utilizzati e del possibile impatto dovuto a derivazioni di acqua, eventualmente presenti, che, riducendo le portate in alveo, determinano una minore diluizione degli scarichi e una scarsa ossigenazione del corso d'acqua.

Lo *stato ecologico* del corpo idrico viene calcolato, in un primo momento, in base al confronto tra la classe più bassa risultante dai dati di monitoraggio relativi agli elementi biologici e gli elementi fisico-chimici a sostegno (*Fase I, Tab. 1.14*).

		Giudizio peggiore da Elementi Biologici				
		<i>Elevato</i>	<i>Buono</i>	<i>Sufficiente</i>	<i>Scarso</i>	<i>Cattivo</i>
Elementi fisico-chimici a sostegno	<i>Elevato</i>	Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Buono</i>	Buono	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Sufficiente, Scarso e Cattivo</i>	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente	Scarso	Cattivo

Tabella 1.14 - Fase I – Integrazione tra gli elementi biologici e fisico-chimici a sostegno

Il giudizio così ottenuto viene confrontato con la valutazione degli **elementi chimici a sostegno**, cioè altre sostanze non appartenenti all'elenco di priorità, i cui standard di qualità ambientale (SQA) sono forniti in tab. 1/B del D.M. 260/2010 e che vengono selezionate in base alle conoscenze acquisite tramite l'analisi delle pressioni e degli impatti (Fase II, Tab. 1.15).

		Giudizio della Fase I				
		<i>Elevato</i>	<i>Buono</i>	<i>Sufficiente</i>	<i>Scarso</i>	<i>Cattivo</i>
Elementi chimici a sostegno (altri inquinanti specifici)	<i>Elevato</i>	Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Buono</i>	Buono	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Sufficiente</i>	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente	Scarso	Cattivo

Tabella 1.15 - Fase II – Integrazione risultati della Fase I con gli elementi chimici (altri inquinanti specifici)

Qualora, al termine di questa seconda fase, lo stato ecologico risulti *elevato*, è necessario provvedere a una conferma mediante gli **elementi idromorfologici a sostegno**. Se tale conferma risultasse negativa, il corpo idrico è declassato allo stato *buono*. La normativa vigente (D.M. 260/2010) prevede la valutazione dei seguenti elementi idromorfologici:

- Regime idrologico (quantità e variazione del regime delle portate misurate, connessione con il corpo idrico sotterraneo);
- Continuità fluviale (entità ed estensione degli impatti di opere artificiali sul flusso di acqua, sedimenti e biota);
- Condizioni morfologiche (portate solide, variazione della profondità e della larghezza del corso d'acqua, struttura e substrato dell'alveo, struttura della zona ripariale).

A tale scopo in Italia è stato elaborato un sistema di valutazione idromorfologica, analisi e monitoraggio dei corsi d'acqua (*IDRAIM*) che si basa sul confronto dei risultati ottenuti impiegando due indici, l'*Indice di Alterazione del Regime Idrologico (IARI)* e l'*Indice di Qualità morfologica (IQM)*.

In sintesi, lo *stato ecologico* si calcola confrontando il risultato peggiore ottenuto dagli elementi biologici con il risultato del LIMeco (Fase I); il giudizio ottenuto viene

confrontato con la valutazione degli elementi chimici a sostegno (Fase II). In caso di risultato *elevato* si procede alla valutazione degli elementi idromorfologici: se questi ultimi non sono *elevati* si declassa lo stato ecologico a *buono* (Fig. 1.8).

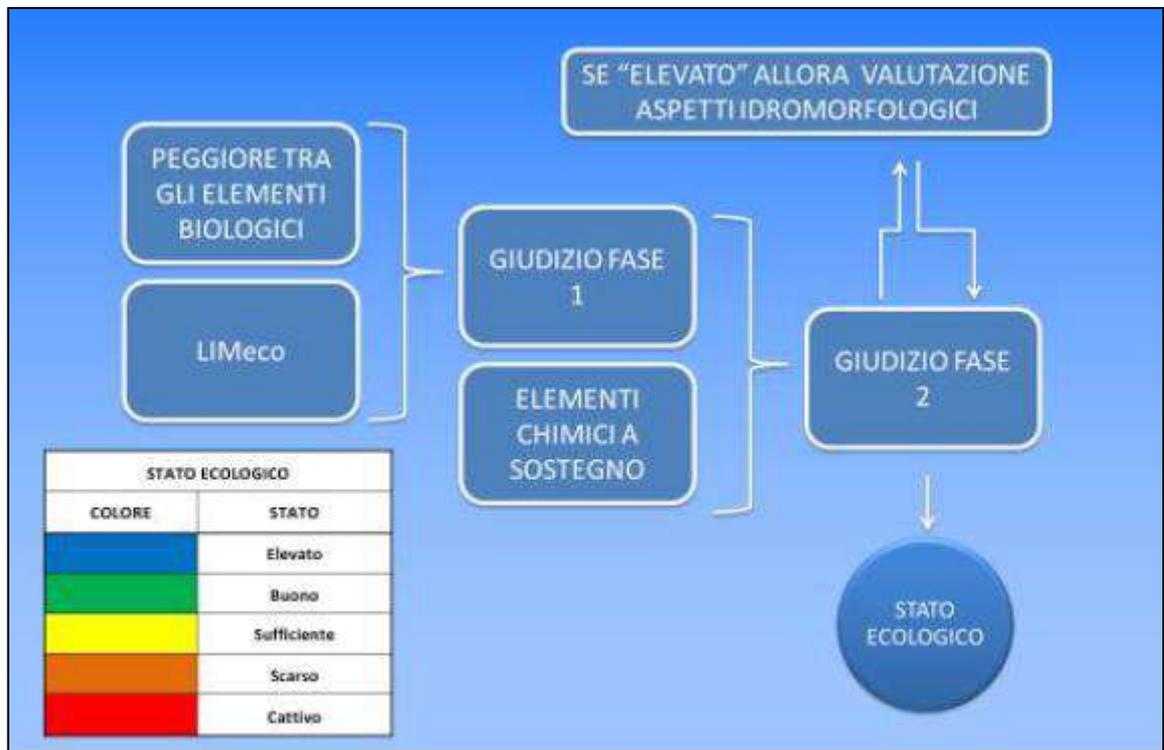


Figura 1.8 - Elaborazione dello stato ecologico

Per la definizione dello **stato chimico** di un corpo idrico occorre fare riferimento agli inquinanti presenti nell'*elenco di priorità* e indicati in Tab. 1/A del D.M. 260/2010 e valutarne la concentrazione media e massima annuali per verificare il rispetto degli *standard di qualità ambientale (SQA)* previsti dal decreto stesso. Le sostanze dell'elenco di priorità sono: le sostanze *prioritarie* (P), le sostanze *pericolose prioritarie* (PP) e le *rimanenti sostanze* (E). Sono da monitorare le sostanze per le quali, a seguito di un'analisi delle pressioni e degli impatti, effettuata per ciascuna singola sostanza dell'elenco di priorità, risultano attività che ne comportino scarichi, emissioni, rilasci e perdite nel bacino idrografico. Nell'analisi delle attività antropiche che possono provocare la presenza nelle acque di sostanze dell'elenco di priorità, è necessario tenere conto non solo delle attività in essere, ma anche di quelle pregresse.

La classificazione dello stato chimico prevede solo due classi di qualità, secondo lo schema cromatico delineato nella Tab. 1.16:

- *Stato buono*: se tutte le concentrazioni rilevate rispettano gli standard di qualità ambientale previsti dalla normativa;

- *Stato non buono*: qualora si abbia un superamento degli standard di qualità ambientale (concentrazione media annua o concentrazione massima ammissibile o entrambe).

Classe dello stato chimico	Colore convenzionale
buono	
mancato conseguimento dello stato buono	

Tabella 1.16 - Schema cromatico per la presentazione delle classi dello stato chimico

Infine, con **stato delle acque superficiali** si intende *l'espressione complessiva dello stato di un corpo idrico superficiale, determinato dal valore più basso del suo stato ecologico e chimico* (D. Lgs.152/2006 art. 74, comma 2, lettera p).

Poiché in Valle d'Aosta, a fine 2015, tutti i corpi idrici presentano uno stato chimico *buono*, di fatto lo stato delle acque superficiali è dato dal valore di stato ecologico.

1.5. Normativa di tutela delle acque ricreative

1.5.1. Incidenza patologie associate alle acque ricreative

Le acque ad uso ricreazionale sono una fonte di infezione da parte di diversi microrganismi che causano principalmente *patologie gastrointestinali acute, patologie cutanee e patologie respiratorie*. *Cryptosporidium* spp., *Norovirus* e *E. coli* enteropatogeno sono i più importanti agenti eziologici della diarrea, mentre *Pseudomonas* spp. e *S. aureus* sono la principale causa di malattie cutanee. Approssimativamente il 90% degli outbreaks si verifica nelle acque ricreative trattate (piscine, terme o parchi acquatici), mentre il 10% deriva dall'utilizzo delle acque superficiali per un fine ludico (bagni in spiaggia o lungo i fiumi) (Doménech-Sanchez *et al.*, 2008).

Dati leggermente diversi derivano dal report degli outbreaks segnalati negli Stati Uniti nel periodo 2011-2012 (Hlavsa *et al.*, 2015). All'interno dei 90 outbreaks riportati al CDC Waterborne Disease and Outbreak Surveillance System (WBDOSS) si contano 1788 casi, 95 ospedalizzazioni e 1 morte. Gli outbreaks associati ad acque trattate sono 69 (77%). Tra i 21 outbreaks associati ad acque superficiali non trattate (23%), 7 (33%) sono causati da *E. coli* O157:H7 e *E. coli* O111. Di questi 21 outbreaks, 20 sono associati ad acque dolci e 18 vengono registrati nel periodo Giugno-Agosto e in totale si contano 479 casi e 22 ospedalizzazioni.

Un limite dell'indagine che viene evidenziato è che la conta degli outbreaks presenta una sottostima dovuta a diversi fattori, tra cui patologia blanda, dimensione piccola dell'outbreak, periodi di incubazioni lunghi, ampia dispersione geografica degli ammalati

che comportano difficoltà nel registrare e riportare alle autorità competenti i diversi casi che si verificano.

1.5.2. Balneazione

L'evoluzione normativa prende forma con la **Direttiva 76/160/CEE**. Con essa, il legislatore comunitario dettò le prime norme sulla qualità delle acque di balneazione. A livello nazionale seguì la norma di attuazione con il **DPR 470/82** che per diversi anni ha costituito il punto di riferimento per gli organi preposti alle attività svolte a garantire/assicurare la qualità delle acque.

Nel 2006 la Comunità Europea, ispirandosi alle più recenti conoscenze scientifiche e con un accento particolare sulla necessità di assicurare una più ampia partecipazione del pubblico, ha adottato la **Direttiva 2006/7/CE**. La nuova norma ha abrogato quella di vent'anni prima, individuando nuovi e più affidabili parametri indicatori. Allo scopo di giungere ad una classificazione realistica delle acque di balneazione, ha prescritto l'adozione di nuovi e meglio armonizzati metodi e pratiche di analisi. Tuttavia, le nuove conoscenze mostrano alcuni limiti individuati nella Direttiva stessa, nella quale viene pertanto ravvisata l'opportunità di condurre ulteriori studi epidemiologici sui rischi per la salute connessi con la balneazione, in particolare nelle acque dolci (Funari E. e Gramaccioni L., 2010).

La Direttiva 2006/7/CE è stata recepita nel nostro Paese con il **D. Lgs. 20 maggio 2008, n.116**. Successivamente è stata attuata con il Decreto del 30 marzo 2010 (Gazzetta Ufficiale n.97, 24 maggio 2010) che definisce i criteri per determinare il divieto di balneazione e le specifiche tecniche per l'attuazione del decreto legislativo di cui sopra.

La nuova Direttiva sulle acque di balneazione non è un atto separato, ma è invece concepita in un contesto di coordinamento con le altre normative comunitarie nel settore delle acque, come la *Direttiva del Consiglio 91/271/CEE* concernente il trattamento delle acque reflue urbane, la *Direttiva 91/676/CEE* relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole e la *Direttiva 2000/60/CE* del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Infatti, nell'articolo 1 (Finalità e campo di applicazione) vengono precisati ambito e approccio della nuova Direttiva: *“La presente Direttiva è finalizzata a preservare, proteggere e migliorare la qualità dell'ambiente e a proteggere la salute umana integrando la Direttiva 2000/60/CE”*.

Una novità della normativa riguarda la definizione dei profili. Nel profilo vengono “descritte, quantificate, comprese e mappate tutte le fonti potenziali di inquinamento o di contaminazione presenti nella zona di balneazione interessata o nelle sue vicinanze”.

Il profilo fornisce quindi molte informazioni da poter utilizzare per la pianificazione sul lungo periodo di programmi di conservazione o incremento della qualità, come liste di controllo in caso di un episodio di inquinamento oppure come strumento fondamentale d'informazione dei cittadini. In buona sostanza, i profili sono lo strumento nuovo introdotto dalla Direttiva 2006/7/CE che segna un cambio di rotta nella determinazione dell'inquinamento, in quanto non si pone solamente l'attenzione sul valore numerico ottenuto dai campionamenti volti a conoscere lo stato di salute delle acque, ma anche e soprattutto sullo studio attento del corpo idrico.

Le acque di balneazione sono “le acque, o parti di esse, dolci correnti o stagnanti, e l'acqua di mare” nelle quali la balneazione:

- è espressamente autorizzata dalle autorità competenti dei singoli Stati membri (Ministero della Salute, Regioni e Comuni);
- non è vietata ed è praticata in maniera consuetudinaria da un congruo numero di bagnanti.

La stagione balneare è da intendersi come il periodo compreso tra il 1° maggio e il 30 settembre, mentre per periodo di campionamento, il periodo che inizia un mese prima la stagione balneare e termina con la fine della stessa.

Nella nuova normativa, il concetto di inquinamento viene espresso come la presenza di “contaminazione microbiologica o di altri organismi o di rifiuti che influiscono sulla qualità delle acque di balneazione e comportano un rischio per la salute dei bagnanti”. La determinazione della qualità dell'acqua di balneazione è basata dunque sulla ricerca di un limitato numero e spettro di microrganismi, ovvero quelli più diffusi, e quindi più comunemente presenti nelle feci degli esseri viventi a sangue caldo. I parametri da monitorare sono soltanto due, rispetto ai 17 della precedente Direttiva. Si tratta di **enterococchi intestinali** e *E. coli*. La loro selezione deriva da un attento esame, da parte di esperti dell'OMS, degli studi epidemiologici disponibili sull'associazione tra qualità delle acque di balneazione e patologie dei bagnanti.

La serie di dati sulla qualità delle acque di balneazione utilizzati per effettuare valutazioni della qualità comprendono sempre un minimo di 16 campioni (4 campioni per ogni stagione balneare).

I dati del monitoraggio vengono utilizzati per la valutazione della qualità delle acque di balneazione. Questa valutazione viene effettuata ogni anno al termine di ciascuna stagione

balneare, sulla base della serie di dati sulla qualità delle acque di balneazione relativi alla stagione in questione e alle tre stagioni precedenti. Queste valutazioni vengono a loro volta utilizzate per classificare le acque di balneazione nelle categorie di qualità: *scarsa*, *sufficiente*, *buona* o *eccellente*, conformemente ai criteri stabiliti nell'Allegato I riportato in Tab. 1.17:

ACQUE INTERNE					
	A	B	C	D	E
	Parametro	Qualità eccellente	Qualità buona	Qualità sufficiente	Metodi di riferimento dell'analisi
1	Enterococchi intestinali espressi in ufc/100 ml	200 (*)	400 (*)	330 (**)	ISO 7899-1 o ISO 7899-2
2	Escherichia coli espressi in ufc/100 ml	500 (*)	1 000 (*)	900 (**)	ISO 9308-3 o ISO 9308-1
(*) Basato sulla valutazione del 95° percentile. Cfr. allegato II. (**) Basato sulla valutazione del 90° percentile. Cfr. allegato II.					
ACQUE COSTIERE E ACQUE DI TRANSIZIONE					
	A	B	C	D	E
	Parametro	Qualità eccellente	Qualità buona	Qualità sufficiente	Metodi di riferimento dell'analisi
1	Enterococchi intestinali espressi in ufc/100 ml	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 o ISO 7899-2
2	Escherichia coli espressi in ufc/100 ml	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 o ISO 9308-1
(*) Basato sulla valutazione del 95° percentile. Cfr. allegato II. (**) Basato sulla valutazione del 90° percentile. Cfr. allegato II.					

Tabella 1.17 - Valori limite per le diverse classi di qualità per le acque interne e le acque costiere/di transizione

Sulla base della valutazione del percentile della normale distribuzione di densità di probabilità (PDF) \log_{10} dei dati microbiologici ricavati su una particolare acqua di balneazione, il percentile viene così ricavato:

- prendere il \log_{10} di tutte le enumerazioni batteriche nella sequenza di dati da valutare (se si ottiene un valore zero, prendere invece il \log_{10} del limite minimo di rilevazione del metodo analitico utilizzato);
- calcolare la media aritmetica dei \log_{10} (μ);
- calcolare la deviazione standard dei \log_{10} (σ).

Il punto superiore del 90° percentile della funzione PDF si ricava dalla seguente equazione:
superiore al 90° percentile = antilog ($\mu + 1,282 \sigma$).

Il punto superiore del 95° percentile della funzione PDF si ricava dalla seguente equazione:
superiore al 95° percentile = antilog ($\mu + 1,65 \sigma$).

La prima classificazione deve essere completata entro il 2015 e tutte le acque di balneazione devono ricadere minimo nella classe di qualità “sufficiente”. Per ciascuna acqua di balneazione classificata “scarsa” vengono adottate diverse misure a decorrere dalla stagione balneare successiva come il divieto di balneazione, l’individuazione delle cause e adeguate misure per ridurre o eliminare le cause di inquinamento. Se le acque di balneazione sono classificate di qualità “scarsa” per cinque anni consecutivi, è disposto un divieto permanente di balneazione o un avviso che sconsiglia permanentemente la balneazione.

Il Decreto 30 maggio 2010 fissa all'allegato A i valori limite relativi ad un singolo campione ai fini della balneabilità delle acque. Il superamento di tali limiti determina il divieto temporaneo di balneazione (Tab. 1.18).

Valori limite per un singolo campione		
Parametri	Corpo idrico	Valori
Enterococchi intestinali	Acque marine	200 n*/100ml
	Acque interne	500 n*/100ml
Escherichia coli	Acque marine	500 n*/ 100 ml
	Acque interne	1000 n*/100 ml

*n = Ufc per En Iso 9308-1 (E. coli) e En Iso 7899-2 (Enterococchi) o Mpn per En Iso 9308-3 (E. coli) e En Iso 7899-1 (Enterococchi)

Tabella 1.18 - Valori limite per un singolo campione

Negli anni però si sono sviluppate tutta una serie di attività ludiche che si svolgono nell’acqua e sopra l’acqua che non sono previste dalle normative che regolamentano la balneazione. Infatti, i corpi idrici nei quali si svolgono gli **sport di acqua viva** (rafting, slalom canoeing, hydrospeed, canyoning), non vengono in genere assimilati a quelli designati alla balneazione, nonostante alcune di queste attività prevedano un contatto diretto con l’acqua, anche per più volte.

Per queste attività ricreative l’obiettivo è sempre quello di mantenere una qualità delle acque tale da non provocare pericoli per la salute umana quando si entra in contatto con esse; ma quali sono i parametri e i limiti che meglio rispondono a questa necessità?

1.5.3. Linee Guida OMS, 2003

Nel 2003, l’OMS ha pubblicato un documento dal nome “Guidelines for safe recreational water environments”, nel quale vengono illustrati e sviluppati i diversi rischi a cui si può andare incontro durante l’uso ricreazionale degli ambienti d’acqua dolce e marini; rischi che comprendono l’esposizione al caldo, al freddo, alla luce solare, l’annegamento e le

lesioni da impatto, ma anche la **qualità dell'acqua**, in particolar modo quella di tipo **microbiologica**, legata alla contaminazione fecale derivante dall'immissione principalmente di scarichi civili.

Inoltre, viene fatta una distinzione tra i *diversi tipi di attività ricreative*: è fondamentale effettuare questo tipo di distinzione proprio per individuare quelle attività in cui il contatto con l'acqua e la probabilità di ingestione sono elevati, con conseguente aumento di probabilità di contatto con agenti infettivi presenti in acqua e sviluppo di patologie.

Secondo il WHO, le attività ricreative si classificano nella maniera seguente:

- nessun contatto: non vi è nessun contatto con l'acqua o questo avviene in maniera accidentale (pesca con l'amo dalle spiagge o prendere il sole);
- contatto limitato: attività in cui solo gli arti inferiori sono regolarmente bagnati e in cui è rara l'ingestione di acqua; per esempio andare in barca, pescare e il guado;
- contatto con l'intero corpo: attività in cui l'intero corpo o il viso e il tronco sono frequentemente immersi o il viso è spesso bagnato da spray e aerosol, e quindi attività in cui facilmente un certo quantitativo di acqua può essere ingerito; per esempio il nuoto, i tuffi, canoa in acque agitate, rafting. L'immersione accidentale, a causa di un'onda o per scivolamento, porta ad un contatto con l'intero corpo.

Chi pratica il terzo tipo di attività normalmente indossa mute o altri abiti protettivi che limitano l'esposizione della pelle agli agenti per esempio della leptospirosi e della schistosomiasi, a possibili punture d'insetti e all'esposizione ai raggi UV. Indossare caschi e giubbetti salvagente rispettivamente proteggono la testa da lesioni e impediscono l'annegamento. Non ci sono però dei dispositivi che proteggano da una scarsa qualità microbiologica delle acque: l'unica modalità di protezione è una corretta gestione dei corpi idrici, mediante un adeguato trattamento degli scarichi civili ed una corretta informazione delle condizioni locali nei confronti dei possibili fruitori.

Queste Linee Guida dell'OMS hanno ovviamente come obiettivo primario la *protezione della salute pubblica*, che non consiste nel disincentivare l'utilizzo delle acque superficiali a scopo ricreazionale, ma piuttosto quello di assicurare che esse vengano gestite nel miglior modo possibile in modo che la maggior parte della popolazione ne possa trarre il massimo beneficio. I valori proposti in questo documento non sono limiti di legge, ma delle linee guida. La ragione principale per non adottare standard internazionali per le acque ricreative risiede nel vantaggio che si ricava invece dall'adozione di un approccio del tipo costi-benefici: gli impatti negativi dell'uso ricreazionale delle acque superficiali sulla salute dei fruitori devono essere pesati con i benefici per la salute e il benessere che si generano a seguito di queste attività (riposo e esercizio fisico). In più, sono da considerarsi

gli aspetti economici di sviluppo sia dal punto di vista locale che dal punto di vista nazionale.

Le acque superficiali normalmente contengono un mix di microrganismi patogeni e non patogeni. Questi microrganismi possono derivare da scarichi civili, processi industriali, allevamenti, animali domestici e selvatici o essere naturalmente presenti nelle acque superficiali.

Il tipo e numero di patogeni presenti negli scarichi dipende dall'incidenza delle malattie e lo stato di portatori all'interno della popolazione che contribuisce alla loro formazione e alla stagionalità delle infezioni.

Il più frequente effetto avverso associato all'esposizione ad acque ricreative contaminate da materiale fecale è la **gastroenterite**, patologia auto-limitante di breve durata. Le attività correlate ad essa sono quelle in cui vi è un contatto con l'intero corpo, cioè quelle attività in cui c'è un rischio significativo di ingerire dell'acqua. La trasmissione del patogeno che può causare gastroenterite è biologicamente plausibile ed è analoga a quelle rilevata a partire dall'acqua potabile, che è ben documentata (Prüss, 1998).

Le patologie dovute alle acque ricreative sono generalmente lievi e quindi difficili da rilevare attraverso i sistemi di sorveglianza di routine. Anche nel caso di sintomi gravi, sarebbe in ogni caso difficile associarli all'esposizione ad un'acqua di questo tipo.

Una relazione causa-effetto tra contaminazione fecale e la *patologia respiratoria febbrile acuta (AFRI)* è biologicamente plausibile. Essa è un outcome più severo, ma la probabilità di contrarre questo tipo di malattia è molto più bassa e la concentrazione di patogeni necessaria affinché si sviluppi deve essere più elevata (Fleisher *et al.*, 1998).

Una relazione causa-effetto è stata osservata anche tra *infezioni all'occhio e/o orecchio* e contaminazione fecale, ma la probabilità di sviluppare queste patologie è ancora più bassa dovuto al fatto che sono richieste concentrazioni di patogeni ancora più elevate.

L'OMS sottolinea da subito come non sia possibile applicare gli standard che si utilizzano normalmente per altri tipi di acqua (come quella potabile) alle acque ad uso ricreazionale, poiché per fornire livelli di protezione della salute pubblica analoghi si adotterebbero standard talmente restrittivi da non poter essere implementati in molte parti del pianeta e quindi si andrebbero a perdere gli altri benefici derivati dall'uso dell'acqua a scopo ricreazionale.

Come microrganismo indicatore l'OMS seleziona gli **enterococchi intestinali** (Tab. 1.19). Già nel 2003, si indicava l'*E. coli* come parametro adatto per le acque dolci e non per le acque marine, ma allora i dati disponibili per ricavare dei valori guida erano insufficienti.

95th percentile value of intestinal enterococci/100 ml (rounded values)	Basis of derivation	Estimated risk per exposure
≤40 A	This range is below the NOAEL in most epidemiological studies.	<1% GI illness risk <0.3% AFRI risk The upper 95th percentile value of 40/100 ml relates to an average probability of less than one case of gastroenteritis in every 100 exposures. The AFRI burden would be negligible.
41–200 B	The 200/100 ml value is above the threshold of illness transmission reported in most epidemiological studies that have attempted to define a NOAEL or LOAEL for GI illness and AFRI.	1–5% GI illness risk 0.3–1.9% AFRI risk The upper 95th percentile value of 200/100 ml relates to an average probability of one case of gastroenteritis in 20 exposures. The AFRI illness rate at this upper value would be less than 19 per 1000 exposures, or less than approximately 1 in 50 exposures.
201–500 C	This range represents a substantial elevation in the probability of all adverse health outcomes for which dose–response data are available.	5–10% GI illness risk 1.9–3.9% AFRI risk This range of 95th percentiles represents a probability of 1 in 10 to 1 in 20 of gastroenteritis for a single exposure. Exposures in this category also suggest a risk of AFRI in the range of 19–39 per 1000 exposures, or a range of approximately 1 in 50 to 1 in 25 exposures.
>500 D	Above this level, there may be a significant risk of high levels of minor illness transmission.	>10% GI illness risk >3.9% AFRI risk There is a greater than 10% chance of gastroenteritis per single exposure. The AFRI illness rate at the 95th percentile point of >500/100 ml would be greater than 39 per 1000 exposures, or greater than approximately 1 in 25 exposures.

Tabella 1.19 - Valori guida per la valutazione della qualità microbiologica delle acque ricreative (Enterococchi)

La **classificazione iniziale degli ambienti ad uso ricreazionale** si basa sulla *valutazione quantitativa degli indicatori di contaminazione fecale* insieme ad una *ispezione sanitaria* per rilevare il grado di impatto delle attività umane (scarichi, allevamenti).

Per quanto riguarda gli scarichi le informazioni da raccogliere sono:

- presenza/assenza,
- tipo di trattamento che subiscono prima di essere immessi nei corpi idrici superficiali,
- dimensione della popolazione da cui lo scarico origina;
- flusso/portata del corpo idrico durante il periodo di fruizione.

Ovviamente, lo scarico diretto di effluenti non trattati in aree ricreative rappresenta un serio pericolo per la salute pubblica.

Gli scarichi civili possono essere categorizzati secondo la portata dello scarico stesso e il grado di diluizione come descritto nella *Tab. 1.20*:

Population and flow characteristics ^{a,b}	Treatment level				
	None	Primary	Secondary	Secondary plus disinfection ^c	Lagoon
High population with low river flow	Very high	Very high	High	—	Moderate
Low population with low river flow	Very high	High	Moderate	—	Moderate
Medium population with medium river flow	High	Moderate	Low	—	Low
High population with high river flow	High	Moderate	Low	—	Low
Low population with high river flow	High	Moderate	Very low	—	Very low

^a The population factor includes, in principle, all the population upstream from the recreational water environment to be classified and assumes no in-stream reduction in hazard factor used to classify the recreational water environment.

^b Stream flow of primary concern is the lowest typical flow during the bathing season (excluding combined sewer overflow and stormwater; see Table 4.9).

^c Additional investigations recommended to account for the likely lack of prediction with faecal index organisms as outlined in Table 4.7.

Tabella 1.20 - Rischio potenziale relativo alla salute pubblica a seguito di esposizione di scarichi a seconda della portata dello scarico e del corpo idrico recettore e del tipo di trattamento

La combinazione dell'ispezione sanitaria e della valutazione microbiologica consente l'espressione di un giudizio di qualità articolato in cinque classi: molto buono, buono, sufficiente, scarso e molto scarso (Tab. 1.21).

		Microbial Water Quality Assessment Category (95 th percentile intestinal enterococci/100 ml)				Exceptional circumstances
		A ≤40	B 41–200	C 201–500	D >500	
Sanitary Inspection Category (susceptibility to faecal influence)	Very low	Very good	Very good	Follow up ¹	Follow up ¹	Action
	Low	Very good	Good	Fair	Follow up ¹	
	Moderate	Good ²	Good	Fair	Poor	
	High	Good ²	Fair ²	Poor	Very poor	
	Very high	Follow up ²	Fair ²	Poor	Very poor	
Exceptional circumstances		Action				

Tabella 1.21 – Classificazione per l'espressione di un giudizio di qualità

In aggiunta, è presente la classe del “follow up” in cui si registra una potenziale discrepanza tra i risultati della valutazione microbiologica e quelli dell'ispezione sanitaria, per cui sono necessari ulteriori approfondimenti.

Pertanto, le Linee Guida dell'OMS parrebbero associare gli sport d'acqua viva, soprattutto quelli praticati in acque agitate come rafting e canoa/kayak, a quelle attività che comportano un contatto con l'acqua con l'intero corpo e quindi assimilabile al nuoto. Non fornisce però valori guida per *E. coli*, ma solo per gli enterococchi intestinali.

1.5.4. Attività ricreative definite a “contatto limitato”

Gli studi sull'argomento effettivamente variano molto nel definire cos'è un bagnante, fornendo informazioni diverse sul grado di esposizione (spruzzi, immersione del corpo, immersione della testa, ingestione di acqua) e sulla durata dell'attività ricreazionale.

Gli studi epidemiologici più recenti mostrano un rischio più elevato di sviluppare patologie gastrointestinali nei bagnanti rispetto ai non bagnanti, ma spesso non riescono a trovare una associazione ben chiara con la qualità dell'acqua misurata attraverso gli indicatori di contaminazione fecale, soprattutto nel caso di contaminazioni non puntuali (Fewtrell e Kay, 2015). Gli studi condotti nel periodo 1990-2010 hanno al contrario osservato una chiara associazione tra concentrazione di enterococchi e *E. coli* e lo sviluppo di gastroenteriti nei bagnanti (Prüss, 1998, Wade *et al.*, 2003). In particolare nel lavoro di Wade e colleghi che hanno condotto uno studio sistematico della letteratura prodotta sino a quel momento, si osserva come *Escherichia coli* sia un indicatore più adatto per le acque dolci rispetto agli enterococchi (situazione capovolta per quel che riguarda invece le acque marine). Un aumento di un'unità log (in base 10) della concentrazione di *Escherichia coli* è associata con un aumento del rischio relativo di sviluppare patologie gastrointestinali nelle acque dolci pari a 2,12 (CI 95% 0,925-4,85). Questo studio conclude che i valori guida proposti dall'EPA siano validi. Questi valori aggiornati al 2012 vengono riportati in Tab. 1.22:

Criteria Elements	Estimated Illness Rate (NGI): 36 per 1,000 primary contact recreators		OR	Estimated Illness Rate (NGI): 32 per 1,000 primary contact recreators	
	Magnitude			Magnitude	
Indicator	GM (cfu/100 mL) ^a	STV (cfu/100 mL) ^a		GM (cfu/100 mL) ^a	STV (cfu/100 mL) ^a
Enterococchi – marine and fresh	35	130		30	110
OR					
<i>E. coli</i> – fresh	126	410		100	320
Duration and Frequency: The waterbody GM should not be greater than the selected GM magnitude in any 30-day interval. There should not be greater than a ten percent excursion frequency of the selected STV magnitude in the same 30-day interval.					

Tabella 1.22 - Valori guida emessi dall'EPA nel 2012 (GM = geometric Mean, STV = Statistical Threshold Value)

I diversi studi sull'argomento sono stati dunque utilizzati per sviluppare linee guida (es. WHO, 2003) e norme internazionali (es. Direttiva 2006/7/CE, EPA, 2012), progettate per

proteggere la salute pubblica dall'esposizione alle acque ricreative, considerata però la balneazione come attività principale.

Se gli sport d'acqua viva *non vengono assimilati alla balneazione*, ma vengono inseriti tra le attività che comportano un **contatto limitato con le acque superficiali** in cui si svolgono, vi sono diversi studi, anche recenti, che ne valutano i rischi dal punto di vista microbiologico, nei quali viene però ancor di più sottolineata la difficoltà di individuare indicatori di contaminazione fecale e relativa loro concentrazione che siano adatti a predire il rischio di sviluppare patologie e di conseguenza che si possano elaborare a livello normativo dei limiti di legge.

Studi epidemiologici sulle attività ricreative in acqua hanno ampiamente dimostrato negli anni passati, come già detto, che nelle acque dolci superficiali i nuotatori sviluppano patologie gastrointestinali più frequentemente dei non nuotatori. Risultati meno consistenti sono stati però ottenuti quando si sono indagate le relazioni tra qualità dell'acqua e possibilità di predire la comparsa di malattia.

Inoltre, pochi studi epidemiologici hanno valutato la qualità dell'acqua come predittore a breve termine dei rischi per la salute a seguito di contatto limitato (canoa, kayak, pesca, canottaggio principalmente in acque calme e non in acqua viva come accade in zone montane) (Dorevitch *et al.*, 2015).

Uno studio condotto sul fiume Anacostia, tributario del Potomac, situato nello stato di Washington DC ha portato alla luce tutta una serie di informazioni riguardo al tipo di esposizione a cui i fruitori di questo corso d'acqua erano sottoposti (Murray *et al.* 2015). Il fiume Anacostia è impattato principalmente da scarichi non trattati, ma viene utilizzato spesso per la pratica di attività sportive come la barca, il kayak, il canottaggio e il rafting. Da questo lavoro è emerso che il 40% dei partecipanti all'indagine riporta di frequentare i luoghi da 1-5 anni, per circa 3-6 volte l'anno. E' tuttavia elevata anche la percentuale di coloro che praticano sport sul fiume più di una volta a settimana: questa è da considerarsi una fascia di popolazione a rischio da studiare meglio, dal momento che il grado di esposizione aumenta in maniera significativa.

La durata dell'attività sportiva più comune è di 1-2 ore, ma una percentuale consistente (6,1%) segnala di passare più di 5 ore di seguito lungo il fiume: questa è un'altra fascia di popolazione da studiare meglio, in quanto l'esposizione aumenta in maniera significativa in un'unica sessione sportiva.

Tra coloro che praticano sport come kayak, canottaggio e rafting, l'84% indica di entrare in contatto in generale con l'acqua e il 55% segnala in maniera specifica il momento del

lancio dell'imbarcazione nel fiume. L'entità del contatto viene descritta come schizzi sulle mani, braccia, torso o sul viso. Inoltre, il 7% di questi riporta di capovolgersi durante l'attività sportiva. Più del 27% riporta di avere dell'acqua in bocca, di cui il 60,7% ha affermato di deglutirne una quantità pari ad un cucchiaino da the.

In una lavoro precedente si è calcolato quale volume effettivamente possa essere ingerito durante la pratica di queste attività ludiche sull'acqua (Dorevitch *et al.*, 2011), poiché questo è un parametro fondamentale per definire i rischi per la salute umana (insieme alla concentrazione microbica in acqua e alla relazione tra concentrazione microbica e probabilità di sviluppare patologie). Attraverso una serie di interviste sulla percezione da parte dei fruitori del lago Michigan e dei fiumi dislocati nella zona di Chicago della quantità di acqua ingerita e attraverso uno studio in piscina mediante analisi per la ricerca dell'acido cianurico (un tracciante delle acque di piscina) nelle urine dei partecipanti sia ad attività con contatto totale sia a quelle con contatto limitato, si è potuto osservare come il 5% di coloro che pratica sport con contatto limitato in acque superficiali riporta di ingerire acqua, a fronte del circa 50% dei nuotatori in piscina; in genere, la maggioranza riporta sempre come minimo un cucchiaino da the. Una stima precisa è derivata dall'analisi dell'acido cianurico: i risultati indicano per attività sportive con contatto limitato in acque calme una quantità pari a 3-4 mL, mentre per i nuotatori in piscina una quantità di circa 10-15 mL. Tuttavia, è da osservare come la quantità di acqua ingerita aumenti del 60% in coloro che si capovolgono con l'imbarcazione durante la propria attività sportiva.

Nello stesso studio condotto nell'area di Chicago (Dorevitch *et al.*, 2012), vengono studiati i rischi per la salute derivanti da un utilizzo ricreazionale delle acque superficiali, pur con un contatto limitato, nella forma di sviluppo di patologia gastrointestinale, definita con:

- tre episodi diarroici in 24 ore;
- vomito,
- nausea con mal di stomaco;
- nausea che interferisce con le normali attività quotidiane;
- mal di stomaco che interferisce con le normali attività quotidiane.

I partecipanti che hanno praticato un'attività sportiva nelle aree di studio sono stati contattati telefonicamente dopo 2, 5 e 21 giorni per riportare la manifestazione di sintomi e la loro gravità, con una attenzione particolare ai 3 giorni successivi in quanto finestra temporale più significativa per evidenziare differenze tra fruitori e non fruitori delle acque dolci superficiali.

Tre gruppi sono stati oggetto di studio: il primo ha passato il proprio tempo in un corpo idrico superficiale contaminato da scarichi di depuratori (trattamento a fanghi attivi, ma disinfezione assente), con una concentrazione di *E. coli* e enterococchi, in termini di media geometrica, di 678 ufc/100 mL e 164 ufc/100 mL rispettivamente, valori ampiamente al di sopra dei limiti EPA per la balneazione (o “*primary contact recreation*”) per cui quest’ultima non è ivi consentita. Il secondo gruppo ha svolto la propria pratica sportiva in corpi idrici superficiali in cui è consentito anche praticare il bagno, con infatti una concentrazione di *E. coli* e enterococchi, in termini di media geometrica, di 96 ufc/100 mL e 70 ufc/100 mL rispettivamente, al di sotto dei limiti EPA. Il terzo gruppo non ha avuto nessun tipo di contatto con l’acqua superficiale.

E’ stato osservato un aumento di rischio di sviluppo di gastroenteriti associate con le attività ludiche svolte in acqua, per entrambe le tipologie (acqua contaminata da scarichi e acqua ad uso generale). Tuttavia, confrontando i primi due gruppi di studio non è stata osservata differenza nel grado di sviluppo di patologia gastrointestinale. Questo risultato può essere giustificato dal fatto che i frequentatori di acque contaminate, maggiormente consapevoli delle condizioni ambientali e quindi più accorti, sperimentano con minor frequenza il capovolgimento, l’immersione del capo e di conseguenza l’ingestione di acqua. Pertanto, l’esposizione alla dose media di patogeni risulta equiparabile a quella di coloro che invece, in acque meno contaminate, ingeriscono più acqua.

Si è inoltre osservato come i fruitori più assidui abbiano 1/3 della probabilità di sviluppare sintomi, in quanto probabilmente hanno capacità più elevate e quindi ingeriscono meno acqua oppure in quanto la frequentazione maggiore di acque contaminate può comportare un’infezione subclinica che genera un certo grado di immunità. Infine, è stata proposta una terza spiegazione: avviene una sorta di autoselezione, cioè coloro che sviluppano la patologia non tornano, cercando di evitare ulteriori esposizioni (Dorevitch *et al.*, 2015; Lee *et al.*, 1997).

Come accennato precedentemente, pochi studi epidemiologici hanno valutato la qualità dell’acqua come predittore a breve termine dei rischi per la salute a seguito di contatto limitato. Uno di questi è stato svolto da Dorevitch e colleghi nel 2015, nel quale una volta osservato un aumento di rischio di sviluppo di gastroenterite si è voluto studiare l’associazione tra concentrazione dei parametri indicatori e i dati ottenuti negli studi precedenti. Non è stata trovata associazione tra qualità dell’acqua e comparsa di patologia gastrointestinale, probabilmente a causa dei piccoli volumi ingeriti e all’effettiva bassa frequenza di contatto, data la bassa velocità delle acque superficiali oggetto dell’indagine. Infatti, due lavori condotti in Gran Bretagna che hanno come oggetto di studio la pratica

della *canoa, kayak e rafting in acqua viva*, come può essere la pratica di questi sport in ambiente montano, contaminata da scarichi civili, hanno ottenuto risultati opposti, trovando una correlazione tra qualità dell'acqua e la comparsa di sintomi gastrointestinali, consigliando però come parametri indicatori più adatti allo scopo gli enterovirus o i colifagi F+ (Fewtrell *et al.*, 1992; Lee *et al.*, 1997). Praticare questi sport in acqua viva comporta, infatti, un livello di ingestione di acqua molto più elevata e l'immersione non intenzionale a seguito di capovolgimento è molto più frequente. In sostanza, in questi casi, la distinzione tra attività con contatto limitato e con contatto totale diventa talmente sfumata, da diventare indistinguibili.

1.5.5. Proposte di linee guida e valori limite per le acque ricreative

Partecipare ad attività sportive in acque ricreative non adibite alla balneazione non esonera dunque dall'esposizione a rischi per la salute a causa della scarsa qualità della risorsa idrica. In più, gli sport d'acqua con contatto limitato possono anch'essi esporre al rischio di sviluppare malattie o infezioni. Queste attività vengono definite come attività in cui solo gli arti sono in contatto con l'acqua e la caratteristica fondamentale è che l'esposizione è ridotta, cioè il rischio di ingestione, di inalazione e di contatto attraverso la pelle con acqua contaminata è ridotto. Rientrano tra di esse la canoa, il kayak, l'andare in barca e la pesca.

Inoltre, il livello di esposizione ad acqua contaminata può aumentare in un attimo verso quello che viene definito *contatto primario*. Il rischio aumenta più l'intero corpo viene bagnato, più intensa è l'attività sportiva, più vicino si è alla superficie dell'acqua e più a lungo si passa il proprio tempo sull'acqua stessa. Il capovolgimento accidentale dell'imbarcazione, fare un tuffo celebrativo al termine della corsa, l'arrivo di un'onda particolarmente alta possono trasformare un contatto secondario in un contatto primario. In più, meno esperienza si ha, più è probabile di finire in acqua in maniera accidentale, comportando quindi l'immersione del capo o l'esposizione a schizzi sul viso.

Ci sono pertanto sufficienti evidenze scientifiche che mostrano come questi sport siano associati con lo sviluppo di malattie, come gastroenteriti, infezioni all'occhio e orecchio e patologie respiratorie. Per questo, diverse istituzioni si sono adoperate per individuare e sviluppare criteri di qualità dell'acqua che consentano la protezione della salute di coloro che praticano queste attività.

1.5.5.1. Linee Guida canadesi (Government of Canada – Guidelines for Canadian Recreational Water Quality – Third Edition)

In questo documento per prima cosa viene fatta una distinzione tra contatto primario e contatto secondario, per poter attribuire in seguito ad ogni categoria dei valori limiti per gli indicatori microbiologici. Per far questo, si fa riferimento a quello che viene definito nelle Linee Guida del WHO “*Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Volume 1-- Coastal and Fresh Waters*” (WHO, 2003), dove la divisione in categorie si basa sul grado di esposizione con l’acqua. Le descrizioni seguenti vengono utilizzate per determinare se una specifica attività ricreazionale possa essere considerata un’attività con contatto primario o secondario:

- contatto primario: attività ricreazionale durante la quale l’intero corpo o il viso e il busto sono frequentemente immersi o il viso è frequentemente bagnato da schizzi, e quindi è probabile che dell’acqua venga ingerita. L’immersione accidentale, a seguito di un’onda o per scivolamento, comporta un’esposizione totale del corpo. Esempi che ricadono in questa categoria sono il nuoto, il surf, lo sci d’acqua, le immersioni, il windsurf, ma anche canoa/kayak/rafting in acque vive;
- contatto secondario: attività ricreazionali nelle quali solo gli arti sono regolarmente bagnati e la probabilità di ingerire acqua è molto bassa. Esempi sono andare in barca, la pesca e la canoa da turismo in acque calme.

Anche se i criteri di questa classificazione vengono utilizzati, rimane comunque una sfida distinguere quali attività si inseriscano nella prima o nella seconda categoria. La classificazione di alcune di queste è più che certa, ma per altre la questione è meno ovvia e più aperta a delle interpretazioni caso per caso.

Le linee guida per le acque ricreazionali canadesi sono riportate nella *Tab. 1.23*:

GM su almeno 5 campioni	Contatto primario	Contatto secondario
<i>Escherichia coli</i>	< 200 ufc/100 mL	< 1000 ufc/100 mL
Enterococchi	< 35 ufc/100 mL	< 175 ufc/100 mL
[] massima singolo campione	Contatto primario	Contatto secondario
<i>Escherichia coli</i>	< 400 ufc/100 mL	/
Enterococchi	< 70 ufc/100 mL	/

Tabella 1.23 - Valori limite per il contatto primario e il contatto secondario

1.5.5.2. Linee Guida approvate dall’Environmental Protection Agency (EPA)

I diversi Stati americani, per proteggere le diverse categorie di popolazione che svolgono attività ricreazionali le più disparate lungo e sui propri corpi idrici superficiali, hanno

proposto una serie di limiti microbiologici, che successivamente l'EPA centrale ha approvato. Alcuni esempi ritrovati in letteratura vengono proposti di seguito.

Per primo si riporta il caso del **Texas** (Texas Commission on Environmental Quality, 2014) che pare essere quello più articolato. Le acque ricreative vengono suddivise in cinque categorie:

1. contatto primario, di tipo 1: attività che comportano un rischio significativo di ingestione di acqua (sci d'acqua, nuoto, tuffi, ma anche sport d'acqua viva come kayak, canoa e rafting);
2. contatto primario, di tipo 2: attività pari a quelle della categoria precedente ma che si verificano meno frequentemente per le caratteristiche fisiche del corpo idrico e per un limitato accesso del pubblico;
3. contatto secondario, di tipo 1: attività che accadono frequentemente ma che prevedono un contatto limitato del corpo, per lo più in maniera accidentale (pesca, canoa, kayak, rafting e andare in barca a motore);
4. contatto secondario, di tipo 2: attività con contatto limitato che si presume pongano un rischio ancor meno significativo di ingestione di acqua perché avvengono ancor meno frequentemente;
5. nessun contatto: attività che non comportano rischi di ingestione di acqua, quali il bird-watching, la bicicletta lungo le sponde.

I valori proposti per il parametro *E. coli* per le acque dolci superficiali vengono riportati nella Tab. 1.24:

GM (media geometrica) ufc/100 mL	Contatto primario tipo1	Contatto primario tipo2	Contatto secondario tipo1	Contatto secondario tipo2	Nessun contatto
<i>Escherichia coli</i>	126	206	630	1030	2060

Tabella 1.24 - Valori limite proposti dal Texas

Nel 2016, lo stato dell'**Ohio** ha pubblicato le sue nuove Linee Guida semplificandole in parte rispetto ai valori proposti precedentemente (Ohio Environmental Protection Agency, 2016). Si fa, in questo caso, una sola distinzione tra contatto primario, che viene assimilato come limiti alle acque di balneazione, e contatto secondario (Tab. 1.25):

Recreation use	E. coli (colony counts per 100 ml)	
	90-day geometric mean	Statistical threshold value ¹
Bathing water	126	410 ^a
Primary contact recreation	126	410
Secondary contact recreation	1030	1030

Tabella 1.25 - Valori limite proposti dall'Ohio

Con contatto primario si intendono acque adatte per una o più attività ricreative che comportano un contatto elevato con l'acqua, come nuoto, canoa, kayak, immersione, ma non solo. Con contatto secondario si intendono acque in cui l'esposizione potenziale a patogeni è minima, a causa del fatto che sono raramente usate, presentano difficoltà di accesso o non sono sufficientemente profonde da consentire l'immersione del corpo intero e limitandone quindi il loro sfruttamento.

Altro dato interessante proviene dalle Linee Guida del **Wyoming** (Wyoming Surface Water Quality Standards): si fa sempre una distinzione tra contatto primario (limite *E. coli* 126 ufc/100 mL GM) e contatto secondario (limite *E. coli* 630 ufc/100 mL GM) in base al grado di esposizione all'acqua, alla probabilità di immersione e quindi di ingestione di acqua, ma vengono proposti dei limiti di concentrazione massima per singolo campione in base al grado di utilizzo di un'acqua designata come acqua da contatto primario (Tab. 1.26):

Concentrazione massima per singolo campione (<i>Escherichia coli</i>)	
Aree altamente usate per la balneazione	235 ufc/100 mL
Contatto moderato con l'intero corpo	298 ufc/100 mL
Contatto lieve con l'intero corpo	410 ufc/100 mL
Contatto infrequente con l'intero corpo	576 ufc/100 mL

Tabella 1.26 - Valori massimi per singolo campione proposti dal Wyoming

1.5.5.3. Linee guida della Bretagna

Diverse giurisdizioni francesi hanno avuto occasione di pronunciarsi sull'illegalità nell'applicare i limiti della balneazione alle attività ricreative in acque superficiali. Il Consiglio Superiore di Igiene di Francia ha ricordato che *“sul piano giuridico le zone adibite alla ricreazione (sport che prevedono un contatto con l'acqua, come canoa, kayak o windsurf) non possono essere considerate come zone adibite alla balneazione secondo i regolamenti ad oggi vigenti, anche se converrebbe seguirne gli standard di qualità delle loro acque”*.

L'assenza di regolamentazione sanitaria specifica per quanto riguarda la qualità microbiologica dell'acqua per queste attività, insieme però alla consapevolezza dei rischi

associati alla pratica di sport in acque superficiali, hanno reso necessario l'elaborazione di una guida per definire le modalità appropriate di sorveglianza, prevenzione e gestione dei rischi in questi ambienti particolari (Agence Régionale de Santé (ARS) Bretagne, 2016).

Ovviamente, l'esposizione agli agenti patogeni avviene per contatto con l'acqua contaminata, cioè per inalazione e/o ingestione accidentale di acqua. Il rischio sanitario è diversificato in base all'attività praticata e il tipo di imbarcazione utilizzata.

Le attività che necessitano di un contatto stretto e ripetuto con l'acqua (hydrospeed, canyoning, kayak e canoa in acque vive,...) e le attività praticate su imbarcazioni instabili per i principianti, tenuto conto del basso livello di padronanza dell'attività, sono quelle più a rischio (Fig. 1.9).



Figura 1.9 - Scala di esposizione ai rischi microbiologici

Quest'ultimo, in questi casi, diventa pari a quello derivante dalla balneazione. Le attività in acque calme e svolte da sportivi esperti oppure le attività che prevedono un contatto realmente accidentale con l'acqua, come andare in barca e il pedalò, sono quelle meno a rischio.

Le misure precauzionali raccomandate da questa guida, a livello di restrizione d'uso, tengono conto del grado di rischio sanitario in funzione delle attività praticate, del livello dei praticanti, della stabilità dell'imbarcazione e delle condizioni meteorologiche.

Le misure da adottare in funzione della qualità microbiologica dell'acqua fornite dall'Agenzia Regionale per la Salute della Bretagna vengono riportate in *Tab. 1.27*:

Limiti microbiologici (ufc/100 mL)	<i>E. coli</i> < 100 Enterococchi ≤ 100	100 > <i>E. coli</i> ≤ 1800 100 > Enterococchi ≤ 660	<i>E. coli</i> > 1800 Enterococchi > 660
Misure sanitarie raccomandate	Limitare le esposizioni all'acqua; Fare una doccia dopo l'attività sportiva; Consultare un medico in caso di comparsa di sintomi.	Raccomandazioni precedenti più: Informarsi dei risultati dei controlli sanitari e dei rischi che si corrono; Evitare contatti prolungati con l'acqua; Evitare di ingerire acqua Lavarsi con una doccia subito dopo un immersione accidentale.	Raccomandazioni precedenti più: Non praticare attività ricreazionali in acqua viva o su imbarcazioni instabili per i principianti.

Tabella 1.27 - Limiti microbiologici proposti dalla Bretagna

Capitolo 2

Scopo del lavoro

Questo lavoro di tesi, svolto presso l’Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente della Valle d’Aosta, Sezione Acque, Area Operativa Monitoraggio e Sezione Laboratorio Area Operativa Microbiologia/Biologia, si pone due obiettivi:

1. la dimostrazione di come *E. coli* possa essere ancora un parametro utile nella valutazione della qualità dei corpi idrici superficiali, nonostante esso, con l’abrogazione del D. Lgs. 152/1999 e l’entrata in vigore del D. Lgs 152/2006 e s.m.i., non venga più utilizzato nell’elaborazione dell’indice che elabora i parametri chimico-fisici (LIMeco) a sostegno di quelli biologici (macrobenthos, diatomee, macrofite e ittiofauna);
2. l’approfondimento di quello che a parere della candidata può essere considerato un vuoto normativo in materia di tutela della salute di coloro che praticano sport d’acqua viva in acque ricreative non trattate (acque superficiali). In particolare, attraverso l’elaborazione dei valori di *E. coli* e il confronto con i limiti proposti in diverse realtà, porre l’attenzione su un possibile rischio microbiologico sottostimato in quei luoghi della Regione in cui queste attività sportive si svolgono ormai da più di vent’anni.

L’informazione derivante dunque dal parametro *E. coli*, riferita a sette anni di monitoraggio (dal 2010 al 2016) può essere considerata un indicatore di qualità ambientale da utilizzare in termini di:

- migliore elaborazione dei dati derivanti dal monitoraggio. Elevate concentrazioni di *E. coli* sono, infatti, un segnale di allarme che richiede una attenta valutazione dell’efficacia dei sistemi di depurazione utilizzati e del possibile impatto dovuto a derivazioni di acqua, eventualmente presenti, che, riducendo le portate in alveo,

determinano una minore diluizione degli scarichi e una scarsa ossigenazione del corso d'acqua;

- valutazione dell'efficacia degli impianti depurativi. In particolare, è fondamentale discutere sulle possibili modalità di eliminazione del batterio, mediante l'utilizzo di trattamenti supplementari come può essere la clorazione e contemporaneamente valutare l'eventuale ecocompatibilità con l'ecosistema acquatico in termini di tossicità nei confronti di vegetali e animali dei residui di cloro che vengono a generarsi durante il processo;
- controllo della qualità microbiologica e conseguente gestione dei corpi idrici adibiti ad uso ricreazionale.

Capitolo 3

Area di studio

In questo capitolo, sono descritte brevemente le principali caratteristiche geografiche, geologiche e idrologiche della Valle d'Aosta, tratte e modificate dal Piano di Tutela delle Acque (PTA, 2006), insieme ad una descrizione più dettagliata dei più importanti torrenti, delle stazioni di monitoraggio, della distribuzione degli scarichi e delle attività ricreative che si svolgono lungo i torrenti della Regione.

3.1. Inquadramento geografico

La Valle d'Aosta è una regione italiana situata sul versante interno della catena alpina, nella sua porzione nordoccidentale, ovvero nel punto in cui la catena si incurva a formare un immenso arco. La regione si estende, da Ovest a Est, per una lunghezza di circa 80 km ed una larghezza di 40 km. In Valle d'Aosta si trovano i più importanti massicci delle Alpi: essi sono disposti a formare una sorta di rettangolo che ha per vertici il Monte Bianco 4.810 m a Nord-Ovest, il Monte Rosa 4.633 m a Nord-Est, il Gran Paradiso 4061 m a Sud-Ovest e la Colma di Mombarone 2.731 metri a Sud-Est. La notevole altezza di queste cime fa sì che la Regione abbia la quota media più alta d'Italia, 2.106 m.

Data la grande estensione delle terre poste a quote superiori ai 1.500 m, circa il 40% dell'intero territorio valdostano è caratterizzato da una superficie rocciosa o glaciale, il 51% da superficie a pascolo o foresta e solo il 9% è favorevole agli insediamenti umani e all'agricoltura; quest'ultima piccola porzione corrisponde essenzialmente al fondovalle principale e a quelli laterali.

La Valle d'Aosta si estende su una superficie di 3.262 km quadrati, coprendo l'intero tratto montano del bacino idrografico della Dora Baltea. Sotto il profilo morfologico, può essere divisa in tre settori:

- *l'Alta Valle*, comprendente il settore più elevato del sistema vallivo, dallo spartiacque alpino del massiccio del Monte Bianco fino al limite occidentale della

piana di Aosta, in prossimità della confluenza del torrente Grand Eyvia nella Dora Baltea;

- *la Media Valle*, comprendente la piana di Aosta e il settore pianeggiante di Fénis, Châtillon, Saint-Vincent fino alla stretta di Montjovet;
- *la Bassa Valle*, dalla stretta di Montjovet fino allo sbocco in pianura all'interno dell'Anfiteatro morenico di Ivrea.

3.2. Inquadramento idrografico e idrologico

Il crinale che corre continuo tra le alte cime della Regione funge, oltre che da confine con Svizzera a Nord, Francia a Ovest e Piemonte a Sud e ad Est, anche da spartiacque idrologico e rende la Valle d'Aosta un unico bacino idrografico.

La *Dora Baltea*, il corso d'acqua principale della Regione, si snoda a partire dalla base del massiccio del Monte Bianco, dove nasce dalla confluenza della Dora di Veny con quella della Val Ferret, a circa 1.200 metri di quota. Nel primo tratto, è moderatamente inclinata verso Sud-Est e procede in questa direzione fino al comune di Villeneuve, dopo aver inciso profonde gole; prosegue in direzione Ovest-Est attraversando il cuore della Regione fino al gradino di Montjovet che annuncia l'inizio della Bassa Valle, dove piega bruscamente in direzione Nord-Sud e poi Nord-Ovest Sud-Est, facendosi strada tra i coni di deiezione degli affluenti. Superata la stretta di Bard, la Dora raggiunge la piana di Pont-Saint-Martin, ad una quota di circa 300 m; oltre il confine regionale, a 152 km dalla Regione, confluisce nel Po.

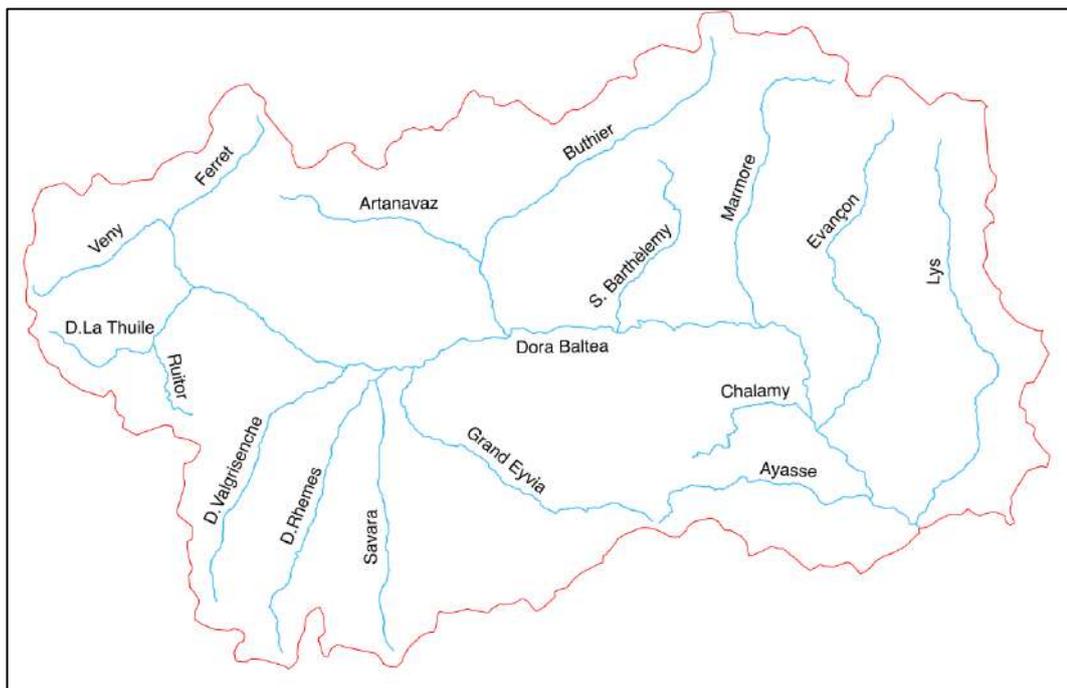


Figura 3.1 - Principali corsi d'acqua della Valle d'Aosta (PTA, 2006)

I principali affluenti della Dora Baltea (*Fig. 3.1*), partendo da Nord-Ovest e proseguendo in senso orario sono: l'*Artanavaz* (Valle del Gran San Bernardo), il *Buthier* (Valpelline), il *Marmore* (Valtournenche), l'*Evançon* (Val d'Ayas), il *Lys* (Valle del Lys), l'*Ayasse* (Valle di Champorcher), il *Grand Eyvia* (Valle di Cogne), il *Savara* (Valsavaranche), la *Dora di Rhêmes* (Val di Rhêmes) e la *Dora di Valgrisenche*.

La Valle d'Aosta presenta un regime pluviometrico di tipo convecto-orografico, dovuto cioè a piogge di tipo convettivo e orografico. La presenza dei rilievi infatti influenza profondamente la distribuzione delle precipitazioni; la massa d'aria che incontra la catena montuosa subisce una risalita forzata e, per il conseguente raffreddamento, il vapore acqueo condensa e genera precipitazioni (piogge orografiche). Le piogge convettive sono simili ma originano dalla risalita di aria calda presente a bassa quota, che salendo si raffredderà, con conseguente condensazione e formazione di nubi. Gli elevati massicci montuosi che fanno da corona al territorio, interrotti solo nella zona sud orientale, limitano gli effetti delle perturbazioni, che giungono impoverite nel cuore delle valli ed in particolare di quella centrale. Nella piana di Aosta, perciò, le precipitazioni raggiungono medi annuali pari a circa 500 mm/anno, mentre nelle zone più piovose (massiccio del Monte Bianco, del Gran San Bernardo e Valle del Lys) si raggiungono i 2.000 mm/anno.

Un ruolo importante, per quanto riguarda la natura e la distribuzione delle precipitazioni, è svolto dalla variabile temperatura. Durante la stagione invernale, le precipitazioni sono di tipo nevoso e, ad alte quote, dove la temperatura è costantemente negativa, la neve rimane per tutto il periodo, per poi sciogliersi in corrispondenza dei rialzi termici primaverili ed estivi.

Da un punto di vista strettamente idrologico, la trasformazione degli afflussi in deflussi è fortemente condizionata dalla temperatura e dalla quota di nevai e ghiacciai. Quasi tutte le aste torrentizie dei bacini valdostani presentano, infatti, nella parte alta del loro corso, delle aree glaciali. Il regime idrico è quindi di tipo nivo-glaciale con poche eccezioni.

La distribuzione annuale delle portate presenta il minimo nel periodo invernale e il massimo a giugno-luglio, poiché lo scioglimento delle nevi e dei ghiacci è ritardato a causa delle alte quote. A tarda primavera e all'inizio dell'estate si verificano particolari eventi di piena detti di morbida, dovuti esclusivamente a fenomeni di scioglimento legati alle temperature.

In base alla perennità e persistenza del deflusso naturale, alla morfologia dell'alveo, alla distanza dalla sorgente e all'origine del corso d'acqua è possibile suddividere i corpi idrici in sei differenti categorie. In particolare, in Valle d'Aosta, in base all'origine si possono individuare due tipologie principali: glaciale (01GH) ed a scorrimento superficiale (01SS).

queste sono caratterizzate da un differente regime idrologico, rispettivamente di tipo nivo-glaciale, cioè legato principalmente allo scioglimento delle nevi e dei ghiacci, e di tipo nivo-pluviale, cioè dipendente prevalentemente dalle precipitazioni atmosferiche e in parte dallo scioglimento di nevai. Queste due tipologie possono essere ulteriormente differenziate in base alla distanza dalla sorgente, che fornisce indicazioni sulla taglia del corso d'acqua in quanto è correlata alla dimensione del bacino di cui può essere considerata un descrittore indiretto. La normativa vigente prevede le seguenti classi di taglia: molto piccolo (1N) se inferiore a 5 km; piccolo (2N) se compresa tra 5 e 25 km; medio (3N) se compresa tra 25 e 75 km; grande (4N) se compresa tra 75 e 150 km (*Fig. 3.2*).

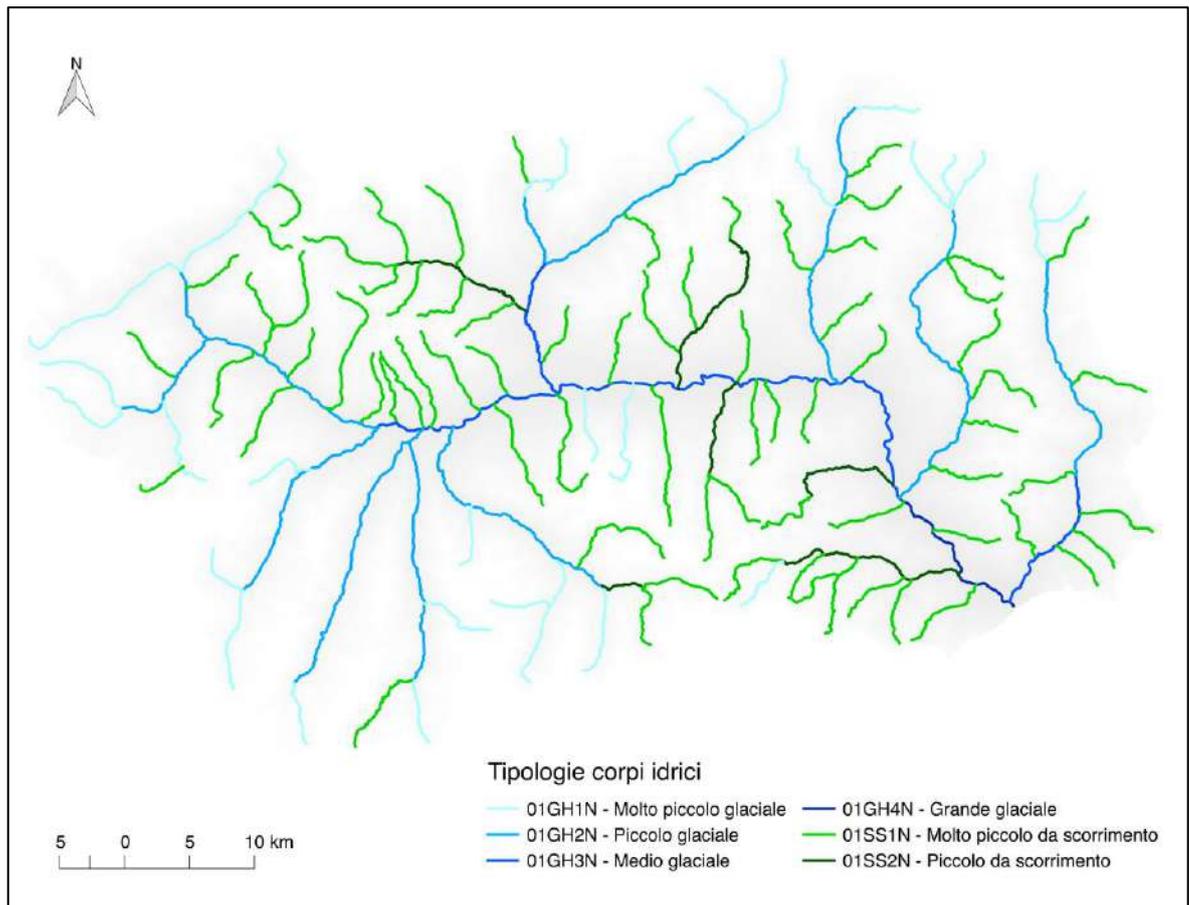


Figura 3.2 - Tipizzazione dei corpi idrici in base all'origine e alla distanza dalla sorgente

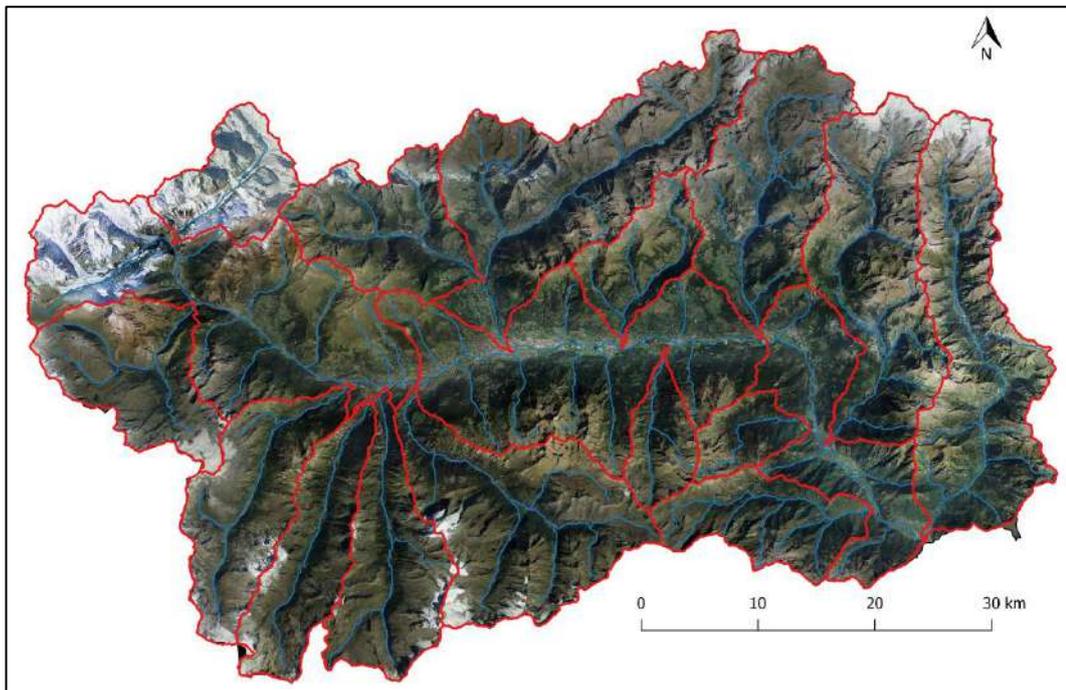


Figura 3.3 - Bacini idrografici della Valle d'Aosta

3.3. Principali torrenti della Valle d'Aosta

Di seguito, si riporta una breve descrizione dei principali torrenti (*Fig. 3.3*) su cui sono ubicate le stazioni di monitoraggio, tratta sempre dal Piano di Tutela delle Acque della Regione Valle d'Aosta (PTA, 2006).

3.3.1. *Dora Baltea*

3.3.1.1. *Alto bacino della Dora Baltea*

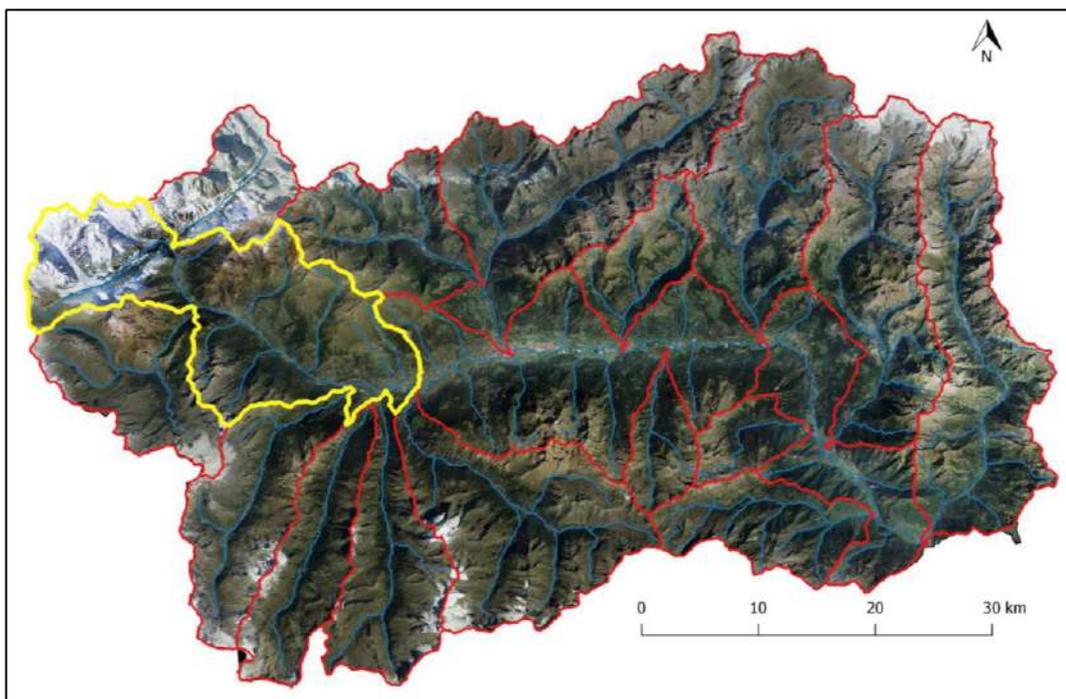


Figura 3.4 - Alto bacino della Dora Baltea

L'alto bacino della Dora Baltea (*Fig. 3.4*) è percorso dalla Dora di Veny e dal primo tratto della Dora Baltea, in un tratto dove essa riceve le acque dei suoi più importanti affluenti di destra (Dora di La Thuile, Dora di Valgrisenche, Dora di Rhêmes, Torrente Savara e Torrente Grand Eyvia), i cui bacini costituiscono unità idrografiche indipendenti. I restanti corsi d'acqua si presentano in generale decisamente più modesti rispetto a questi, con bacini spesso di limitata estensione e regime strettamente dipendente dalla pluviometria, a causa delle ridotte capacità di immagazzinamento, legata alla mancanza di estesi apparati glaciali e di nevai perenni e alla ridotta superficie lacustre.

3.3.1.2. Medio bacino della Dora Baltea

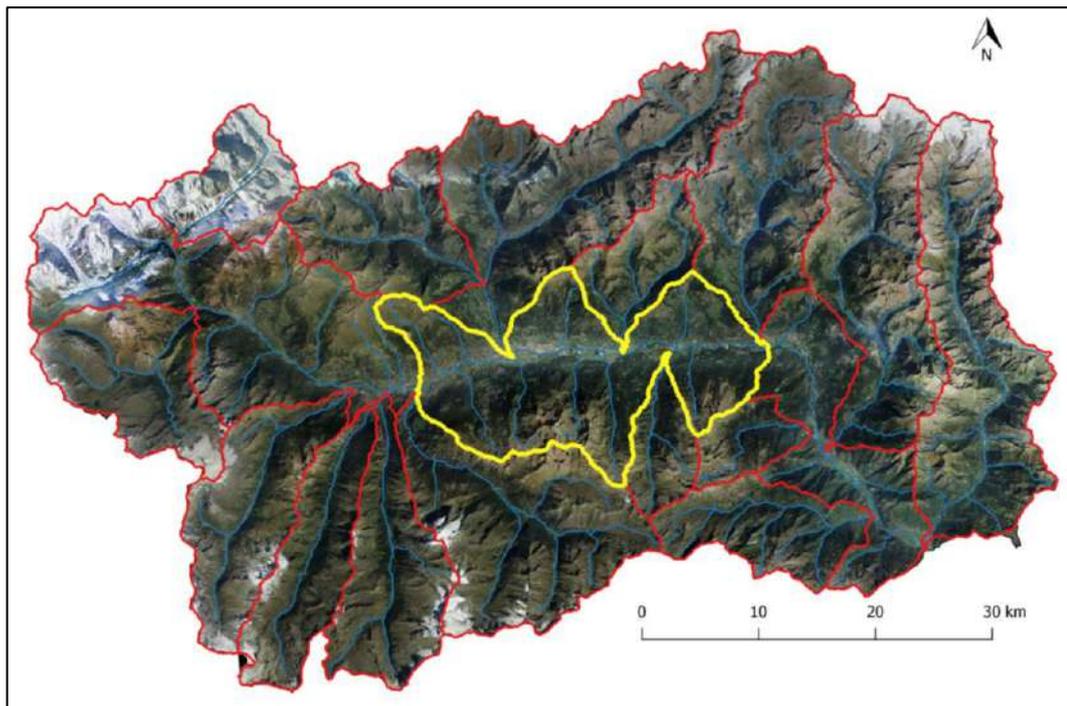


Figura 3.5 - Medio bacino della Dora Baltea

Il bacino della Media Valle (*Fig. 3.5*) comprende alcuni bacini instabili sotto l'aspetto idrogeologico, anche se tra essi esistono differenze, spesso sostanziali. Il regime dei corsi d'acqua è prevalentemente indotto dal regime pluviometrico, mancando estesi ghiacciai ed essendo presenti apprezzabili laghi solo sul bacino del Torrente des Laures. Il limitato sviluppo della superficie forestale, la sua frequente povertà, insieme ad elevate pendenze, giustificano in parte i brevi tempi di corrivazione di questi bacini e la relativa facilità quindi all'ingenerarsi di improvvise piene.

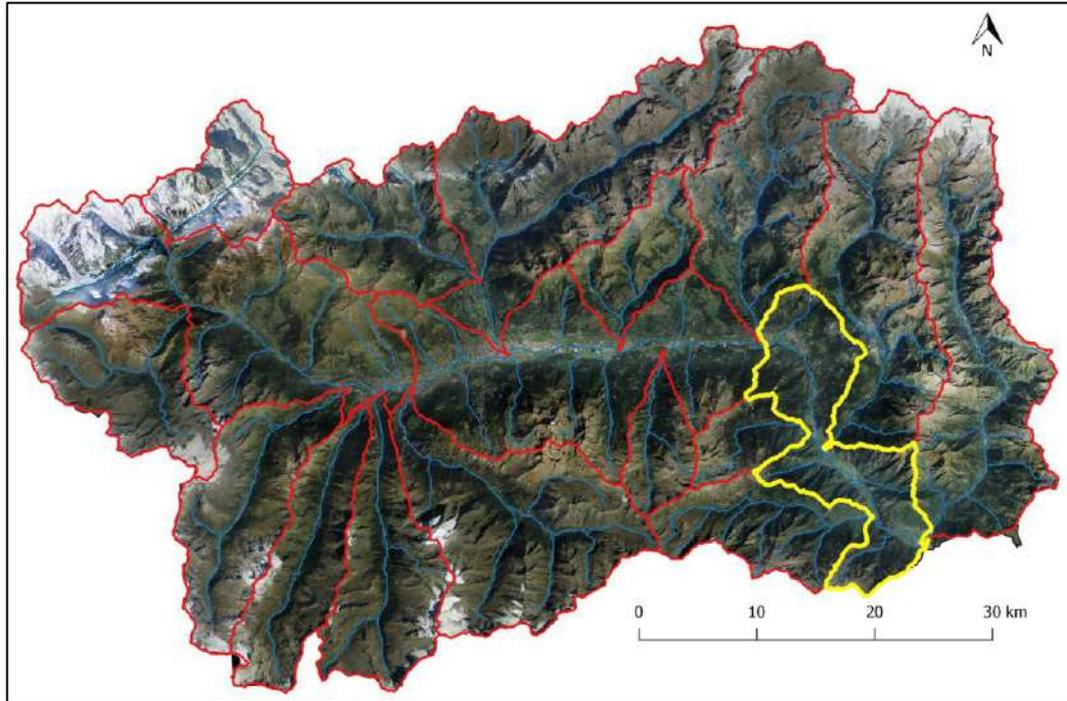
3.3.1.3. *Basso bacino della Dora Baltea*

Figura 3.6 - Basso bacino della Dora Baltea

Il bacino della Bassa Dora Baltea (*Fig. 3.6*) rappresenta il terzo gradino che la Dora Baltea percorre scendendo dai piedi del Monte Bianco per raggiungere la pianura piemontese. Dalla confluenza con il Torrente Marmore, il fiume continua in direzione Est fino nei pressi di Saint-Vincent, per poi piegare verso Sud-Est fino al confine con il Canavese. Un aspro restringimento dopo Saint Vincent segna il limite della Media Valle e la Dora lo percorre con una successione di rapide sino a Monjovet, dove riprende il suo corso più tranquillo e regolare nel fondo valle occupato dal territorio dei Comuni di Champdepraz, Verres, Issogne, Arnad e Hône.

A Bard i versanti si rinserrano nuovamente formando una breve gola di accesso al bacino dei Comuni di Donnas e Pont-Saint-Martin.

A valle di quest'ultimo Comune un altro restringimento, meno marcato, segna l'uscita della Dora Baltea dal territorio alpino e dalla Valle d'Aosta.

Complessivamente la Dora Baltea si sviluppa, in questo bacino, per circa 30 km, con una superficie di 218,6 km², di cui solo lo 0,11 % è coperto da aree glaciali.

Sul bacino si innestano tre grandi valli, quelle del Torrente Evançon, Ayasse e Lys; più altre valli minori con corsi d'acqua meno importanti.

Il fiume Dora Baltea è suddiviso in 13 corpi idrici (di cui il primo è sottoposto a monitoraggio di sorveglianza e i restanti a quello operativo), identificati con numeri progressivi da monte verso valle, all'interno dei quali sono presenti 19 stazioni di

monitoraggio, riportate cartograficamente in *Fig. 3.7*, di cui una fa parte della Rete Nucleo, DBL180 *Confine regionale*:

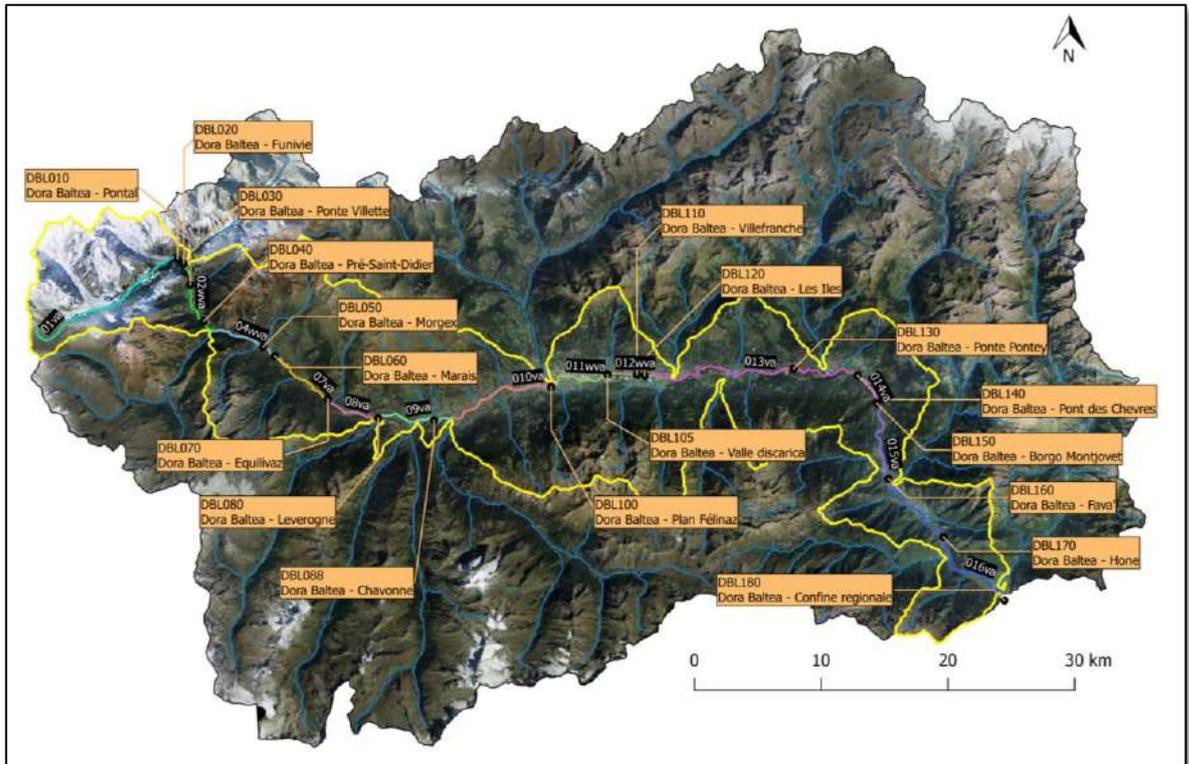


Figura 3.7 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici della Dora Baltea

3.3.2. Dora di Ferret

Il bacino interno della Dora di Ferret (*Fig 3.8*) presenta una superficie di 93,461 km². La quota massima è quella della cima de Les Grandes Jorasses, 4.203 m s.l.m., mentre la minima si ha alla sezione di chiusura, 1.280 m s.l.m. L'altitudine media del bacino è di 2.466 m s.l.m.

La valle è profondamente incisa tra la catena granitica del Monte Bianco, posta sulla destra orografica, e la fronteggiante modesta cortina calcareo-scistosa.

La Dora di Ferret raccoglie le acque dell'omonimo bacino sino alla confluenza con la Dora di Val Veny (per convenzione designata come tratto a monte della Dora Baltea), poco sotto l'abitato di Entrèves.

Il torrente presenta un andamento pressoché rettilineo in direzione Nord-Est Sud-Ovest. Gli affluenti di destra scorrono un versante ripido e risultano quindi molto brevi; sono tuttavia sempre alimentati dai ghiacciai presenti su questo versante. Quelli di sinistra presentano minor acclività e sono alimentati da nevai e da acque immagazzinate.

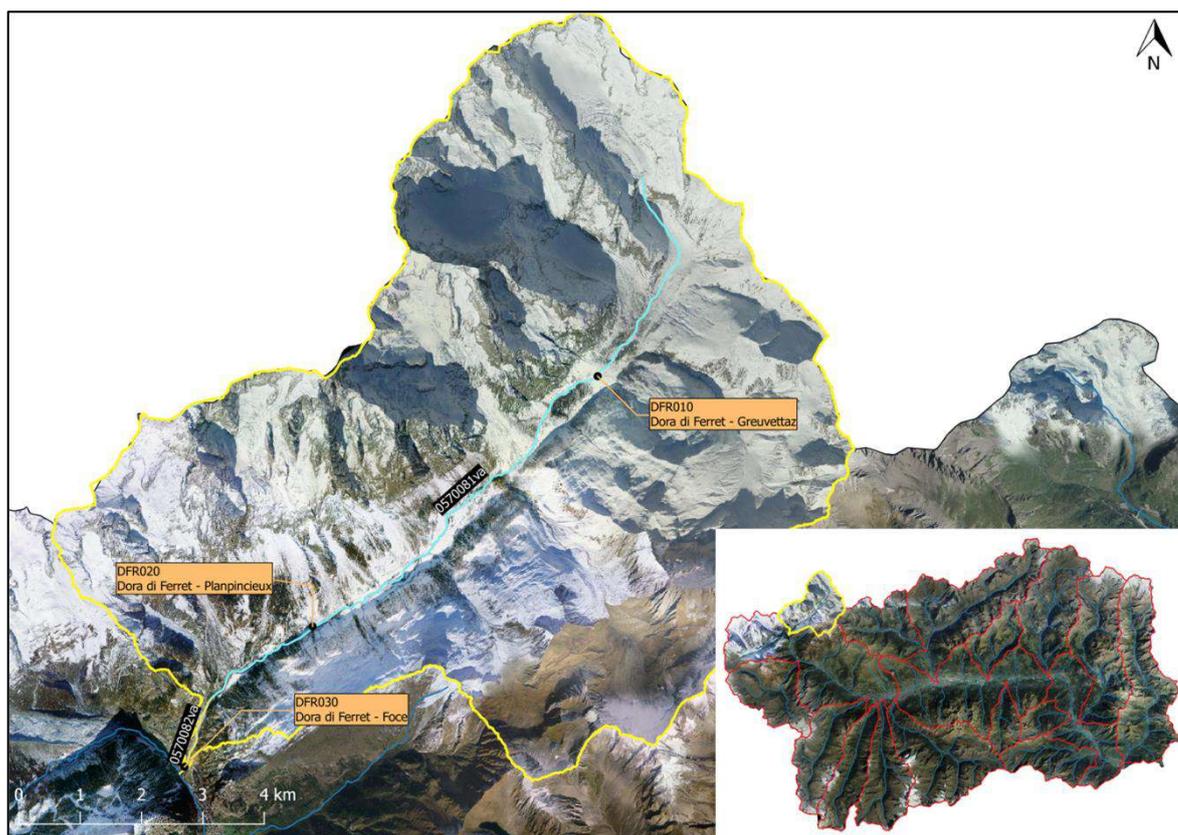


Figura 3.8 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e copri idrici della Dora di Ferret

La Dora di Ferret è suddivisa in due corpi idrici in cui ricadono tre stazioni di monitoraggio; una di queste (DFR010 *Greuvettaz*) è un sito di riferimento, per cui fa parte della Rete Nucleo.

3.3.3. *Torrente Artanavaz*

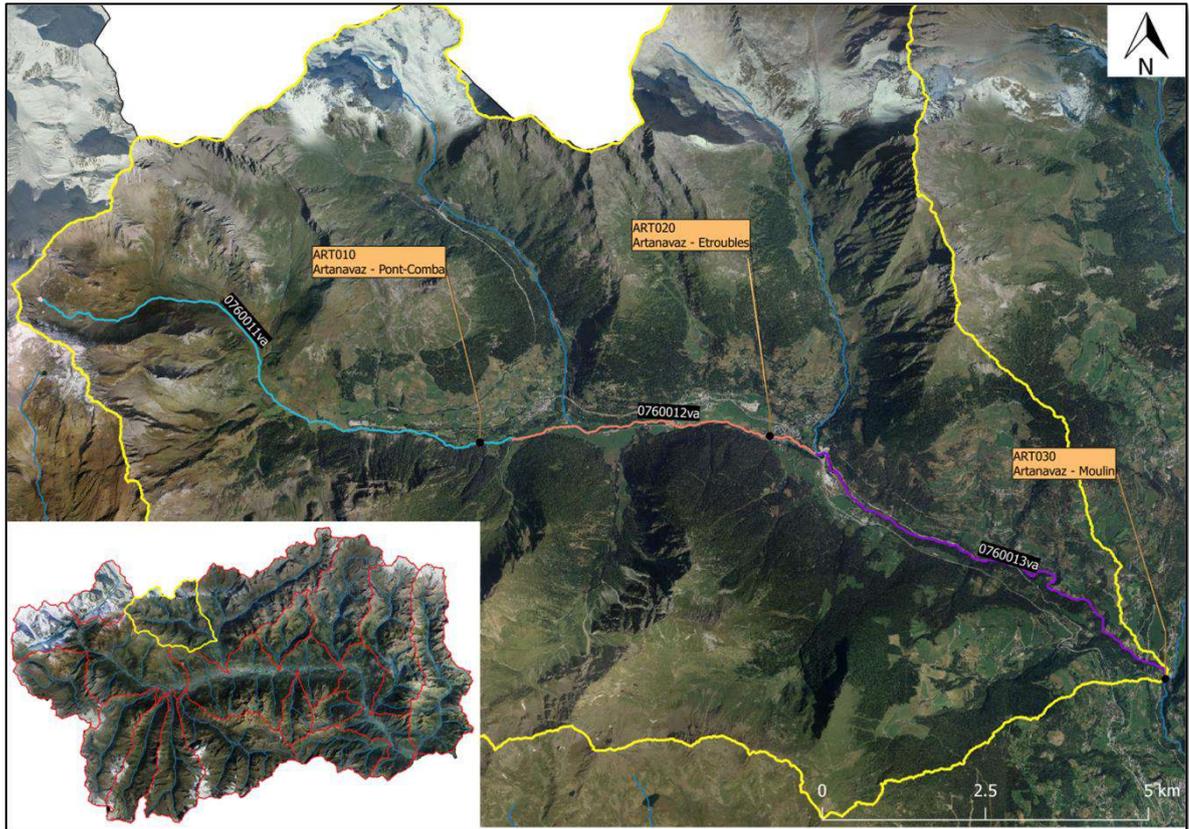


Figura 3.9 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Artanavaz

Il torrente Artanavaz (*Fig. 3.9*) ha origine dal piccolo ghiacciaio del Gran Golliaz, che un tempo occupava tutta la vallata, ma del quale oggi sono rimasti pochi residui; scende per un tratto in forte pendenza fino alla piana di Saint-Leonard, dove riceve le acque del torrente Citrin e, poco più a valle, quelle del torrente Graind-Saint-Bernard e Menouvvy. In destra orografica, a valle di Etroubles, dopo aver aggirato un grande deposito morenico, il torrente Artanavaz riceve le acque di altri due affluenti e poi, incuneandosi in una via stretta e profonda, scende fino alla confluenza con il torrente Buthier.

Il torrente Artanavaz è suddiviso in 3 corpi idrici (con 3 stazioni di monitoraggio in ciascuno di essi) e rientra nel monitoraggio di sorveglianza che viene effettuato a cicli sessennali (una volta ogni sei anni).

3.3.4. Torrente Buthier

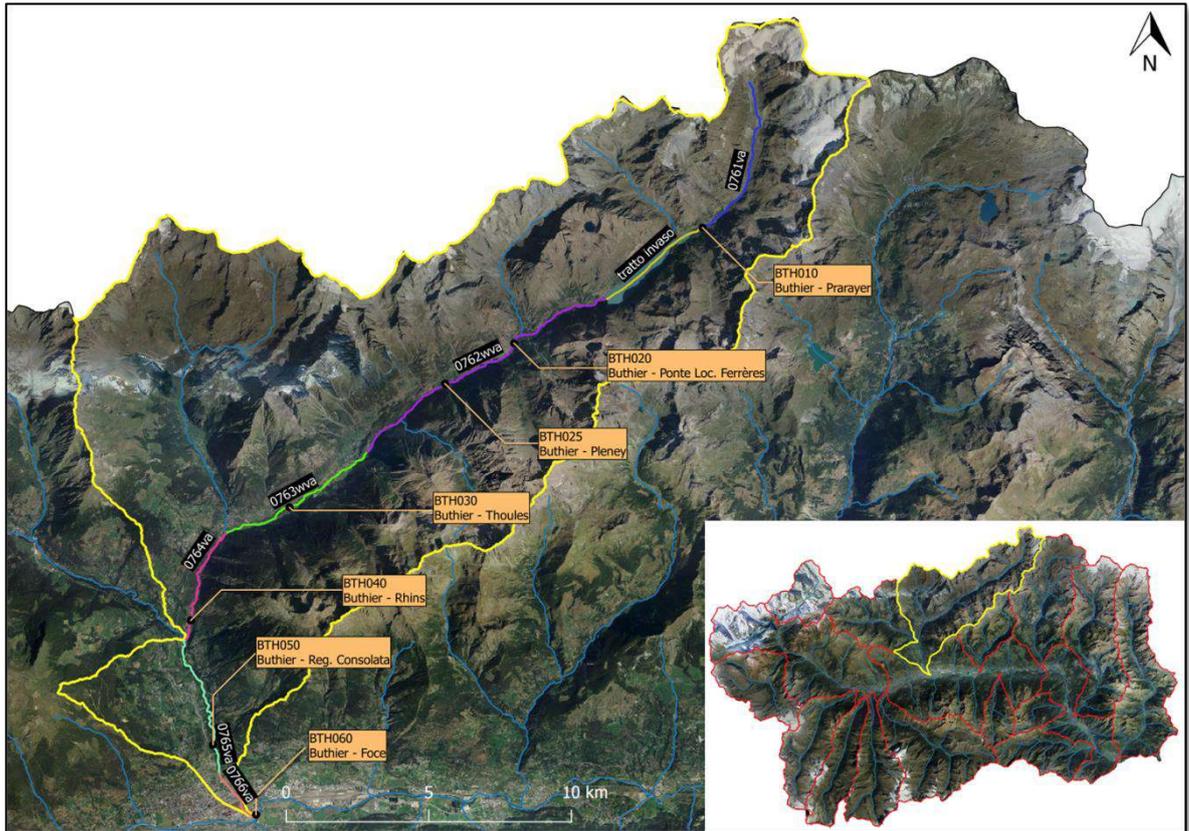


Figura 3.10 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Buthier

Il bacino del torrente Buthier (Fig. 3.10) è il più vasto tra tutti quelli degli affluenti della Dora Baltea: misura infatti 465,51 km²; si trova ad una altezza media di 2.214 metri s.l.m., compresa tra il picco di 4.173 m s.l.m. del Dent d'Hérin e 570 m s.l.m. della sezione di chiusura alla confluenza con la Dora Baltea. Il torrente Buthier si origina dal ghiacciaio di Tsa de Tsan, riceve le acque di fusione del grande ghiacciaio della Grandes Murailles e quindi si immette nel lago artificiale di Place de Moulin (enorme invaso con capacità di 105 milioni di metri cubi d'acqua). Gli affluenti principali del Buthier, lungo circa 39 km, sono l'Artanavaz e il Buthier d'Ollomont.

Il Torrente Buthier è stato suddiviso in 6 corpi idrici (a cui si aggiunge l'invaso di Place Moulin), in base alla tipologia e all'analisi delle pressioni:

- 0761va: corrisponde al tratto iniziale del torrente, dalla sorgente alla diga di Place Moulin, e appartiene al gruppo di corpi idrici che, in assenza di pressioni significative, non vengono monitorati;
- 0762wva, 0763wva: monitoraggio operativo semplificato (sessennale);
- 0764va, 0765va e 0766va: sono gli ultimi 3 corpi idrici individuati a monte della confluenza del torrente Buthier con la Dora Baltea e sono stati classificati come corpi idrici a rischio e appartengono quindi al monitoraggio operativo.

3.3.5. *Torrente Saint-Barthélemy*

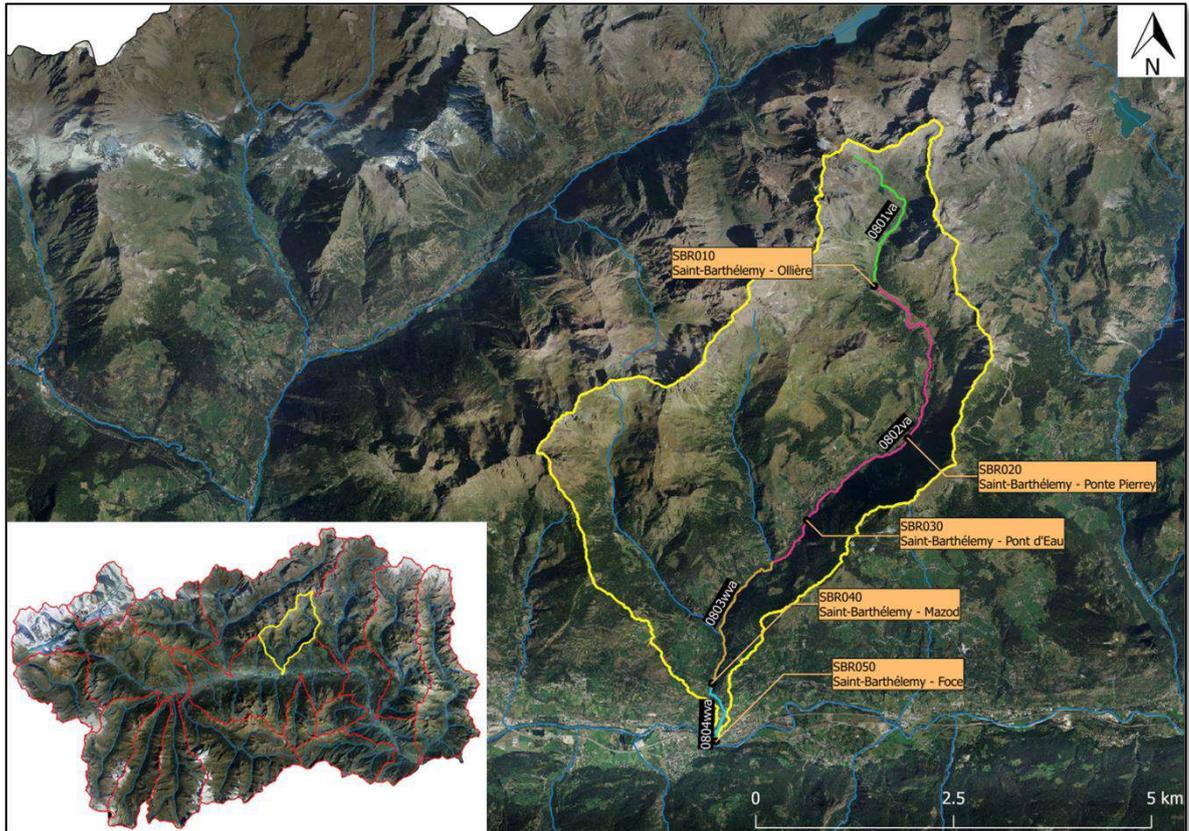


Figura 3.11 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Saint-Barthélemy

Il torrente Saint-Barthélemy (*Fig. 3.11*) è un affluente posto sulla sinistra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce a quota 517 m s.l.m., poco a monte dell'abitato di Nus. Il bacino idrografico si estende su una superficie di 82,16 km²; la sua altezza media è di 2.097 metri s.l.m., fino ai 3.502 m s.l.m. della cima della Becca de Leseney. Pressoché nulla è l'area glaciale: il torrente ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-pluviale.

Gli apporti al torrente principale provengono essenzialmente dalla destra orografica, dove sono presenti compluvi (t. Chaleby e t. Dèche), spesso alimentati da nevai perenni. Il versante sinistro, risulta praticamente privo di corsi d'acqua perenni.

Il torrente Saint-Barthélemy è suddiviso in 4 corpi idrici:

- 0801va: non viene monitorato per assenza di pressioni significative;
- 0802va: monitoraggio operativo semplificato (sessennale); in cui sono presenti due stazioni di monitoraggio
 - o SBR020 Ponte Pierrey: Rete Nucleo (sito di riferimento)
 - o SBR030 Pont d'Eau: monitoraggio operativo semplificato (sessennale);
- 0803wva: corpo idrico non monitorato per assenza di una stazione di monitoraggio accessibile;
- 0804wva: corpo idrico definito *altamente modificato*.

3.3.6. *Torrente Marmore*

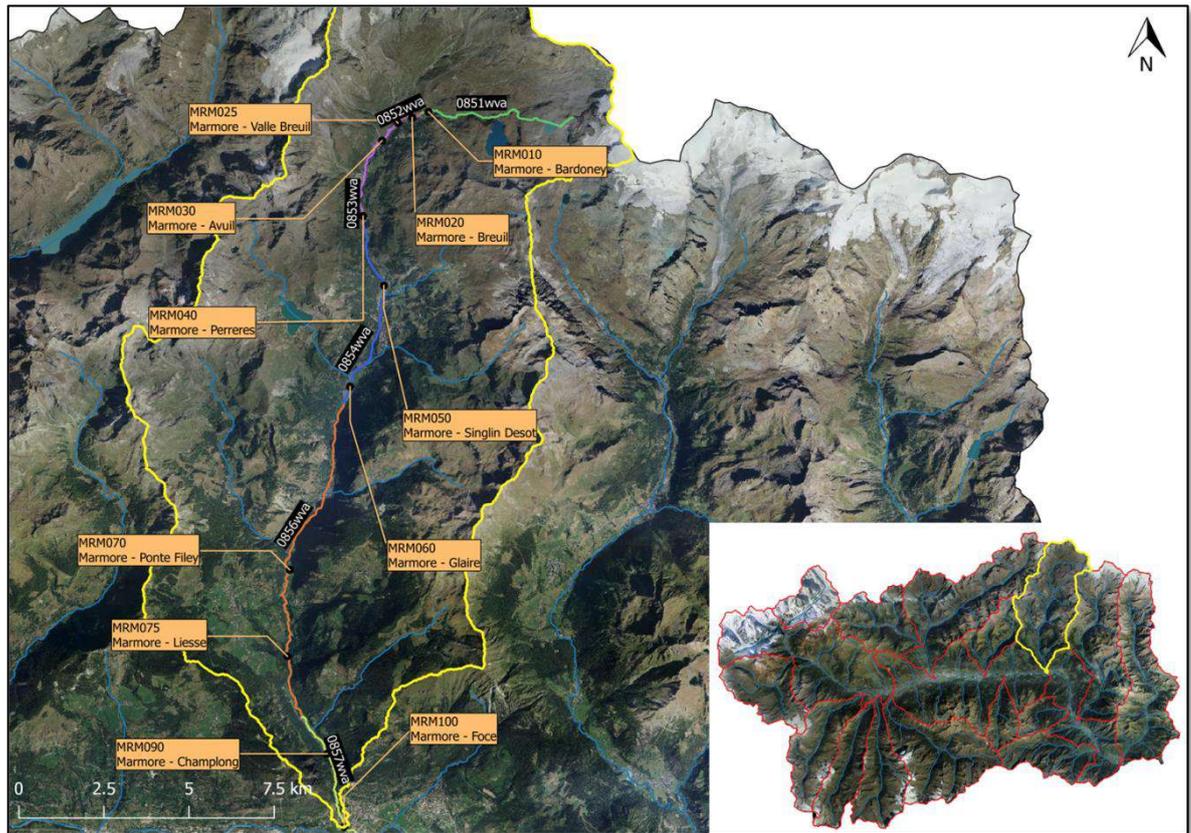


Figura 3.12 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Marmore

Il torrente Marmore (Fig. 3.12) nasce a quota 4.478 m s.l.m. dal contributo nivo-glaciale del Monte Cervino e sfocia nella Dora Baltea, in sinistra orografica, a quota 450 m s.l.m.. Si snoda nella valle del Cervino per circa 30 km, attraversando i Comuni di Valtournenche, Antey-Saint-André, Châtillon, Chamois, La Magdeleine e Torgnon.

Sull'asta del torrente principale convergono numerosi affluenti, talora di notevole portata, alimentati, nella parte alta del bacino, dalle acque di fusione di numerosi ghiacciai e nevai perenni. Per tutti questi torrenti e di conseguenza per il Marmore, il massimo di portata si registra di norma in tarda primavera-inizio estate, con punte massime, quando alla fusione delle nevi per un rialzo termico in quota, si somma una intensa precipitazione.

Il torrente Marmore è suddiviso in 6 corpi idrici (5 in operativo semplificato (sessennale) e quello di foce in operativo, all'interno dei quali sono presenti 11 stazioni di monitoraggio. La lunghezza del corso d'acqua, l'alternanza di tratti naturali e antropizzati, la presenza di numerosi affluenti e il cambio di tipologia da monte verso valle, hanno imposto una suddivisione in un numero relativamente elevato di corpi idrici.

3.3.7. *Torrente Evançon*

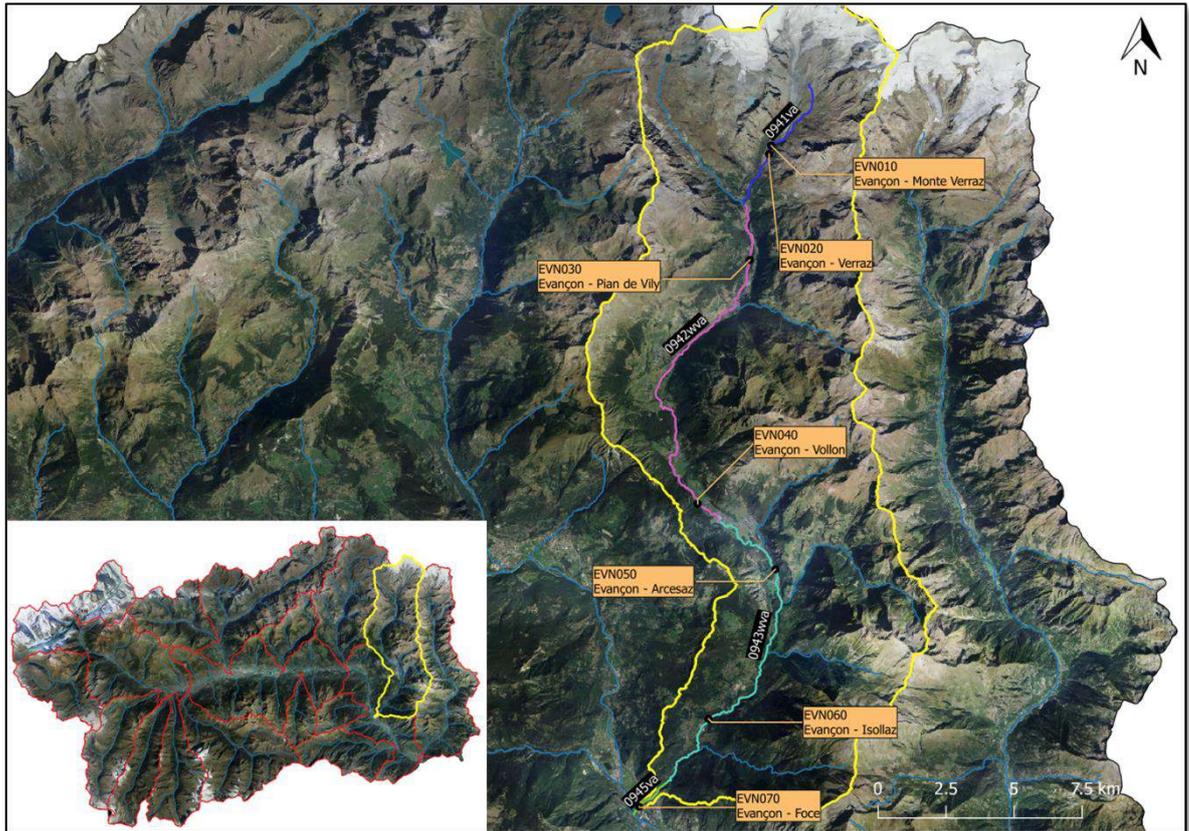


Figura 3.13 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Evançon

Il torrente Evançon (*Fig. 3.13*) scorre nella Val d'AYas per circa 31 km e confluisce nella Dora Baltea, in sinistra orografica, a quota 360 m s.l.m.. Poiché è alimentato dai ghiacciai del gruppo del Monte Rosa, ha un regime idrologico di tipo nivo-glaciale; le aree glaciali coprono infatti circa il 6% dell'intero bacino idrografico dell'Evançon, che ha una superficie di 245,82 km².

I suoi affluenti presentano caratteristiche diverse: quelli posti alla testata del bacino, come il torrente de Courthoud, hanno essenzialmente origine glaciale; quelli che drenano il versante destro sono generalmente molto brevi ed il loro regime di portata dipende strettamente dagli eventi meteorici; quelli di sinistra, invece sono spesso alimentati da laghi ed inoltre la buona copertura quaternaria dei loro bacini consente una sufficiente regolazione delle portate.

Il Torrente Evançon è suddiviso in 4 corpi idrici di cui gli ultimi tre (0942wva, 0943wva e 0945va) appartengono al monitoraggio operativo, essendo stati classificati come corpi idrici a rischio di non raggiungere gli obiettivi previsti. Nel primo corpo idrico (Rete Nucleo) è presente un sito di riferimento: EVN010 *Monte Verraz*.

3.3.8. *Torrente Lys*

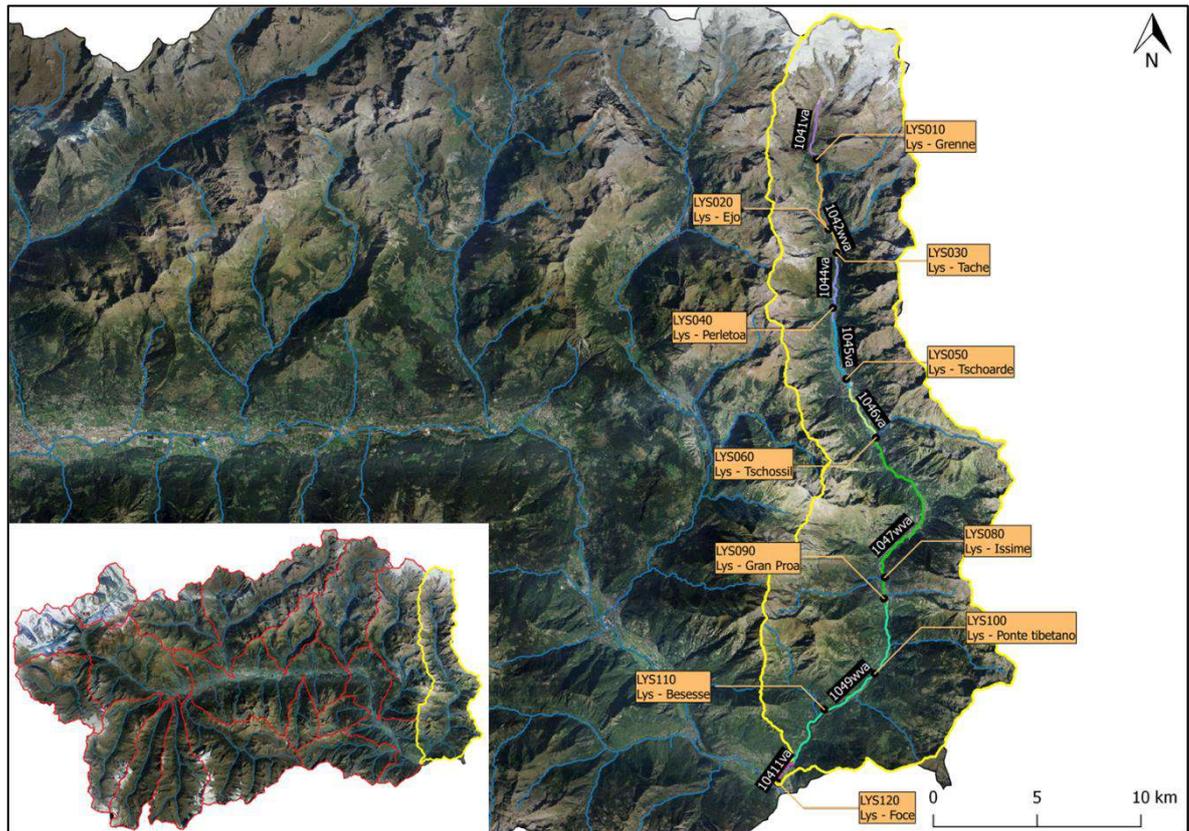


Figura 3.14 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Lys

Il Lys (Fig. 3.14), lungo oltre 38 km, è un affluente di sinistra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce alla quota di 310 m s.l.m.. Il bacino, orientato verso Sud, si estende per 280,5 km², dei quali il 5,5% è coperto da aree glaciali, presenti alla testata del bacino. L'altitudine media è di 2.062 m s.l.m., compresa tra quota 310 m s.l.m. della sezione di chiusura del bacino e quota 4.532 m s.l.m. del Lyskamm. Il dislivello, quindi, è di 4.222 metri, il maggiore riscontrabile tra i bacini interni della Valle d'Aosta.

Il Lys riceve il contributo di 28 torrenti laterali principali ed una quarantina di torrentelli secondari, ma solo tre di questi hanno un regime glaciale, mentre gli altri sono alimentati da numerose sorgenti e laghi in quota ed ovviamente dalle precipitazioni meteoriche.

Il torrente Lys è suddiviso in 8 corpi idrici, su cui insistono 11 stazioni di monitoraggio:

- 1041va e 1049wva: Rete Nucleo (LYS010 *Grenne* e LYS100 *Ponte tibetano*);
- 1042wva-1044va-1045va-1046va-1047wva-10411va: monitoraggio operativo o operativo semplificato (sessennale).

Il numero relativamente elevato di corpi idrici dipende in parte dalla lunghezza dell'intero corso d'acqua, che ha comportato l'individuazione di 3 tipologie differenti di corpi idrici in funzione della distanza dalla sorgente e in parte per l'alternanza di tratti naturali e variamente antropizzati, a priori difficilmente accorpabili in un unico corpo idrico.

3.3.9. Torrente Ayasse

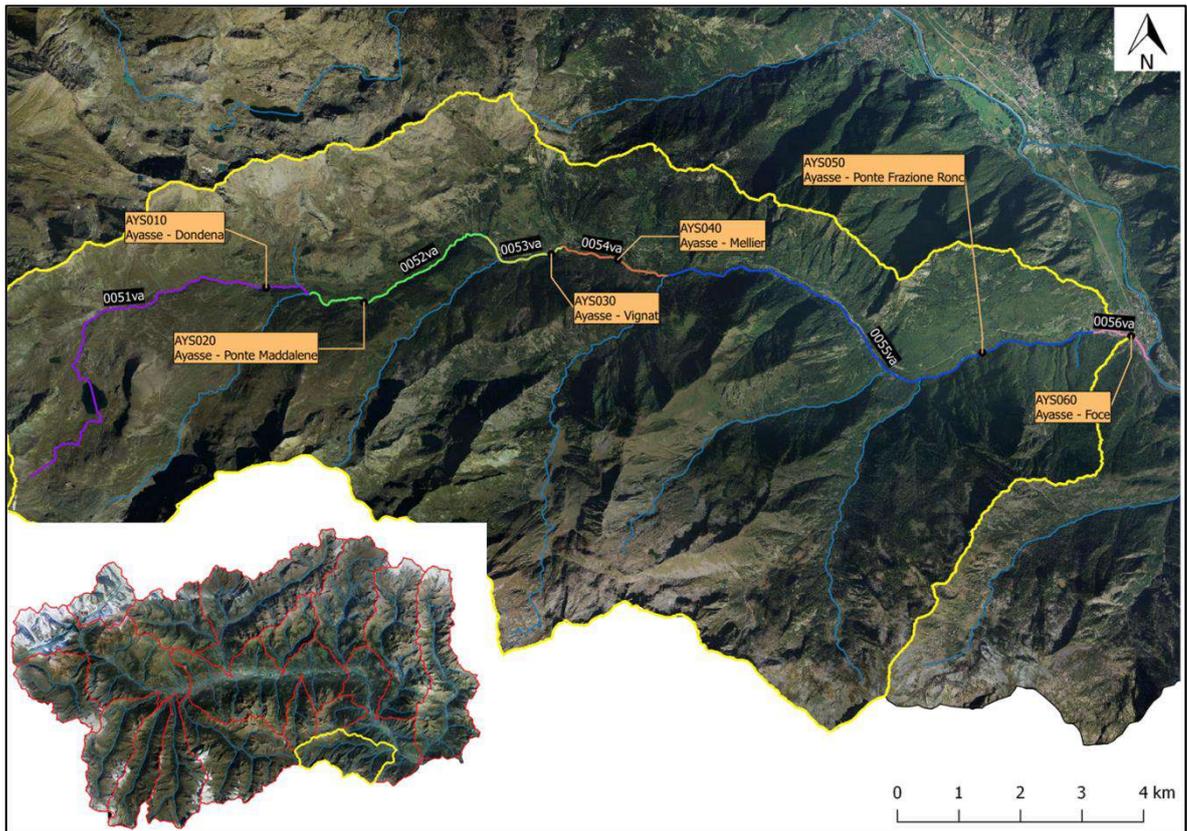


Figura 3.15 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Ayasse

Il bacino idrografico del torrente Ayasse (*Fig. 3.15*) si estende su una superficie di 109,93 km² ed è orientato da Ovest verso Est. È alimentato principalmente da acque di scorrimento superficiale, in quanto è coperto da aree glaciali solo per lo 0,31% della superficie del suo bacino; ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-pluviale.

Il torrente Ayasse è un tributario di destra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce a quota 335 m s.l.m..

Il torrente Ayasse è composto da 6 corpi idrici:

- 0051va: non monitorato per assenza di pressioni significative;
- 0052va: corpo idrico appartenente alla Rete Nucleo (sito di riferimento AYS020 *Ponte Maddalene*);
- 0054va: corpo idrico incluso nel monitoraggio di sorveglianza;
- 0053va, 0055va, 0056va: corpi idrici appartenenti al monitoraggio operativo semplificato (sessennale).

3.3.10. Torrente Chalamy

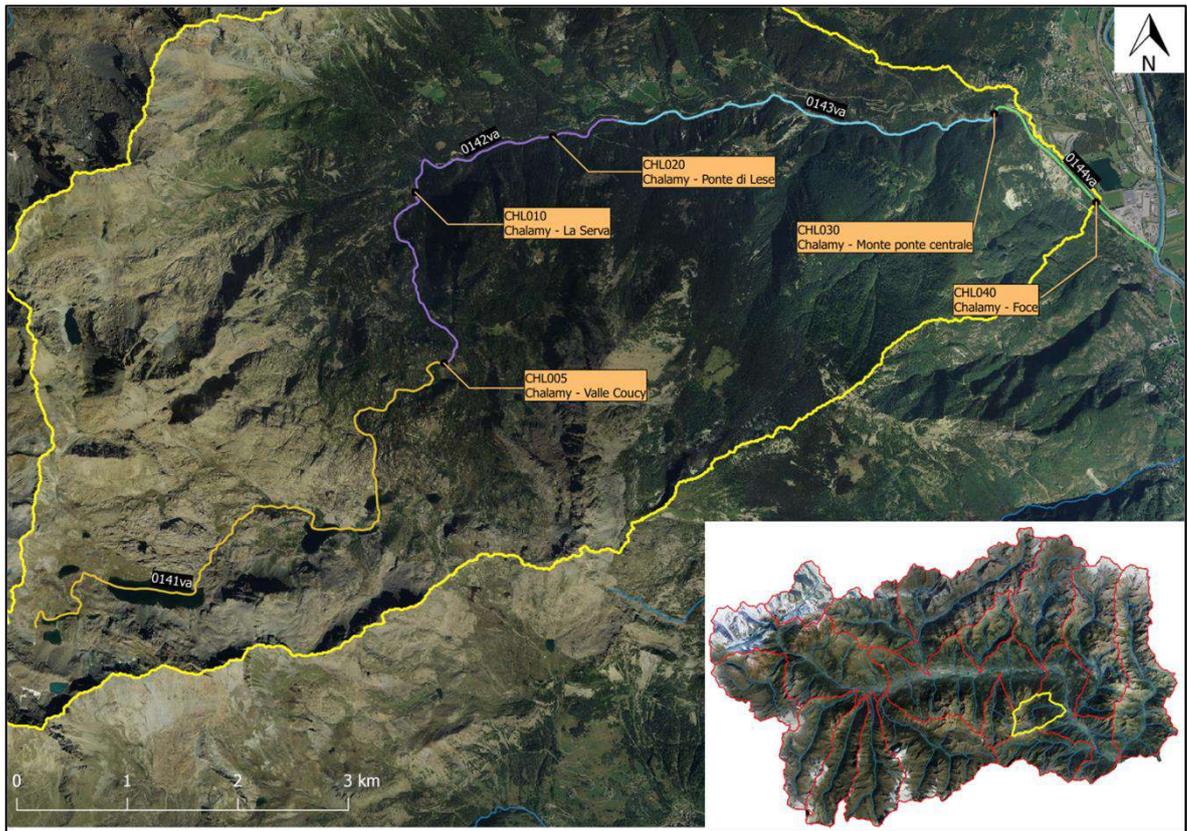


Figura 3.16 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Chalamy

Il torrente Chalamy (Fig. 3.16) nasce dal Mont Glacier a 2.560 m s.l.m. ed è un immissario di destra della Dora Baltea. Il suo bacino idrografico si estende per 47 km², è piuttosto articolato ed è caratterizzato da un tipico drenaggio a pettine, con 7 affluenti dal versante sinistro e 5 dal versante destro; vi sono oltre 30 laghi, fra cui il più grande bacino naturale della Valle d'Aosta, il Gran Lago posto a quota 2.492 m s.l.m.. Il torrente è alimentato principalmente dall'apporto idrico dei bacini lacustri ad esso connessi, il cui contributo dipende in misura preponderante da pioggia e da neve; lo Chalamy ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-pluviale.

Il torrente Chalamy è suddiviso in 4 corpi idrici:

- 0141va: non viene monitorato per assenza di pressioni significative;
- 0142va: monitoraggio operativo semplificato (sessennale); lungo il corpo idrico sono stati individuati 2 siti di monitoraggio:
 - o CHL010 La Serva: Rete Nucleo (sito di riferimento)
 - o CHL020 Ponte di Lese: monitoraggio operativo semplificato;
- 0143va: monitoraggio operativo semplificato (sessennale),
- 0144va: corpo idrico definito *altamente modificato*.

3.3.11. *Torrente Clavalité*

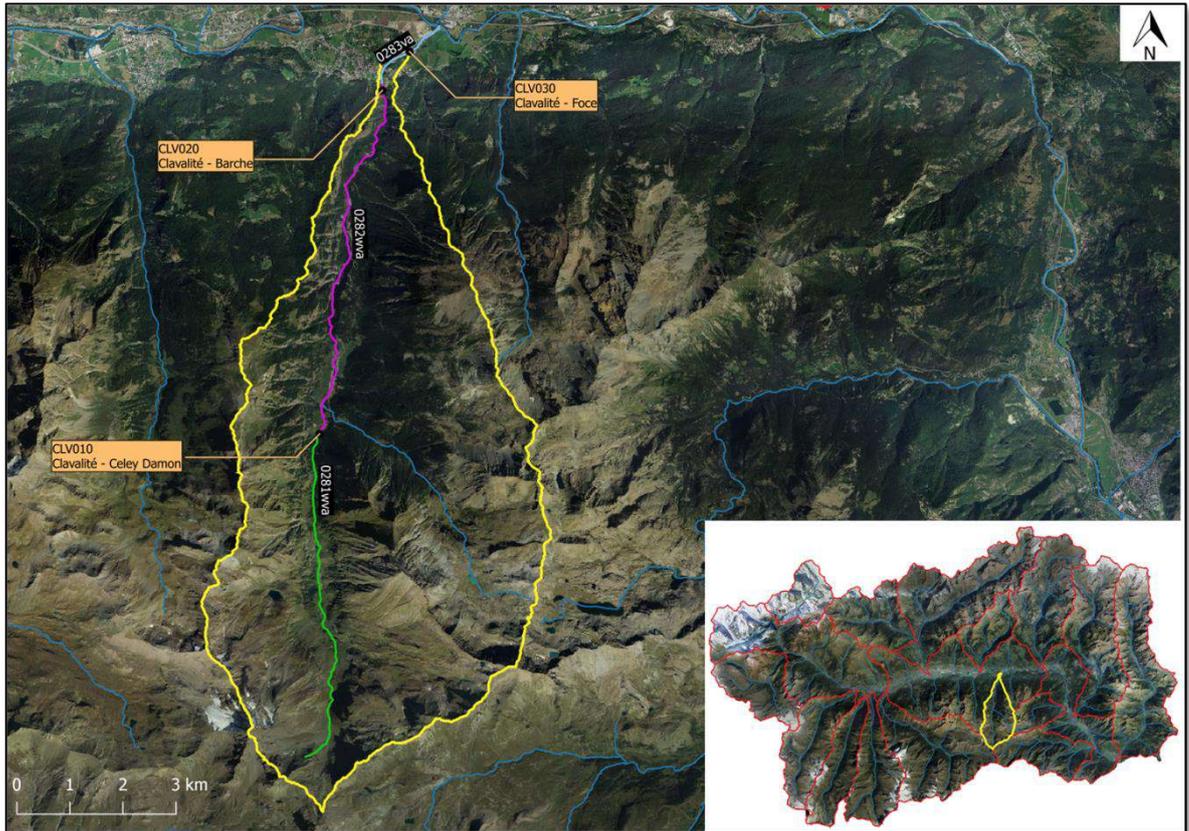


Figura 3.17 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Clavalité

Il torrente Clavalité (*Fig. 3.17*) è un affluente posto sulla destra orografica della Dora Baltea, nella quale confluisce a quota 440 m s.l.m.. Il bacino, compreso interamente nel territorio del Comune di Fénis, ha una superficie di 55 km² e l'altezza media di 2.170 m s.l.m., compresa tra sezione di chiusura alla confluenza con la Dora Baltea e i 3.512 m s.l.m. della cima della Pointe Tersiva. Il torrente solca il bacino dividendolo in parti asimmetriche e con caratteristiche diverse fra loro. Il versante sinistro, di minore estensione, presenta una forte acclività ed è solcato da brevi e ripidi valloni i cui corsi d'acqua sono attivi solo nel periodo di fusione delle nevi o in occasione di eventi meteorici straordinari. Il versante destro, invece, più ampio, presenta alcuni bacini interni in grado di alimentare con regolarità gli affluenti del Cavalité.

Il torrente Clavalité è suddiviso in 3 corpi idrici che rientrano nel monitoraggio di sorveglianza e operativo semplificato che vengono effettuati a cicli sessennali.

3.3.12. Torrente Grand Eyvia

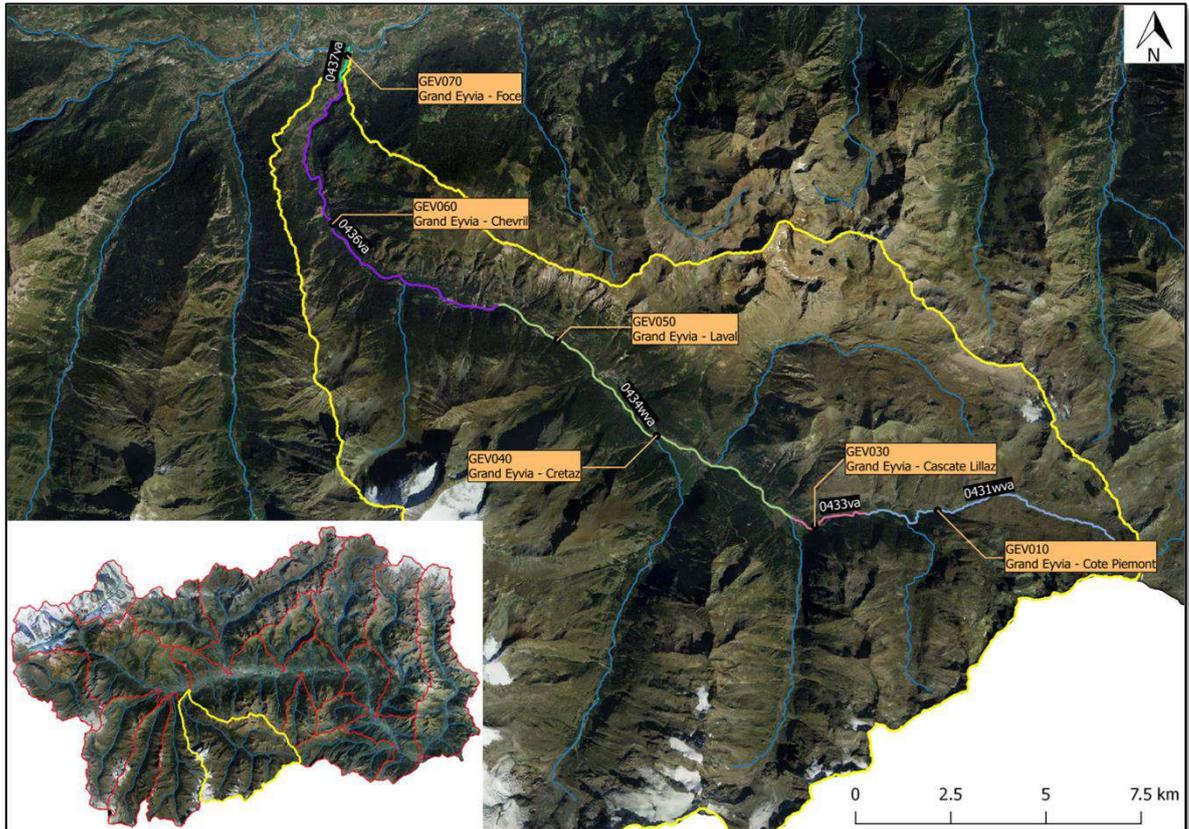


Figura 3.18 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Grand Eyvia

Il bacino del torrente Grand Eyvia (Fig. 3.18) si estende per 257,84 km², ad un'altezza media di 2.468 m s.l.m., compresa tra la quota massima di 4.061 m s.l.m. del Gran Paradiso e la quota minima della sezione di chiusura, alla confluenza con la Dora Baltea, a 630 metri s.l.m..

Il torrente Grand Eyvia, lungo circa 32 km, divide la valle in due parti asimmetriche: il versante sinistro scende gradualmente dalla linea di displuvio fino al fondovalle ed è composto da lunghi valloni; il versante destro è invece più ripido e presenta valloni di minore importanza.

Dalle numerose formazioni glaciali trae origine una fitta rete di torrenti che alimentano costantemente l'asta principale, che ha quindi un regime idrologico di tipo nivo-glaciale.

Il torrente Grand Eyvia nasce dal ghiacciaio di Peradzà, scende per un tratto lungo il vallone d'Urtier fino all'alpe Chavanis e supera in seguito due salti glaciali di cui il secondo è quello di Lillaz, che origina le famose cascate. Il torrente attraversa poi la grande piana alluvionale di Cogne, prosegue in una fossa profonda fino alla piana alluvionale di Aymavilles, dove confluisce nella Dora Baltea.

Il torrente Grand Eyvia è composto da 5 corpi idrici di cui tre ricadono nel monitoraggio operativo semplificato (sessennale) e uno in quello operativo (0934wva).

3.3.13. Torrente Savara

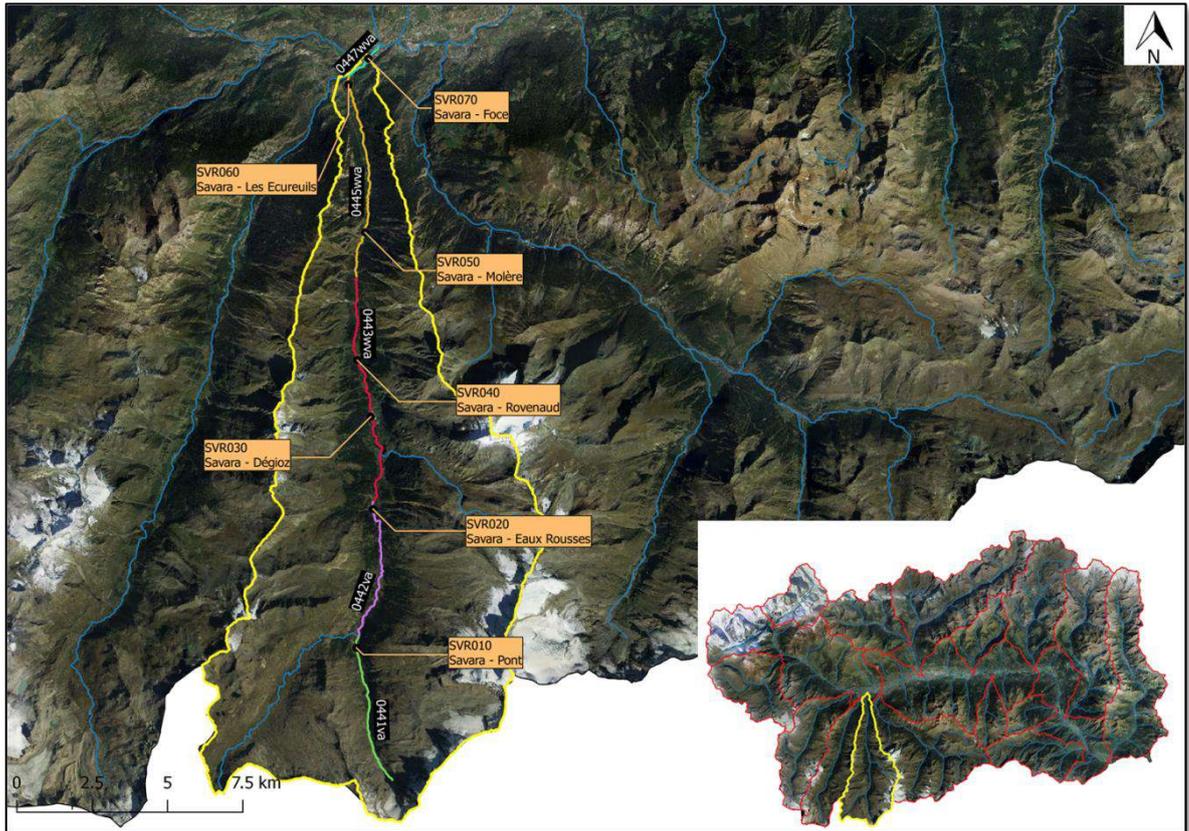


Figura 3.19 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici del Torrente Savara

Il torrente Savara (Fig. 3.19) è, tra i bacini interni della Valle d'Aosta, quello che scorre ad un'altezza media più elevata: 2.513 m s.l.m.. Nasce a quota 4.061 m s.l.m., sulla cima del Gran Paradiso e confluisce nella Dora Baltea a quota 750 m s.l.m.. Il torrente Savara si snoda quindi, per gran parte del suo percorso, nel Parco Nazionale del Gran Paradiso e, all'altezza di Introd, riceve il contributo della Dora di Rhêmes prima di confluire nella Dora Baltea.

Il torrente, che si sviluppa per circa 26 km, è alimentato da una buona rete idrografica, i cui corsi principali si trovano nell'ampio circolo glaciale d'origine. Più a valle il bacino si restringe e gli affluenti provenienti dalle vallate laterali hanno per lo più carattere stagionale o portate che si evidenziano in occasione di precipitazioni eccezionali.

Il torrente Savara è suddiviso in 5 corpi idrici:

- 0441va: rete di sorveglianza;
- 0442va, 0443wva, 0447wva: monitoraggio operativo semplificato sessennale;
- 0445wva: Rete Nucleo (sito di riferimento SVR060 *Les Ecureuils*).

3.3.14. Dora di Rhêmes

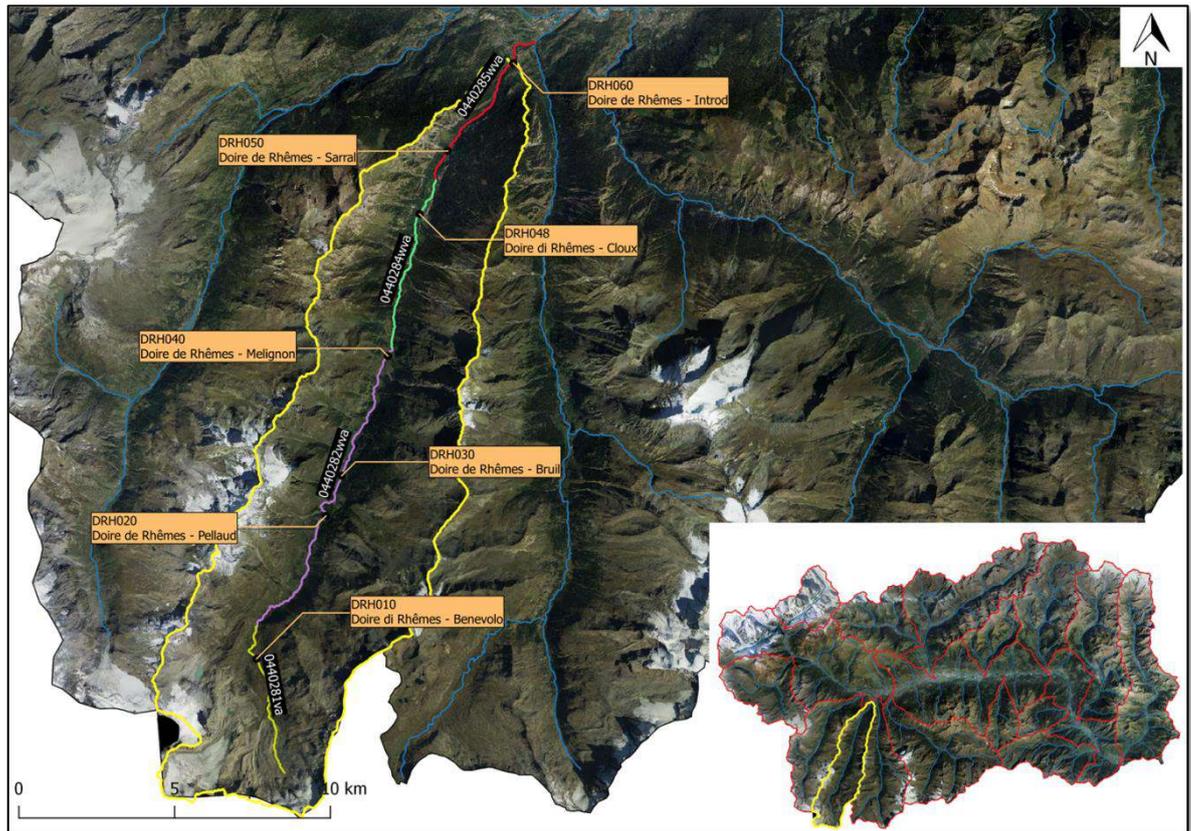


Figura 3.20 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici della Dora di Rhêmes

La Dora di Rhêmes (*Fig. 3.20*) nasce sul Col di Rhêmes, a circa 2.700 m, in località Sources de la Doire, dove vengono convogliate le acque provenienti dal ghiacciaio; vista la sua origine glaciale, le portate sono particolarmente significative nel periodo estivo. Una volta attraversata l'omonima Valle di Rhêmes, dopo 28,9 km, confluisce nel torrente Savara a quota 730 m s.l.m..

La Dora di Rhêmes è suddivisa in 4 corpi idrici, con 7 stazioni di monitoraggio:

- 0440281va: corpo idrico appartenente alla Rete Nucleo (sito di riferimento DRH010 *Benevolo*);
- 0440282wva: corpo idrico in cui sono stati individuati 2 siti di monitoraggio:
 - DRH020 Bruil: sito che definisce lo stato di qualità del corpo idrico.
 - DRH030 Pellaud: sito di riferimento incluso nella Rete Nucleo a partire dal 2012; concorre a definire, mediante media ponderata dei dati di monitoraggio, lo stato di qualità;
- 0440284wva, 0440285wva: monitoraggio operativo semplificato (sessennale).

3.3.15. Dora di Valgrisenche

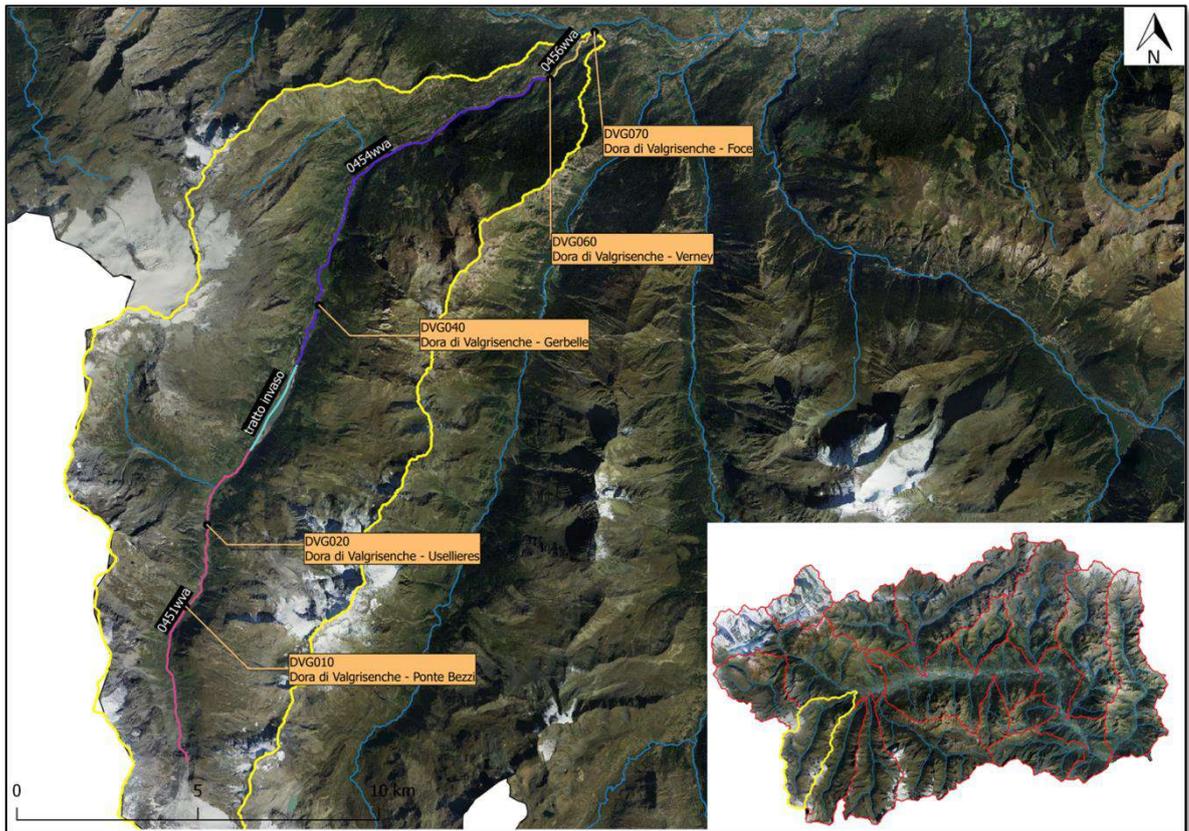


Figura 3.21 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e corpi idrici della Dora di Valgrisenche

La Dora di Valgrisenche (Fig. 3.21) nasce ai piedi del ghiacciaio di Glairetta, nel bacino di Vaudet che percorre interamente per una lunghezza di 28,8 km fino a confluire in destra orografica nella Dora Baltea a quota 700 m s.l.m.. Il bacino idrografico, esposto verso Sud-Est, si estende per 158,35 km², di cui circa il 12% è costituito da aree glaciali. Il regime idrologico è dunque di tipo nivo-glaciale, con portate variabili che seguono l'andamento stagionale, essendo questo legato allo scioglimento delle nevi.

La Dora di Valgrisenche è suddivisa in 3 corpi idrici (più un tratto invaso):

- 0451wva: corpo idrico appartenente alla Rete Nucleo (sito di riferimento DVG010 *Ponte Bezzi*);
- 0454wva: monitoraggio operativo;
- 0456wva: monitoraggio operativo.

3.3.16. Dora di La Thuile

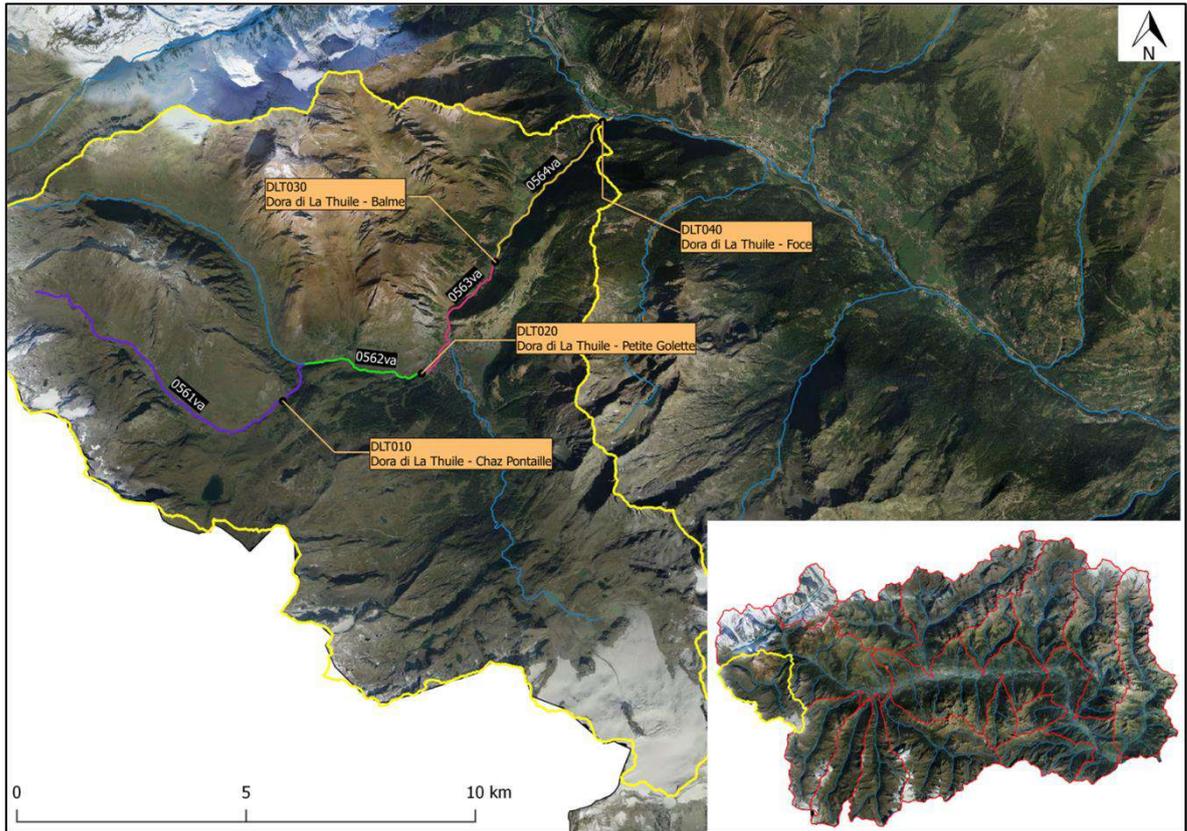


Figura 3.22 - Bacino idrografico, stazioni di monitoraggio e copri idrici della Dora di La Thuile

La Dora di La Thuile (*Fig. 3.22*) origina dalla Dora di Verney che, dopo aver ricevuto l'apporto dei torrenti, del lago di Chavannes e di Orgères, confluisce nel torrente Ruitor. A valle di tale confluenza affluiscono sull'asta principale i torrenti di Youlaz, Ecureuil e Torrent Sec.

Il bacino della Dora di La Thuile, che si estende su un'area di circa 147,5 km², comprende superfici glaciali abbastanza estese, concentrate soprattutto alla testata del vallone del Ruitor e, in minor misura, dei valloni del Breuil e di Chavannes, oltre ad una serie di glacio-nevati e nevai perenni che garantiscono un'abbondante alimentazione alla Dora anche durante il periodo secco. Di una certa importanza risulta anche la superficie lacuale, concentrata alla testata del vallone del Ruitor (laghi del Ruitor e di Belle Combe) e nei pressi del Piccolo San Bernardo (Lac Verney), dove sono presenti laghi naturali tra i più estesi della regione.

La Dora di La Thuile è suddivisa in 4 corpi idrici:

- 0561va: monitoraggio di sorveglianza;
- 0562va: monitoraggio operativo semplificato (sessennale);
- 0563va, 0564va: monitoraggio operativo.

3.4. Le stazioni di monitoraggio

La prima individuazione dei corpi idrici ai sensi della DQA (Direttiva Quadro Acque) è stata effettuata da ARPA Valle d'Aosta nel 2010, secondo la metodologia condivisa a livello distrettuale, in occasione della costruzione del Piano di Gestione del Bacino Idrografico del Po (PdGPo) che aveva valenza sessennale. Erano stati individuati 209 corpi idrici sul territorio regionale, suddivisi in rete di monitoraggio differenti, per parametri analitici, frequenze e cicli di campionamento, in funzione dell'assegnazione di una classe di rischio. In considerazione dell'elevato numero di corpi idrici individuati e dell'aumento considerevole di impegno richiesto dall'applicazione dei nuovi metodi biologici, al fine di conseguire il miglior rapporto tra costi del monitoraggio ed informazioni utili per poter garantire un quadro generale coerente ed esauriente dello stato ecologico delle acque, come previsto dalla normativa, sono state effettuate alcune modifiche e accorpamenti alla configurazione della rete di monitoraggio 2010-2015, che risultava dunque caratterizzata da 144 corpi idrici e 152 stazioni di campionamento.

Nel 2015, in occasione della redazione del Secondo Piano di Gestione del Bacino del Po 2016-2021, ARPA Valle d'Aosta ha modificato la rete di monitoraggio precedentemente identificata, allo scopo di renderla più funzionale agli scopi della Direttiva.

Le modifiche apportate ai corpi idrici individuati nel 2010 sono di due tipi:

1. Accorpamento (terminologia prevista dalla normativa) di due o più corpi idrici.
2. Spostamento del confine tra un corpo idrico e l'altro.

Poiché ogni corpo idrico è identificato da un codice numerico con suffisso *-va*, per distinguere i nuovi corpi idrici da quelli precedentemente codificati (nel 2010), è stato sostituito il suffisso *-va* con *-wva*.

Confrontando il reticolo idrografico individuato come significativo per il Piano di Gestione 2010-2015 con quello identificato per il Piano 2016-2021, i corsi d'acqua sono passati da 103 a 79, con una riduzione di corpi idrici da 209 a 168 (ARPA Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 43 del 23 dicembre 2015). Le stazioni di monitoraggio sono diventate 176, di cui 145 sono già state e saranno effettivamente monitorate.

In questa tesi sono state selezionate le stazioni di monitoraggio che sono state campionate nel periodo di riferimento per l'analisi dei dati (2010-2016). E' stato definito questo intervallo temporale sostanzialmente per due motivi:

- la continuità di monitoraggio delle stazioni di campionamento (o con ininfluenti variazioni delle coordinate geografiche) e quindi la possibilità di poter usufruire di

una serie di dati correlabili tra loro in quanto i campioni sono stati prelevati nei medesimi punti;

- l'utilizzo dello stesso metodo analitico per la ricerca del parametro *E. coli*, sempre con lo scopo di poter correlare dati ottenuti nel primo anno di riferimento con l'ultimo preso in considerazione.

Sono state dunque individuate 7 stazioni di monitoraggio facenti parte della nuova rete di monitoraggio 2016-2021 (di cui si dispongono dati comunque a partire dal 2015), 118 stazioni di monitoraggio facenti parte sia della vecchia rete di monitoraggio 2010-2015 sia della nuova rete e 27 stazioni di monitoraggio rientranti unicamente nella vecchia rete (di cui quindi si dispongono dati fino al 2015), per un totale di 152 stazioni di campionamento. Per precisione e per effettuare le rappresentazioni cartografiche riportate nel Capitolo 5, sono state selezionate ulteriori 49 stazioni di campionamento che nel settennio preso in considerazione non sono state monitorate per il parametro *E. coli*, ma che risultano in ogni caso indispensabili per una migliore comprensione della distribuzione regionale del suddetto indicatore. All'Allegato I vengono riportate le tabelle di sintesi delle stazioni di campionamento: per ciascuna di esse si indicano in che anni sono state monitorate, quanti campioni sono disponibili, che tipo di monitoraggio è stato effettuato e la tipologia del corpo idrico in cui ricadono.

3.5. Acque reflue in Valle d'Aosta

A livello normativo viene definito "scarico" qualsiasi immissione effettuata esclusivamente tramite un sistema stabile di collettamento che collega senza soluzione di continuità il ciclo di produzione del refluo con il corpo recettore (acque superficiali, suolo, sottosuolo o rete fognaria), indipendentemente dalla loro natura inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione.

La normativa, inoltre, definisce tre tipologie di acque reflue che possono essere scaricate:

- acque reflue domestiche: acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche;
- acque reflue industriali: qualsiasi tipo di acque reflue scaricate da edifici od impianti in cui si svolgono attività commerciali o di produzione di beni, diverse dalle acque reflue domestiche e dalle acque meteoriche di dilavamento;
- acque reflue urbane: acque reflue domestiche o il miscuglio di acque reflue domestiche, di acque reflue industriali ovvero meteoriche di dilavamento convogliate in reti fognarie, anche separate, e provenienti da agglomerato.

Nelle carte sottostanti si possono visualizzare gli scarichi di acque reflue urbane con *trattamento parziale* (Fig. 3.23) ossia trattate da impianti semplici costituiti, nella maggior parte dei casi, da soli sistemi di sedimentazione (fossa Imhoff) e di acque reflue urbane con *trattamento completo* (Fig. 3.24) ossia che vengono trattate in impianti di depurazione biologici (a fanghi attivi).

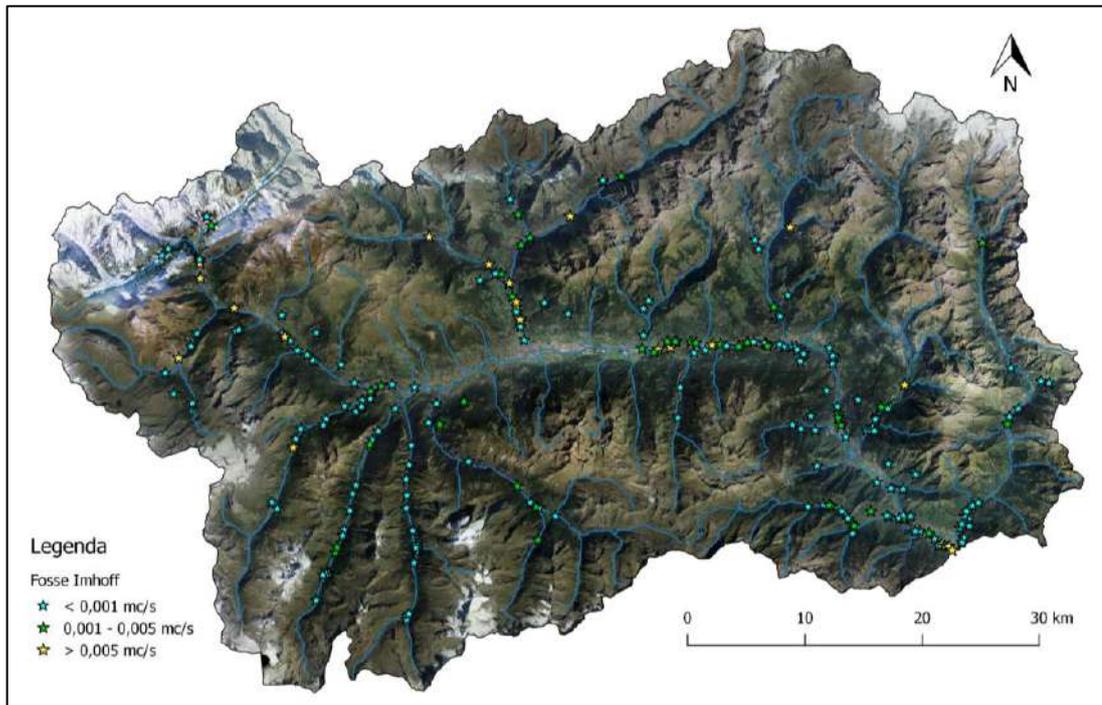


Figura 3.23 - Fosse Imhoff presenti sul territorio valdostano suddivise per portata (mc/s)

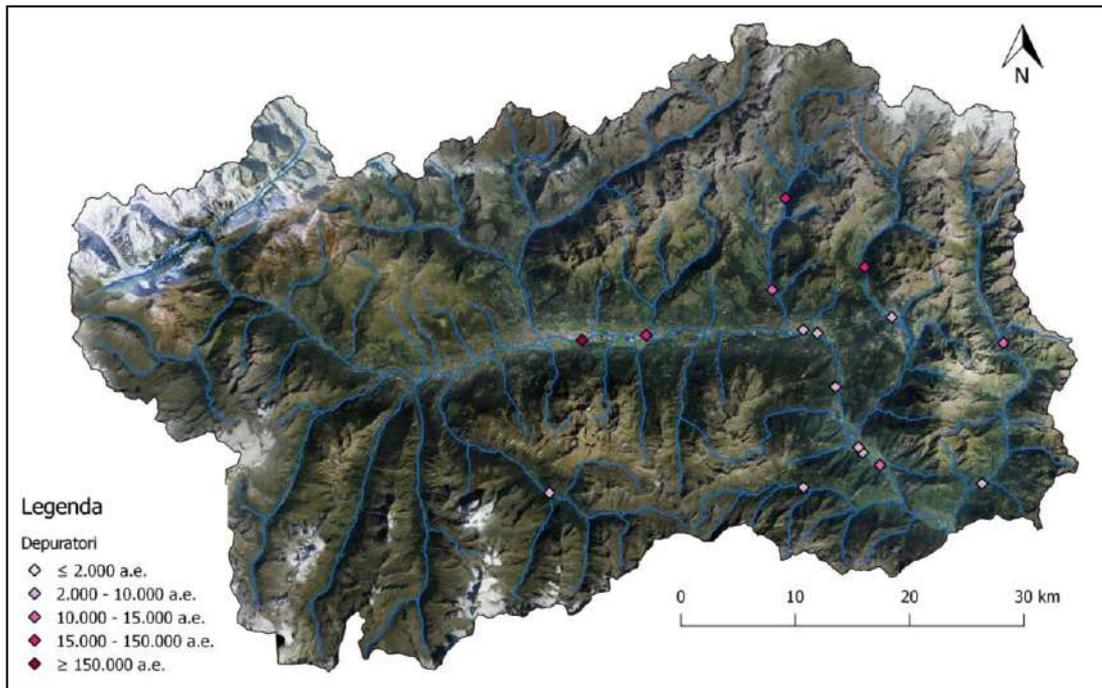


Figura 3.24 - Depuratori a trattamento biologico completo presenti sul territorio valdostano classificate per numero di abitanti equivalenti (a.e.)

Con abitante equivalente (a.e.) si intende il carico organico biodegradabile avente una richiesta biochimica di ossigeno a 5 giorni (BOD₅) pari a 60 grammi di ossigeno al giorno.

In generale, al termine del 2015 (ARPA Valle d'Aosta, X Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2015), rispetto al 2011, il numero di scarichi in acque superficiali autorizzati è diminuito con, in particolare, una diminuzione del numero di scarichi di acque reflue domestiche (-8 unità globalmente, ma nell'ultimo anno -23 unità) e del numero di scarichi di acque reflue urbane non trattate (-5 unità). Vi è stato invece un aumento degli scarichi con trattamento parziale (+25 unità) e di scarichi di acque reflue industriali (+8 unità) (*Tab. 3.4*).

In ogni caso il numero di scarichi di acque reflue urbane recapitanti in corpi idrici superficiali risulta essere ad oggi ancora elevato per una regione di piccola estensione come la Valle d'Aosta, pur tenendo conto della dispersione sul territorio dei nuclei abitati. Va inoltre considerato che dei 255 scarichi di acque reflue urbane ancora 13 sono di acque non trattate e 226 subiscono, nella maggior parte dei casi, un semplice trattamento di sedimentazione primaria (fossa Imhoff).

3 - Area di studio

Comune	Tipologie di scarico					TOTALE
	Acque reflue industriali – trattamento completo	Acque reflue urbane non trattate	Acque reflue urbane - trattamento parziale (Imhof)	Acque reflue urbane - trattamento completo	Acque reflue domestiche – trattamento parziale	
Allein	0	0	1	0	1	2
Antey Saint André	0	0	0	0	1	1
Aosta	3	0	4	0	1	8
Arnad	4	0	4	1	3	12
Arvier	0	0	13	0	2	15
Avise	0	0	2	0	8	10
Ayas	1	0	0	1	5	7
Aymavilles	0	0	5	0	2	7
Bard	0	0	2	0	4	6
Bionaz	0	0	3	0	6	9
Brissogne	2	0	0	1	2	5
Brusson	0	0	0	1	5	6
Challand Saint Anselme	1	0	2	0	2	5
Challand Saint Victor	0	0	8	0	7	15
Chambave	0	0	7	0	2	9
Chamois	0	0	1	0	0	1
Champdepraz	0	0	6	0	4	10
Champorcher	0	0	2	1	8	11
Charvensod	0	0	0	0	0	0
Châtillon	1	0	12	2	11	26
Cogne	0	0	7	1	10	18
Courmayeur	4	5	8	0	15	32
Donnas	0	0	5	0	3	8
Doues	0	0	1	0	0	1
Emarèse	0	0	0	0	0	0
Etroubles	2	0	0	0	0	2
Fénis	0	0	6	0	1	7
Fontainemore	0	0	0	0	0	0
Gaby	0	0	2	0	1	3
Gignod	1	0	6	0	2	9
Gressan	0	0	0	0	1	1
Gressoney La Trinité	0	0	1	0	2	3
Gressoney Saint Jean	1	0	1	1	2	5
Hône	3	0	5	0	3	11
Introd	0	0	3	0	1	4
Issime	0	0	3	0	1	4
Issogne	2	0	1	1	1	5
Jovençon	0	0	0	0	0	0
La Magdeleine	0	0	0	0	0	0
La Salle	1	4	11	0	9	25
La Thuile	0	0	4	0	10	14
Lillianes	0	0	0	1	0	1
Montjovet	1	0	6	1	3	11
Morgex	0	1	4	0	4	9
Nus	4	0	6	0	2	12
Ollomont	0	0	3	0	1	4
Oyace	0	0	1	0	1	2
Perloz	0	0	7	0	1	8
Pollein	3	0	0	0	0	3
Pontboset	0	0	8	0	3	11
Pontey	1	0	3	0	0	4
Pont Saint Martin	1	0	5	0	9	15
Pré Saint Didier	3	3	2	0	9	17
Quart	1	0	0	0	2	3
Rhêmes Notre Dame	0	0	11	0	7	18
Rhêmes Saint Georges	0	0	5	0	1	6
Roisan	0	0	2	0	0	2
Saint Christophe	0	0	1	0	0	1
Saint Denis	0	0	1	0	1	2
Saint Marcel	2	0	0	1	1	4
Saint Nicolas	0	0	0	0	0	0
Saint Oyen	1	0	1	0	0	2
Saint Pierre	1	0	0	0	1	2
Saint Rhémy en Bosses	1	0	0	0	1	2
Saint Vincent	0	0	2	1	1	4
Sarre	0	0	0	0	3	3
Torgnon	0	0	2	0	0	2
Valgrisenche	0	0	3	0	6	9
Valpelline	0	0	1	0	4	5
Valsavarenche	0	0	14	0	8	22
Valtournenche	0	0	0	1	20	21
Verrayes	2	0	1	0	4	7
Verrès	3	0	0	1	1	5
Villeneuve	1	0	1	0	3	5
TOTALE VDA	51	13	226	16	232	538

Tabella 3.4 - Numero di scarichi di acque reflue domestiche, urbane e industriali in acque superficiali (ARPA VdA, RSA 2015)

Il Comune con il maggior numero di scarichi autorizzati recapitanti in acque superficiali è *Courmayeur* (32), mentre più Comuni non hanno nessuno scarico autorizzato recapitante in corpi idrici superficiali (Charvensod, Emarèse, Fontainemore, Jovençan, La Magdeleine e Saint Nicolas).

Da notare come ad oggi a *Courmayeur* vi siano il maggior numero di scarichi di acque reflue urbane non trattate (4); nel comune di Valsavarenche vi sono 14 scarichi di acque reflue urbane a trattamento parziale ossia che vengono trattate da impianti più semplici costituiti, nella maggior parte dei casi, da soli sistemi di sedimentazione (fossa Imhoff) e solo a volte comprendenti anche sistemi di rimozione dei grassi (degrassatore) e ulteriori sistemi di filtrazione (filtri percolatori); Châtillon è il comune con il maggior numero di scarichi di acque reflue urbane trattate in impianti di depurazione biologici (a fanghi attivi) completi ed infine il comune di Valtournenche è quello con più scarichi domestici autorizzati al recapito in acque superficiali (20). In questo caso, il sistema di trattamento è costituito da fosse Imhoff.

Il numero di *depuratori a trattamento biologico completo di acque reflue urbane* presenti sul territorio regionale non è aumentato in questi anni, mentre rimane una buona parte di territorio non ancora servita da questa tipologia di impianti (*Fig. 3.25*). E' in fase di approvazione il progetto di realizzazione di un nuovo impianto in Bassa Valle a servizio dei comuni di Bard, Hône, Donnas, Pont-Saint-Martin e Perloz ed è in fase di realizzazione un nuovo impianto, in Alta Valle, nel comune di La Salle.

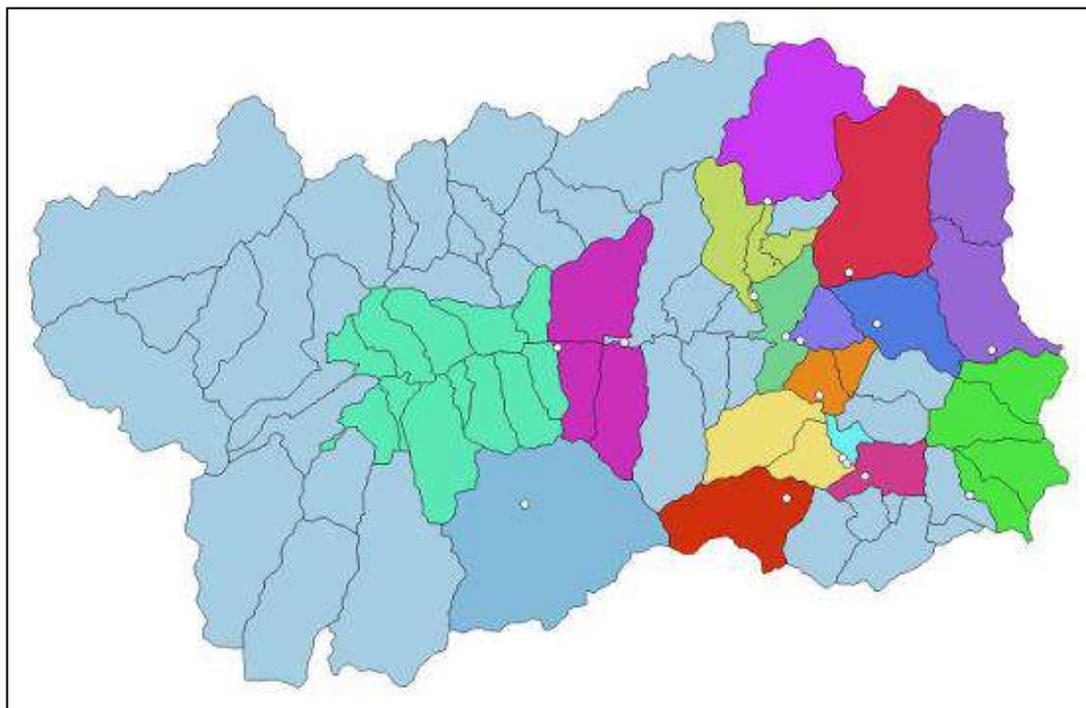


Figura 3.25 - Comuni (nei vari colori) serviti da un impianto di depurazione a ciclo biologico (ARPA VdA, RSA 2015)

Il depuratore di Brissogne tratta le acque reflue urbane provenienti da 13 comuni (Aosta, Aymavilles, Brissogne, Charvensod, Gressan, Introd, Jovençon, Pollein, Saint Christophe, Saint-Pierre, Saint-Nicolas, Sarre e Villeneuve). In tutto il territorio a monte è presente solo il depuratore di Cogne.

Risulta, quindi, sfornito di impianti di depurazione tutto il territorio da Arvier a Courmayeur (vallate laterali comprese) e i Comuni della Valle del Gran San Bernardo e della Valpelline.

In Media-Bassa valle, invece, vi sono diversi impianti di dimensione medio-piccola.

La valle del Lys è attualmente provvista di due impianti di depurazione a trattamento biologico completo: il primo, sito nel comune di Lillianes, a servizio dei comuni di Gaby, Issime, Fontainemore e Lillianes; il secondo, sito in località Trino nel comune di Gressoney-Saint-Jean, a servizio di questo stesso Comune e di quello di Gressoney-La-Trinité.

A livello europeo, a carico della Valle d'Aosta risultano due agglomerati in infrazione comunitaria (www.acqua.gov.it, pta.invallee.net) (Tab. 3.5):

REGIONE	AGGCODE	AGGLOMERATO	PROCEDURA	INFRAZIONE
Valle d'Aosta	IT02160635000018	Pont-Saint-Martin	PR 2014-2059	Una parte del carico è gestita tramite IAS (fosse Imhoff), il quale garantisce solo un trattamento primario. Inoltre, è stato comunicato che la costruzione dell'impianto è prevista per la fine del 2014. Pertanto, l'agglomerato non è conforme agli articoli 3 e 4.
Valle d'Aosta	IT02160635000016	Courmayeur	C 85-13	Art 4, par 1 e 3 dir 91/271/CE.

Tabella 3.5 - Due agglomerati valdostani in infrazione comunitaria

L'articolo 3 prevede che tutti gli agglomerati > 2.000 a.e. siano dotati di reti fognarie per le acque reflue urbane al più tardi entro il 31 dicembre 2005. Laddove la realizzazione di una rete fognaria non sia giustificata ambientalmente o economicamente si può ricorrere a sistemi individuali e appropriati (IAS) che raggiungano lo stesso livello di protezione ambientale. Questi sistemi alternativi rappresentano un'eccezione per la quale è da considerarsi come limite massimo il 2% del carico totale dell'agglomerato.

Sono quindi ritenuti in infrazione per mancato rispetto dell'articolo:

- agglomerati con presenza di carico ancora non servito da fognatura;
- agglomerati che hanno percentuali di carico trattato con IAS inadeguati o superiori al 2% del carico totale dell'agglomerato.

L'articolo 4 prevede che gli impianti di depurazione per agglomerati > 2.000 abitanti equivalenti debba essere presente almeno un trattamento secondario al più tardi entro il 31 dicembre 2005. Gli scarichi provenienti dagli impianti di trattamento delle acque reflue

urbane devono soddisfare inoltre i requisiti previsti all'allegato I/B della Direttiva, relativamente ai parametri BOD₅, COD e SST.

Sono quindi ritenuti in infrazione per mancato rispetto dell'articolo:

- agglomerati serviti da impianti aventi capacità minore del carico generato dell'agglomerato;
- agglomerati in cui sono presenti reti non collettate all'impianto di depurazione. Si tratta di agglomerati > 2.000 a.e. in cui la presenza di terminali di pubblica fognatura andrebbero depurati attraverso un sistema biologico oppure di reti fognarie che andrebbero collettate ad un sistema di depurazione centralizzato;
- agglomerati serviti da impianti risultati non conformi riguardo BOD₅, COD e SST.

Di seguito, gli articoli 3 e 4 della Direttiva 91/271/CE vengono riportati integralmente:

Articolo 3

1. Gli Stati membri provvedono affinché tutti gli agglomerati siano provvisti di reti fognarie per le acque reflue urbane,
 - entro il 31 dicembre 2000 per quelli con un numero di abitanti equivalenti (a.e.) superiore a 15.000 e
 - entro il 31 dicembre 2005 per quelli con numero di a.e. compreso tra 2.000 e 15.000.

Per le acque reflue urbane che si immettono in acque recipienti considerate «aree sensibili» ai sensi della definizione di cui all'articolo 5, gli Stati membri garantiscono che gli agglomerati con oltre 10.000 a.e. siano provvisti di reti fognarie al più tardi entro il 31 dicembre 1998. Laddove la realizzazione di una rete fognaria non sia giustificata o perché non presenterebbe vantaggi dal punto di vista ambientale o perché comporterebbe costi eccessivi, occorrerà avvalersi di sistemi individuali o di altri sistemi adeguati che raggiungano lo stesso livello di protezione ambientale.

2. Le reti fognarie di cui al paragrafo 1 devono rispondere ai requisiti dell'allegato I A. Tali requisiti possono essere modificati secondo la procedura prevista all'articolo 18.

Articolo 4

1. Gli Stati membri provvedono affinché le acque reflue urbane che confluiscono in reti fognarie siano sottoposte, prima dello scarico, ad un trattamento secondario o ad un trattamento equivalente, secondo le seguenti modalità:
 - al più tardi entro il 31 dicembre 2000 per tutti gli scarichi provenienti da agglomerati con oltre 15.000 a.e.;
 - entro il 31 dicembre 2005 per tutti gli scarichi provenienti da agglomerati con un numero di a.e. compreso tra 10.000 e 15.000;

- entro il 31 dicembre 2005 per gli scarichi in acque dolci ed estuari provenienti da agglomerati con un numero di a.e. compreso tra 2.000 e 10.000.
2. Gli scarichi di acque reflue urbane in acque situate in regioni d'alta montagna (al di sopra dei 1.500 m sul livello del mare), dove, a causa delle basse temperature, è difficile effettuare un trattamento biologico efficace, possono essere sottoposti ad un trattamento meno spinto di quello previsto al paragrafo 1, purché studi dettagliati comprovino che essi non avranno ripercussioni negative sull'ambiente.
 3. Gli scarichi provenienti dagli impianti di trattamento delle acque reflue urbane descritti ai paragrafi 1 e 2 devono soddisfare ai requisiti previsti all'allegato I B. Tali requisiti possono essere modificati conformemente alla procedura prevista all'articolo 18.
 4. Il carico espresso in a.e. va calcolato sulla base del carico medio settimanale massimo in ingresso all'impianto di trattamento nel corso dell'anno escludendo situazioni inconsuete, quali quelle dovute a piogge abbondanti.

Al momento i due agglomerati regionali interessati dalle procedure di infrazione comunitaria si stanno adeguando alla Direttiva: gli impianti di depurazione previsti sono in fase di realizzazione avanzata (Agglomerato "Courmayeur" realizzato al 70% e sarà completato entro il 2017) o in fase di pubblicazione del bando per l'appalto dei lavori di costruzione (Agglomerato "Pont-Saint-Martin").

3.6. Acque superficiali ad uso ricreazionale

3.6.1. Fruizione dei corsi d'acqua in Valle d'Aosta

In Valle d'Aosta fino ad una decina d'anni fa la risorsa idrica è stata intesa principalmente ai fini antropici quali l'utilizzazione per scopi agricoli e zootecnici, la produzione idroelettrica, il rifornimento degli acquedotti e l'impiego industriale. In tal modo, è stata conferita importanza via via minore al valore ambientale e alieutico dei corsi d'acqua. Attualmente, gli idrosistemi valdostani risultano al centro di molti interessi, ma sono potenzialmente a rischio di compromissione ambientale spesso aggravato da alluvioni, sistemazioni idrauliche e inquinamenti.

In questi ultimi decenni, i corsi d'acqua sono stati visti quasi esclusivamente come fonte di pericolo, e come tali sono stati trattati: regolarizzati nel loro corso, chiusi in gabbia tra massicce arginature, per cui le sponde sono diventate di fatto inaccessibili. Dal punto di vista paesaggistico e, di riflesso, dal punto di vista turistico, queste "misure di sicurezza" hanno avuto un impatto sensibile.

Le possibilità di fruizione turistica dei corsi d'acqua sono però molte. Oltre all'interesse per gli aspetti naturalistici, gli ambienti offrono un'attrazione determinata tanto dalle particolari presenze geologiche generalmente di grande spettacolarità (forre, orridi o *gouffres*, cascate) quanto dalla presenza di flora e fauna particolari.

Coniugare allora svago, natura e cultura sulle sponde dell'acqua è la nuova sfida per le Amministrazioni pubbliche, sempre più chiamate ad immaginare soluzioni innovative che siano in grado di qualificare l'offerta turistica, senza perdere di vista la sicurezza.

E così, accanto alla pesca sportiva, nascono vari tipi di fruizione del corso d'acqua quali rafting, canyoning, canoa, o semplicemente la fruizione intesa come attività che si svolgono "a lato" del corso d'acqua stesso (percorsi ciclabili, aree pic-nic).

3.6.2. Sport d'acqua viva

Una buona gestione di un corso d'acqua non può trascurare l'importanza delle sue rive e della complessità dell'ecosistema ripario, perché risulta sempre più evidente che esso è uno strumento molto utile per la gestione delle piene, perché assicura biodiversità e equilibrio al complesso di relazioni di tutto il sistema ambientale circostante, perché permette allo stesso tempo una fruizione estremamente interessante non solo di tipo contemplativo, ma più dinamico, legato al cicloturismo e agli sport d'acqua come il rafting, la canoa, il kayak, l'hydrospeed ed il canyoning.

Grazie ai generosi ghiacciai del massiccio del Monte Bianco, la Dora Baltea, garantisce un apporto idrico notevole, tanto che viene sfruttata da parte di appassionati, sportivi ed esperti per svagarsi o allenarsi nelle sue rapide.

Dagli inizi degli anni '90 ogni anno, da maggio a settembre, lungo la Dora Baltea si effettuano discese di rafting, kayak, hydrospeed ed altre attività fluviali. I percorsi più interessanti lungo i quali si possono praticare diverse discipline sportive sono rappresentate nella seguente carta (*Fig. 3.26*):

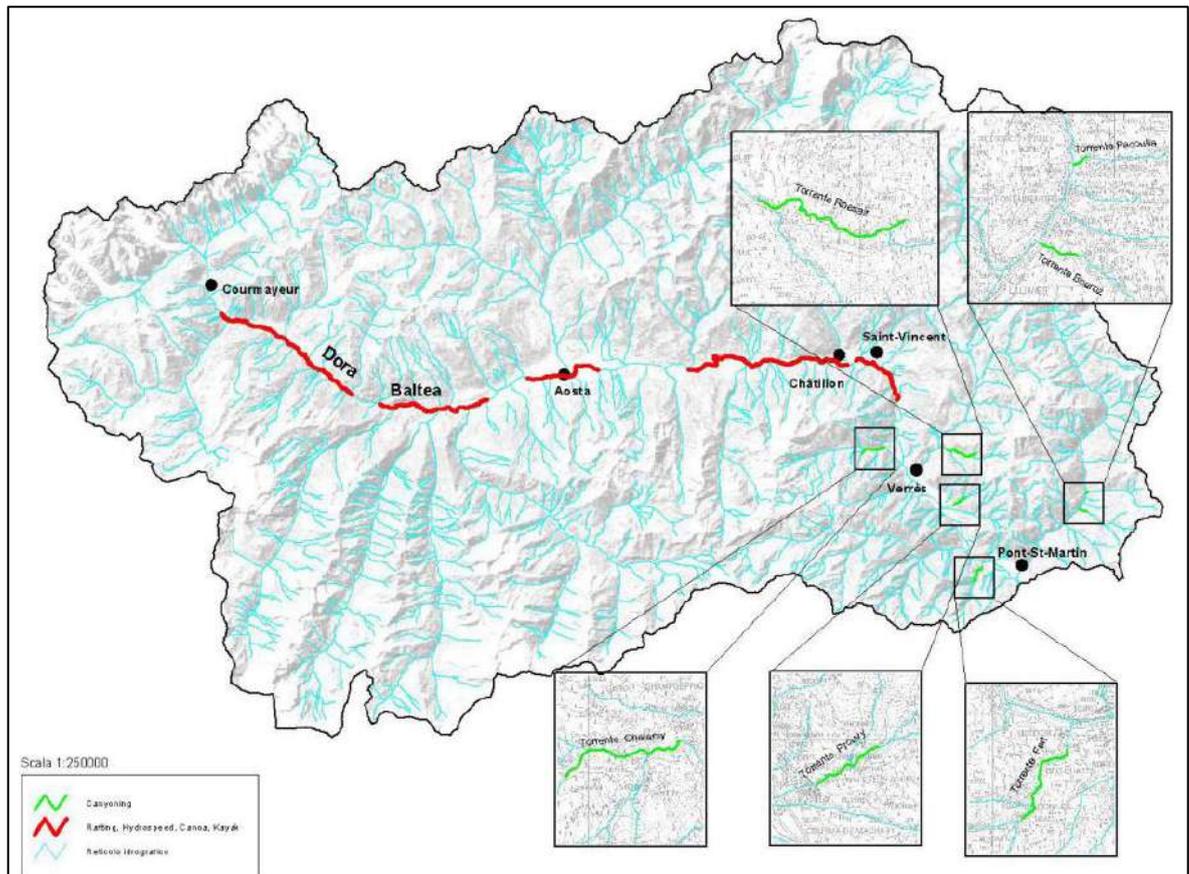


Figura 3.26 - Carta della distribuzione degli sport d'acqua viva (PTA, 2006)

In verde sono riportati i tratti in cui si pratica il canyoning, in rosso quelli per il rafting e gli altri sport d'acqua viva, tra cui hydrospeed (Fig. 2.27).

Il tratto che va da Pré-Saint-Didier fino a Sarre nel tratto a monte della Dora Baltea è uno dei più frequentati dagli appassionati degli sport d'acqua viva. Questo percorso permette di attraversare ambienti diversificati, sia dal punto di vista sportivo, sia da quello paesaggistico e naturalistico; si passa infatti attraverso impetuose rapide prima di scivolare nell'oasi naturale di La Salle e la riserva del Marais.



Figura 3.27 - Attività di Hydrospeed lungo la Dora Baltea

Si prosegue poi fino alla pinete dell'Equilivaz, dove il fiume si restringe in un'angusta gola creando due salti notevoli, non navigabili, ma che costituiscono comunque uno spettacolo da vedere.

A valle dei salti, per i più sportivi, il canyon continua attraverso le gole di Runaz e Avise; queste due gole rappresentano una delle mete più ambite del rafting europeo.

L'arrivo ai castelli di Sarrion de la Tour, di Saint-Pierre e di Sarre segna il termine di questo primo tratto.



Figura 3.28 - Attività di rafting lungo la Dora Baltea

Un tratto frequentato per lo più da principianti e quello tra Gressan e Pollein; poco interessante dal punto di vista paesaggistico, rappresenta però il primo passo di avvicinamento a queste discipline sportive. Le guide accompagnano spesso, infatti, gruppi di bambini lungo questo percorso facile.

Uno dei percorsi senza dubbio più interessanti e di più ampio respiro si snoda a partire dallo sbarramento di Saint-Marcel a quello di Pontey: qui l'ambiente permette di osservare tratti ancora intatti di caratteristica vegetazione riparia.

L'ultimo tratto di Dora Baltea frequentato dagli amanti del rafting (*Fig. 3.28*) è quello tra il ponte di Ussel (Châtillon) e Montjovet: è un itinerario per soli esperti, con una discesa piuttosto ardua che attraversa gole e salti di roccia in ambienti davvero unici.

A differenza del rafting, la disciplina del canyoning (*Fig. 3.29*) prevede che il tratto del torrente in questione venga attrezzato in modo da garantire la sicurezza delle discese. Tutti i tratti adatti alla pratica del canyoning si sviluppano lungo torrenti di piccole dimensioni, come il Torrente Bouroz, il Pacoula, il Roesaz, lo Chalamy, il de Prouvy e il Fert.



Figura 3.29 - Attività di canyoning in Valle d'Aosta

Capitolo 4

Materiali e Metodi

4.1. Ricerca di microrganismi di natura batterica

Per la ricerca di microrganismi di natura batterica ci si basa di routine sulla possibilità di coltivare su idonei substrati, ed in idonee condizioni colturali, i batteri contenuti nell'acqua in esame, utilizzando particolari metodologie finalizzate all'*individuazione differenziale di specie o di gruppi microbici* che si ritengono significativi ai fini del giudizio igienico e/o di qualità dell'acqua in esame. I metodi batteriologici tradizionali sono basati sulla semina in idonei terreni di coltura, liquidi o solidificati all'agar, e sulla incubazione in specifiche condizioni, di aliquote dell'acqua da esaminare. Dopo incubazione la presenza/assenza del microrganismo ricercato nell'aliquota di campione seminata viene messa in evidenza sulla base dell'eventuale variazione subita dal terreno liquido inseminato (intorbidimento, cambiamento di colore, ecc.) oppure sulla base dello sviluppo di colonie sul terreno solido, a partire dal quale si può risalire al numero di batteri presenti per unità di volume del campione, partendo dal presupposto che ogni colonia abbia origine da un solo organismo e quindi effettuare sul campione in esame una valutazione quantitativa. Eventuali prove successive, partendo dalla coltura iniziale, costituiscono prove di conferma alle quali possono fare seguito ulteriori saggi per la definitiva identificazione dei microrganismi ricercati.

4.1.1. Metodo della filtrazione su membrana (MF)

La tecnica che è andata affermandosi negli ultimi decenni è quella della *filtrazione su membrana*. Essa si adatta a tutti i tipi di acqua, analizzabili anche in grandi volumi, tranne che a quelle particolarmente torbide. Inoltre, consente di ottenere risultati in tempi più brevi rispetto a quelli richiesti con il metodo del numero più probabile (MPN). Presenta diversi vantaggi consentendo di rilevare direttamente (per conta diretta) il numero di microrganismi presenti nel campione esaminato, contando le colonie sviluppate su una membrana, semplificando le procedure di laboratorio e abbreviando i tempi operativi anche

in funzione dei tempi di incubazione. La procedura della filtrazione su membrana permette di contare i microrganismi che, presenti in un campione di acqua, sulla superficie della membrana, posta su terreno di coltura agarizzato, hanno prodotto colonie. Poiché non è possibile determinare se una colonia individuale sia formata da una o più cellule batteriche, il numero di colonie ottenuto si riporta come “Unità Formante Colonia” (ufc), valore poi riferito, generalmente, a 100 mL del campione analizzato. Si accetta, pertanto, che una cellula batterica produca una colonia e che la conta riporti direttamente il numero di batteri presente. L’accuratezza del risultato dipende dal numero di colonie contaminate: è necessario, infatti, che il numero delle colonie sia compreso in limiti definiti “leggibili”. Il numero di microrganismi presenti nel campione esaminato si ottiene dalla equazione:

$$\frac{ufc}{100 \text{ mL}} = \frac{n^{\circ} \text{ colonie contaminate}}{\text{mL di campione filtrati}} \times 100$$

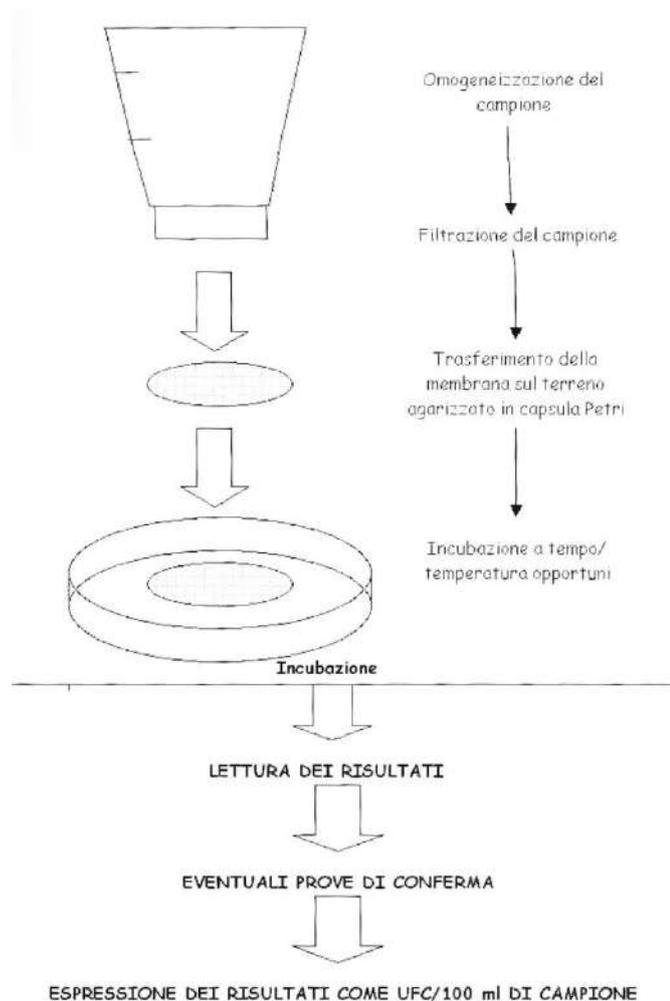


Figura 4.1 - Metodo di analisi delle membrane filtranti

In particolare, la procedura generale (Fig. 4.1) prevede che con una pinzetta sterile si prenda, in condizioni di asepsi, una membrana di esteri di cellulosa con porosità nominale $0,45 \mu\text{m}$ e, con il lato quadrettato verso l’alto, la si centri sulla base di un supporto filtrante.

Successivamente, si fissa con l'idonea pinza il bicchiere (in genere di vetro Pyrex) al supporto filtrante. Dopo avere adeguatamente agitato il campione di acqua (per inversione di almeno 20 volte della bottiglia del campione tal quale (TQ)) o l'eventuale sua diluizione (uso del vortex per almeno una ventina di secondi), si preleva, con una pipetta automatica, il volume di acqua da analizzare e lo si versa nel bicchiere. A questo punto si procede con la filtrazione, attraverso la membrana, utilizzando una pompa a vuoto o una pompa ad acqua. Successivamente, sempre in condizioni di asepsi, si trasferisce la membrana, con il lato quadrettato verso l'alto, su idoneo terreno di coltura agarizzato in piastra Petri. I terreni colturali verranno incubati alla temperatura e per il tempo opportuno, dopo il quale si andranno a contare le colonie con la morfologia caratteristica del microrganismo ricercato.

4.2. Modalità di campionamento

Il prelievo dei campioni per l'esame microbiologico deve essere effettuato con recipienti puliti e la sterilità è funzione delle determinazioni che devono essere effettuate e del tipo di acqua che si deve analizzare. Poiché il rischio di contaminazione del campione diminuisce quanto più sono inquinate le acque da controllare, il prelievo di campioni per la caratterizzazione e/o il controllo delle acque reflue è meno problematico anche se, in questo caso, è necessario osservare norme igieniche di sicurezza a tutela della salute dell'operatore.

Le bottiglie utilizzate per prelevare campioni per analisi microbiologiche, non devono mai essere sciacquate all'atto del prelievo. Il risciacquo oltre ad esporre la bottiglia a possibili contaminazioni, asporterebbe dalla bottiglia il tiosolfato eventualmente presente, indispensabile per campioni di acqua clorata.

All'atto del prelievo, la bottiglia sterile deve essere aperta avendo cura di non toccare la parte interna del tappo che andrà a contatto con il campione prelevato, né l'interno del collo della bottiglia; subito dopo il prelievo si deve provvedere all'immediata chiusura della stessa. Nell'eseguire i prelievi si deve sempre avere cura di non riempire completamente la bottiglia al fine di consentire una efficace agitazione del campione al momento dell'analisi in laboratorio (*Fig. 4.2*).



Figura 4.2 – Vetreria necessaria e prelievo di acque superficiali per la ricerca di diversi parametri

Per l'esecuzione delle analisi si deve provvedere al prelievo in bottiglia di quantitativi di acqua di poco superiori al minimo necessario per procedere allo svolgimento degli esami richiesti.

Il campione prelevato deve essere accompagnato da tutte le indicazioni necessarie alla sua identificazione, quali la data e l'ora del campionamento, il tipo di acqua, la precisa annotazione del punto in cui è stato effettuato il prelievo (nome del torrente, nome della stazione, codice identificativo e comune) e devono altresì essere trasmesse, con il campione, tutte le indicazioni concernenti le eventuali determinazioni effettuate in loco e qualunque altra osservazione possa risultare utile nella interpretazione dei risultati di laboratorio. E' inoltre assolutamente necessario che il campione venga contrassegnato sia con il codice numerico, sia con l'indicazione in chiaro del punto di campionamento.

4.3. Modalità di trasporto e conservazione

Tutti i campioni di acqua, indipendentemente dalla loro natura, devono essere esaminati nel minore tempo possibile. Il trasporto deve avvenire in modo che i campioni siano mantenuti al riparo dalla luce e ad una temperatura compresa fra $+4^{\circ}$ e $+10^{\circ}\text{C}$. Le alterazioni cui possono andare incontro i campioni prelevati, in seguito alla inosservanza dei tempi e/o delle modalità di trasporto, sono influenzate dalla composizione chimica dell'acqua, dal pH, dall'azoto proteico, dalla qualità e dalla quantità della flora batterica presente e da altri fattori indeterminati.

Al fine di consentire il mantenimento della temperatura richiesta ($+4\div 10^{\circ}\text{C}$) è necessario usare frigoriferi portatili o contenitori termoisolanti utilizzando, per il mantenimento della temperatura, apposite piastre frigorifere commerciali. Durante il trasporto le bottiglie devono essere collocate nel contenitore in modo da impedire il loro rovesciamento ed evitare rotture.

Nella Tab. 4.1 vengono indicati i tempi massimi raccomandati per la conservazione dei campioni in funzione dei microrganismi da ricercare (APAT-IRSA-CNR 29/2003).

Gruppi di organismi da ricercare	Tempo massimo (accettabile) in ore
Organismi vitali a 22°C o 36°C	8 (12)
Escherichia coli e coliformi	12 (18)
Enterococchi	12 (18)
Batteri e spore di Clostridi solfito-riduttori	48 (72)
Batteriofagi	48 (72)
Salmonella e altre Enterobacteriacee	12 (18)
Enterovirus	48 (72)
Cisti/oocisti di Giardia/Cryptosporidium	48 (72)
Amoebae	48 (72)
Staphylococcus	8 (12)
Pseudomonas aeruginosa	8 (12)
Legionella	48 (72)
Cianobatteri	48 (72)
Campylobacter	6 (8)
Uova di Elminti (a pH 2,0)	48 (72)

Tabella 4.1 - Tempi massimi (ancora accettabili) raccomandati per la conservazione dei campioni per analisi microbiologiche

4.4. Ricerca di *E. coli* nelle acque superficiali

I diversi metodi proposti per il rilevamento di *E. coli* sono tutti basati sul rilevamento dell'attività enzimatica della β -glucuronidasi, evidenziabile dall'idrolisi di β -glucuronidi cromogeni o fluorogeni, con rilascio di composti colorati o fluorescenti.

Il metodo C proposto dal Manuale APAT CNR IRSA 7030 C Man 29 2003 permette di contare il numero delle colonie di *E. coli* cresciute su una membrana posta su terreno colturale agarizzato addizionato con sostanze cromogene. In presenza di elevate concentrazioni dell'organismo nel campione, la lettura dei risultati può rivelarsi complicata dalla diffusione e confluenza della fluorescenza prodotta dalle colonie tipiche. Pertanto, il metodo risulta più idoneo all'analisi di acque superficiali solo previo allestimento di diluizioni seriali.

4.4.1. Principio del metodo C

Un'aliquota del campione e sue diluizioni sono filtrati attraverso una membrana di esteri di cellulosa di 0,45 μ m di porosità nominale. Dopo un periodo di incubazione di 18-24 ore a 44 \pm 1°C si procede alla lettura dei risultati sotto lampada a raggi ultravioletti (366 nm). Il composto *4-metilumbelliferil- β -D-glucuronide* (MUG), incorporato nel terreno, viene idrolizzato dalla β -glucuronidasi di *E. coli*, rilasciando il composto *4-metilumbelliferone* che produce quindi colonie di colore blu-verde, fluorescenti alla luce ultravioletta.

Per l'analisi è necessario determinare il volume in base alla tipologia e alla qualità dell'acqua da esaminare. Per acque reflue o comunque di bassa qualità generalmente è

necessario analizzare diluizioni scalari maggiori del campione; mentre per acque meno contaminate possono essere analizzate diluizioni minori e comunque aliquote diverse.

Oltre alla normale attrezzatura di laboratorio è necessario utilizzare la lampada di Wood per l'osservazione delle piastre a 366 nm e il terreno specifico utilizzato è il C-EC Agar. La sua formulazione viene riportata *Tab. 4.2*:

Triptosio	10 g
Triptofano	1 g
Peptocomplex	5 g
Estratto di lievito	3 g
Sodio cloruro	5 g
Sali biliari n.3	1,5 g
IPTG	0,10 g
X-GAL	0,08 g
MUG	0,05 g
Agar	13 g

Tabella 4.2 - Formulazione tipica del terreno C-EC (g/L)

Il terreno C-EC Agar è costituito da una base con agar, peptoni e sali biliari, addizionata di 5-bromo-4-cloro-3 indolil-beta-D-galattopiranoside (X-GAL), 4-metilumbelliferil-beta-D-glucuronide (MUG), isopropiltiogalattoside (IPTG) e triptofano. Il terreno consente la crescita selettiva degli enterobatteri e di pochi altri batteri Gram negativi, essendo i batteri Gram positivi inibiti dagli agenti selettivi presenti. Tra gli enterobatteri, i coliformi possiedono l'enzima beta-galattosidasi, idrolizzano il composto X-GAL e crescono in colonie verde-blu. Tale reazione è resa maggiormente evidente dall'IPTG presente nel terreno. *E. coli*, oltre ad idrolizzare il composto X-GAL, idrolizza anche il MUG e produce indolo dal triptofano e coltiva quindi con colonie verde blu, fluorescenti alla lampada di Wood e positive al test dell'indolo (Scheda Tecnica N°401298 B I-3 04/2004, Biolife Italiana s.r.l.).

4.4.2. Istruzione Operativa ARPA Valle d'Aosta – Sezione Laboratorio – Area Operativa Microbiologia/Biologia

Secondo l'Istruzione Operativa posta in essere presso il Laboratorio di Microbiologia/Biologia dell'ARPA Valle d'Aosta, si analizzano i campioni nel minor tempo possibile e sino al momento dell'analisi vengono conservati in laboratorio ad una temperatura di 3°C±2°C (Armadio refrigerato Frigostar, mod. RP-D, PBI International). Al momento dell'analisi, di solito a poche ore dal ricevimento del campione, si eseguono due diluizioni seriali 1:10 per i campioni di acque superficiali e quattro diluizioni seriali 1:10 per i campioni di acque reflue trattate (poiché più contaminate) in 18 mL del diluente

Tryptone salt (formulazione: 1g di Tryptone, 8,5 g NaCl in 1000 mL di acqua distillata; sterilizzazione a 121°C per 15 minuti e aliquotato in provette sterili) (Fig. 4.3).



Figura 4.3 - Campioni prelevati in bottiglie Durex da 200 mL, piastre di C-EC, provette di diluente e rampa di filtrazione

Mediante pompa a vuoto in metallo con vuotometro (LAISS), impostando un vuoto non superiore ai 700 mbar, attraverso filtri in cellulosa con porosità 0,45 μm (Millipore), si filtrano 100 mL di campione TQ, 10 mL di campione TQ e 10 mL di ciascuna delle successive diluizioni preparate, misurando i volumi più piccoli con una pipetta sterile. In genere, si inizia a filtrare a partire dalla diluizione più elevata in modo da utilizzare un solo bicchiere e supporto filtrante per ciascun campione. Il volume minimo filtrato di campione o delle diluizioni è di almeno 10 mL secondo quanto riportato nella norma ISO 8199:2005 (Fig. 4.4).



Figura 4.4 - Filtrazione del volume minimo di 10 mL in bicchieri sterili e inoculo della membrana di nitrocellulosa su piastre di C-EC

I filtri vengono quindi posti su piastre contenenti il terreno C-EC Agar. Il terreno in polvere viene fornito dalla ditta Biolife Italiana s.r.l. e la preparazione prevede la sospensione di 38.8 g in 1000 ml di acqua distillata fredda. Si porta ad ebollizione sotto agitazione, si

autoclava a 121°C per 15 minuti e si versa in piastre Petri sterili di 60 mm di diametro che vengono usate entro due settimane dalla preparazione e conservate refrigerate a $5 \pm 3^\circ\text{C}$ (Frigo Liebherr GKV 6410 Index 20L/001). Il pH finale del terreno è di 7.4 ± 0.2 .

Come controllo di processo, si filtrano 10 mL di diluente non inoculato ad inizio sessione di analisi e si incuba quindi la membrana filtrante sul medesimo terreno C-EC insieme alle piastre relative ai campioni analizzati.

Tutte le piastre vengono quindi incubate a $44^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ per 18-24 ore (Incubatore APT Line BD/ED/FD/ (E2), Binder).

Al momento del conteggio, si controlla che sulla piastra del controllo di processo non vi sia crescita batterica e vengono quindi prese in considerazione le piastre che contengono un numero di colonie tipiche compreso tra 10 e 100. Il numero di colonie totali non deve essere superiore a 200 (ISO 8199).

Le colonie tipiche, come precedentemente illustrato, presentano una colorazione verde-blu con fluorescenza ai raggi ultravioletti (Lampada UV LUXIT VISTA, PBI International) (Fig. 4.5).



Figura 4.5 - Osservazione alla lampada di Wood di *Escherichia coli* (colonie fluorescenti) e coliformi (colonie non fluorescenti)

Le colonie non tipiche sono di colore biancastro o non sono fluorescenti ai raggi UV (coliformi).

Si contano quindi tutte le colonie caratteristiche nelle piastre che portano un numero definito “contabile” e si calcola il risultato, secondo le indicazioni della norma ISO 8199:2005, utilizzando la seguente equazione che permette il calcolo del parametro con unità di misura ufc/100 mL:

$$C_S = \frac{Z}{V_{TOT}} \times V_S$$

dove:

C_s = numero stimato di ufc nel campione analizzato;

Z = somma delle colonie contate sulle piastre prese in considerazione;

V_s = volume di riferimento scelto (100 mL);

V_{TOT} = volume totale di campione originale inoculato nelle piastre prese in considerazione.

Pertanto, si considerano per il conteggio, per due diluizioni successive, due piastre di cui almeno una contenga 10 colonie (ISO 7218). Se nessuna piastra contiene almeno 10 colonie, si prende in considerazione una sola piastra, quella con il conteggio più alto.

Nel primo caso, si effettua dunque una media ponderata tra i due conteggi mediante utilizzo della formula sopra riportata e infine il risultato viene riportato come numero intero con due cifre significative.

Allestendo diluizioni seriali, si effettua anche il controllo della congruità di due diluizioni successive secondo la ISO 14461-2:2005 (IDF 169-2).

Il limite inferiore di determinazione è una colonia in 100 mL di volume analizzato. Il risultato negativo (nessuna crescita) va quindi dato come <1 in 100 ml.

Il limite superiore di determinazione, essendo previste diluizioni, è funzione del numero di diluizioni eseguite. In una singola diluizione il numero massimo di colonie è 100 e il risultato deve essere dato come: “Maggiore di (>)” ufc./100 ml e può essere fornita solo una stima delle ufc presenti.

4.5. Elaborazione dei dati di *E. coli*, LIM e LIMeco ai sensi del D.Lgs 152/99 e D.Lgs 152/2006

Per quanto riguarda la qualità delle acque superficiali, sono state prese in considerazione le informazioni raccolte da ARPA VdA attraverso i monitoraggi attuati ai sensi del D. Lgs. n. 152/1999 e del D. Lgs. n. 152/2006 nel periodo 2010-2016.

I punti della rete di monitoraggio dei corsi d'acqua sono stati selezionati tra quelli definiti da ARPA VdA come indicato nel Capitolo 2 al paragrafo 2.4 e all'Allegato I.

I dati di qualità delle acque superficiali della Regione sono stati implementati in una specifica banca dati, Wate,lab (Gerbore, 2010), che è un software di archiviazione di tutti i dati di monitoraggio, sia quelli chimico-microbiologici, sia quelli biologici. Da questo database sono stati estratti i dati di qualità microbiologica relativa al periodo di interesse e i parametri chimici necessari all'elaborazione dell'indice LIM e indice LIMeco.

Su tale base sono state eseguite le elaborazioni statistiche e cartografiche descritte nel Capitolo 5. Le rappresentazioni delle variabili del dataset così ottenuto e le relative

elaborazioni sono state effettuate mediante analisi con MSEXcel e Quantum GIS 2.18 *Las Palmas*.

A partire dai dati puntuali di concentrazione degli *E. coli* relativi ad ogni stazione di monitoraggio, si è calcolato il 75° percentile su base annua e di tali valori è stata calcolata la media sul settennio 2010-2016. A ciascuna stazione è stata poi assegnata una classe di qualità in base alla scala definita dal D. Lgs 152/99 per la determinazione del LIM, Livello di Inquinamento da Macrodescrittori, che prevede per *E. coli* cinque livelli di concentrazione:

- Classe 1: < 100 ufc/100 mL (in cartografia associata all'**azzurro**);
- Classe 2: 100 - 1.000 ufc/100 mL (in cartografia associata al **verde**);
- Classe 3: 1.000 - 5.000 ufc/100 mL (in cartografia associata al **giallo**);
- Classe 4: 5.000 - 20.000 ufc/100 mL (in cartografia associata all'**arancione**);
- Classe 5: > 20.000 ufc/100 mL (in cartografia associata al **rosso**).

Per ciascuna stazione di campionamento è stato calcolato mediante elaborazione cartografica il bacino sotteso ad essa, in modo da assegnare a questo la classe ottenuta da questa prima elaborazione dei dati.

Per la classificazione invece dei corpi idrici in cui ricadono i siti di monitoraggio, quando presenti due stazioni nello stesso corpo idrico, il valore attribuito è dato dalla media ponderata dei valori risultanti dalle stazioni stesse, sulla base delle lunghezze dei tratti sottesi.

Per i primi anni di monitoraggio (2010-2011-2012), in seno al monitoraggio operativo, i campionamenti sono stati effettuati mensilmente. A causa del gravoso carico di lavoro derivante dall'applicazione della nuova Direttiva, si è scelto dal 2013 di diminuire le frequenze, non scendendo comunque al di sotto dei quattro campionamenti annui, numero minimo affinché si possa calcolare l'indice LIM. I quattro campionamenti sono stati sempre distribuiti lungo le quattro stagioni, in modo da registrare le fluttuazioni stagionali, che possono essere anche intense.

Una ulteriore elaborazione è stata fatta su base stagionale: se presenti più campioni in ciascuna stagione è stato calcolato il 75° percentile e di tali valori è stata calcolata la media sul settennio 2010-2016; dal 2013 in poi, quando presente un solo valore stagionale su più anni è stata calcolata direttamente la media di questi valori.

Il parametro *E. coli* concorre all'elaborazione dell'indice LIM. Esso si ottiene calcolando il 75° percentile della serie annua di altri sei macrodescrittori, valutati in concomitanza all'indicatore microbiologico:

- ossigeno disciolto (100 - % saturazione O₂);

- BOD₅ (O₂ mg/L);
- COD (O₂ mg/L);
- azoto ammoniacale (N-NH₄ mg/L);
- azoto nitrico (N-NO₃ mg/L);
- fosforo totale (P mg/L).

Questi parametri insieme a *E. coli* fanno parte di un protocollo analitico più ampio che prende il nome di “chimica di base (CBD-1)”, previsto per la determinazione del LIM_{eco} e per il supporto all’interpretazione dei dati biologici nel monitoraggio delle acque correnti. Ogni anno il protocollo viene rivisto per aggiornare le unità di misura, i limiti di rilevabilità e i metodi analitici utilizzati. A titolo di esempio si riporta il protocollo analitico del 2016, in cui i parametri di interesse sono evidenziati in azzurro (Tab. 4.3):

PROTOCOLLO ANALITICO CHIMICA DI BASE - 1			2016
Parametro	Unità di misura	LOD/LOQ	Metodo analitico
ALCALINITA'	mEq/L	*	APAT CNR IRSA 2010 A Man 29 2003
AMMONIO	mg/L N-NH ₄	0,08	APAT CNR IRSA 3030 Man 29 2003
AZOTO TOTALE	mg/L	1,00	MI 008/AS rev 0 2010
NITRATI	mg/L N-NO ₃	0,03	APAT CNR IRSA 4020 Man 29 2003
AZOTO NITROSO	µg/L	1,2	APAT CNR IRSA 4050 Man 29 2003
BOD ₅	mg/L	*	APAT CNR IRSA 5120 A Man 29 2003
COD	mg/L	5,00	MI 013/AS rev 0 2010
CONDUCIBILITA'	µS/cm	1,1	APAT CNR IRSA 2030 Man 29 2003
DUREZZA (DA CALCOLO)	mg/L CaCO ₃	0,91	APAT CNR IRSA 2040 A Man 29 2003 + APAT CNR IRSA 3030 Man 29 2003
FOSFORO TOTALE	µg/L	3,3	APAT CNR IRSA 4110 A2 Man 29 2003
CALCIO	mg/L	0,15	APAT CNR IRSA 3030 Man 29 2003
FOSFATI	µg P/L	3,3	APAT CNR IRSA 4110 A1 Man 29 2004
SOLIDI SOSPESI TOTALI	mg/L	1,0	APAT CNR IRSA 2090 B Man 29 2003
OSSIGENO DISCIOLTO	mg/L	*	APAT CNR IRSA 5120 A Man 29 2003
OSSIGENO DISCIOLTO A SATURAZIONE (DA CALCOLO)	%	*	APAT CNR IRSA 5120 A Man 29 2003 + APAT CNR IRSA 4120 A1 Man 29 2003
pH	unità di pH	*	APAT CNR IRSA 2060 Man 29 2003
ESCHERICHIA COLI	ufc/100 mL	1	APAT CNR IRSA 7030 C Man 29 2003
T° ACQUA	°C	*	Termometria
PRESSIONE ATMOSFERICA	mbar	*	Barometrico

Tabella 4.3 – Protocollo analitico CDB-1 per il 2016

Per ogni parametro, una volta ottenuti i 75 percentili annui, si individua la colonna in cui ricade il risultato ottenuto (Tab. 4.4), individuando così il livello di inquinamento da attribuire a ciascuno di essi e, conseguentemente, il suo punteggio. In seguito, si sommano tutti i punteggi ottenuti e si individua il livello di inquinamento espresso dall’insieme dei macrodescrittori in base all’intervallo in cui ricade il valore della somma dei livelli ottenuti dai diversi parametri, come indicato nell’ultima riga della Tab. 4.4, ottenendo così un valore dell’indice articolato in cinque classi (a cui per convenzione viene sempre associata

la stessa scala di colori: azzurro-verde-giallo-arancione-rosso). Il punteggio per ogni parametro può variare da un minimo di 5 (livello di inquinamento elevato) ad un massimo di 80 (livello di inquinamento molto basso o assente). Per l'indice LIM la prima classe viene individuata dall'intervallo 480-560, mentre la classe peggiore viene descritta da un valore inferiore a 60.

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100 - % Sat. O ₂ (*)	≤ 10 (#)	≤ 20	≤ 30	≤ 50	> 50
BOD ₅ (O ₂ mg/l)	< 3,5 (2,5)	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (O ₂ mg/l)	< 7,0 (5,0)	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/l)	< 0,05 (0,03)	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1,5	> 1,5
NO ₃ (N mg/l)	< 0,4 (0,3)	≤ 1,5	≤ 5	≤ 10	> 10
Fosforo totale (P mg/l)	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	> 0,6
Escherichia coli (n/100 ml)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo)	80	40	20	10	5
Livello Inquinamento da Macrodescriptors (LIM)	480-560	240-475	120-235	60-115	<60

(*) in assenza di vortici ed espresso in valore assoluto; (#) in assenza di fenomeni di eutrofia.
Tra parentesi in prima colonna i vecchi limiti del D.Lgs.152/99 per lo stato elevato.

Tabella 4.4 - Livello di inquinamento espresso dai macrodescriptors (LIM) con nuovi limiti per la Valle d'Aosta

L'elaborazione dell'indice LIMeco (*Livello di Inquinamento dai Macrodescriptors per lo stato ecologico*), previsto dal decreto 260/2010, rispetto al LIM (*Livello di Inquinamento da Macrodescriptors* - indice previsto dal D. Lgs. 152/99, ormai abrogato), non prende in considerazione BOD₅, COD ed E. coli, ma solo la % di saturazione di O₂, l'azoto ammoniacale, l'azoto nitrico e il fosforo totale, cioè solo i nutrienti e l'ossigenazione.

La procedura prevede che sia calcolato un punteggio sulla base della concentrazione, osservata nel sito in esame, dei cinque parametri previsti. Il LIMeco di ciascun campionamento viene derivato come media tra i punteggi attribuiti ai singoli parametri secondo le soglie di concentrazione indicate in Tab. 4.5:

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
	Punteggio	1	0,5	0,25	0,125	0
Parametro						
100-O ₂ % sat.	Soglie	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)		< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24
N-NO ₃ (mg/l)		< 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	> 4,8
Fosforo totale (µg/l)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

Tabella 4.5 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio di LIMeco

Il punteggio di LIMeco da attribuire al sito rappresentativo del corpo idrico è dato dalla media dei singoli LIMeco dei vari campionamenti effettuati nell'arco dell'anno in esame. Ai sensi del Decreto 8 novembre 2010, n.260 (par A.4.1.2), nel caso di monitoraggio operativo il valore di LIMeco da attribuire al sito di monitoraggio è dato dalla media dei valori ottenuti per ciascuno dei tre anni campionati. Per il monitoraggio di sorveglianza, si fa riferimento al LIMeco dell'anno di controllo.

Il valore di LIMeco così ottenuto viene collocato in una delle cinque classi di qualità secondo la Tab. 4.6:

Valori LIMeco	Stato	Colore convenzionale
$\geq 0,66$	elevato	
$\geq 0,50$	buono	
$\geq 0,33$	sufficiente	
$\geq 0,17$	scarso	
$< 0,17$	cattivo	

Tabella 4.6 - Classificazione di qualità secondo i valori di LIMeco

4.6. Analisi statistica dei dati di *E. coli*

4.6.1. Studio della stagionalità

Per poter verificare la presenza di una differenza significativa tra le serie di dati stagionali dell'intera regione e più in particolare a livello della Dora Baltea, si è optato di elaborare i valori di *E. coli* in maniera differente rispetto al lavoro impostato per la classificazione dei corpi idrici.

Per essere applicati nel rispetto pieno delle condizioni di validità, i test di statistica parametrica richiedono che la distribuzione delle osservazioni sperimentali rispetti sia condizioni di carattere formale, sia condizioni di carattere sostanziale. Senza la dimostrazione che i dati rilevati sono in accordo con questi presupposti, qualunque conclusione raggiunta con un test parametrico può essere posta in discussione e i risultati essere contestati.

Tra le condizioni di carattere sostanziale che un test parametrico deve rispettare c'è fondamentalmente la distribuzione degli errori e quella delle osservazioni che devono essere normali. Infatti, i test parametrici sono validi se la distribuzione dei dati è normale e quindi quella degli errori è normale intorno alla media.

Quando in un lavoro di ricerca deve essere applicato un test a dati campionari, per i problemi derivanti dalla non normalità, dalla eterogeneità delle varianze e dalla non additività, si può scegliere tra tre soluzioni:

1. ricorrere a metodi non parametrici, anche se si determina una perdita nell'informazione della misura rilevata, poiché da una scala di rapporti o di intervalli si scende a una scala di rango o binaria;
2. utilizzare una trasformazione dei dati, che elimina i tre problemi elencati in precedenza e offre il vantaggio di applicare ugualmente il test parametrico;
3. utilizzare ugualmente il test parametrico senza trasformare i dati, contando sulla robustezza del test; è una soluzione accettata soprattutto quando il campione è grande ma è comunque una procedura da non raccomandare e che in questi ultimi anni è sempre più contestata.

Riprendendo in modo schematico i concetti illustrati, con la trasformazione dei dati si effettua un tentativo, che in varie situazioni raggiunge tre obiettivi principali:

- stabilizzare le varianze;
- linealizzare le relazioni tra variabili;
- normalizzare le distribuzioni

e due scopi secondari:

- semplificare l'elaborazione di dati che presentano caratteristiche non gradite;
- rappresentare i dati in una scala ritenuta più adatta.

Una delle trasformazioni riportate in letteratura alla quale si ricorre frequentemente è la **trasformazione logaritmica**. La scelta della base è secondaria: infatti, qualunque trasformazione logaritmica (ad esempio a base e oppure a base **2** oppure **10**) determina effetti simili, anche se più o meno accentuati, poiché i dati trasformati differiscono solamente per una costante moltiplicativa. In varie situazioni, la trasformazione logaritmica ha effetti multipli: serve contemporaneamente a stabilizzare la varianza, a ridurre ad effetti additivi un effetto moltiplicativo, a normalizzare la distribuzione.

Quando la distribuzione dei dati ha **asimmetria destra o positiva**, come nella *Fig. 4.6*:

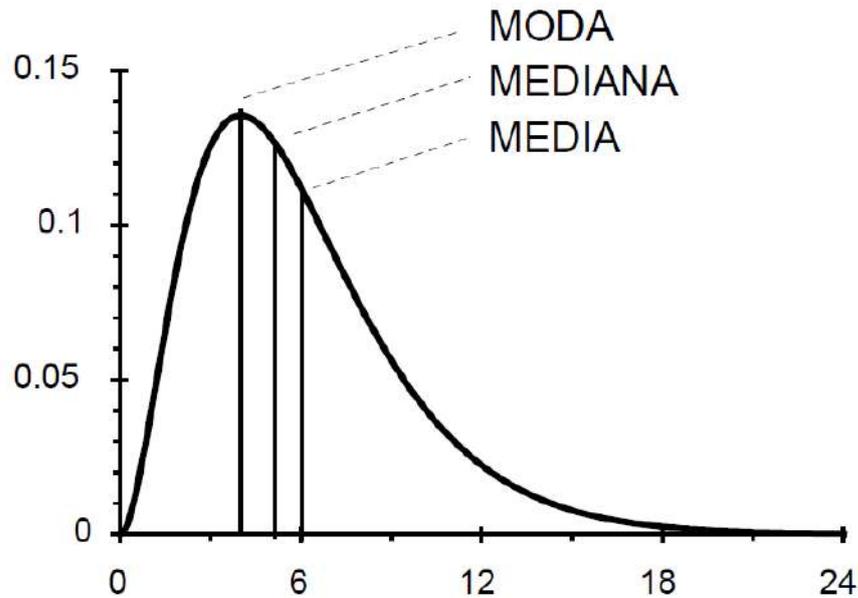


Fig. 4.6 - Distribuzione con asimmetria a destra o positiva

per ottenere una distribuzione normale è necessario distanziare maggiormente i valori bassi. Si deve quindi usare una trasformazione *decelerating*, tra cui quella logaritmica.

Pertanto, in questo lavoro di tesi, si è dapprima proceduto alla suddivisione dei dati grezzi delle quattro stagioni: con inverno si è inteso il periodo gennaio-febbraio-marzo, con primavera il periodo aprile-maggio-giugno, con estate il periodo luglio-agosto-settembre e con autunno il periodo ottobre-novembre-dicembre. Si sono ottenuti così quattro set di dati su cui è stata effettuata una trasformazione logaritmica in base 10.

A partire da questi valori, il test t di Student è stato applicato confrontando i rilievi dell'inverno con le altre tre stagioni.

La stessa procedura è stata seguita per verificare la significatività della differenza tra le medie stagionali per il set di dati relativi alla sola Dora Baltea.

Per poter applicare il test parametrico è stato utilizzato un tool online gratuito (<https://www.graphpad.com/quickcalcs/ttest1.cfm>).

4.6.2. *Analisi dei corpi idrici utilizzati a scopi ricreazionali*

A seguito delle ricerche in letteratura in merito ai limiti microbiologici proposti a livello internazionale, aventi il fine di disciplinare la balneabilità e la fruizione delle acque superficiali per attività diverse dal nuoto, come possono essere gli sport d'acqua viva, si è voluto mettere a confronto i valori così riscontrati in bibliografia con i dati in possesso per il periodo di riferimento 2010-2016. Per poter fare questo, i dati dei corpi idrici di interesse sono stati elaborati nella maniera richiesta dalle diverse linee guida e norme internazionali, in modo da “poter far parlare” i numeri.

I limiti per la balneazione proposti dall'Unione Europea (Direttiva 2006/7/CE) prevedono il calcolo del 90° e 95° percentile della normale distribuzione di densità di probabilità (PDF). Il percentile viene così ricavato:

- prendere il \log_{10} di tutte le enumerazioni batteriche nella sequenza di dati da valutare (se si ottiene un valore zero, prendere invece il \log_{10} del limite minimo di rilevazione del metodo analitico utilizzato);
- calcolare la media aritmetica dei $\log_{10} (\mu)$;
- calcolare la deviazione standard dei $\log_{10} (\sigma)$.

Il punto superiore del 90° percentile della funzione PDF si ricava dalla seguente equazione:
superiore al 90° percentile = $\text{antilog} (\mu + 1,282 \sigma)$.

Il punto superiore del 95° percentile della funzione PDF si ricava dalla seguente equazione:
superiore al 95° percentile = $\text{antilog} (\mu + 1,65 \sigma)$.

I limiti per la balneazione proposti dall'USEPA (US Environmental Protection Agency, 2012) sono di due tipi: la media geometrica e il STV (Statistical Treshold Value). Nel primo caso, il parametro si calcola con la radice n-esima del prodotto degli N numeri tra loro:

$$\mu_g = \sqrt[N]{x_1 \cdot x_2 \cdot x_3 \dots x_N}$$

Con STV si intende un valore oltre il quale non deve essere presente più del 10% dei rilievi del campione: per valutare l'STV si calcola quindi il 90° percentile dell'insieme dei dati disponibili e si confronta poi il valore ottenuto con quello proposto.

Anche per i limiti individuati per le attività sportive con un diverso grado di contatto con l'acqua, ci sono diversi approcci:

- le linee guida canadesi prevedono nuovamente il calcolo della media geometrica dei dati e in più forniscono la concentrazione massima consentita per un singolo campione, pertanto per ogni set di dati è stato analizzato anche il valore massimo riscontrato;
- i singoli stati americani propongono la media geometrica, l'STV o la concentrazione massima;
- la regione francese della Bretagna propone invece una valutazione qualitativa del singolo campionamento.

Si è proceduto alla scelta delle stazioni da utilizzare per questo tipo di analisi, osservando la cartina dedicata (*Fig. 2.26*), raccogliendo le informazioni riguardo ai luoghi della Regione dove si applicano le attività ricreative in acque dolci superficiali, come rafting

hydrospeed, kayak e canyoning. Tra i tanti corpi idrici utilizzati per questo scopo, quelli interessati da monitoraggio risultano essere 9 con 11 stazioni così distribuite sul territorio:

- Dora Baltea, dove si praticano rafting, kayak e hydrospeed:
 - 02wva: DBL040 *Pré-Saint-Didier*;
 - 04wva: DBL050 *Morgex*, DBL060 *Marais*;
 - 07va: DBL070 *Equilivaz*;
 - 08va: DBL080 *Leverogne*;
 - 09va: DBL088 *Chavonne*;
 - 010va: DBL100 *Plan Félinaz*;
 - 013va: DBL130 *Ponte Pontey*, DBL140 *Pont des Chevres*;
 - 014va: DBL150 *Borgo Montjovet*.
- T. Chalamy, dove si pratica canyoning:
 - 0143va: CHL030 *Monte centrale*.

Su queste 11 stazioni è stata fatta l'elaborazione statistica, relativa a questo argomento, solo sui mesi in cui effettivamente la pratica degli sport d'acqua viva è consentita, cioè da maggio a settembre.

Capitolo 5

Risultati e Discussione

5.1. Conoscenze pregresse - Monitoraggi pre-2010 ai sensi de D. Lgs 152/99

Agli inizi degli anni Duemila, lo stato ambientale dei corsi d'acqua monitorati era buono nella totalità dei torrenti montani e in molti tratti della Dora Baltea. Tuttavia, la III classe di qualità biologica (ambiente inquinato o alterato) di alcuni tratti della stessa era causata dalla presenza di scarichi civili (fognature o grossi depuratori) e questa abbassava lo stato ecologico alla sufficienza.

Negli anni successivi, la qualità delle acque superficiali correnti della Regione ha mantenuto uno stretto legame con gli scarichi civili, come dimostrato sempre dal basso punteggio complessivo dei macrodescrittori ad essi correlati. Infatti, come si vede nella *Tab. 5.1*, secondo una elaborazione svolta da ARPA VdA per l'anno 2001, il parametro batteriologico *E. coli* penalizza fortemente il LIM, con un totale di poco più di 700 su un plafond teorico di 3040 (basato sulla vecchia rete di monitoraggio, valida fino al 2009, che constava di 38 stazioni), mentre il fosforo totale e l'ossigeno disciolto non hanno quasi influenza. Altri parametri negli anni migliorano mentre non si registra un miglioramento per quelli legati agli scarichi civili, che restano comunque bassi. Ciò conferma ancora una volta che l'inquinamento microbiologico, di chiara derivazione antropica, è il problema principale che nega una qualità migliore alle acque superficiali della Regione.

Anno	E. coli	BOD5	COD	P tot	N-NH4	N-NO3	% Sat	Totale
2001	720	2000	1620	2800	1740	1800	3040	13720
2000	690	1600	1490	3000	1660	1720	2960	13120
1999	770	1400	1580	3000	1680	1760	2880	13070

Tabella 5.1 - Somme dei punteggi LIM delle 38 stazioni di monitoraggio (rete pre-2010)

Ancor di più negli anni successivi restano rilevanti i problemi legati agli scarichi fognari civili. Infatti, tra i fattori limitanti riportati nelle varie pubblicazioni successive al 2001, insieme a banalizzazione degli alvei e delle fasce riparie, l'eccessiva variazione di portata e

deposito di limo, ancora una volta viene sottolineata l'elevata presenza di batteri fecali, i cui picchi più elevati si ricollegano frequentemente alle aumentate presenze turistiche estive, che non sempre vengono mitigate dalle aumentate portate dei corsi d'acqua e alle presenze turistiche invernali dove le ridotte portate dei corsi d'acqua si sommano alle maggiori quantità di reflui prodotti (ARPA VdA, 2003; ARPA VdA, 2009).

Il grafico in *Fig. 5.1* riporta sia la distribuzione percentuale rispetto al totale di 38 stazioni, sia il numero di stazioni suddivise per classe di qualità negli anni di monitoraggio 2004-2009. Se si esclude il 2008, in cui è evidente il peggioramento dell'indicatore, con il 2009 si è tornati alla situazione registrata nel quadriennio 2004-2007.

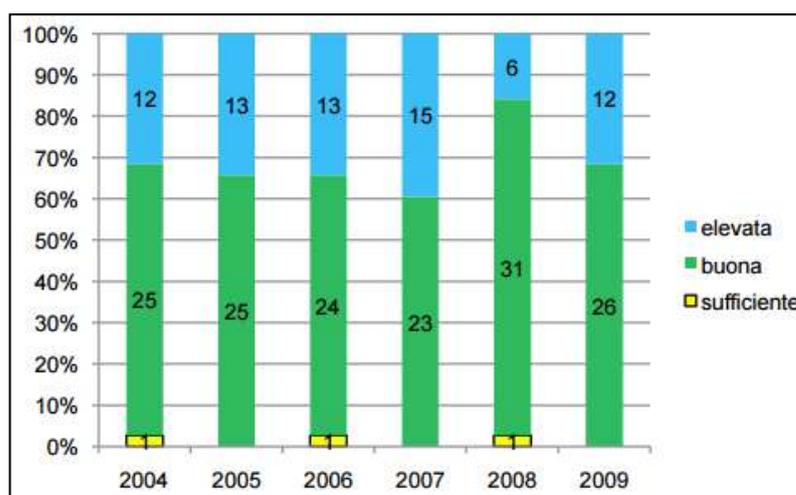


Figura 5.1 - Distribuzione percentuale e numero di stazioni – Classi di qualità 2004-2009

5.2. Elaborazione dei dati di concentrazione di *E. coli* 2010-2016

A partire dai dati puntuali di concentrazione di *E. coli* relativi ad ogni stazione di monitoraggio, ricavati dal dataset predisposto a partire dall'estrazione dal database Wate_{lab} (*Tab. II.1*, Allegato II), si è calcolato il 75° percentile su base annua e di tali valori è stata calcolata la media sul periodo 2010-2016. A ciascuna stazione è stata poi assegnata una classe di qualità in base alla scala definita dal D. Lgs. 152/99 per la determinazione del LIM, Livello di Inquinamento da Macrodescriptors. I risultati di questa prima elaborazione sono riportati nelle *Tab. III.1* e *Tab. III.2* riportate nell'Allegato III.

Per prima cosa, si è operata una suddivisione dell'intero bacino idrografico della Dora Baltea in tre settori, in modo da rilevare eventuali criticità a livello di Alta, Media e Bassa Valle. Dalla *Tab. 5.2* si evidenzia la situazione problematica dell'Alto Bacino della Dora Baltea, che al momento è pressoché sprovvisto di impianti di depurazione completi per le acque reflue: ha solo il 27% delle stazioni collocate in prima classe, ma soprattutto ha il

13% delle stazioni che rientrano nella classe peggiore di qualità microbiologica (quinta classe).

Bacino idrografico	2010-2016							NUM. TOT. STAZ
	n° campioni	% camp. sul totale	STAZIONI ATTIVE DISTRIBUITE PER CLASSI DI QUALITA'					
			< 100	100 - 1000	1000 - 5000	5000 - 20000	> 20000	
Alto Bacino della Dora Baltea	681	35%	27%	25%	18%	16%	13%	55
Medio Bacino della Dora Baltea	731	37%	44%	12%	26%	16%	2%	57
Basso Bacino della Dora Baltea	547	28%	38%	30%	13%	18%	3%	40
Totale	1959	100%	36%	22%	20%	16%	6%	152

Tabella 5.2 - Percentuale delle stazioni di monitoraggio per il parametro *E. coli* nelle cinque classi di qualità suddivise per bacino idrografico

Osservando l'andamento nel sessennio 2010-2015 della media delle concentrazioni di *E. coli* (75° percentile) delle stazioni attive con continuità (monitorate per 6 anni consecutivi) (Fig. 5.2), si nota una variabilità limitata (con un leggero rialzo negli ultimi anni). Le stazioni di monitoraggio prese in considerazione per questa elaborazione sono state:

1. BTH050 *Reg. Consolata* - T. Buthier
2. BTH060 *Foce* - T. Buthier
3. CLS020 *Foce* - T. Clusellaz
4. DBL030 *Ponte Villette* - Dora Baltea
5. DBL040 *Pré-St-Didier (Champex)* - Dora Baltea
6. DBL050 *Morgex* - Dora Baltea
7. DBL060 *Marais* - Dora Baltea
8. DBL070 *Equilivaz* - Dora Baltea
9. DBL080 *Leverogne* - Dora Baltea
10. DBL090 *Chavonne* - Dora Baltea
11. DBL100 *Plan Félinaz* - Dora Baltea
12. DBL110 *Villefranche* - Dora Baltea
13. DBL120 *Les Iles* - Dora Baltea
14. DBL150 *Borgo Montjovet* - Dora Baltea
15. DBL160 *Fava'* - Dora Baltea
16. DBL180 *Confine regionale* - Dora Baltea
17. EVN070 *Foce* - T. Evançon
18. TSP020 *Foce* - T. Tsapy

Il valore medio si colloca sempre nella quarta classe di qualità microbiologica, con riferimento alla metodologia indicata dal D. Lgs. 152/99.

E' da sottolineare che la maggior parte delle stazioni monitorate attivamente in tutti questi anni sono situate nei corpi idrici a rischio di non raggiungere gli obiettivi di qualità comunitari, in particolare i corpi idrici della Dora Baltea, maggiormente antropizzati.

Pertanto, la classe media che ne risulta, ricadente nello *scarso*, è da iscriversi a questa ragione.

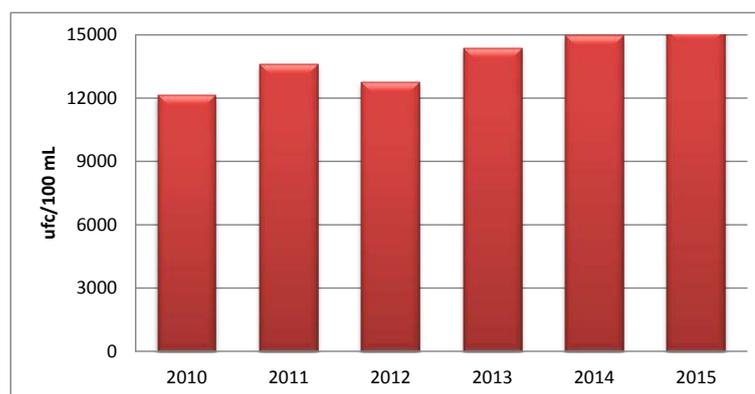


Figura 5.2 - Andamento nel sessennio 2010-2015 della media di *E. coli* (75° percentile) delle stazioni monitorate con continuità

Mediante l'utilizzo del software open source QGIS 2.18 *Las Palmas* per la preparazione di shapefile dedicati, i valori medi di *E. coli* sono stati riportati graficamente (Fig. 5.3, in dimensioni maggiori nell'Allegato III, Fig. III.1) per ogni stazione, andando a calcolare il bacino sotteso alla stazione stessa e assegnando a quest'area la concentrazione media calcolata. Ad ogni intervallo di concentrazione è stato associato un colore: sono state usate sfumature di rosso via via più intense sino a giungere alla quinta classe di qualità microbiologica, sempre individuata dal D. Lgs 152/99.

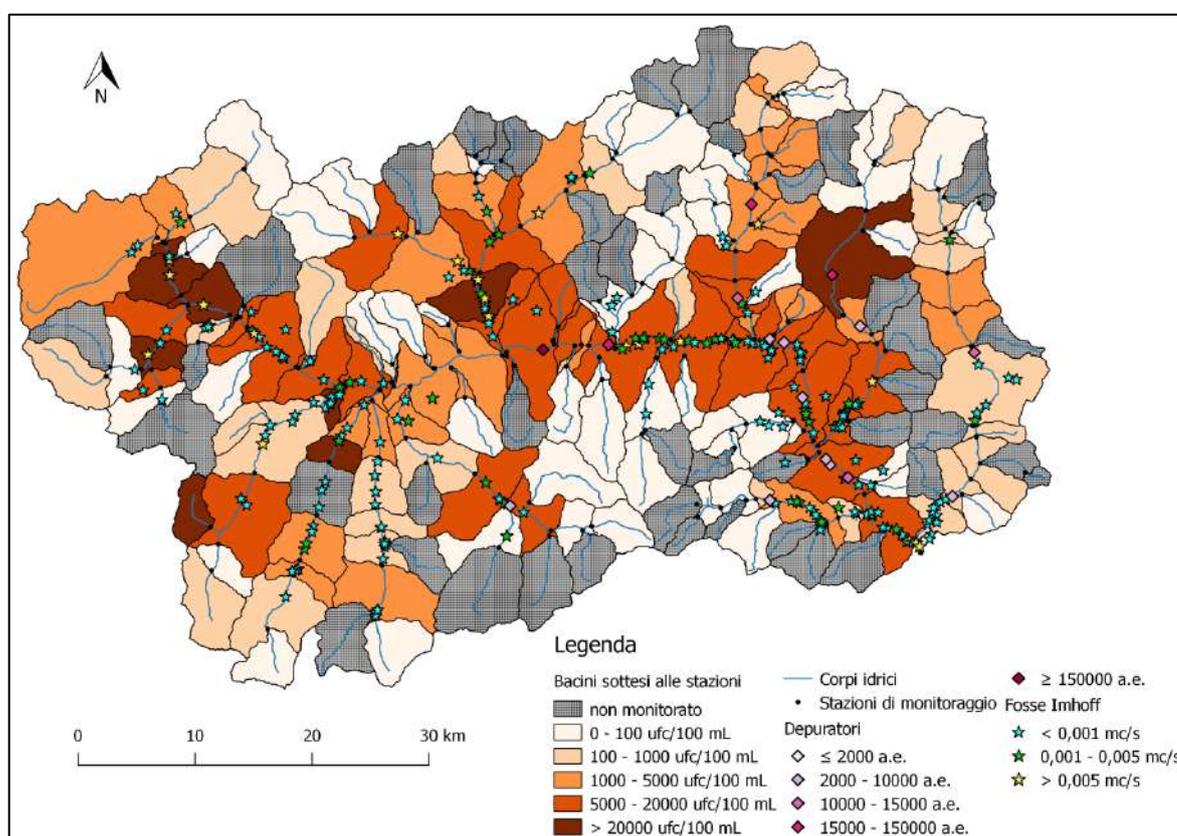


Figura 5.3 - *E. coli* 2010-2016

Nella cartina vengono riportati, per una migliore comprensione del fenomeno, la collocazione degli impianti di depurazione, classificati in base alla potenzialità di progetto (numero di abitanti equivalenti. a.e.) e delle fosse Imhoff, suddivise in base alla portata massima autorizzata (mc/s). Purtroppo, gli scarichi non trattati presenti sul territorio non sono georeferenziati e quindi non è disponibile uno shapefile da poter sovrapporre agli altri per questo tipo di rappresentazione cartografica.

In generale, si osserva che le concentrazioni maggiori di *E. coli* vengono registrate nei corpi idrici maggiormente impattati da scarichi di acque reflue, per numero e per dimensione. Più nel dettaglio, sono evidenti, attraverso la rappresentazione cartografica, le zone più critiche, cioè quelle ricadenti nella classe di qualità microbiologica peggiore: l'intera Dora Baltea, con maggior attenzione per i tratti più a monte (Valdigne), i tratti centrali della Dora di La Thuile, della Dora di Rhêmes e del torrente Buthier, e la foce della Dora di Valgrisenche. Questi sono tutti territori non serviti da impianti di depurazione completi, ma da fosse Imhoff che effettuano principalmente solo un trattamento primario:

- DLT030 *Balme* - Dora di La Thuile
- DBL030 *Ponte Villette* - Dora Baltea
- DBL040 *Pré-Saint-Didier* - Dora Baltea
- DBL050 *Morgex* - Dora Baltea
- BTH050 *Reg. Consolata* - Torrente Buthier
- DVG070 *Foce* - Dora di Valgrisenche

Spiccano, in quanto possibili anomalie, la pessima qualità di un piccolo torrente laterale della Dora di Valgrisenche (Torrente Grand Alpe) e quella di un tratto del torrente Evançon servito da un depuratore a fanghi attivi:

- GAL010 *Grand Alpe* - Torrente Grand Alpe
- EVN040 *Vollon* - Torrente Evançon

Nel primo caso, analizzando più nel dettaglio i valori dei singoli campionamenti, emerge che solo nel prelievo estivo è stata registrata una concentrazione molto elevata di *E. coli* (concentrazione pari a 44.000 ufc/100 mL, a fronte della pressoché assenza del microrganismo durante le altre stagioni): direttamente a monte della stazione di monitoraggio è stato poi riscontrato un alpeggio, usato durante i soli mesi estivi, ed è questa la causa dell'aumento considerevole della presenza di *E. coli*, che altrimenti non troverebbe alcuna giustificazione, data la quasi assente antropizzazione presente sul suolo circostante.

Nel secondo caso, è sempre il campionamento estivo a determinare il posizionamento nella classe microbiologica peggiore (88.000 ufc/100 mL; gli altri prelievi ricadono nella classe

sufficiente). La stazione però è stata monitorata solo un anno (2015), pertanto non si hanno a disposizione dati più consistenti per poter affermare che questo sia un andamento consolidato nel tempo. Al momento, quindi, il dato anomalo non trova giustificazione se non nell'elevato afflusso turistico tipico del periodo estivo, non supportato dal lavoro del depuratore presente a monte e non mitigato dalle portate maggiori: l'insieme di questi fattori determinerebbe in tal modo un aumento consistente del parametro microbiologico.

Si è infine proceduto ad una classificazione preliminare della rete di monitoraggio, di seguito riportata cartograficamente (*Fig. 5.4*), assegnando ad ogni corpo idrico una classe di qualità in base alla scala definita dal D. Lgs 152/99 (Allegato IV, *Tab. IV.1*). Per determinare tale classe di qualità, si è operata, ove necessario, la media ponderata, in base alla lunghezza del tratto sotteso, dei risultati delle stazioni ricadenti in un medesimo corpo idrico.

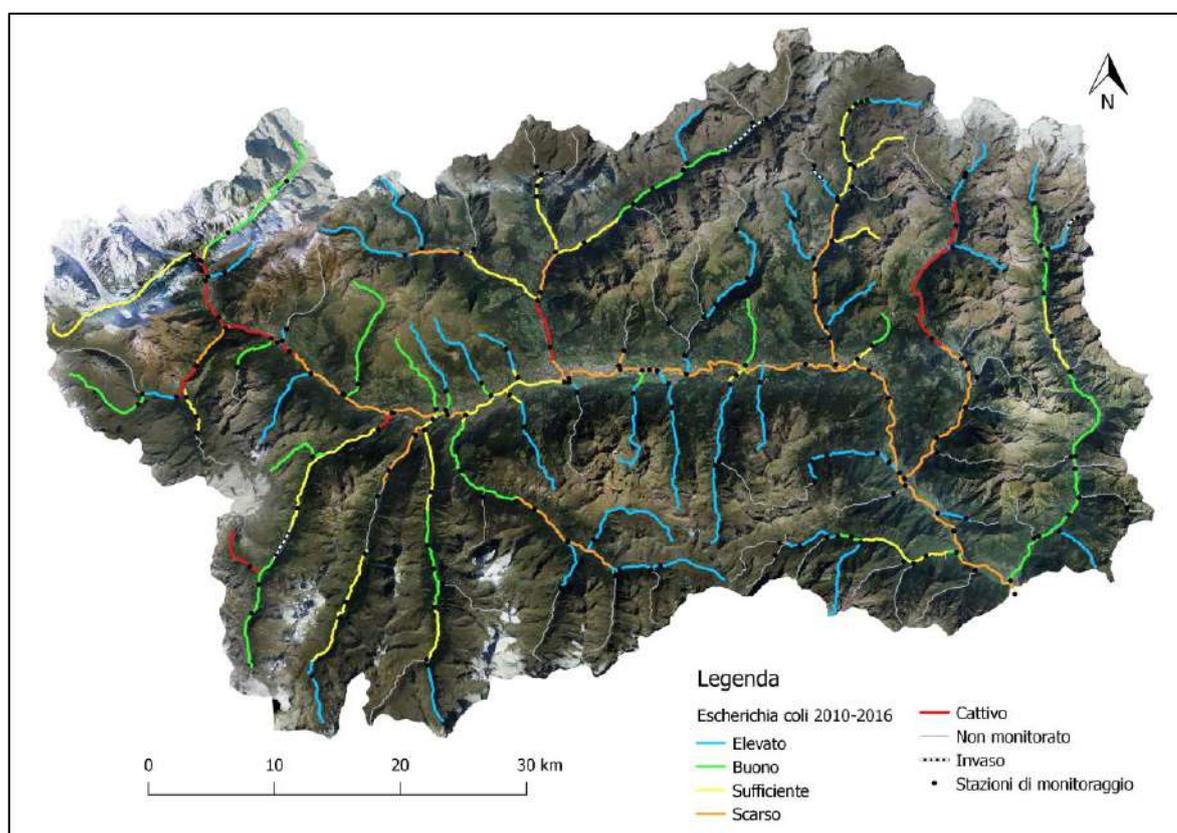


Figura 5.4 - Classificazione corpi idrici in base a *E. coli*

Questa cartina (riportata anche in formato maggiore nell'Allegato IV, *Fig. IV.1*) rispecchia in buona sostanza ciò che è già stato osservato in quella precedentemente elaborata, ma assegnare una classe di qualità ai corpi idrici della rete e non alle singole stazioni consente di operare in seguito un confronto tra le informazioni fornite dal parametro *E. coli* e quelle fornite dagli indici LIM e LIMeco.

5.3. Elaborazione degli indici LIM e LIMeco

A partire dallo stesso dataset predisposto dall'estrazione dal database Wate_rlab, sono stati calcolati, secondo quanto previsto dalle due normative di riferimento, l'indice LIM e l'indice LIMeco. Per poterli elaborare entrambi, quando sono stati riscontrati valori al di sotto del limite di rilevabilità del metodo analitico, per convenzione, si è inserita la metà del valore limite. Per determinare, infine, la classe di qualità, si è operata, nuovamente, ove necessario, la media ponderata, in base alla lunghezza del tratto sotteso, dei risultati delle stazioni ricadenti in un medesimo corpo idrico. I risultati anno per anno e la determinazione della classe vengono riportati nell'Allegato V, *Tab. V.1* e *Tab. V.2*.

Per poter elaborare l'indice LIM è necessario ogni anno raggiungere un numero minimo significativo di campionamenti (D. Lgs. 152/99). Tuttavia, in diverse stazioni della rete di monitoraggio non è stato possibile effettuare i quattro campionamenti minimi previsti per diverse motivazioni, tra cui l'assenza di acqua in diversi periodi dell'anno, la presenza di lavori in alveo o, per la maggior parte delle stazioni situate nei corpi idrici più a monte, la presenza di neve, strade chiuse e/o congelamento dell'acqua stessa, soprattutto nei mesi invernali. Pertanto, al di sotto dei quattro campionamenti, l'indice LIM non dovrebbe essere calcolato: in questo lavoro di tesi, tuttavia, quando presenti almeno tre campioni, è stato elaborato quantomeno un valore indicativo, riportato tra parentesi, che è stato poi utilizzato per l'assegnazione di una classe di qualità per il periodo 2010-2016.

La cartografia prodotta mediante software QGIS restituisce attraverso l'informazione visiva i dati numerici dei singoli indici (*Fig 5.5* e *Fig 5.6*). Entrambe le cartine sono riportate in formato maggiore nell'Allegato V, *Fig. V.1* e *Fig. V.2*.

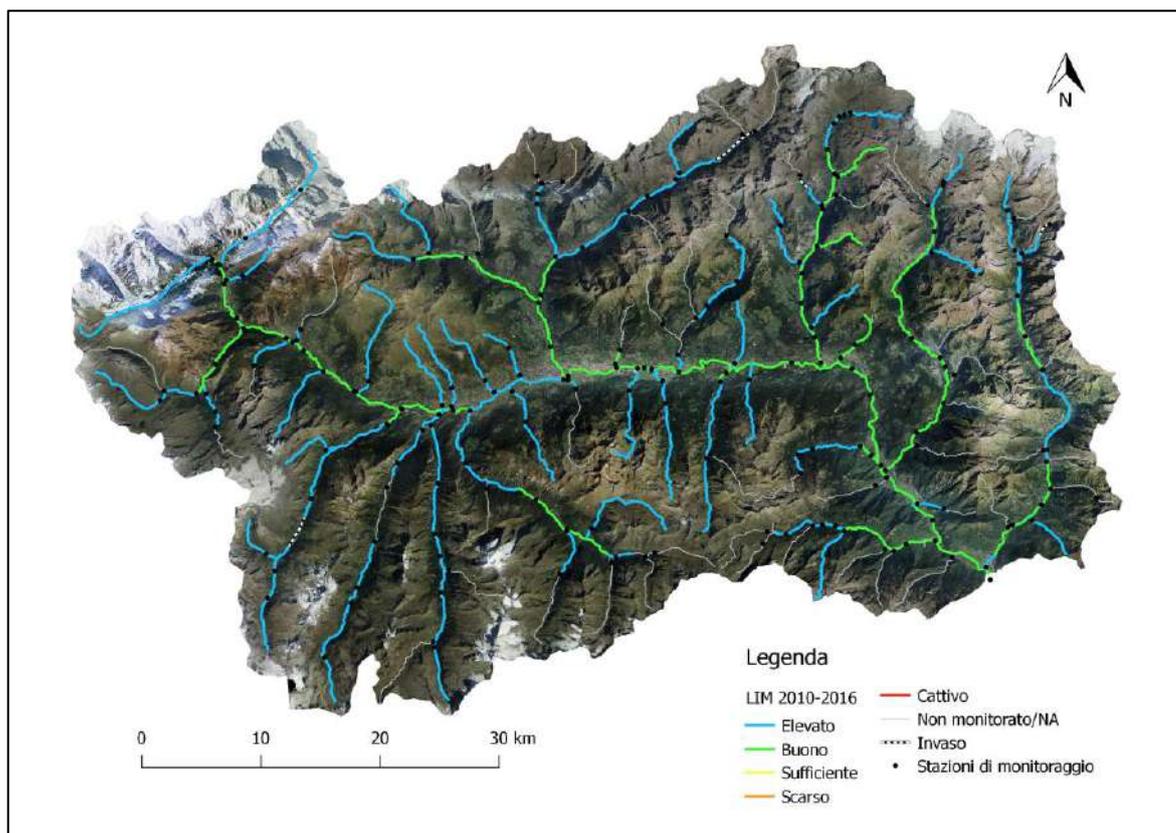


Figura 5.5 - Classificazione in base al LIM

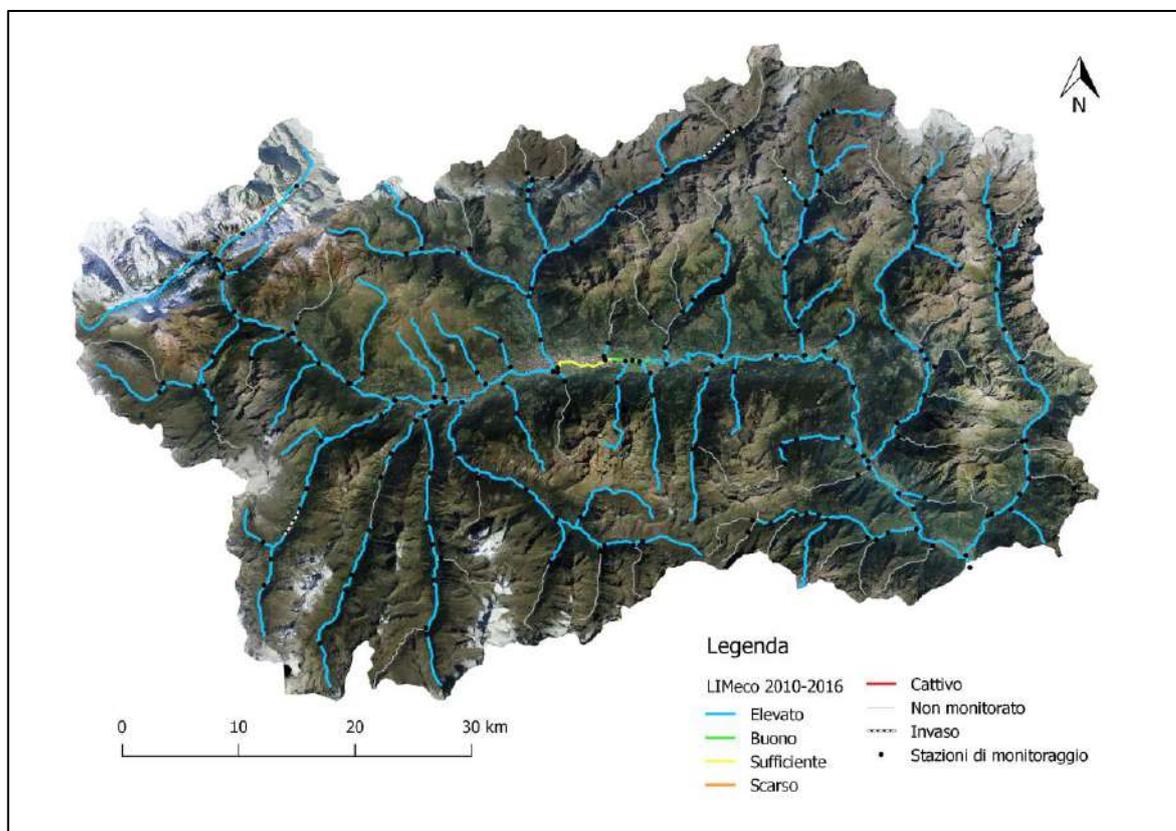


Figura 5.6 - Classificazione in base al LIMeco

Si osserva immediatamente che i risultati del LIM, pur restando su di un giudizio di qualità *buono*, sono spesso di un livello inferiore rispetto al LIMeco; in generale, il 30% dei corpi idrici ricadono in una classe di qualità inferiore qualora venga applicato loro l'indice LIM. I parametri che concorrono a diminuire lo stato di qualità sono, in ordine di importanza, proprio l'*E. coli*, di cui è evidente il contributo affiancando alle altre due la propria rappresentazione cartografica (Fig. 5.4), e l'azoto ammoniacale.

Il LIMeco viene calcolato facendo la media dei singoli punteggi attribuiti ad ogni parametro analizzato, sulla base della concentrazione osservata nel sito in esame; il punteggio di LIMeco da attribuire alla stazione di monitoraggio è dato dalla media dei singoli valori di LIMeco relativi ai campionamenti effettuati nell'arco dell'anno in esame. L'espressione dello stato di qualità come valore medio, spesso non consente di rilevare alcune criticità stagionali che si registrano nei periodi di magra, in cui si verifica una minore diluizione degli inquinanti, oppure nei periodi di particolare afflusso turistico.

Unica eccezione è il corpo idrico 011wva in cui il giudizio di qualità dato dal LIMeco è inferiore rispetto a quello fornito dal LIM. Questo dato viene illustrato più nel dettaglio al paragrafo 5.4.1.

Di seguito, viene riportata una analisi dettagliata di tutti i torrenti della Regione maggiormente significativi, nella quale vengono messi a confronto i dati di *E. coli*, LIM e LIMeco ad una scala di dettaglio maggiore. Bisogna, in ogni caso, prima di addentrarsi nei paragrafi successivi, tenere conto della difficoltà intrinseca nell'interpretare i risultati: spesso vi è una correlazione tra pressioni antropiche censite e risposta dei parametri indagati, per cui fornire un giudizio e un'analisi del dato è più che possibile; in altri casi, proprio perché la Valle d'Aosta è fortemente impattata da prese e rilasci idroelettrici, dislocati sul territorio anche in maniera complessa, intersecati ad altri fattori che possono concorrere alla fluttuazioni dei valori, spesso vi è una seria difficoltà nel fornire una giustificazione all'assenza di correlazione tra impatti e risposta degli indicatori.

5.4. Confronto tra LIM, LIMeco e concentrazioni di *E. coli*

5.4.1. Dora Baltea

I risultati del LIM (Tab. 5.3), pur restando su di un giudizio di qualità *buono/elevato*, sono nel 74% dei casi inferiori al LIMeco. Il livello di qualità per *E. coli* risulta sempre uguale o inferiore a *sufficiente*.

5 - Risultati e Discussione

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	E. coli_2010-2016
DBL010	Pontal	01va	Dora Baltea	490	0,89	1080
DBL020	Funivie	02wva	Dora Baltea	460	0,88	1518
DBL030	Ponte Villette	02wva	Dora Baltea	415	0,81	37167
DBL040	Pré-St-Didier (Champex)	02wva	Dora Baltea	379	0,76	48857
DBL050	Morgex	04wva	Dora Baltea	423	0,83	24833
DBL060	Marais	04wva	Dora Baltea	449	0,85	18393
DBL070	Equilivaz	07va	Dora Baltea	402	0,79	19643
DBL080	Leverogne	08va	Dora Baltea	456	0,85	10654
DBL088	Chavonne/Sarriod de la Tour	09va	Dora Baltea	446	0,86	6371
DBL100	Plan Félinaz	010va	Dora Baltea	480	0,91	3475
DBL105	Valle discarica	011wva	Dora Baltea	310	0,48	8388
DBL110	Villefranche	012wva	Dora Baltea	377	0,60	5514
DBL120	Les Iles	012wva	Dora Baltea	372	0,62	4963
DBL130	Ponte Pontey	013va	Dora Baltea	398	0,77	16750
DBL140	Pont des Chevres	013va	Dora Baltea	362	0,70	19292
DBL150	Borgo Montjovet	014va	Dora Baltea	371	0,70	18696
DBL160	Fava'	015va	Dora Baltea	372	0,75	9336
DBL170	Hone	016IRva	Dora Baltea	380	0,77	13900
DBL180	Confine regionale	016IRva	Dora Baltea	401	0,79	9021

Tabella 5.3 - Parametri relativi alla Dora Baltea

Infatti, i parametri che nel LIM concorrono a diminuire lo stato di qualità sono principalmente *E. coli* e azoto ammoniacale, come si rileva nella Tab. 5.4 in cui ai punteggi viene assegnato il colore, previsto dal D. Lgs 152/99, per la corrispondente classe di qualità e viene riportata la somma dei punteggi totali per singolo parametro per gli anni 2011, 2012, 2013 e 2014:

PUNTEGGI MACRODESCRITTORI E LIVELLI LIM 2011									
CODICE SITO	N-NH ₄	N-NO ₃	%Sat.	BOD ₅	COD	P tot.	E. coli	TOTALE	LIVELLO LIM
	75° PERCENTILE								
DBL030	40	80	80	80	80	40	5	405	2
DBL040	20	80	80	80	80	20	5	365	2
DBL050	40	80	80	80	80	40	5	405	2
DBL060	80	80	80	80	80	80	10	490	1
DBL070	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL080	40	80	80	80	80	80	10	450	2
DBL088	80	40	80	80	80	40	10	410	2
DBL100	80	80	80	80	80	40	20	460	2
DBL110	20	40	80	80	80	40	20	360	2
DBL120	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL140	20	40	40	80	80	40	5	305	2
DBL150	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL160	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL180	40	40	40	80	80	40	10	330	2
totale	540	800	1040	1120	1120	620	140		
PUNTEGGI MACRODESCRITTORI E LIVELLI LIM 2012									
CODICE SITO	N-NH ₄	N-NO ₃	%Sat.	BOD ₅	COD	P tot.	E. coli	TOTALE	LIVELLO LIM
	75° PERCENTILE								
DBL030	40	80	80	80	80	40	5	405	2
DBL040	40	80	80	80	80	40	5	405	2
DBL050	80	80	80	80	80	40	10	450	2
DBL060	80	80	80	80	80	40	10	450	2
DBL070	40	40	80	80	80	80	10	410	2
DBL080	40	80	80	80	80	80	10	450	2
DBL088	80	40	80	80	80	80	10	450	2

DBL100	80	80	80	80	80	80	20	500	1
DBL110	40	40	80	80	80	40	10	370	2
DBL120	40	40	80	80	80	40	10	370	2
DBL140	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL150	20	40	80	80	80	80	10	390	2
DBL160	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL180	40	40	80	80	80	80	10	410	2
totale	660	800	1120	1120	1120	800	140		
PUNTEGGI MACRODESCRITTORI E LIVELLI LIM 2013									
CODICE SITO	N-NH ₄	N-NO ₃	%Sat.	BOD ₅	COD	P tot.	E. coli	TOTALE	LIVELLO LIM
	75° PERCENTILE								
DBL010	80	80	80	80	80	40	40	480	1
DBL020	80	80	80	80	80	40	20	460	2
DBL030	40	80	80	80	80	80	5	445	2
DBL040	20	80	80	80	80	20	5	365	2
DBL050	40	80	80	80	80	40	5	405	2
DBL060	40	80	80	80	80	40	5	405	2
DBL070	20	40	80	80	80	80	5	385	2
DBL080	80	80	80	80	80	80	10	490	1
DBL088	80	80	80	80	80	80	10	490	1
DBL100	80	80	80	80	80	80	20	500	1
DBL110	40	40	80	80	80	40	20	380	2
DBL120	80	40	80	80	80	40	20	420	2
DBL140	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL150	20	40	80	80	80	40	10	350	2
DBL160	20	40	80	80	80	80	10	390	2
DBL180	40	40	80	80	80	80	10	410	2
totale	780	1000	1280	1280	1280	900	205		
PUNTEGGI MACRODESCRITTORI E LIVELLI LIM 2014									
CODICE SITO	N-NH ₄	N-NO ₃	%Sat.	BOD ₅	COD	P tot.	E. coli	TOTALE	LIVELLO LIM
	75° PERCENTILE								
DBL030	40	80	80	80	80	80	5	445	2
DBL040	20	80	80	80	80	80	5	425	2
DBL050	40	80	80	80	80	80	5	445	2
DBL060	80	80	80	80	80	80	10	490	1
DBL070	20	80	80	80	80	80	5	425	2
DBL080	80	80	80	80	80	80	10	490	1
DBL088	40	80	80	80	80	80	20	460	2
DBL100	80	80	80	80	80	80	20	500	1
DBL110	20	40	80	80	80	40	20	400	2
DBL120	20	40	80	80	80	40	20	400	2
DBL140	20	40	80	80	80	40	10	390	2
DBL150	20	40	80	80	80	40	5	385	2
DBL160	20	40	80	80	80	80	10	410	2
DBL180	40	40	80	80	80	80	10	410	2
totale	540	880	1120	1120	1120	960	155		

Tabella 5.4 - Punteggi macrodescrittori e risultati LIM 2011, 2012, 2013, 2014

Una criticità evidente è presente per il corpo idrico 011wva, nel quale ricade la stazione di monitoraggio DBL105 *Valle discarica*. La presenza dello scarico consortile di Brissogne, situato a circa 1 Km dal sito di campionamento, influisce negativamente sullo stato di qualità del corpo idrico stesso, determinando un LIMeco soltanto sufficiente. Nei mesi di febbraio e novembre del 2016, in condizioni di magra, sono particolarmente critiche le concentrazioni dei composti azotati (stato *cattivo/scarso* per l'azoto ammoniacale;

sufficiente/scarso per l'azoto nitrico) e del fosforo totale (stato *sufficiente* in entrambi i mesi). Per poter elaborare l'indice LIM sarebbero stati necessari quattro campionamenti, ma per un guasto strumentale quell'anno non è stato possibile in uno di questi eseguire l'analisi per l'azoto nitrico. Pur elaborando tre campioni per avere un valore di indice indicativo e pur registrando un abbassamento dello stato di qualità causato dai composti azotati e fosforo totale (punteggi pari a 20), il LIM, assumendo un valore totale di 310, non scende comunque al di sotto dello stato di qualità *buono*: questo è l'unico caso in cui l'indice LIMeco fornisce un giudizio di qualità inferiore.

Osservando l'andamento di *E. coli* lungo la Dora Baltea (Fig. 5.7), valori particolarmente significativi si registrano in Alta Valle nei siti di monitoraggio DBL030 *Ponte Villette*, DBL040 *Pré-Saint-Didier*, DBL050 *Morgex*, DBL060 *Marais* e DBL070 *Equilivaz*. Nei primi due siti più del 50% dei rilievi fanno registrare valori di *E. coli* > 20.000 ufc/100 mL, corrispondenti alla classe di qualità pessima (rispettivamente 53% e 58%). Se si considerano anche i rilievi che ricadono nella classe di qualità scarsa, tra l'80% e il 96% dei prelievi ricadenti nelle cinque stazioni di monitoraggio citate fanno registrare valori di questo tipo. Le concentrazioni massime registrate vanno dalle 60.000 ufc/100 mL della stazione di *Morgex* nell'anno 2013 alle 120.000 ufc/100 mL della stazione di *Pré-Saint-Didier* nel 2012.

L'entrata in funzione del depuratore della Valdigne, attualmente in costruzione nel comune di La Salle, dovrebbe contribuire a migliorare la situazione.

Criticità si riscontrano anche in Bassa Valle: non sono presenti stazioni ricadenti nella classe di qualità peggiore, ma a partire da Pontey (DBL130 *Ponte Pontey*) le concentrazioni di *E. coli* tornano a salire sensibilmente in siti come DBL140 *Pont des Chevres* e DBL150 *Borgo Montjovet* che presentano rispettivamente il 90% e l'81% dei rilievi con concentrazioni > 20.000 ufc/100 mL, per poi assestarsi fino a DBL180 *Confine regionale* su valori abbastanza elevati. Le concentrazioni più elevate si aggirano tra i 38.000 ufc/100 mL registrati a DBL130 *Ponte Pontey* nel 2016 e gli 82.000 ufc/100 mL di DBL150 *Borgo Montjovet* nel 2015.

Bisogna sottolineare come, in diverse stazioni di monitoraggio, lo stato di qualità pessimo non venga evidenziato solo nel periodo di magra invernale e di maggior afflusso turistico, ma anche nei mesi estivi, in cui, nonostante le portate elevate, dovute allo scioglimento glaciale, il corso d'acqua non è riuscito a "smaltire" il carico microbiologico determinato dall'aumento dell'afflusso turistico del periodo (Allegato VI, Fig. VI.1).

Pertanto, per la presenza di concentrazioni di *E. coli* ricadenti nel livello di inquinamento 3 o inferiore dell'indice LIM (anche se non più previsto dalla normativa), l'amministrazione

regionale ha ritenuto cautelativo assegnare a tutto il corso della Dora Baltea, ad esclusione del primo corpo idrico di monte (01 va), la significatività dell'impatto da scarichi urbani.

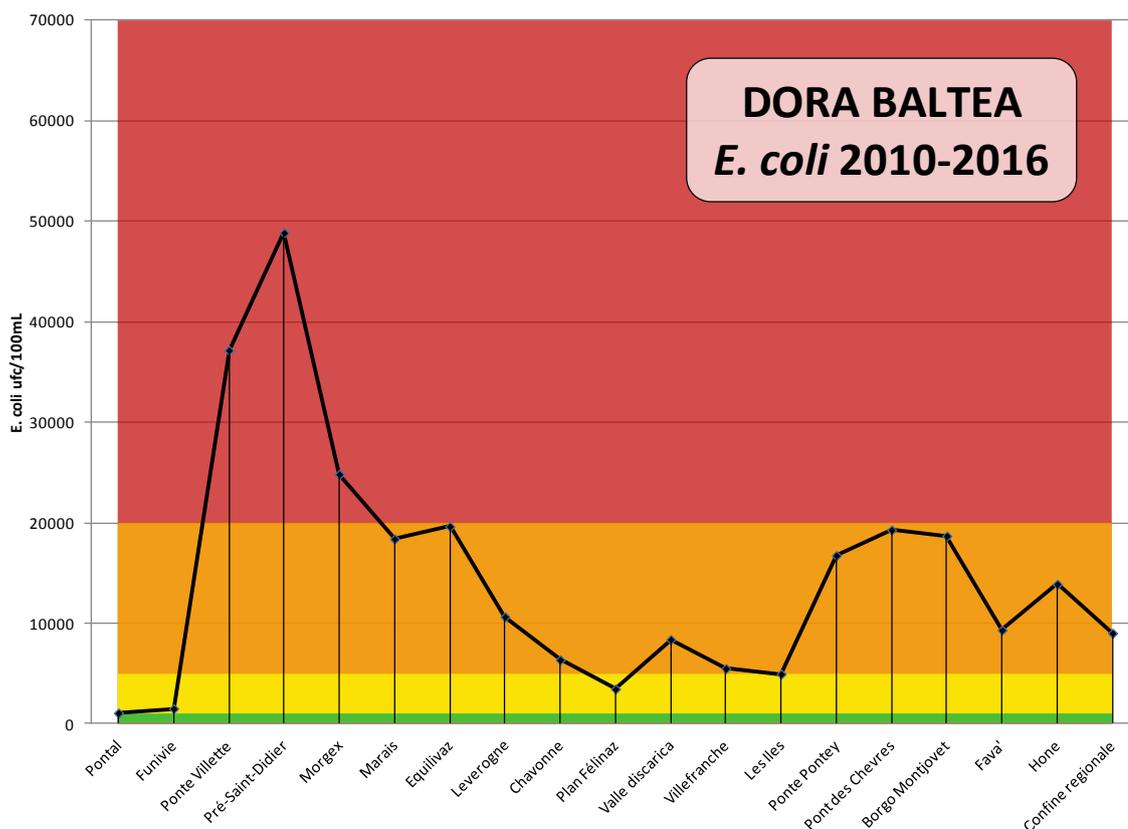


Figura 5.7 - Andamento di *E. coli* lungo la Dora Baltea

5.4.2. Torrente Artanavaz

Nonostante in tutti i siti di monitoraggio il LIMeco risulti in stato *elevato*, i LIM *buono* nelle stazioni di ART020 *Etroubles* e ART030 *Moulin* sono un campanello d'allarme. Infatti, i risultati dei singoli campionamenti per il parametro *E. coli* indicano la presenza di numerosi scarichi dislocati lungo il corso d'acqua a partire proprio dal sito di *Etroubles*, situato a valle della fossa Imhoff comunale, fino alla confluenza con il torrente Buthier (Tab. 5.5).

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
ART010	Pont-Comba	0760011va	Torrent Artanavaz	560	0,97	9
ART020	Etroubles	0760012va	Torrent Artanavaz	468	0,90	14988
ART030	Moulin	0760013va	Torrent Artanavaz	460	0,97	3275

Tabella 5.5 - Parametri relativi al Torrente Artanavaz

Nel punto di prelievo ART010 *Pont-Comba*, di fatto, le concentrazioni di *E. coli* sono molto basse, addirittura inferiori al limite di rilevabilità, mentre i risultati peggiori si ottengono proprio nel sito di *Etroubles*, a valle dello scarico della fossa Imhoff comunale. L'alternanza di concentrazione rilevata nel corso degli anni nei siti di *Etroubles* e *Moulin*

(Tab. 5.6) può dipendere da fluttuazioni di portata non solo stagionali, ma legate alla presenza di numerose derivazioni sia di tipo idroelettrico che irriguo dislocate lungo il corso d'acqua.

Data	Codice stazione	Nome stazione	<i>E. coli</i> ufc/100 mL
21-feb	ART010	Pont-Comba	<1
17-apr	ART010	Pont-Comba	<1
25-set	ART010	Pont-Comba	31
20-nov	ART010	Pont-Comba	2
3-feb	ART020	Étroubles	8300
6-apr	ART020	Étroubles	8000
10-ago	ART020	Étroubles	10000
13-ott	ART020	Étroubles	7900
21-feb	ART020	Étroubles	22000
17-apr	ART020	Étroubles	6700
25-set	ART020	Étroubles	21000
20-nov	ART020	Étroubles	13000
21-feb	ART030	Moulin	4700
17-apr	ART030	Moulin	1000
25-set	ART030	Moulin	2800
20-nov	ART030	Moulin	680

Tabella 5.6 - Torrente Artanavaz: concentrazioni di *E. coli* e relativo stato di qualità

5.4.3. Torrente Buthier

Si può osservare come lo stato di qualità peggiori spostandosi da monte verso valle, all'aumentare quindi delle pressioni e come il LIMeco non rilevi questo peggioramento (Tab. 5.7). Anche in questo caso il LIM risulta buono anziché elevato principalmente per la presenza di elevate concentrazioni di *E. coli*: infatti questo macrodescrittore determina una classe di qualità pessima alla stazione *Reg. Consolata* e scarsa alla *Foce* e alla stazione *Rhins*.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
BTH020	Ponte Loc. Ferreres	0762wva	Torrent Buthier	560	0,99	10
BTH025	Pleney	0762wva	Torrent Buthier	520	1,00	471
BTH030	Thoules	0763wva	Torrent Buthier	500	1,00	1866
BTH040	Rhins	0764va	Torrent Buthier	450	0,90	13525
BTH050	Reg. Consolata	0765va	Torrent Buthier	358	0,73	32532
BTH060	Foce	0766va	Torrent Buthier	454	0,92	6743

Tabella 5.7 – Parametri relativi al Torrente Buthier

In particolare nel sito BTH050 *Reg. Consolata* più del 60% dei rilievi fanno registrare valori di *E. coli* > 20.000 ufc/100 mL, corrispondenti alla classe di qualità *cattivo*. Se si considerano anche i rilievi che ricadono nella classe di qualità *scarso*, si arriva ad una percentuale di prelievi che tocca il 93%. La concentrazione massima registrata è stata di 98.000 ufc/100 mL nel mese di ottobre del 2012. Altri parametri che concorrono a peggiorare lo stato di qualità sono il BOD₅, l'azoto ammoniacale e la percentuale di saturazione di ossigeno, generalmente riconducibili alla presenza di scarichi civili.

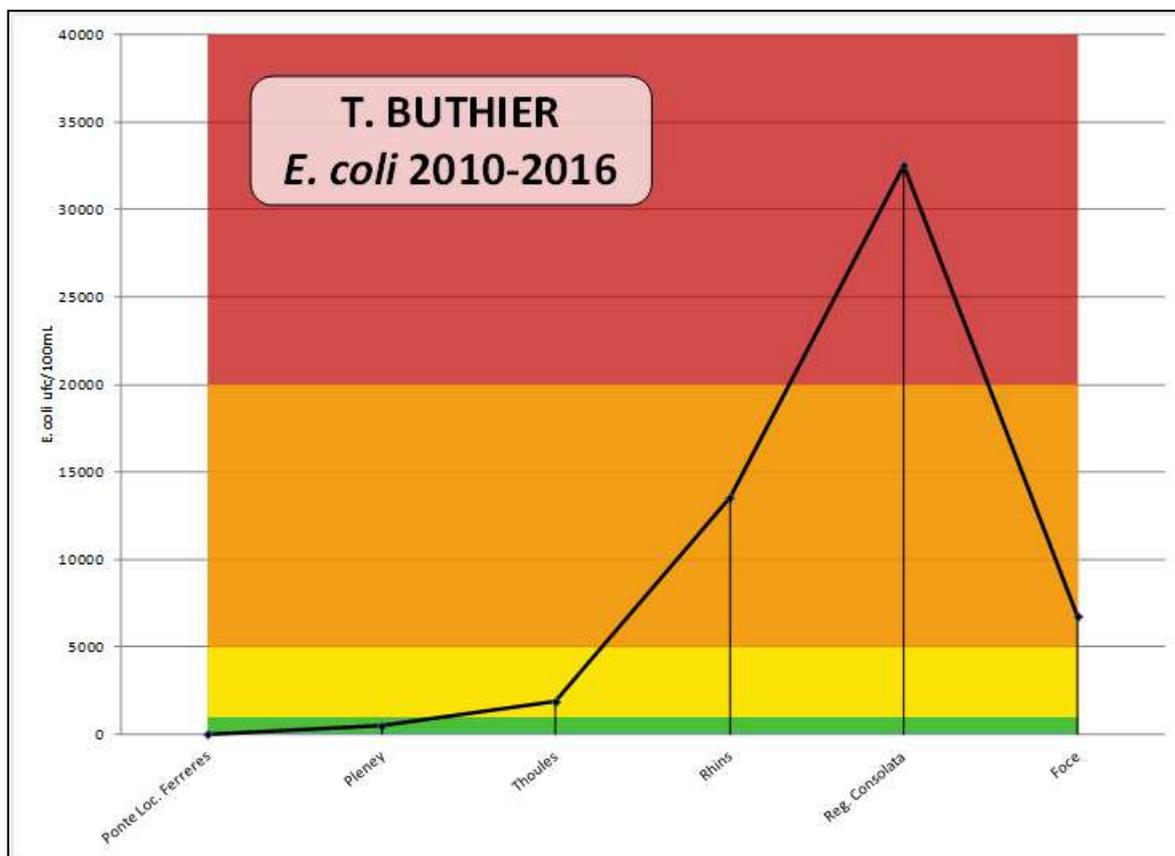


Figura 5.8 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Buthier

Da notare è che il valore di LIMeco nel sito BTH050 *Reg. Consolata* sia sensibilmente inferiore rispetto alle altre stazioni presenti sul medesimo torrente: nei periodi di portate ridotte (gennaio, febbraio, novembre e dicembre) e quindi di minore diluizione del carico inquinante, si rileva un abbassamento dello stato di qualità da *elevato* a *buono* imputabile principalmente a concentrazioni elevate di azoto ammoniacale (corrispondenti al livello di qualità *scarso*), pur rimanendo però *elevato* il LIMeco espresso come media dell'anno dei risultati mensili. Come già accennato in precedenza l'espressione dello stato di qualità come valore medio, spesso non consente di rilevare le criticità stagionali che si registrano nei periodi di magra oppure nei periodi di particolare afflusso turistico.

Alla stazione BTH060 *Foce* (Fig. 5.8, per l'andamento stagionale vedasi Fig. VI.2, Allegato VI), *E. coli* torna a migliorare poiché a valle del sito di monitoraggio BTH050 *Reg. Consolata* è presente un'opera idroelettrica di scarico che, portando acqua al torrente, determina un aumento di portata e dunque una diluizione del parametro microbiologico (Fig. VII.1, Allegato VII).

5.4.4. Torrente Marmore

Il torrente Marmore risente di numerose pressioni antropiche, distribuite lungo tutto il corso d'acqua: importanti derivazioni idroelettriche, derivazioni irrigue, depuratori e fosse

Imhoff il cui funzionamento è reso difficoltoso dall'estrema variabilità del numero di residenti dovuta alla frequentazione turistica dei mesi invernali ed estivi, alterazioni idromorfologiche per rettificazione del corso d'acqua, costruzione di difese spondali e briglie.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
MRM010	Bardoney	0851wva	Torrent Marmore	540	0,96	74
MRM020	Breuil	0852wva	Torrent Marmore	540	0,97	27
MRM025	Valle Breuil	0852wva	Torrent Marmore	520	0,91	903
MRM030	Avuil	0853wva	Torrent Marmore	455	0,96	4525
MRM040	Perrères	0853wva	Torrent Marmore	520	0,91	998
MRM050	Singlin Desot	0854wva	Torrent Marmore	500	1,00	4375
MRM060	Glaire	0854wva	Torrent Marmore	443	0,87	4450
MRM070	Ponte Filey	0856wva	Torrent Marmore	420	0,74	4663
MRM075	Liesse	0856wva	Torrent Marmore	450	0,72	5400
MRM090	Champlong	0857wva	Torrent Marmore	373	0,74	12763
MRM100	Foce	0857wva	Torrent Marmore	460	0,78	2388

Tabella 5.8 - Parametri relativi al Torrente Marmore

Anche per questo torrente (*Tab. 5.8*), il LIMeco medio annuo, risultando *elevato*, non è in grado di rilevare il reale stato di inquinamento delle acque, non considerando come parametro *E. coli* che è il principale responsabile del cattivo stato di qualità. La concentrazione di *E. coli* è determinante invece nell'abbassamento del valore dell'indice LIM, insieme ad altri parametri quali nitrati, % di saturazione dell'ossigeno e fosforo totale nei siti di monitoraggio posti a valle dei depuratori di Ussin e Covalou (*Fig 5.9*), con particolare attenzione alla stazione di *Champlong* (MRM090) nei suoi valori estivi (*Fig. VI.3, Allegato VI*): non si esclude che i valori riscontrati nella stazione MRM090 possano essere un evento occasionale, in quanto solo nell'estate 2012 sono state rilevate concentrazioni molto elevate di *E. coli* ricadenti nella classe peggiore di qualità (69.000 ufc/100 mL), valori che hanno comunque contribuito alla media totale per questo sito di monitoraggio. In ogni caso la stazione è collocata in un tratto sotteso con due fosse Imhoff

di media e piccola dimensione posizionate a monte (Fig. VII.2, Allegato VII).

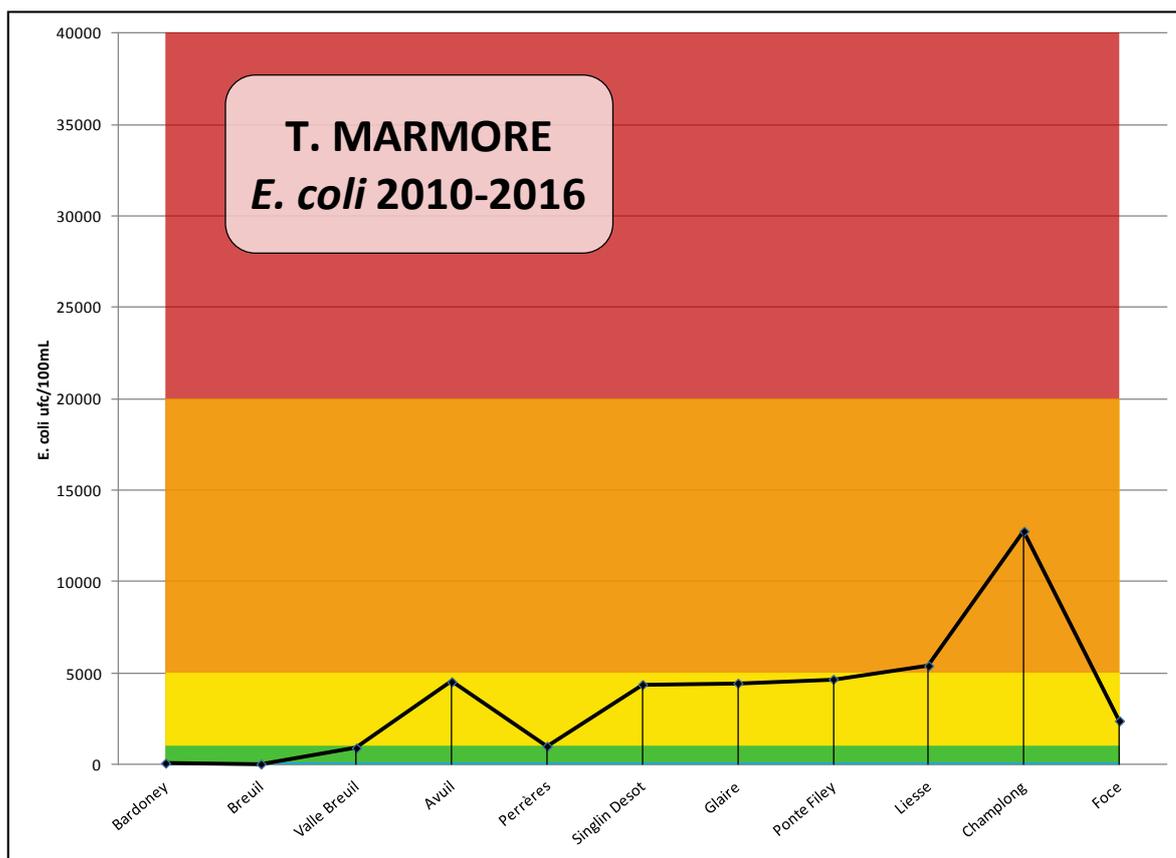


Figura 5.9 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Marmore

5.4.5. Torrente Evançon

Come per altri torrenti precedentemente esaminati, anche in questo caso un peggioramento della classe di qualità si evidenzia solo con il valore di LIM (Tab 5.9): sono state rilevate infatti concentrazioni più elevate, rispetto ai corpi idrici di monte, dei macrodescrittori *E. coli*, azoto ammoniacale e azoto nitrico che fanno abbassare il livello di qualità da *elevato* a *buono*.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
EVN010	Monte Verraz	0941va	Torrent Evançon	547	1,00	160
EVN020	Verraz	0941va	Torrent Evançon	540	0,93	7
EVN030	Pian de Vily	0942wva	Torrent Evançon	560	0,97	74
EVN040	Vollon	0942wva	Torrent Evançon	425	0,91	26250
EVN050	Arcesaz	0943wva	Torrent Evançon	423	0,84	3858
EVN060	Isollaz	0943wva	Torrent Evançon	408	0,84	14833
EVN070	Foce	0945va	Torrent Evançon	428	0,86	6242

Tabella 5.9 - Parametri relativi al Torrente Evançon

Per quanto riguarda le indagini fisico-chimiche di base del corpo idrico più a monte (EVN010 *Monte Verraz*), pur essendo *elevato* sia il risultato del LIM sia il risultato dei singoli LIMeco e della loro media annuale, è doveroso segnalare alcuni valori registrati solo nel mese di agosto (Tab. 5.10): le concentrazioni di *E. coli* sono decisamente più

elevate rispetto agli altri periodi dell'anno e corrispondono ad uno stato *buono* dell'indice LIM (D. Lgs. 152/99). E' ipotizzabile che queste alterazioni siano dovute sia alla frequentazione turistica, sia all'allevamento di alta montagna tipici del periodo estivo.

Data	Codice stazione	Nome stazione	<i>E. coli</i> ufc/100 mL
21-mar	EVN010	Monte Verraz	<1
28-mag	EVN010	Monte Verraz	<1
29-ago	EVN010	Monte Verraz	470
18-ott	EVN010	Monte Verraz	<1
5-giu	EVN010	Monte Verraz	<1
25-ago	EVN010	Monte Verraz	580
27-ott	EVN010	Monte Verraz	<1
22-giu	EVN010	Monte Verraz	<1
19-ago	EVN010	Monte Verraz	140
5-ott	EVN010	Monte Verraz	2

Tabella 5.10 - EVN010 Monte Verraz: concentrazioni di *E. coli* e relativo stato di qualità

In precedenza è già stato illustrato il dato anomalo riscontrato nella stazione di monitoraggio EVN040 *Vollon* e le sue possibili giustificazioni. Osservando la *Fig. 5.10*, che mostra l'andamento totale e gli andamenti stagionali (*Fig. VI.4*, Allegato VI), risalta ancora di più all'occhio questa anomalia.

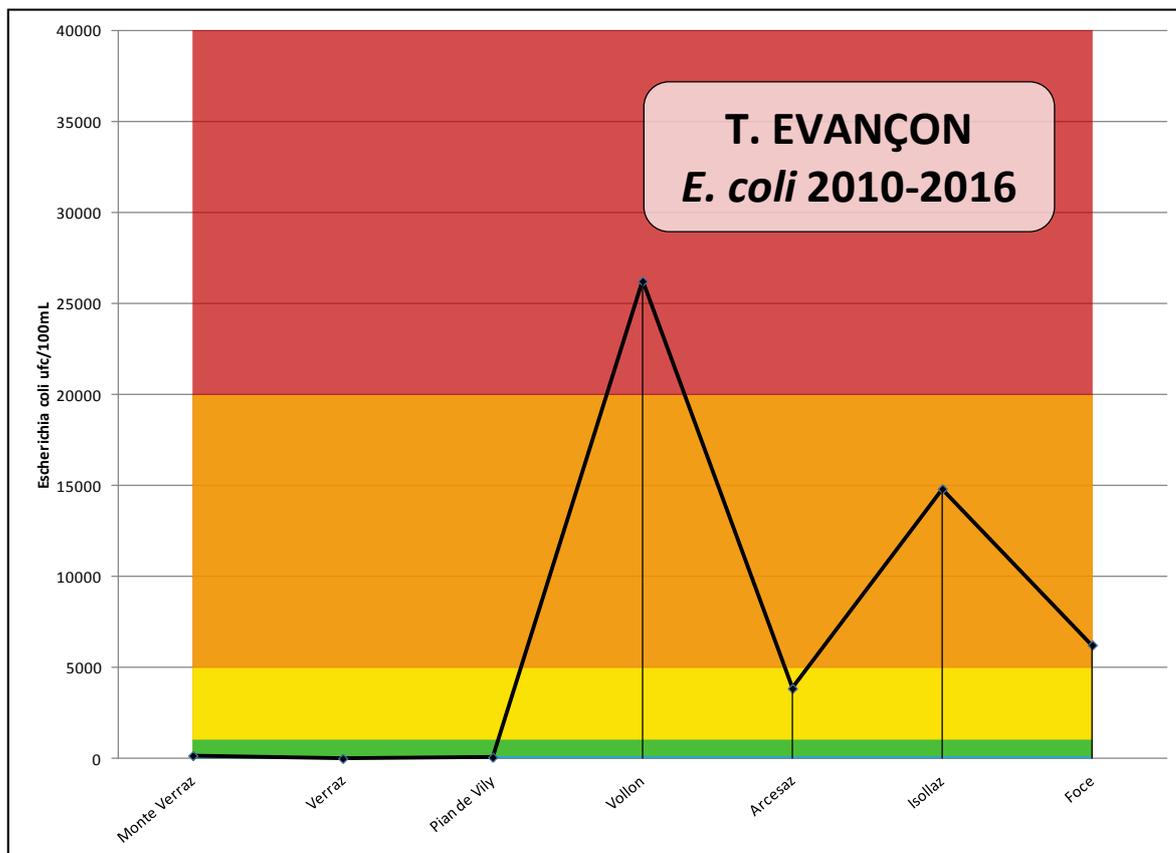


Figura 5.10 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Evançon

Per quanto concerne le stazioni EVN050 *Arcesaz* e EVN060 *Isollaz*, l'analisi del dato risulta complicata: nel primo caso il corpo idrico risente di un depuratore posto a monte del sito di monitoraggio come accade in quello più a monte in cui è ubicata *Vollon*. Molto probabilmente, senza quel dato estivo anomalo le due stazioni di monitoraggio potrebbero essere pressoché equivalenti, con un valore leggermente inferiore per *Arcesaz*, in quanto l'impianto posto a monte ha potenzialità di progetto inferiore rispetto a quello rilevato dalla stazione EVN040 *Vollon* (Fig. VII.3, Allegato VII).

Nella stazione EVN060 *Isollaz* il parametro microbiologico torna a salire, probabilmente perché risente delle fosse Imhoff che le sono poste a monte, poco diluite da una portata d'acqua inferiore causata da una derivazione posta ancora più a monte (Fig. VII.4, Allegato VII).

Nei prossimi anni, quando il torrente verrà nuovamente campionato, si monitorerà se l'andamento dell'anno 2015 è da considerarsi non rilevante o se verrà rilevata nuovamente la stessa tendenza.

5.4.6. *Torrente Lys*

Lo stato di qualità complessivo del torrente *Lys* (Tab. 5.11) risulta *elevato* per tutti gli indici applicati ad eccezione dei corpi idrici 1045wva, 1046wva e 1049wva. I parametri che abbassano il livello da *elevato* a *buono* sono come sempre *E. coli* e l'azoto ammoniacale.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
LYS010	Grenne	1041va	Torrent Lys	560	0,88	1
LYS020	Ejo	1042wva	Torrent Lys	500	0,93	236
LYS030	Tache	1042wva	Torrent Lys	490	0,93	883
LYS040	Perletoa	1044va	Torrent Lys	480	0,97	413
LYS050	Tschoarde	1045va	Torrent Lys	450	0,94	2319
LYS060	Tschossil	1046va	Torrent Lys	470	0,94	1134
LYS080	Issime	1047wva	Torrent Lys	480	0,94	758
LYS090	Gran Proa	1047wva	Torrent Lys	480	0,94	283
LYS100	Ponte tibetano	1049wva	Torrent Lys	470	0,92	443
LYS110	Besesse	1049wva	Torrent Lys	480	0,93	708
LYS120	Foce	10411va	Torrent Lys	480	0,91	605

Tabella 5.11 - Parametri relativi al Torrente Lys

E' da notare come a partire dal sito di monitoraggio LYS040 *Perletoa* le stazioni si assestino al limite della prima classe per quanto riguarda il LIM (valore limite tra la I e la II classe è proprio 480).

La situazione relativamente più critica per quanto riguarda *E. coli* viene rilevata a livello delle stazioni LYS050 *Tschoarde* e LYS060 *Tschossil* (Fig. 5.11) che si trovano però a monte dei due depuratori presenti lungo il torrente e non hanno pressioni antropiche tali da

spiegare questo aumento delle concentrazioni sino alla classe *sufficiente* (Fig. VII.5, Allegato VII): la prima stazione è critica sia in inverno che in estate, mentre la seconda solo durante i mesi estivi (Fig. VI.5, Allegato VI). Con le conoscenze relative al territorio al momento acquisite non pare esserci giustificazione che possa essere ricondotta a questo fenomeno.

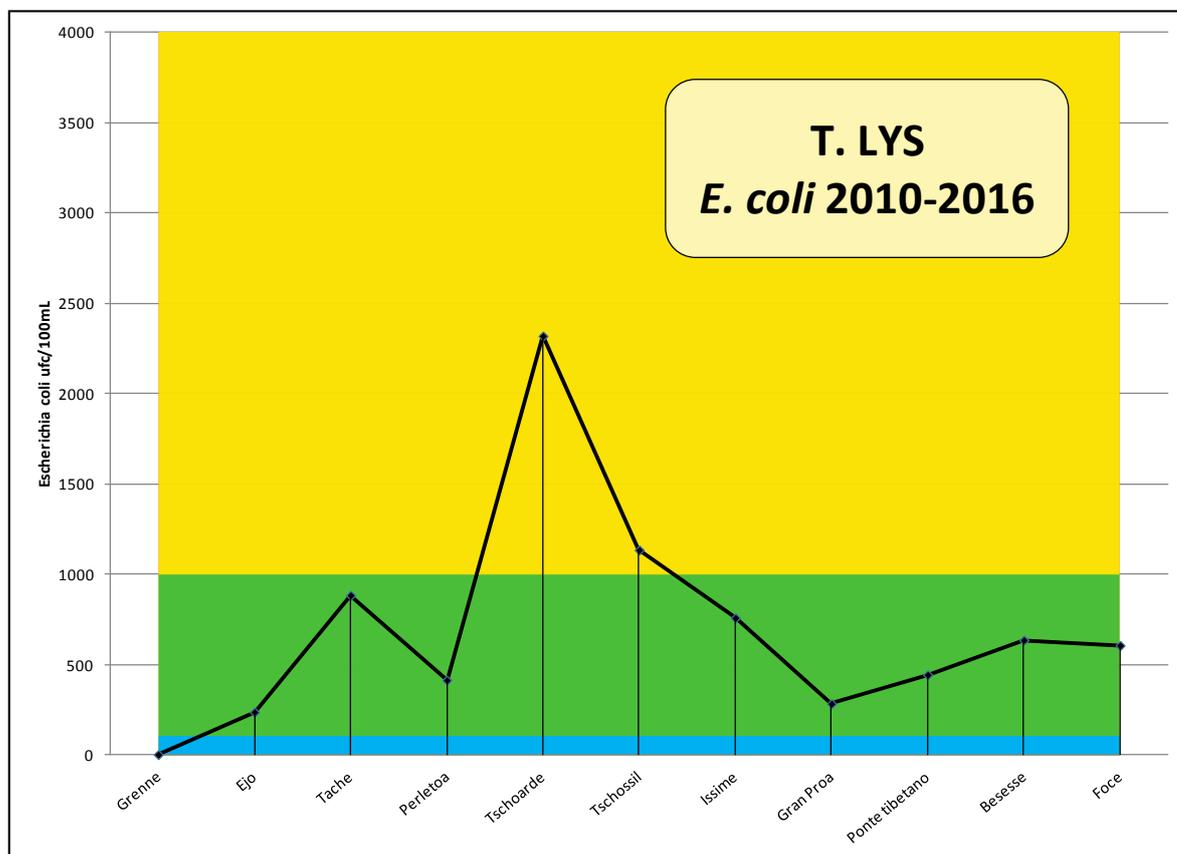


Figura 5.11 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Lys

5.4.7. Torrente Ayasse

Lo stato di qualità del corso d'acqua risulta *elevato*; soltanto l'applicazione del LIM determina nei corpi idrici 055va e 056va un abbassamento del livello di qualità da *elevato* a *buono* per la presenza di concentrazioni di *E. coli*.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
AYS020	Ponte Maddalene	0052va	Torrent Ayasse	560	0,99	19
AYS030	Vignat	0053va	Torrent Ayasse	560	1,00	7
AYS040	Mellier	0054va	Torrent Ayasse	480	1,00	690
AYS050	Ponte Frazione Ronc	0055va	Torrent Ayasse	460	0,97	1850
AYS060	Foce	0056va	Torrent Ayasse	476	0,96	685

Tabella 5.10 - Parametri relativi al Torrente Ayasse

Le concentrazioni di *E. coli* arrivano ad un livello sufficiente proprio a valle del depuratore e delle fosse Imhoff dislocate sul torrente alla stazione AYS050 *Ponte Frazione Ronc* (Fig. 5.12).

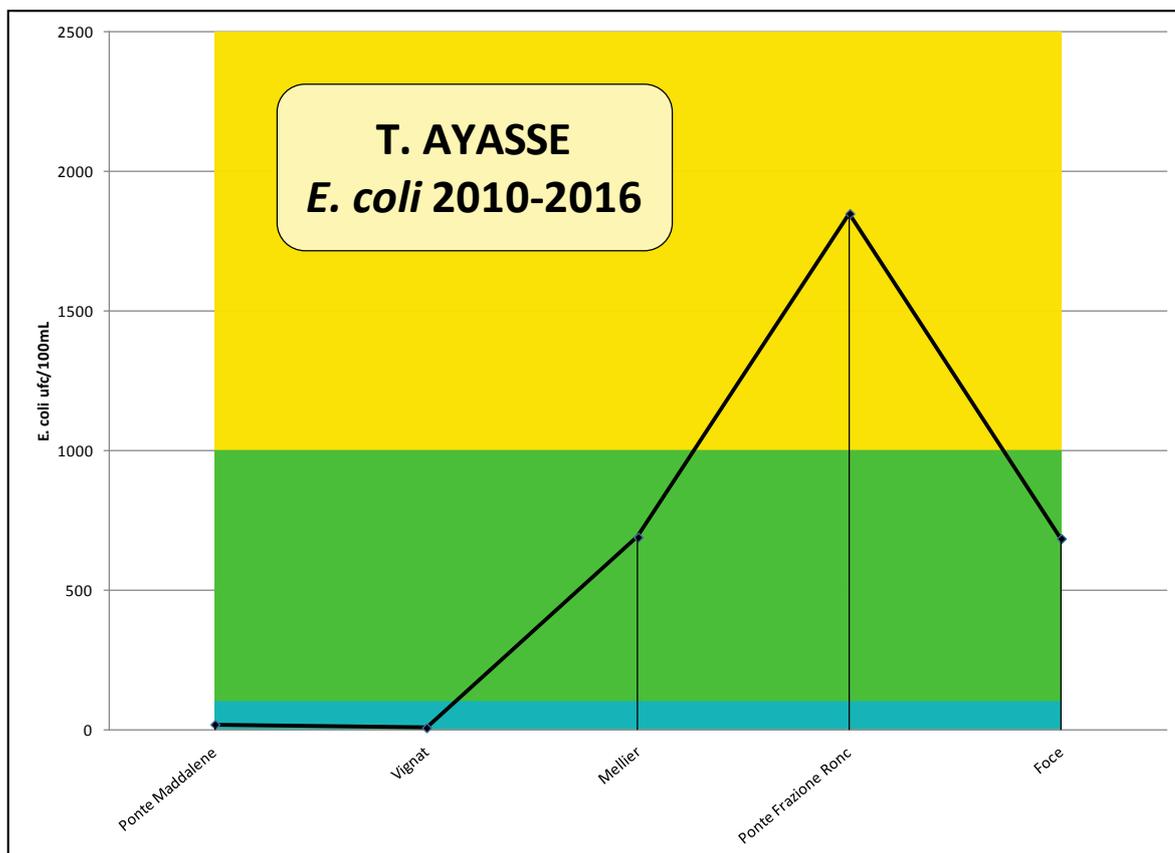


Figura 5.12 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Ayasse

Da notare il valore estivo del sito AYS040 *Mellier* che è decisamente più elevato rispetto alle altre stagioni: ciò si potrebbe ricondurre alla maggiore affluenza turistica del periodo (Fig. VI.6, Allegato VI).

5.4.8. Torrenti Chalamy, Clavalité e Saint-Barthélemy

Le pressioni che insistono su questi torrenti riguardano fundamentalmente gli aspetti idromorfologici:

- *T. Chalamy*: criticità legate alle portate esigue, in parte dovute alla presenza di derivazioni, nel tratto finale del corso d'acqua, insieme alle profonde alterazioni dell'alveo;
- *T. Clavalité*: lungo il corso d'acqua sono dislocate numerose derivazioni irrigue e due derivazioni idroelettriche che insistono sui due corpi idrici di valle;
- *T. Saint-Barthélemy*: presenza di numerose derivazioni irrigue e idroelettriche.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	E. coli_2010-2016
CHL010	La Serva	0142va	Torrent Chalamy	560	0,96	1
CHL020	Ponte Lese	0142va	Torrent Chalamy	540	0,96	1
CHL030	Monte centrale	0143va	Torrent Chalamy	520	0,85	11
CHL040	Foce	0144va	Torrent Chalamy	460	0,83	32
CLV010	Celey Damon	0281wva	Torrent Clavalité	560	1,00	5
CLV020	Barche	0282wva	Torrent Clavalité	560	1,00	22
CLV030	Foce	0283va	Torrent Clavalité	460	0,90	4700
SBR020	Ponte Pierrey	0802va	Torrent de Saint-Barthélemy	560	1,00	6
SBR030	Pont d'Eau	0802va	Torrent de Saint-Barthélemy	520	1,00	16
SBR040	Mazod	0804wva	Torrent de Saint-Barthélemy	500	0,88	7
SBR050	Foce	0804wva	Torrent de Saint-Barthélemy	507	0,92	14

Tabella 5.12 - Parametri relativi ai T. Chalamy, Clavalité e Saint-Barthélemy

Dal punto di vista chimico-microbiologico (*Tab. 5.12*), lo stato di qualità di questi corsi d'acqua si mantiene in stato *elevato*, data la mancanza di pressioni significative correlate all'immissione di reflui. La stazione CHL040 *Foce* si trova in uno stato *buono* per quanto riguarda il LIM a causa di altri due parametri: l'azoto nitrico e la % di saturazione dell'ossigeno. In più, è da riportare l'enorme difficoltà nel campionare questo sito di monitoraggio in quanto la maggior parte dell'anno si trova in secca.

La foce del Torrente Clavalité (SBR050) ricade invece nel livello *sufficiente* di *E. coli*: una possibile spiegazione è che sul corpo idrico, più volte in secca forse per fenomeni di subalveo, il campionamento è stato sovente difficoltoso, con obbligo per i tecnici di spostarsi lungo il tratto di torrente per trovare dell'acqua. E' plausibile che in questi spostamenti ci si sia avvicinati troppo allo scarico della fossa Imhoff presente nelle vicinanze (*Fig. VII.6, Allegato VII*).

5.4.9. Torrente Grand Eyvia

Anche per questo torrente (*Tab. 5.13*), il LIM rileva, nella stazione di monitoraggio GEV040 *Cretaz* uno stato di qualità *buono*, contrariamente al giudizio *elevato* del LIMeco, per la presenza di elevati valori di *E. coli* e azoto ammoniacale, probabilmente dovuti all'immissione nel corpo idrico dei reflui fognari di Lillaz, Cogne e Cretaz.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	E. coli_2010-2016
GEV010	Cote Piemont	0431wva	Torrent Grand Eyvia	NA	0,94	4
GEV030	Cascade Lillaz	0433va	Torrent Grand Eyvia	560	0,94	2
GEV040	Cretaz	0434wva	Torrent Grand Eyvia	440	0,86	15500
GEV050	Laval	0434wva	Torrent Grand Eyvia	495	0,93	5650
GEV060	Chevril	0436va	Torrent Grand Eyvia	500	0,96	796
GEV070	Foce	0437va	Torrent Grand Eyvia	500	0,94	2175

Tabella 5.13 - Parametri relativi al Torrente Grand Eyvia

Il ritorno ad uno stato elevato nei corpi idrici più a valle molto probabilmente è dovuto alla diluizione del carico inquinante operato dagli affluenti, accompagnato quindi da una

diminuzione delle concentrazioni di *E.coli* (Fig. 5.13).

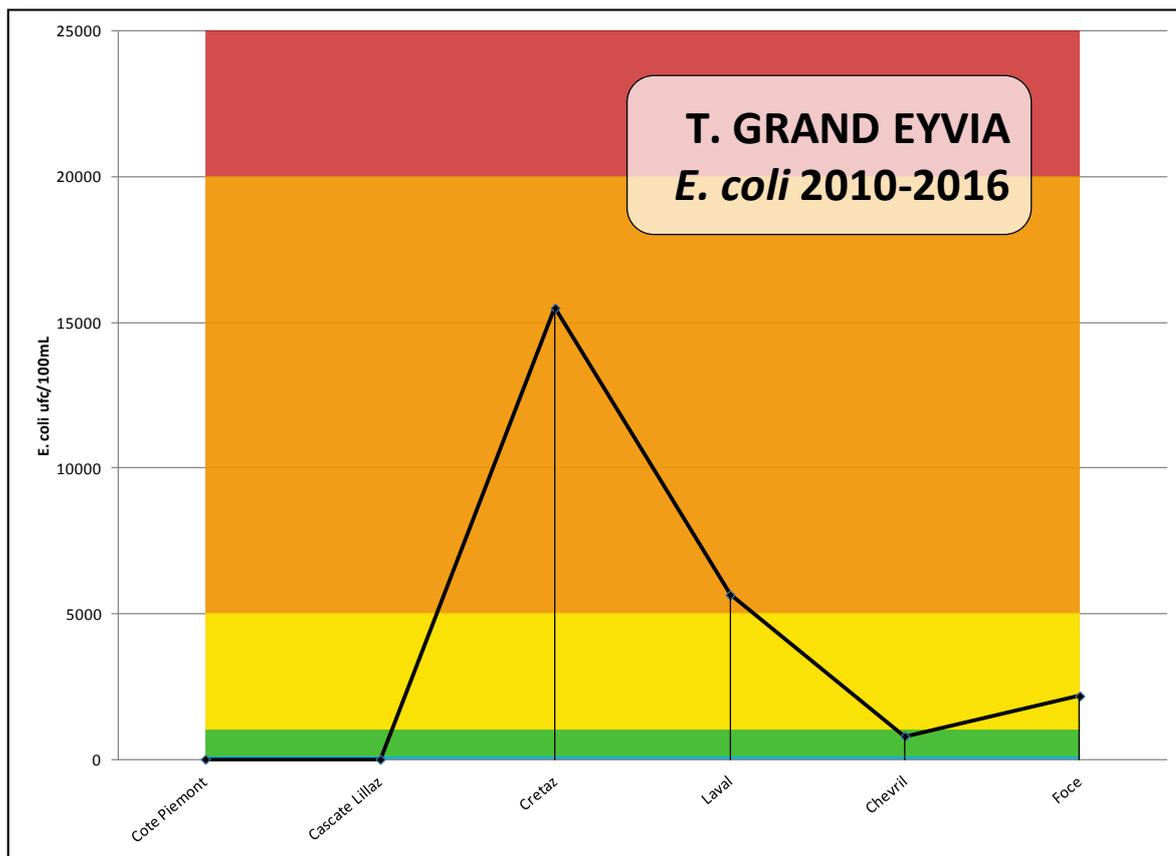


Figura 5.13 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Grand Eyvia

E' da segnalare il sito di monitoraggio GEV010 *Cote Piemont*, localizzato in quota, a causa del fatto che nei mesi invernali e primaverili non è stato possibile monitorarlo perché inaccessibile. Per questo motivo non sono disponibili valori di *E. coli* riferiti all'inverno e alla primavera e non è stato possibile calcolare l'indice LIM (Fig. VI.7, Allegato VI).

5.4.10. Torrente Savara

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
SVR010	Pont	0441va	Torrent Savara	560	0,97	38
SVR020	Eaux Rousses	0442va	Torrent Savara	500	1,00	2975
SVR030	Dégioz	0443wva	Torrent Savara	520	0,99	704
SVR040	Rovenaud	0443wva	Torrent Savara	520	1,00	818
SVR050	Molère	0445wva	Torrent Savara	520	1,00	497
SVR060	Les Ecureuils	0445wva	Torrent Savara	505	0,99	1193
SVR070	Foce	0447wva	Torrent Savara	500	1,00	1330

Tabella 5.14 - Parametri relativi al Torrente Savara

Lo stato di qualità del torrente Savara risulta *elevato* per entrambi gli indici considerati (Tab. 5.14). Il riscontro di un valore soltanto *sufficiente* per il parametro *E. coli* nei siti SVR020 *Eaux Rousses*, SVR060 *Les Ecureuils* e SVR070 *Foce* viene compensato dal valore *elevato* per tutti gli altri macrodescrittori necessari per il calcolo del LIM, dando un risultato finale comunque *elevato*.

Osservando l'andamento totale (Fig. 5.14) e stagionale di *E. coli* sul torrente Savara (Fig. VI.8, Allegato VI), si evidenzia una apparente mancanza di coerenza con quelle che sono le informazioni acquisite sulla presenza e ubicazione degli impatti, in particolare scarichi fognari e prelievi e rilasci idroelettrici, dislocati lungo il corso d'acqua. Questo è uno dei casi più evidenti di come un insieme di fattori concatenati, tra cui il consistente impatto da prese e rilasci, con conseguente oscillazioni di portata, non dovute soltanto alla variabilità stagionale, determini una sostanziale difficoltà nel dare un giudizio in merito alle concentrazioni rilevate nei diversi siti di monitoraggio e nei diversi periodi dell'anno.

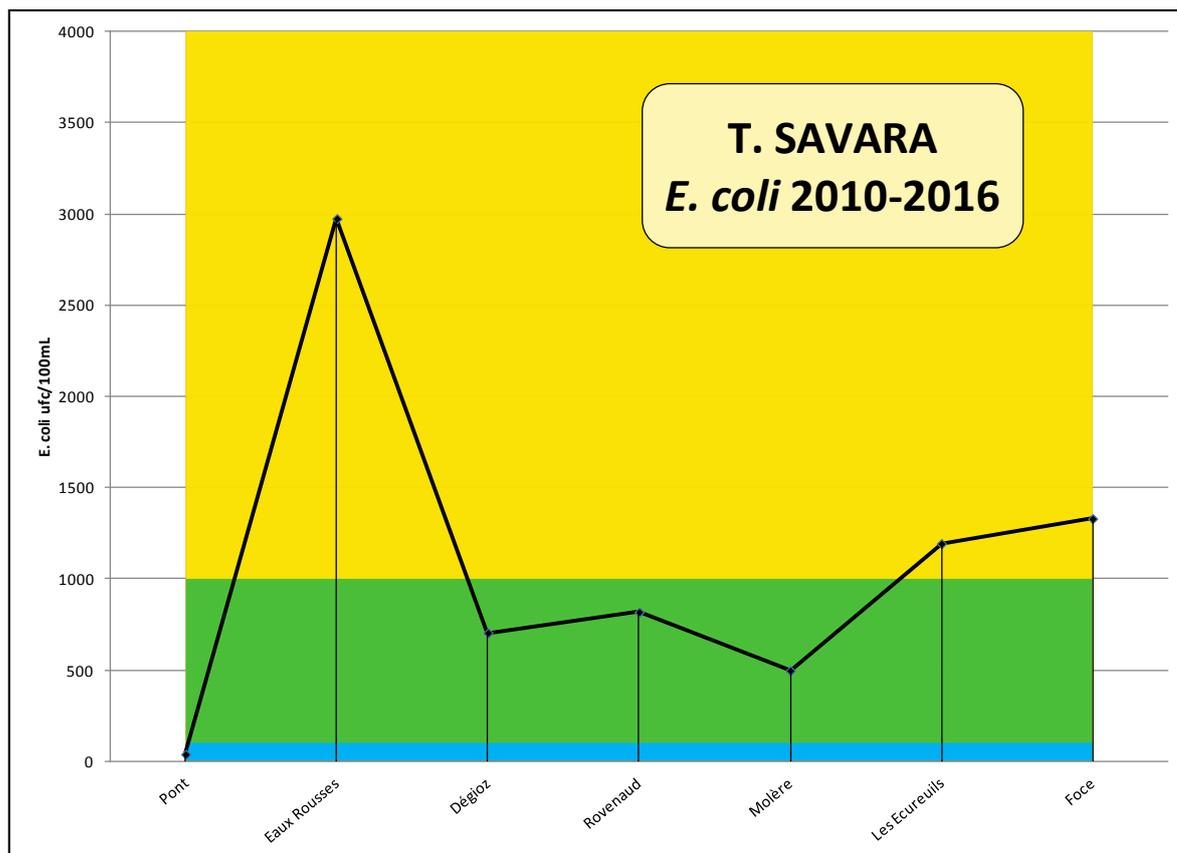


Figura 5.14 - Andamento di *E. coli* lungo il torrente Savara

5.4.11. Dora di Rhêmes

Per quanto riguarda gli indici LIMeco e LIM, il giudizio complessivo risulta *elevato* in tutti i siti di monitoraggio (Tab. 5.15).

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
DRH010	Benevolo	0440281va	Doire de Rhêmes	525	0,94	14
DRH020	Pellaud	0440282wva	Doire de Rhêmes	490	0,97	170
DRH030	Bruil	0440282wva	Doire de Rhêmes	500	1,00	1453
DRH040	Melignon	0440282wva	Doire de Rhêmes	500	0,88	4325
DRH050	Sarral	0440285wva	Doire de Rhêmes	485	0,91	27125
DRH060	Introd	0440285wva	Doire de Rhêmes	500	0,91	2875

Tabella 5.15 - Parametri relativi alla Dora di Rhêmes

Occorre però segnalare che, nel sito DRH050 *Sarral*, il macrodescrittore *E. coli* risulta pessimo (Fig. 5.15) con concentrazioni che raggiungono anche i 34.000 ufc/100 mL nel mese di agosto del 2014. Il 50% dei rilievi fanno registrare valori di *E. coli* > 20.000 ufc/100 mL; tutti questi campioni ricadono nella stagione invernale e estiva (Fig. VI.9, Allegato VI).

Poiché gli altri parametri considerati risultano in classe *elevato*, di fatto l'inquinamento microbiologico non viene rilevato neanche dall'indice LIM, ma deve comunque costituire un campanello di allarme.

Una possibile spiegazione per il livello di qualità pessimo di questo corpo idrico può risiedere nella presenza di una opera di presa a monte del sito di monitoraggio che ovviamente provoca una diminuzione della portata, a cui si aggiunge la presenza di una fossa Imhoff, situata tra la presa e la stazione di campionamento: l'insieme di questi due fattori determinerebbe una diluizione nettamente inferiore dello scarico, che andrebbe così ad aumentare la concentrazione di *E. coli* in alveo, soprattutto nei mesi di maggiore afflusso turistico (inverno e estate) (Fig. VII.7, Allegato VII).

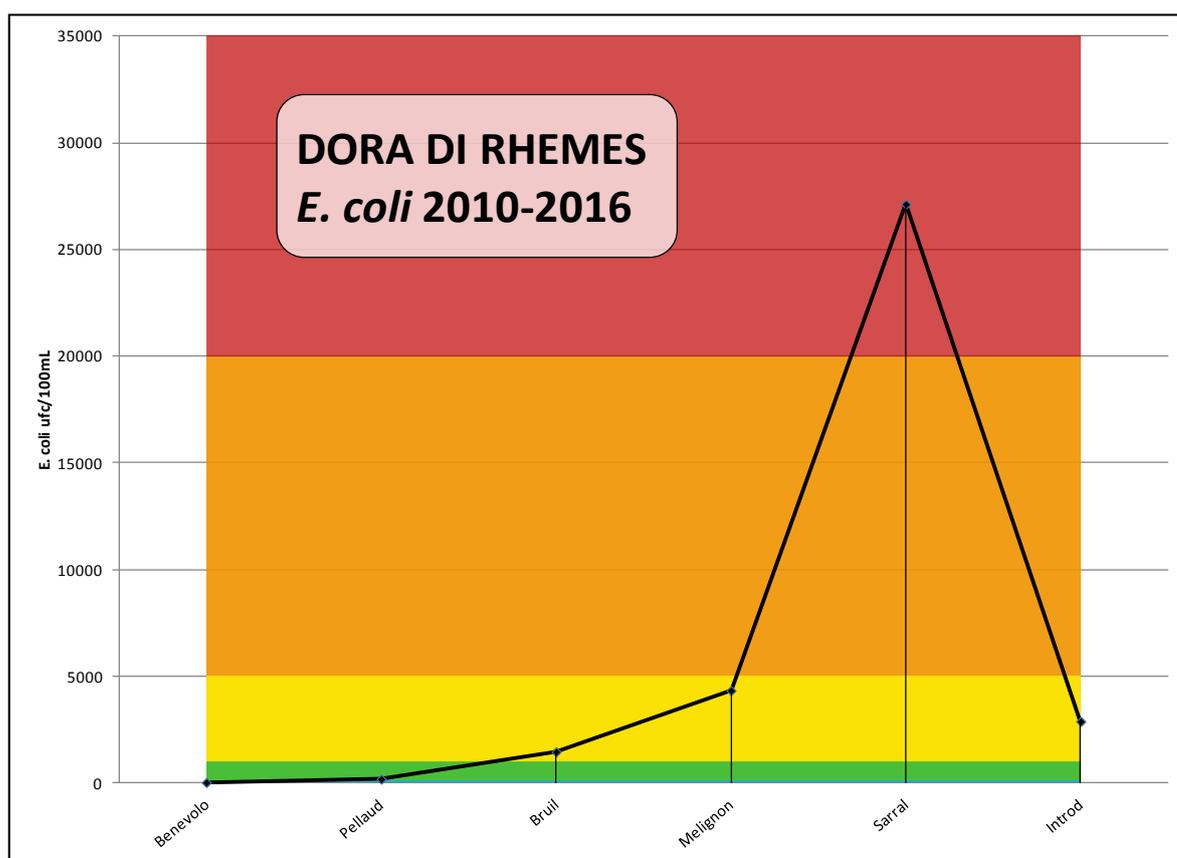


Figura 5.15 - Andamento di *E. coli* lungo la Dora di Rhêmes

E' da segnalare il sito di monitoraggio DRH010 *Benevolo*, localizzato in quota, a causa del fatto che nei mesi invernali non è stato mai monitorato per impraticabilità della strada causa neve. Per questo motivo non sono disponibili valori di *E. coli* riferiti all'inverno.

Per quanto riguarda le indagini fisico-chimiche di base della stazione DRH020 *Pellaud*, pur essendo elevato sia il risultato del LIM sia il risultato dei singoli LIMeco e della loro media annuale, si segnalano alcuni valori registrati solo nel mese di agosto (Tab. 5.16):

Data	Codice stazione	Nome stazione	<i>E. coli</i> ufc/100 mL	P totale µg/L
27-mar	DRH020	Pellaud	7	4,1
16-mag	DRH020	Pellaud	<1	11,3
20-ago	DRH020	Pellaud	570	898,0
16-ott	DRH020	Pellaud	<1	8,1
25-mar	DRH020	Pellaud	10	5,5
23-giu	DRH020	Pellaud	190	23,8
20-ago	DRH020	Pellaud	200	25,6
15-ott	DRH020	Pellaud	<1	6,3

Tabella 5.16 – DRH020 Pellaud: concentrazioni di *E. coli*, P totale e relativo stato di qualità

I valori di *E. coli* sono decisamente più elevati rispetto agli altri periodi dell'anno e corrispondono ad uno stato *buono* dell'indice LIM (D. Lgs. 152/99) e in una occasione il fosforo totale rilevato ricade nello stato di qualità *cattivo*. E' ipotizzabile che queste alterazioni siano dovute sia alla frequentazione turistica sia all'allevamento di alta montagna tipici del periodo estivo.

5.4.12. Dora di Valgrisenche

Ad esclusione della foce, il corso d'acqua risulta in stato *elevato* (Tab. 5.17).

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
DVG010	Ponte Bezzi	0451wva	Doire de Valgrisenche	500	0,94	194
DVG020	Usellieres	0451wva	Doire de Valgrisenche	520	0,94	96
DVG040	Gerbelle	0454wva	Doire de Valgrisenche	490	0,97	10750
DVG060	Verney	0454wva	Doire de Valgrisenche	520	0,94	855
DVG070	Foce	0456wva	Doire de Valgrisenche	405	0,81	60250

Tabella 5.17 - Parametri relativi alla Dora di Valgrisenche

Il sito di monitoraggio DVG070 *Foce* risente della presenza di reflui fognari che ne abbassano lo stato di qualità a *buono* (Fig. 5.16 e Fig. VII.8, Allegato VII). Le concentrazioni di *E. coli* sono elevate in tutte le stagioni (tranne in primavera in cui sono leggermente inferiori; Fig. VI.10, Allegato VI) e raggiungono valori massimi di 100.000 ufc/100 mL nel mese di febbraio del 2010. Lo stato di qualità, riferito a *E. coli*, va dallo scarso al pessimo con una distribuzione percentuale dei rilievi del 37% e 63% rispettivamente.

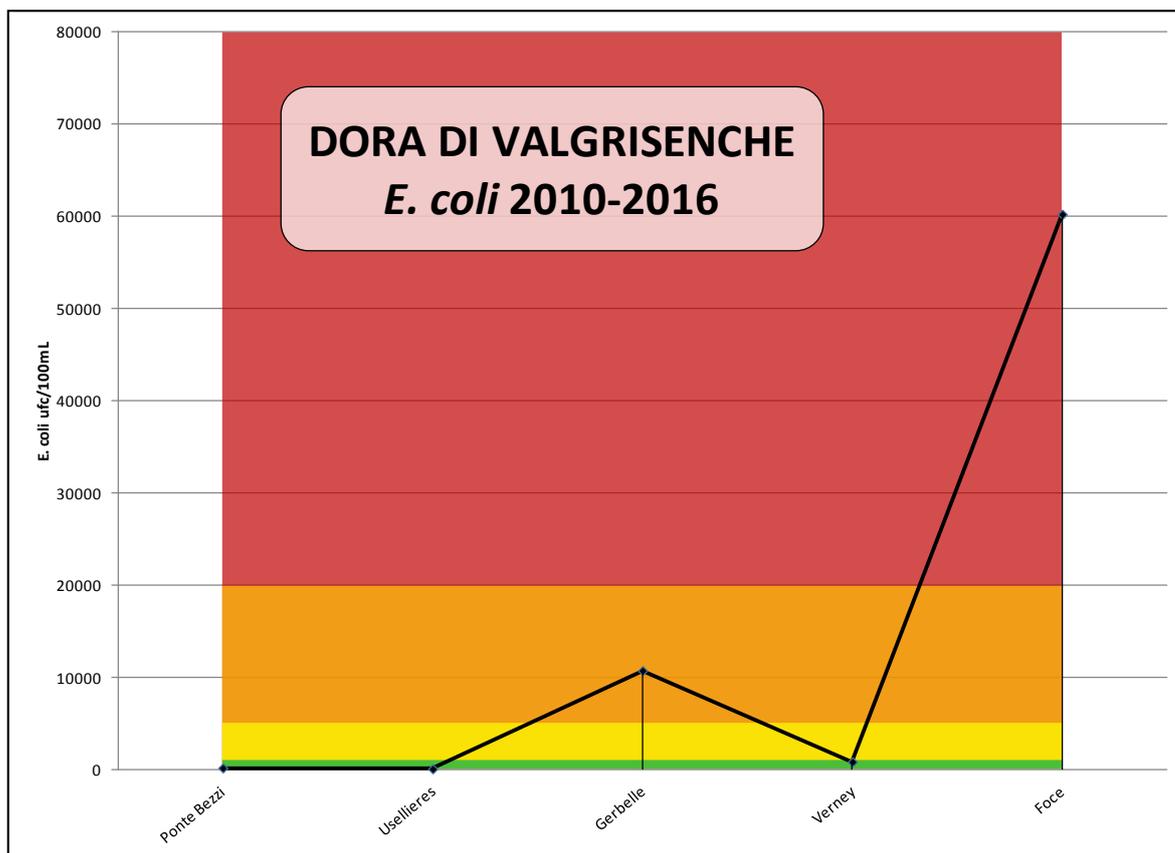


Figura 5.16 - Andamento di *E. coli* lungo la Dora di Valgrisenche

Sono da segnalare i siti di monitoraggio DVG010 *Ponte Bezzi* e DVG020 *Usellieres*, localizzati in quota, a causa del fatto che nei mesi invernali non sono stati mai monitorati per impraticabilità della strada causa neve. Per questo motivo non sono disponibili valori di *E. coli* riferiti all'inverno.

5.4.13. Dora di La Thuile

Il valore *buono* dell'indice LIM, rilevato nella stazione DLT030 *Balme* e DLT040 *Foce*, è dovuto alla concentrazione media di *E. coli* del settennio di 94.417 ufc/100 mL per la prima e 7.638 ufc/100 mL per la seconda (Tab. 5.18), con picchi di 200.000 ufc/100 mL nel 2010 e 25.000 ufc/100 mL nel 2015 rispettivamente. In parte è anche dovuto a valori elevati di azoto ammoniacale e BOD₅.

codice stazione	nome stazione	codice corpo idrico	nome corpo idrico	LIM_2010-2016	LIMeco_2010-2016	<i>E. coli</i> _2010-2016
DLT010	Chaz Pontaille	0561va	Doire de La Thuile	520	1,00	160
DLT020	Petite Golette	0562va	Doire de La Thuile	560	0,99	87
DLT030	Balme	0563va	Doire de La Thuile	345	0,74	94417
DLT040	Foce	0564va	Doire de La Thuile	470	0,89	7638

Tabella 5.18 - Parametri relativi alla Dora di La Thuile

Il corpo idrico 0563va riceve i reflui del depuratore comunale di La Thuile (Fig. VII.9, Allegato VII) e risente quindi molto dei periodi di maggior frequentazione turistica, in pressoché tutte le stagioni (Fig. 5.17).

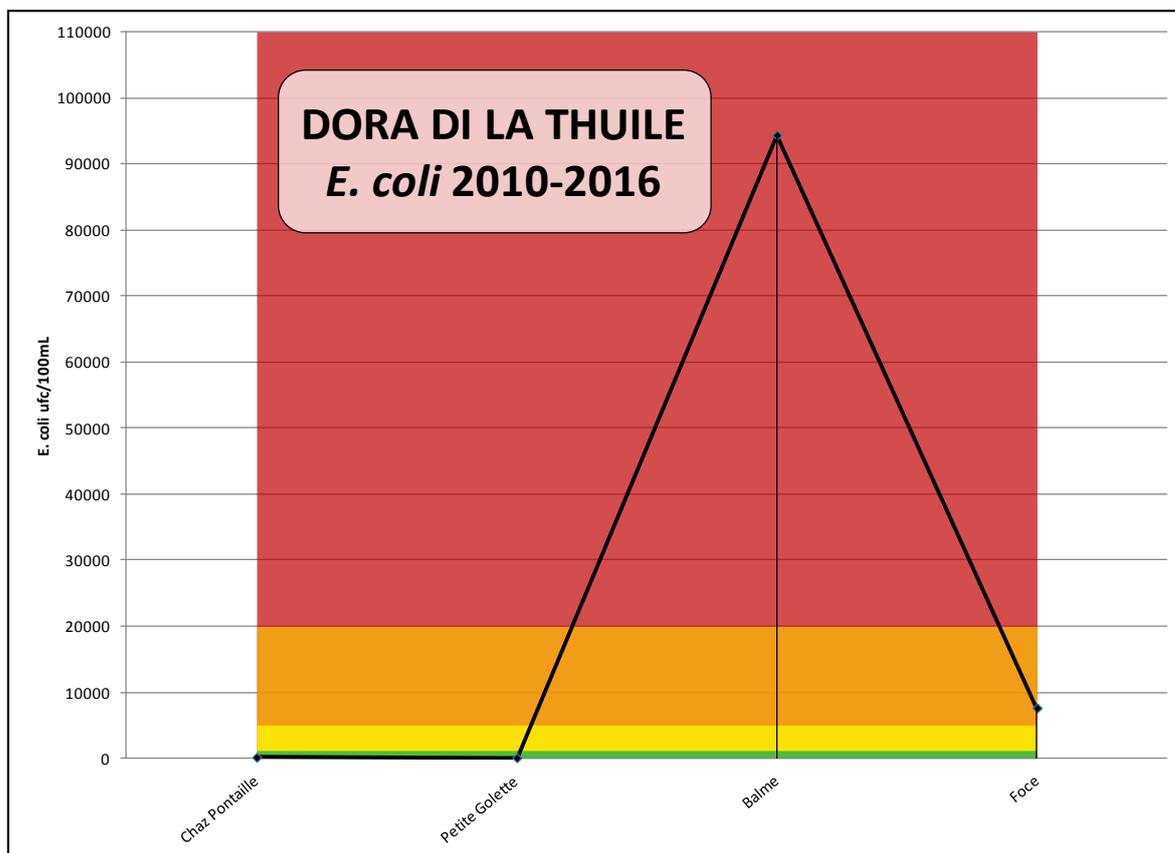


Figura 5.17 - Andamento di *E. coli* lungo la Dora di La Thuile

E' da segnalare il sito di monitoraggio DLT10 *Chaz Pontaille*, localizzato in quota, a causa del fatto che nei mesi invernali non è stato mai monitorato per chiusura della strada causa neve. Per questo motivo non sono disponibili valori di *E. coli* riferiti all'inverno (Fig. VI.11, Allegato VI). Inoltre, pur essendo *elevato* sia il risultato del LIM sia il risultato dei singoli LIMeco e della loro media annuale, è doveroso segnalare alcuni valori registrati solo nei mesi estivi: i valori di *E. coli* sono decisamente più elevati rispetto agli altri periodi dell'anno e corrispondono ad uno stato *buono* dell'indice LIM (D. Lgs. 152/99). E' ipotizzabile che queste alterazioni siano dovute all'allevamento di alta montagna tipici del periodo estivo.

5.5. Differenze stagionali nelle concentrazioni di *E. coli*

Al termine di questa prima elaborazione, è stato quindi evidente come vi fossero differenze anche sostanziali nelle concentrazioni di *E. coli* tra una stagione e l'altra. La rappresentazione cartografica confermerebbe a colpo d'occhio nuovamente questa ipotesi formulata in prima istanza dalla mera osservazione dei valori dei singoli campioni: in Fig. VI.12 e Fig. VI.13 (Allegato VI) viene proposta la cartografia relativa ai bacini sottesi ai siti di monitoraggio collegati ai relativi valori medi e quella relativa alla classificazione di

tutti i corpi idrici della rete secondo il parametro microbiologico *E. coli*, ai sensi del D. Lgs 152/99, suddivise per stagione.

Si è voluto dunque fare una ulteriore valutazione delle differenze tra le serie di dati considerati peggiori (inverno e estate, mesi in cui l'afflusso turistico è maggiore e quindi la capacità autodepurante dei corsi d'acqua potrebbe venire meno) rispetto alle altre due stagioni, applicando un test di significatività, in modo da confermare questa ipotesi anche dal punto di vista statistico. Si è proceduto alla trasformazione logaritmica dei dati e si è applicato il test t di Student per saggiare la differenza delle medie risultanti dai valori collocatisi in una delle quattro stagioni.

Il test è stato applicato, all'inizio, all'insieme dei valori ottenuti su tutta la rete di monitoraggio ed in seguito è stato applicato al corso d'acqua più rilevante e di interesse della regione, la Dora Baltea. Come stagione di "riferimento" si è preso l'inverno e lo si è confrontato con le altre tre stagioni.

I dati disponibili si suddividono sul totale in 462 prelievi invernali, 508 primaverili, 500 estivi e 489 autunnali. Ancora una volta si osserva come i rilievi effettuati nei mesi più freddi siano più difficoltosi per inaccessibilità dei siti causa neve e per questo risultano essere di numero inferiore.

Applicando il test t di Student alla serie di dati invernali e primaverili si ottiene il risultato riportato in *Tab. 5.19*:

Gruppo	Inverno	Primavera
Mean	2,65439930775	2,42360706122
SD	1,64220739051	1,51845645771
SEM	0,07640240235	0,06737061110
N	462	508

P value = 0,0232

Tabella 5.19 - Test t - Inverno/Primavera (dati totali)

Con un P value pari a 0,0232 la differenza tra le medie risulta essere statisticamente significativa. E' un dato comunque atteso, in quanto le caratteristiche tipiche dei periodi invernali, affluenza turistica e condizione di magra dei torrenti, sono in netto contrasto con il periodo primaverile, che è connotato da poco turismo e scioglimento causato dai rialzi termici. Infatti, nel complesso l'inverno è caratterizzato dal 63% di stazioni ricadenti nelle classi *elevato/buono* e dal 17% di siti situati nelle classi *scarso/cattivo*. Al contrario, la primavera ottiene un 73% di stazioni nell'*elevato/buono* e solo il 12% nelle classi peggiori. Applicando il test t di Student alla serie di dati invernali e estivi si ottiene il risultato riportato in *Tab. 5.20*:

Gruppo	Inverno	Estate
Mean	2,65439930775	3,08606671982
SD	1,64220739051	1,28423738422
SEM	0,07640240235	0,05743284181
N	462	500

P value < 0,0001

Tabella 5.20 - Test t - Inverno/Estate (dati totali)

Con un P value inferiore a 0,0001 la differenza tra le medie risulta essere estremamente significativa. Questo risultato indica che la stagione estiva, caratterizzata da grande afflusso turistico e da portate elevate che però non riescono a smaltire il carico microbiologico, risulta nel complesso essere il periodo dell'anno peggiore. Infatti, osservando la percentuale di stazioni che ricadono nelle classi peggiori di qualità microbiologica (*scarso* e *cattivo*) si osserva che l'inverno presenta un 17%, mentre l'estate un 26%.

Applicando il test t di Student alla serie di dati invernali e autunnali si ottiene un risultato apparentemente inaspettato (Tab. 5.21):

Gruppo	Inverno	Autunno
Mean	2,65439930775	2,69300652251
SD	1,64220739051	1,57469709189
SEM	0,07640240235	0,07121026401
N	462	489

P value < 0,7114

Tabella 5.21 - Test t - Inverno/Autunno (dati totali)

Con un P value pari a 0,7114 la differenza tra le medie non risulta essere statisticamente significativa. Osservando la rappresentazione cartografica delle medie risultanti dall'analisi del periodo 2010-2016, parrebbe invece che il periodo invernale possa essere una stagione peggiore dal punto di vista microbiologico, visti anche i fattori di impatto che lo caratterizzano. Analizzando però i dati singolarmente si osserva come la percentuale di *scarso* e *cattivo* per entrambe le stagioni risulti essere 17-18%, con le altre classi aventi una distribuzione percentuale molto simile, ottenendo così una media non statisticamente significativa. Ciò che inganna l'occhio a livello cartografico, ma che comunque è un dato di cui tenere conto, è invece la distribuzione percentuale della classe *scarso* e *cattivo* prese singolarmente: infatti, in inverno si ha rispettivamente un 9% e 8%, mentre in autunno un 15% e 3%. Pertanto, la stagione invernale è maggiormente caratterizzata da picchi di concentrazioni di *E. coli* che inducono un aumento dei giudizi di qualità pessimi, mentre l'autunno si assesta maggiormente in una quarta classe di qualità.

I dati disponibili invece per la Dora Baltea si suddividono in 182 prelievi invernali, 185 primaverili, 185 estivi e 184 autunnali. Si riscontra in misura nettamente minore il

problema della difficoltà di campionamento nei mesi freddi, in quanto pressoché tutte le stazioni di monitoraggio lungo questo torrente sono facilmente raggiungibili tutto l'anno.

I risultati ottenuti dall'applicazione del test t di Student sui dati della Dora Baltea ricalcano in buona sostanza quelli acquisiti a partire dai dati totali (Tab. 5.22):

Gruppo	Inverno	Primavera	P value = 0,0002	Gruppo	Inverno	Estate	P value = 0,0030
Mean	3,78858014560	3,53719989663		Mean	3,78858014560	3,96448343486	
SD	0,66567418913	0,61986280541		SD	0,66567418913	0,43980446866	
SEM	0,04934305378	0,04557321982		SEM	0,04934305378	0,03233506762	
N	182	185		N	182	185	

Gruppo	Inverno	Autunno	P value = 0,1440
Mean	3,78858014560	3,88460393746	
SD	0,66567418913	0,58698943999	
SEM	0,04934305378	0,04327343564	
N	182	184	

Tabella 5.22 - Test t - Dora Baltea

Nel confronto tra inverno e primavera si ottiene una differenza tra le medie estremamente significativa, tra inverno e estate differenze comunque statisticamente significative, mentre tra inverno e autunno nuovamente non vi è una differenza significativa tra le medie.

Da questa analisi, si ottiene che la primavera è la stagione migliore dal punto di vista microbiologico, mentre l'estate risulta essere in media la fase più critica. Questi sono proprio i periodi dell'anno maggiormente interessati dalla pratica degli sport d'acqua viva, in particolare da maggio a settembre, e sono quindi quelli presi in considerazione per le elaborazioni successive (Par. 5.6).

5.6. Acque ricreative: confronto tra i dati raccolti nell'area di studio e limiti proposti in letteratura

Una volta selezionate le 11 stazioni ricadenti nei corpi idrici adibiti ad uso ricreazionale delle acque superficiali, sono stati selezionati i campionamenti microbiologici effettuati nel periodo di interesse (2010-2016, da maggio a settembre) relativi a questi siti (si riportano i grafici degli andamenti delle singole stazioni in Allegato VIII). Questi valori di *E. coli* sono stati utilizzati poi per il calcolo della media geometrica del campione, del 90° percentile utile all'espressione dell'STV, del valore massimo riscontrato, per la trasformazione logaritmica e il successivo calcolo del 90° percentile e 95° percentile della funzione PDF e per l'analisi delle percentuali di sfioramento rispetto ai limiti proposti.

BALNEAZIONE CONTATTO PRIMARIO	Direttiva Europea 2006/7/CE		Decreto 30 maggio 2010		US EPA		Canada	
	Qualità eccellente (95° percentile PDF) 500 ufc/100 mL	Qualità buona (95° percentile PDF) 1000 ufc/100 mL	Qualità sufficiente (90° percentile PDF) 900 ufc/100 mL	[] max ammissibile singolo campione 1000 ufc/100 mL	Media geometrica	STV (90° percentile) 410 ufc/100 mL	Media geometrica	[] max ammissibile singolo campione 400 ufc/100 mL
Stazioni								
DBL040 Pré-Saint-Didier	59313	59313	44557	superamenti: 100% (val. max 57000)	15056	superamenti: 100% (90° perc. 50000)	15056	superamenti: 100% (val. max 57000)
DBL050 Morgex	58601	58601	42602	superamenti: 100% (val. max 60000)	12711	superamenti: 100% (90° perc. 50000)	12711	superamenti: 100% (val. max 60000)
DBL060 Marais	54937	54937	38203	superamenti: 96% (val. max 61000)	9632	superamenti: 100% (90° perc. 41000)	9632	superamenti: 100% (val. max 61000)
DBL070 Equitvaz	34035	34035	25173	superamenti: 100% (val. max 33000)	8019	superamenti: 100% (90° perc. 29600)	8019	superamenti: 100% (val. max 33000)
DBL080 Leverogne	18544	18544	14061	superamenti: 96% (val. max 24000)	4923	superamenti: 100% (90° perc. 14000)	4923	superamenti: 100% (val. max 24000)
DBL088 Chavonne	11078	11078	8909	superamenti: 96% (val. max 8800)	3898	superamenti: 100% (90° perc. 7980)	3898	superamenti: 100% (val. max 8800)
DBL100 Plan Félimaz	10239	10239	6771	superamenti: 65% (val. max 20000)	1411	superamenti: 91% (90° perc. 4820)	1411	superamenti: 91% (val. max 20000)
DBL130 Ponte Pontey	15264	15264	12561	superamenti: 100% (val. max 12000)	5997	superamenti: 100% (90° perc. 10710)	5997	superamenti: 100% (val. max 12000)
DBL140 Pont des Chevres	40994	40994	31927	superamenti: 100% (val. max 45000)	12370	superamenti: 100% (90° perc. 27200)	12370	superamenti: 100% (val. max 45000)
DBL150 Borgo Montjovet	52215	52215	38590	superamenti: 100% (val. max 82000)	12258	superamenti: 100% (90° perc. 33800)	12258	superamenti: 100% (val. max 82000)
CHL030 Monte ponte centrale	206	206	100	superamenti: 0% (val. max 44)	6	superamenti: 0% (90° perc. 42)	6	superamenti: 0% (val. max 44)

Tabella 5.23 - Confronto tra limiti per la balneazione e i rilievi regionali

In prima istanza, è stata effettuata una comparazione dei valori così ottenuti con i limiti indicati dalle normative internazionali in materia di balneazione. I risultati vengono riportati nella Tab. 5.23. Tutte le stazioni considerate non rispondono ai requisiti di una acqua di balneazione, tranne il sito di monitoraggio posto sul torrente Chalamy. Infatti, la

stazione CHL030 *Monte ponte centrale* ricade con ampio margine nei limiti previsti per la balneabilità: è un dato importante perché lungo questo torrente si pratica una disciplina sportiva, quale il canyoning, in cui il contatto con l'acqua è tra i più stretti e la probabilità di immergere la testa e ingerire dell'acqua è piuttosto elevata. Non c'è normativa che disciplini la materia, ma è rassicurante riscontrare questi valori in luoghi che possono essere considerati tra quelli più a rischio. Si ricorda comunque che il T. Chalamy è pressoché privo di scarichi fognari che possano innalzare le concentrazioni di *E. coli*.

Per quanto riguarda le altre stazioni, il risultato ottenuto era comunque atteso, dal momento che la Dora Baltea è fortemente impattata da scarichi fognari e dunque nessuna delle sue acque è idonea alla balneazione. In ogni caso, ciò che è interessante notare è che i valori calcolati per ciascuna delle stazioni sono sempre di uno o due ordini di grandezza più elevati rispetto ai limiti previsti dalle diverse normative.

Si è a conoscenza di come diverse giurisdizioni indichino la scorrettezza oltre che l'illegalità nell'applicare i limiti della balneazione alle attività ricreative in acque superficiali, anche se converrebbe seguirne gli standard di qualità. Tuttavia, rilevare valori così lontani dai limiti, insieme alla mancanza di informazioni inerenti alle condizioni di salute di coloro che ormai da vent'anni frequentano le acque della Regione, ma essendo chiare le informazioni in letteratura sui rischi associati alla pratica di sport in acque superficiali, ci si chiede quali possano essere i limiti più appropriati per l'uso di acque adibite agli sport di acqua viva.

Non essendoci indicazioni in materia a livello europeo, sono stati utilizzati per un confronto i limiti proposti in letteratura e applicati in diverse regioni del mondo, dalla Francia, al Canada, a diversi stati nordamericani.

L'Azienda Sanitaria Locale francese della Bretagna propone di effettuare un valutazione qualitativa dei singoli campionamenti e inserire ciascuno di essi in tre classi di qualità, che tengono conto del grado di rischio sanitario in funzione delle attività praticate, del livello dei praticanti, della stabilità dell'imbarcazione e delle condizioni meteorologiche. Le misure da adottare per ciascuna delle classi individuate agiscono a livello di restrizioni d'uso.

ALTRI TIPI DI CONTATTO	ARS Bretagne		
	Qualità buona (singolo campione)	Qualità media (singolo campione)	Qualità cattiva (singolo campione)
Stazioni	<100 ufc/100 mL	>100 e <1800 ufc/100 mL	>1800 ufc/100 mL
DBL040 Pré-Saint-Didier	rilievi = 0% (val. max 57000)	rilievi = 0% (val. max 57000)	rilievi = 100% (val. max 57000)
DBL050 Morgex	rilievi = 0% (val. max 60000)	rilievi = 0% (val. max 60000)	rilievi = 100% (val. max 60000)
DBL060 Marais	rilievi = 0% (val. max 61000)	rilievi = 4% (val. max 61000)	rilievi = 96% (val. max 61000)
DBL070 Equilivaz	rilievi = 0% (val. max 33000)	rilievi = 0% (val. max 33000)	rilievi = 0% (val. max 33000)
DBL080 Leverogne	rilievi = 0% (val. max 24000)	rilievi = 9% (val. max 24000)	rilievi = 91% (val. max 24000)
DBL088 Chavonne	rilievi = 0% (val. max 8800)	rilievi = 9% (val. max 8800)	rilievi = 91% (val. max 8800)
DBL100 Plan Félinaz	rilievi = 4% (val. max 20000)	rilievi = 61% (val. max 20000)	rilievi = 35% (val. max 20000)
DBL130 Ponte Pontey	rilievi = 0% (val. max 12000)	rilievi = 0% (val. max 12000)	rilievi = 100% (val. max 12000)
DBL140 Pont des Chevres	rilievi = 0% (val. max 45000)	rilievi = 0% (val. max 45000)	rilievi = 100% (val. max 45000)
DBL150 Borgo Montjovet	rilievi = 0% (val. max 82000)	rilievi = 0% (val. max 82000)	rilievi = 100% (val. max 82000)

Tabella 5.24 - Confronto tra limiti proposti da ARS Bretagne e i rilievi regionali

Le 10 stazioni analizzate (Tab. 5.24) mostrano come la quasi totalità dei rilievi effettuati (dal 91% al 100%) ricada nella terza classe di qualità, quella cattiva. In questo caso, oltre ad una informazione adeguata in merito ai rischi sanitari nei confronti dei fruitori dei corsi d'acqua, alla doccia in seguito ad immersione accidentale e alla consultazione di un medico in caso di comparsa di sintomi, le raccomandazioni più specifiche riguardano l'astensione dalla pratica delle attività ricreative più a contatto con l'acqua, come l'hydrospeed, e delle attività svolte su imbarcazioni instabili, in particolar modo per i principianti. Pertanto, lungo la Dora Baltea sarebbe altamente sconsigliata la pratica dell'hydrospeed e la frequentazione occasionale di non professionisti.

Unica eccezione è la stazione DBL100 *Plan Félinaz*, che pare avere nel complesso una qualità microbiologica migliore: il 61% dei rilievi ricade nella classe di qualità sufficiente e per questa categoria, nessuna restrizione d'uso particolare viene raccomandata, ma in ogni caso si sconsiglia un contatto prolungato e l'ingestione accidentale di acqua.

Andando a confrontare i dati valdostani con i limiti proposti dal Texas EPA, si riscontra solo un valore al di sotto di un limite, nella stazione DBL100 *Plan Félinaz* (Tab. 5.25).

ALTRI TIPI DI CONTATTO	Texas EPA			
	Media geometrica (primario tipo2)	Media geometrica (secondario tipo1)	Media geometrica (secondario tipo2)	Media geometrica (nessun contatto)
Stazioni	206 ufc/100 mL	630 ufc/100 mL	1030 ufc/100 mL	2060 ufc/100 mL
DBL040 Pré-Saint-Didier	15056	15056	15056	15056
DBL050 Morgex	12711	12711	12711	12711
DBL060 Marais	9632	9632	9632	9632
DBL070 Equilivaz	8019	8019	8019	8019
DBL080 Leverogne	4923	4923	4923	4923
DBL088 Chavonne	3898	3898	3898	3898
DBL100 Plan Félinaz	1411	1411	1411	1411
DBL130 Ponte Pontey	5997	5997	5997	5997
DBL140 Pont des Chevres	12370	12370	12370	12370
DBL150 Borgo Montjovet	12258	12258	12258	12258

Tabella 5.25 - Confronto tra limiti proposti dal Texas EPA e i rilievi regionali

E' necessaria in questo caso una premessa: questo stato americano suddivide le acque ricreative, in base al grado di contatto con l'acqua, in quattro categorie oltre alla prima classe relativa al contatto primario stretto (di tipo 1), che prevede gli stessi limiti designati dall'EPA centrale. Con "contatto primario di tipo 2", si intendono le attività rientranti nel tipo 1, ma che vengono effettuate più raramente (tra le quali rientrano in ogni caso il rafting, la canoa e il kayak in acque agitate). Con "contatto secondario di tipo 1" si intendono quelle attività che, se anche praticate frequentemente, prevedono un contatto accidentale e limitato del corpo (rafting, canoa e kayak in acque calme); il "secondario di tipo 2" corrisponde invece alle stesse attività che avvengono nel tipo 1 con ancora meno frequenza. Il bird-watching e le piste ciclabili lungo le sponde sono attività che entrano invece nella categoria del "non contatto".

Pertanto, le stazioni sulla Dora Baltea interessate dalla pratica di rafting, canoa, kayak e hydrospeed in acque piuttosto agitate non rispondono a nessuno dei limiti proposti, tranne nel caso sopracitato in cui le concentrazioni di *E. coli* consentirebbero le attività senza contatto con l'acqua, ma che non rispondono quindi alle reali necessità di protezione sanitaria della popolazione sottoposta ai rischi derivanti dalla pratica degli sport d'acqua viva.

ALTRI TIPI DI CONTATTO	Wyoming EPA				Media geometrica (contatto secondario)
	[] max ammissibile singolo campione (contatto frequente)	[] max ammissibile singolo campione (contatto moderato)	[] max ammissibile singolo campione (contatto lieve)	[] max ammissibile singolo campione (contatto infrequente)	
Stazioni	235 ufc/100 mL	298 ufc/100 mL	410 ufc/100 mL	576 ufc/100 mL	630 ufc/100 mL
DBL040 Pré-Saint-Didier	superamenti: 100% (val. max 57000)	superamenti: 100% (val. max 57000)	superamenti: 100% (val. max 57000)	superamenti: 100% (val. max 57000)	15056
DBL050 Morgex	superamenti: 100% (val. max 60000)	superamenti: 100% (val. max 60000)	superamenti: 100% (val. max 60000)	superamenti: 100% (val. max 60000)	12711
DBL060 Marais	superamenti: 100% (val. max 61000)	superamenti: 100% (val. max 61000)	superamenti: 100% (val. max 61000)	superamenti: 100% (val. max 61000)	9632
DBL070 Equilivaz	superamenti: 100% (val. max 33000)	superamenti: 100% (val. max 33000)	superamenti: 100% (val. max 33000)	superamenti: 100% (val. max 33000)	8019
DBL080 Leverogne	superamenti: 100% (val. max 24000)	superamenti: 100% (val. max 24000)	superamenti: 100% (val. max 24000)	superamenti: 100% (val. max 24000)	4923
DBL088 Chavonne	superamenti: 100% (val. max 8800)	superamenti: 100% (val. max 8800)	superamenti: 100% (val. max 8800)	superamenti: 100% (val. max 8800)	3898
DBL100 Plan Félinaz	superamenti: 96% (val. max 20000)	superamenti: 91% (val. max 20000)	superamenti: 91% (val. max 20000)	superamenti: 87% (val. max 20000)	1411
DBL130 Ponte Pontey	superamenti: 100% (val. max 12000)	superamenti: 100% (val. max 12000)	superamenti: 100% (val. max 12000)	superamenti: 100% (val. max 12000)	5997
DBL140 Pont des Chevres	superamenti: 100% (val. max 45000)	superamenti: 100% (val. max 45000)	superamenti: 100% (val. max 45000)	superamenti: 100% (val. max 45000)	12370
DBL150 Borgo Montjovet	superamenti: 100% (val. max 82000)	superamenti: 100% (val. max 82000)	superamenti: 100% (val. max 82000)	superamenti: 100% (val. max 82000)	12258

Tabella 5.26 - Confronto tra limiti proposti dal Wyoming EPA e i rilievi regionali

Utilizzando invece i limiti proposti dal Wyoming EPA sia per il contatto secondario sia per i diversi gradi di contatto primario, si riscontra una assoluta discordanza con i dati elaborati per i corpi idrici della Regione interessati dall'analisi (Tab. 5.26). Non rispondendo al limite designato per il contatto secondario è più che ovvio che anche per gli altri parametri, ancora più restrittivi, non ci sia conformità ai limiti. In ogni caso osservando la percentuale di superamenti del limite per ciascuna categoria, è da notare come la stazione DBL100 *Plan Félinaz* risulti sempre essere quantomeno il sito con una qualità microbiologica relativamente migliore (tra l'87% e il 96%, a fronte del 100% di tutte le altre stazioni di monitoraggio).

Infine, l'ultimo confronto è stato effettuato con i valori indicati dall'Ohio e dal Canada (Tab. 5.27). Il limite di 1.030 ufc/100 mL si rifà a quello imposto dal Texas EPA per la categoria "contatto secondario di tipo 2": con contatto secondario questo paese indica quelle acque raramente usate, perché aventi difficoltà di accesso e con portate non sufficienti a consentire una immersione accidentale totale.

ALTRI TIPI DI CONTATTO	Ohio EPA		Canada
	Media geometrica (contatto secondario)	STV-90° percentile (contatto secondario)	Media geometrica (contatto secondario)
Stazioni	1030 ufc/100 mL	1030 ufc/100 mL	1000 ufc/100 mL
DBL040 Pré-Saint-Didier	15056	superamenti: 100% (90° perc. 50000)	15056
DBL050 Morgex	12711	superamenti: 100% (90° perc. 50000)	12711
DBL060 Marais	9632	superamenti: 96% (90° perc. 41000)	9632
DBL070 Equilivaz	8019	superamenti: 100% (90° perc. 29600)	8019
DBL080 Leverogne	4923	superamenti: 96% (90° perc. 14000)	4923
DBL088 Chavonne	3898	superamenti: 96% (90° perc. 7980)	3898
DBL100 Plan Félinaz	1411	superamenti: 65% (90° perc. 4820)	1411
DBL130 Ponte Pontey	5997	superamenti: 100% (90° perc. 10710)	5997
DBL140 Pont des Chevres	12370	superamenti: 100% (90° perc. 27200)	12370
DBL150 Borgo Montjovet	12258	superamenti: 100% (90° perc. 33800)	12258

Tabella 5.27 - Confronto tra limiti proposti dall'Ohio EPA, dal Canada e i rilievi regionali

Il governo canadese, che indica con contatto secondario quelle attività ricreative nelle quali solo gli arti sono bagnati, propone un valore di media geometrica molto simile.

In ogni caso, nuovamente, nessun sito di monitoraggio in esame è conforme a questi limiti e solo la stazione DBL100 *Plan Félinaz* si avvicina maggiormente a quelle che sono le caratteristiche richieste.

Al termine di quest'analisi, si riscontra come ogni ente decisionale preso ad esempio interpreti il contatto primario e secondario non in maniera univoca, determinando in tal modo un'oggettiva difficoltà nel collocare le pratiche sportive svolte lungo i torrenti della Regione in una categoria piuttosto che in un'altra. Alcuni, più cautelativi, inseriscono le pratiche sportive svolte in acque agitate, dove la probabilità di ingerire acqua è molto elevata, tra quelle attività assimilabili alla balneazione. Tuttavia, come sottolineato dall'OMS (OMS, 2003), per fornire livelli di protezione della salute pubblica così elevati si adotterebbero standard talmente restrittivi da non poter essere implementati in molte parti del pianeta. E così pare essere anche per i tratti di corsi d'acqua interessati da queste pratiche nella nostra Regione.

Se si osservano i risultati nella loro interezza, comunque, tutte le stazioni indagate non sono conformi a nessun limite proposto, neanche quelli forniti per le attività con un reale contatto limitato con l'acqua, se non nullo, fornendo così un giudizio apparente di non idoneità generale per la pratica degli sport d'acqua viva in Valle d'Aosta, quantomeno dell'hydrospeed come proposto dalle linee guida dell'Azienda Sanitaria Locale della Bretagna.

Sono sicuramente necessari degli approfondimenti: coinvolgere la ASL locale e le società che propongono gli sport d'acqua viva in Regione, renderebbe possibile la verifica di una possibile correlazione tra la mancata conformità delle concentrazioni di *E. coli* ai limiti utilizzati in questa analisi e un effettivo rischio microbiologico, in termini di comparsa di gastroenteriti e delle altre patologie più comuni, a seguito di contatto con acque superficiali dolci non trattate, particolarmente inquinate dal punto di vista microbiologico.

Capitolo 6

Conclusioni

Questo lavoro di tesi si poneva due obiettivi.

Il primo obiettivo raggiunto è stato quello di dimostrare come *E. coli* sia un parametro fondamentale e quindi da non abbandonare nella valutazione della qualità dei corpi idrici superficiali, nonostante esso, con l'abrogazione del D. Lgs. 152/1999 e l'entrata in vigore del D. Lgs 152/2006 e s.m.i., non sia più previsto nell'elaborazione dell'indice che valuta i parametri chimico-fisici (LIMeco) a sostegno di quelli biologici (macrobenthos, diatomee, macrofite e ittiofauna).

I risultati ottenuti dimostrano come questo parametro microbiologico concorra in maniera importante nell'abbassamento dei valori di LIM, consentendo quindi una più precisa lettura della realtà, registrando in maniera più accurata gli impatti derivanti dagli scarichi fognari e rilevando alcune criticità stagionali che altrimenti il LIMeco non rileverebbe.

Pur restando su di un giudizio di qualità buono, i valori di LIM sono spesso di un livello inferiore rispetto al LIMeco: in generale, il 30% dei corpi idrici ricade in una classe inferiore qualora venga applicato loro l'indice LIM (Fig. 6.1):

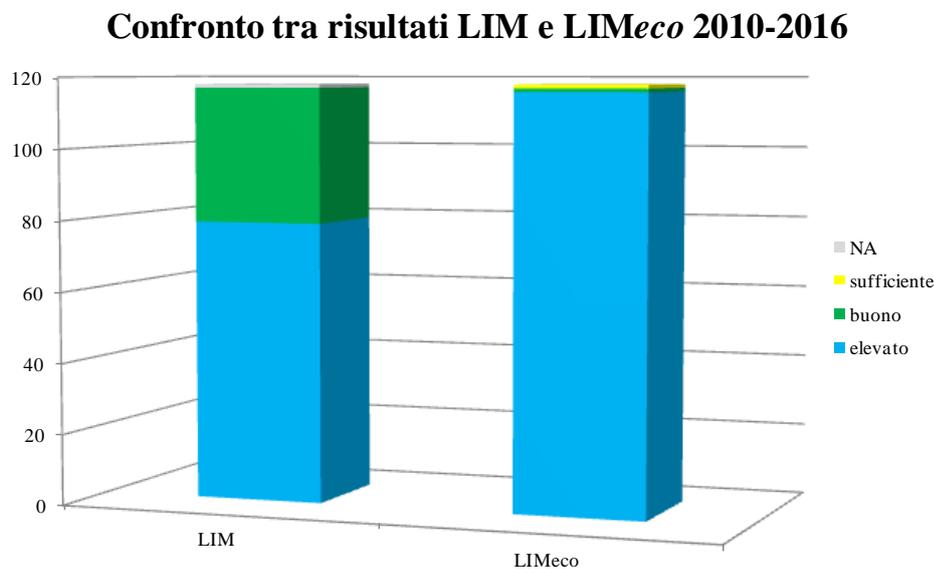


Figura 6.1 - Confronto tra risultati LIM e LIMeco 2010-2106

E' importante sottolineare come anche i risultati non spiegabili allo stato attuale delle conoscenze diventino importanti nell'ottica di ricerca di soluzioni e informazioni nuove riguardo alle cause che possono avere indotto questi aumenti delle concentrazioni di *E. coli*, che al momento parrebbero non giustificabili. Senza l'applicazione di questo parametro, queste criticità non sarebbero state rilevate.

L'informazione derivante dal monitoraggio di *E. coli* costituisce dunque un segnale di allarme che consente una migliore valutazione dei sistemi di depurazione utilizzati e del possibile impatto dovuto a derivazioni di acqua, eventualmente presenti, che, riducendo le portate in alveo, determinano una minore diluizione degli scarichi e una scarsa ossigenazione del corso d'acqua. In più, la ricerca di *E. coli* diventa importante nella valutazione dell'efficacia degli impianti depurativi, nel momento in cui si discuteranno le possibili modalità di eliminazione del batterio, mediante l'utilizzo di trattamenti supplementari come può essere la clorazione: il calcolo della concentrazione di questo microrganismo si affiancherà alla valutazione dell'eventuale ecocompatibilità con l'ecosistema acquatico in termini di tossicità nei confronti di vegetali e animali dei residui di cloro. In tal modo, combinando più informazioni derivanti da diversi bioindicatori si riuscirà a trovare le modalità operative che porteranno al massimo dei benefici con la riduzione al minimo degli impatti antropici.

Per quanto concerne gli impianti di depurazione da costruire e in fase di costruzione è bene fare alcune considerazioni sui dati raccolti nei diversi anni di monitoraggio: la causa più penalizzante nel raggiungimento di elevati punteggi dei LIM è da imputarsi, come già detto, ad una diffusa concentrazione residua di *E. coli* nel maggior parte di tutti i corsi d'acqua. Questo indicatore è strettamente legato alle immissioni di scarichi fognari, ancorché depurati. E' tuttavia evidente che le fosse Imhoff, diffusamente utilizzate nella depurazione primaria delle fognature a servizio dei piccoli centri, non hanno praticamente effetto nell'abbattimento della flora microbica presente in fogna. Gli impianti a fanghi attivi, pur non eliminando del tutto i batteri, li riducono comunque in misura assai maggiore. Pertanto la costruzione di ulteriori impianti che accorpino ed eliminino molte delle attuali fosse Imhoff era già incoraggiata da ARPA Valle d'Aosta vent'anni fa (ARPA VdA, 1999). Ad oggi, è in fase di approvazione il progetto di realizzazione di un nuovo impianto in Bassa Valle a servizio dei comuni di Bard, Hône, Pont-Saint-Martin e Perloz, ma cosa più importante è che è in fase di realizzazione il nuovo impianto in Alta Valle, nel comune di La Salle (realizzato al 70% e che dovrebbe entrare in funzione alla fine di quest'anno), che dunque fornirà di impianto di depurazione completo una porzione di territorio fino ad oggi totalmente sprovvista di questo tipo di trattamento. Nei prossimi

anni, continueranno i monitoraggi per registrare il tanto sperato miglioramento dello stato di qualità delle acque superficiali, anche dal punto di vista microbiologico.

Il secondo obiettivo che questo lavoro di tesi si è posto è approfondire quello che può essere considerato un vuoto normativo in materia di tutela della salute di coloro che praticano sport d'acqua viva in acque ricreative non trattate (acque superficiali).

Le analisi precedenti hanno dimostrato come la primavera sia la stagione con qualità microbiologica migliore, mentre al contrario l'estate risulta essere il periodo più critico. Dato che proprio nei mesi tardo primaverili-estivi (maggio-settembre) la maggior parte delle persone pratica rafting, kayak e altri sport, è sembrato interessante andare ad indagare quale fosse la situazione del parametro *E. coli* nelle zone della Regione interessate, poiché è un ottimo bioindicatore per l'analisi delle acque superficiali ad uso ricreazionale, e in particolar modo quello più adatto per indagini di questo tipo in acque dolci interne (gli enterococchi risultano essere migliori indicatori in acque di mare e di transizione).

L'analisi svolta ha visto l'elaborazione dei valori di *E. coli* per quelle stazioni interessate dalla pratica di queste attività ed in seguito il confronto dei valori ottenuti con quelli che sono i limiti proposti in diverse realtà (Direttiva 2006/7/CE; USEPA, 2012; Government of Canada, Third Edition; ARS Bretagne, 2016). Alla luce dei risultati acquisiti, è importante porre l'attenzione su un possibile rischio microbiologico sottostimato in quei luoghi della Regione in cui queste attività sportive si svolgono ormai da più di vent'anni. Come obiettivo futuro, c'è l'interesse nell'attivare una collaborazione con l'ASL locale, le società sportive e le attività commerciali che propongono la pratica di questi sport, per avere un quadro completo della situazione, aggiungendo al dato di laboratorio, le informazioni di tipo sanitario che al momento sono mancanti. Ricerca di eventuali segnalazioni di casi di gastroenteriti, somministrazione di interviste e questionari ai fruitori e sportivi, professionali e non, che frequentano i torrenti della Regione: questi sono alcuni degli approcci che potrebbero essere intrapresi. Nell'insieme, dunque, c'è il porsi come obiettivo finale il controllo della qualità microbiologica e conseguente gestione dei corpi idrici adibiti ad uso ricreazionale, cercando di capire quali nella realtà della Regione Valle d'Aosta possano essere i limiti microbiologici più corretti da applicare.

Anche in quest'ambito, l'entrata in funzione a fine di quest'anno dell'impianto di depurazione in Alta Valle, nel comune di La Salle, dovrebbe contribuire in grande misura al miglioramento della qualità microbiologica delle acque della zona, che sono proprio quelle in gran parte sfruttate per la pratica di rafting, hydrospeed, canoa e kaya

Bibliografia

- [1] Agencie Régionale de Santé, Bretagne (2016) - Guide de Recommandations Sanitaires pour les Activités Nautiques en Eau Douce;
- [2] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Qualità delle acque superficiali - Acque correnti:1997-1998 - Tip. La Vallée-Aosta-1999);
- [3] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Qualità delle acque superficiali - Anno 1999 (Industrie Grafiche Editoriali Musumeci-Quart-2000);
- [4] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Qualità delle acque superficiali - Anno 2000 (Industrie Grafiche Editoriali Musumeci-Quart-2001);
- [5] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Qualità delle acque superficiali - Anno 2003 (Industrie Grafiche Editoriali Musumeci-Quart-2004);
- [6] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - X Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2015;
- [7] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - IX Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2014;
- [8] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente – Regione Autonoma Valle d'Aosta – VIII Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2013;
- [9] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - VII Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2012;
- [10] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - VI Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2011;
- [11] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - V Relazione sullo Stato dell'Ambiente 2009;
- [12] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 43 del 23 dicembre 2015 - Piano di gestione del Bacino del Po 2016-2021, Revisione dei corpi idrici e della rete di monitoraggio;
- [13] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 22 del 25 giugno 2015 - Qualità delle acque superficiali - Rendiconto delle attività di monitoraggio relative all'anno 2014;

- [14] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 19 del 22 luglio 2014 - Qualità delle acque superficiali - Rendiconto delle attività di monitoraggio relative all'anno 2013;
- [15] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 20 del 9 luglio 2013 - Qualità delle acque superficiali - Rendiconto delle attività di monitoraggio relative all'anno 2012 e prime valutazioni relative alla revisione e razionalizzazione del Piano di monitoraggio e di controllo della qualità delle acque superficiali per la classificazione dello stato ecologico e chimico (I° triennio);
- [16] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 20 del 18 luglio 2012 - Qualità delle acque superficiali - Rendiconto delle attività di monitoraggio relative all'anno 2011;
- [17] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - Relazione tecnica n. 15 del 28 aprile 2011 - Qualità delle acque superficiali - Rendiconto delle attività di monitoraggio relative all'anno 2010;
- [18] Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente - Regione Autonoma Valle d'Aosta - PdP N° 004/MI_rev6 - *Escherichia coli*: metodo per conteggio su membrana (APAT CNR IRSA 7030 C Man 29 2003);
- [19] Andreis G., Ottaviani F. (2002) - Manuale della sicurezza microbiologica degli alimenti e delle acque - Fondamenti scientifici e normativi dell'autocontrollo;
- [20] APAT-IRSA-CNR - Manuali e Linee Guida 29/2003 - Metodi analitici delle acque - Volume 3;
- [21] Biolife Italiana s.r.l - Scheda tecnica N°401298 B I-3 04/2004 - C-EC Agar;
- [22] Bonadonna L., Briancesco R., Ottaviani M., Veschetti E. (2002) - Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts in sewage effluents and correlation with microbial, chemical and physical water variables - *Environmental Management and Assessment*, 75: 241–252.
- [23] Briancesco Rossella (2005) - Indicatori microbiologici e valutazione della qualità delle acque superficiali – *Ann Ist Super Sanità* 2005;41(3):353-358;
- [24] Chandran A. and Mohamed Hatha A.A. (2005) - Relative serviva of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in a tropical estuary - *Water Res.* 2005 Apr;39(7):1397-403;
- [25] De Angelis E. (2017) - "Acque d'Italia". Conferenza nazionale sulle acque - 22 marzo 2017;
- [26] D. Lgs 11/5/1999 n.152 - Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole;

- [27] Decreto legislativo 18 agosto 2000, n. 258 - Disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, in materia di tutela delle acque dall'inquinamento, a norma dell'articolo 1, comma 4, della legge 24 aprile 1998, n. 128;
- [28] D. Lgs. 3 aprile 2006, n. 152 - Norme in materia ambientale (Testo Unico Ambiente);
- [29] D. Lgs. 30 maggio 2008, n.116 - Attuazione della Direttiva 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e abrogazione della Direttiva 76/160/CEE;
- [30] D.M. 16 giugno 2008, n.131 - Criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici - Attuazione articolo 75, D. Lgs. 152/2006;
- [31] D.M. 14 aprile 2009, n. 56 - Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici - Articolo 75, D.Lgs. 152/2006;
- [32] D.M. 17 luglio 2009, n.203 - Individuazione delle informazioni territoriali e modalità per la raccolta, lo scambio e l'utilizzazione dei dati necessari alla predisposizione dei rapporti conoscitivi sullo stato di attuazione degli obblighi comunitari e nazionali in materia di acque;
- [33] D.M. 30 marzo 2010 - Definizione dei criteri per determinare il divieto di balneazione, nonché modalità e specifiche tecniche per l'attuazione del decreto legislativo 30 maggio 2008, n.116, di recepimento della Direttiva 2006/7/CE, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione;
- [34] Direttiva 76/160/CEE del Consiglio, dell'8 dicembre 1975, concernente la qualità delle acque di balneazione;
- [35] Direttiva 91/271/CE concernente il trattamento delle acque reflue urbane;
- [36] Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque;
- [37] Direttiva 2006/7/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 15 febbraio 2006, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE;
- [38] D.P.R. 8 giugno 1982, n. 470 - Attuazione della direttiva 76/160/CEE relativa alla qualità delle acque di balneazione;
- [39] Domenech-Sanchez A., Olea F., Berrocal C.I. (2008) - Infections related to recreational waters – *Enferm Infecc Microbiol Clin.* 2008 Nov; 26 Suppl 13:32-7;
- [40] Dorevitch S., Panthi S., Huang Y., Li H., Michalek A.M., Pratap O., Wroblewski M., Liu L., Scheff P.A., Li A. (2011) - Water ingestion during water recreation – *Water Research* 45 (2011) 2020-2028;
- [41] Dorevitch S., Pratap P., Wroblewski M., Hryhorczuk D.O., Li H., Liu L.C., Scheff P.A. (2012) - Health risks of limited-contact water recreation - *Environmental Health Perspectives* Volume 120 Number 2 192-197;

- [42] Dorevitch S., DeFlorio-Barker S., Jones R.M., Liu L. (2015) - Water quality as a predictor of gastrointestinal illness following incidental contact water recreation - *Water Research* 83 (2015) 94-103;
- [43] Dorner S.M., Anderson W.B., Gaulin T., Candon H.L., Slawson R.M., Payment P., Huck P.M. (2007) - Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed - *J Water Health* 2007 Jun;5(2):241-57;
- [44] Dufour A. (1984a) - Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters. EPA-600-1-84-004 - Cincinnati, OH:U.S. Environmental Protection Agency.
- [45] Dufour A. (1984b) - Bacterial indicators of recreational water quality - *Can J Public Health* 75:49-56.
- [46] Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., & Allen, M.J. (2000) - *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection: Symposium Series Society for Applied Microbiology, v. 29, p. 106S-116S
- [47] Fewtrell L., Kay D., Salmon R.L. et al. (1994) - The health-effects of low-contact water activities in fresh and estuarine waters - *Journal of the Institute of Water and Environmental Management* Volume:8 Issue:1 Pages:97-101;
- [48] Fewtrell, L., Jones, F., Kay, D., Wyer, M.D., Godfree A.F. and Salmon B.L. (1992) - Health effects of white-water canoeing - *The Lancet*, 339(8809), 1587-1589;
- [49] Fewtrell L., Kay D. Salmon R.L. et al. (1994) - The health effects of low-contact water activities in fresh and estuarine waters - *Journal of the Institution of Water and environmental Management* Volume:8 Issue:1 Pages:97-101;
- [50] Fewtrell L., Kay D. (2015) - Recreational water and infection: a review of recent findings - *Curr Envir Health Rpt* (2015) 2:85-94;
- [51] Fleisher J.M., Kay D., Wyer M.D., Godfree A.F. (1998) - Estimates of the severity of illnesses associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage - *International Journal of Epidemiology*, 27: 722-726;
- [52] Funari E. e Gramaccioni L. (2010) - La nuova Direttiva europea sulle acque di balneazione: aspetti innovativi per una migliore protezione della salute dei bagnanti - *Not Ist Super Sanità* 2010;23(7/8):11-15;
- [53] Gerbore Joël (2010) - Tesi di Laurea Magistrale: Waterlab, sviluppo di un sistema per la gestione dei dati ambientali relativi alle acque - Politecnico di Torino, III Facoltà di Ingegneria dell'Informazione, corso di Laurea in Ingegneria Informatica;
- [54] Ghetti P.F. - Manuale di applicazione-Indice Biotico Esteso - I macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani - APPA - Provincia Autonoma di Trento - 1997;
- [55] Government of Canada - Guidelines for Canadian Recreational Water Quality - Third Edition;

- [56] Hlavsa M.C., Roberts V.A., Kahler A.M., Hilborn E.D., Mecher T.R., Beach M.J., Wade T.J., Yoder J.S. (2015) - Outbreaks of illness associated with recreational water - United States, 2011-2012 – Morbidity and Mortality Weekly Report - June 26,2015 - Vol.64 - N 24 668-672;
- [57] Hörman A., Rimhannen-Finne R., Maunula L., von Bonsdorff C.H., Torvela N., Heikinheimo A., Hanninen M.L. (2004) - *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., noroviruses and indicator organisms in surfacewater in South western Finland, 2000-2001 - Appl Environ Microbiol 70:87-95;
- [58] Ishii S., Ksoll W.B., Hicks R.E., Sadowsky M.J. (2006) - Presence and growth of naturalized *Escherichia coli* in temperate soils from Lake Superior watersheds - Appl Environ Microbiol vol.72 no.1 612-621;
- [59] ISO 14461-2:2005 - Milk and milk products - Quality control in microbiological laboratories - Part 2: Determination of the reliability of colony counts of parallel plates and subsequent dilution steps;
- [60] ISO 7218:2007 - Microbiology of food and animal feeding stuffs - General rules for microbiological examinations;
- [61] ISO 8199:2005 - Water quality - General guidance on the enumeration of micro-organisms by culture;
- [62] Istat (2012) - Rilevazione dati meteorologici ed idrologici - media annuale del trentennio 1971-2000;
- [63] Istat (2014) - Censimento delle acque per uso civile, relativa all'anno 2012.
- [64] Kon T., Weir S.C., Howell E.T., Lee H, Trevors J.T. (2007) - Genetic Relatedness of *Escherichia coli* Isolates in Interstitial Water from a Lake Huron (Canada) Beach - Appl. Environ. Microbiol. March 15, 2007; 73:6 1961-1967;
- [65] Leclerc H., Mossel D.A.A., Edberg S.C. and Struijk C.B. (2001) - Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety - Annu. Rev. Microbiol. 55, 201-234;
- [66] Lee J.V, Dawson S.R., Ward S., Surman S.B., Neal K.R. (1997) - Bacteriophages are a better indicator of illness rates than bacteria amongst users of a white water course fed by a lowland river - Water Sci Technol 35(11-12):165-170;
- [67] Legge 10 maggio 1976, n. 319 – Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento – cd. “Legge Merli”;
- [68] Legge 18 maggio 1989, n.183 - Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo;
- [69] Legge 5 gennaio 1994, n. 36 - Disposizioni in materia di risorse idriche;
- [70] Madigan M.T., Martinko J.M., Parker J. (2007) - Brock - Biologia dei microrganismi - Volume 2 Microbiologia ambientale, biomedicale e industriale - Casa Editrice Ambrosiana;

- [71] Missouri Secretary of State - Code of State Regulations - Rules of Department of Natural Resources – Division 20 - Clean Water Commission - Chapter 7 - Water Quality;
- [72] Morelli M. (2014) - Monitoraggio delle acque e modalità dell'individuazione del protocollo analitico: alcune considerazioni - Arpa Emilia Romagna;
- [73] Murray R., Wilson S., Dalemarre L., Chansé V., Phoenix J., Baranoff L. (2015) - Should we put our feet in water? Use of a survey to assess recreational exposures to contaminants in the Anacostia River - Environmental Health Insights 2015 9 (S2) 19-27;
- [74] Ohio Environmental Protection Agency (2016) - Implementation of *Escherichia coli* (*E. coli*) Water Quality Standards in Wastewater Discharge Permits;
- [75] Ohio Environmental Protection Agency (2017) - Water quality criteria for recreation use designations and aesthetic conditions;
- [76] Olapade O.A., Depas M.M., Jensen E.T., McLellan S.L. (2006) - Microbial communities on Cladophora mats along the coastlines of Lake Michigan - Applied and Environmental Microbiology. 72:1932–1938;
- [77] Pavone A., Paolucci R. (2001) - Conoscenze e applicazioni di microbiologia speciale - Zanichelli
- [78] Prüss A. (1998) - A review of epidemiological studies from exposure to recreational water - International Journal of Epidemiology, 27: 1–9.
- [79] Rapporti ISTISAN 09/3 - L'acqua come veicolo di malattie: elaborazione e valutazione di dati registrati e notificati nell'area di Roma;
- [80] Regione Autonoma Valle d'Aosta - Piano di Tutela delle Acque (2006);
- [81] Rondanelli E.G., Fabbi M., Marone P. (2005) - Trattato sulle Infezioni e Tossinfezioni alimentari - Selecta Medica;
- [82] Soller J.A., Schoen M.E., Bartrand T., Ravenscroft J., Ashbolt N.J. (2010) - Estimated human health risks from exposure to recreational waters imparted by human and non-human sources of faecal contamination - Water Research 44 (2010) 4674-4691;
- [83] Texas Environmental Protection Agency (2011) - Discussion of Status of Bacterial Water Quality Standards, Impairments and TMDLs/WPPs - Lone Star Healthy Streams Steering Committee Meeting;
- [84] Texas Commission on Environmental Quality (2014) - Chapter 307 - Texas Surface Water Quality Standards;
- [85] USEPA (2012) - Recreational water quality criteria - Office of Water 820-F-12-058;
- [86] Viviani G. (2015) - La normativa italiana in materia di acque - Formative Seminars for UniPa students;

- [87] Wade T.J., Pai N., Eisenberg J.N.S., Colford J.M. (2003) - Do U.S. Environmental Protection Agency water quality for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis - *Environmental Health Perspectives* - Volume:111 Number:8 1102-1109;
- [88] Whitman R.L., Shively D.A., Pawlik H., Nevers M.B., Byappanahalli M.N. (2003) - Occurrence of *Escherichia coli* and enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in nearshore water and beach sand of Lake Michigan - *Appl Environ Microbiol* 2003 Aug;69(8):47 14-9;
- [89] WHO, 2001 - *Water Quality: Guidelines, Standard and Health - Indicators of microbial water quality*;
- [90] WHO, 2003 - *Guidelines for safe recreational water environments - Volume 1 - Coastal and Fresh Waters* (2003) ISBN 92 4 154580 1;
- [91] WHO, 2005 - *Water Recreation and Disease - Plausibility of Associated Infections: Acute Effects, Sequelae and Mortality*, ISBN 1843390663;
- [92] WHO, 2009 - *Addendum to the WHO Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1, Coastal and Fresh Waters List of agreed updates*;
- [93] Whitman R.L. and Nevers M.B. (2003) - *Foreshore Sand as a Source of Escherichia coli in Nearshore Water of a Lake Michigan Beach - Applied and Environmental Microbiology*, Sept. 2003, p. 5555-5562;
- [94] Winfield M.D. and Groisman E.A. (2003) - *Role of nonhost environments in the lifestyles of Salmonella and Escherichia coli - Appl Environ Microbiol* 2003 Jul;69(7):3687-94;
- [95] Yanko W.A., De Leon R., Rochelle P.A., Chen W. (2004) - *Development of practical methods to assess the presence of bacterial pathogens in water - Water Environment Research Foundation*;
- [96] Yates M.V., Gerba C.P. (1998) - *Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse - In: Asano T, ed. Wastewater reclamation and reuse, Vol. 10. Lancaster, PA, Technomic Publishing Co. Inc., pp. 437-488 (Water Quality Management Library*;
- [97] pta.invalle.net;
- [98] www.acqua.gov.it;
- [99] www.arpa.vda.it;
- [100] www.dirittoambiente.net;
- [101] www.eniscuola.net/argomento/inquinamento-dellacqua/la-tutela-della-risorsa-acqua/normativa-italiana-sulle-acque/;
- [102] www.epa.gov;
- [103] www.graphpad.com/quickcalcs/ttest;
- [104] www.theswimguide.com;